

Blekeprosjektet 2014-2017



Uni Research Miljø Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) Pb 7810, NO-5020 Bergen		E-post: lfi@uni.no
TITTEL: Blekeprosjektet 2014-2017	LFI Statusrapport	
	DATO: 06.05.2018	
FORFATTERE/MEDARBEIDERE: <u>LFI</u> : Bjørn T. Barlaup (redaktør), Helge Skoglund, Ulrich Pulg, Godtfred Anker Halvorsen, Gaute Velle, Trond Einar Isaksen, Sebastian Stranzl, Christoph Postler, Knut W. Vollset, Ina Birkeland, Sven Erik Gabrielsen, Turid Helle, Arne Johannessen, Gunnar B. Lehmann, Espen Olsen Espedal, Eirik S. Normann, Bjørnar Skår & Tore Wiers <u>NIVA</u> : Erik Höglund, Rolf Høgberget, Anders Hobæk, Liv Bente Skancke, Einar Kleiven & Øyvind Kaste <u>Syrteit Fiskeanlegg</u> : Nils B. Kile og Bernt Olaf Martinsen <u>Bygland kommune</u> : Arne Vethe	GEOGRAFISK OMRÅDE: Aust-Agder	
OPPDRAGSGIVER: Otteraaens Brugseierforening	SIDETALL: 132	
UTDRAG: Siden bestandssammenbruddet på siste halvdel av 1960-tallet har blekebestanden vært avhengig av kultiveringstiltak i form av fiskeutsettinger. Blekeprosjektet, som startet opp i 1999, iverksetter tiltak for å styrke den naturlige rekrutteringen av bleke. Pågående prosjekt har tittelen «Tiltak for en selvreproduserende bestand som ikke lenger er avhengig av fiskeutsettinger innen år 2020». Foreliggende rapport beskriver aktivitetene og data opparbeidet i prosjektet til og med 2017. Undersøkelsene fram til 2017 viser at det hvert år påvises gyting av bleke på det viktige gyteområdet ved Vassenden og at tiltak for å bedre gyteforholdene har fungert etter hensikten. I tillegg er det påvist naturlig gyting av bleke lenger nord i fjorden ved Bygland (Veslestraumen, Storestraumen og Fugløyna). I 2005 ble det innført et miljøbasert vannstandsregime for å unngå tørrlegging av blekas gyteområder i Byglandsfjorden. Tiltaket har vært vellykket og har bidratt til god eggoverlevelse (> 85 %) i registrerte gytegroper i etterfølgende år. Undersøkelsene fram til 2017 viser også at det lar seg gjøre å tilpasse tiltaket med hensyn på høstflommer og hensyn til kraftproduksjonen. Med bakgrunn i en positiv bestandsutvikling for bleka er utsettingene av blekeyngel blitt erstattet med rognplanting fra og med 2013. Ved hjelp av rognplanting er det nå bl.a. etablert åtte årsklasser (2010-2017) med bleke på den 7,5 km lange elvestrekningen med minstevannføring ved Hekni. Det er også laget et eget «blekeløp» som skal bidra til å lette blekas vandring fra hovedløpet og videre opp på strekningen med minstevannføring. Næringsfiske etter bleke opphørte fra ca 2010 og kan sees på som et tiltak som styrker gytebestanden. Samlet viser resultatene per 2017 at det er realistisk å nå målsettingen om at blekebestanden igjen skal bli selvreproduserende etter over 30 års avhengighet av fiskeutsettinger. Hvordan vannkjemien i dag påvirker blekebestanden i vassdraget er usikkert siden det ikke er definerte noen klar tålegrenser for bleke. At det forekommer selvreprodusert bleke, bleke som stammer fra rognplanting og bunndyr som er ømfintlige for forsurening, tyder på at bleka kan reetableres i Byglandsfjorden med den vannkjemien som er i vassdraget i dag. På den annen side registreres fremdeles sure episoder med klart negative effekter for reetablering av bleke i Dåsåna og på strekningen i Otra nedstrøms Brokke. Det er derfor iverksatt kontinuerlig kalking med doseringsanlegg i Dåsåna fra 2018 og det er planlagt kalking av utløpet fra Brokke kraftverk i Valle.		

Forord

Fra slutten av 1960-tallet hadde bleka i Byglandsfjorden en svært uheldig bestandsutvikling og den spesielle laksebestanden var på randen av utryddelse. Et stort arbeid for å redde bleka sikret en stamfiskbestand og etterfølgende utsetninger av settefisk fra 1979. Et av målene i den foreliggende rapporten har vært å sammenstille informasjon om bestandsutviklingen og den nåværende forekomsten og utbredelsen av bleka. Den overordnede målsettingen har vært å frambringe kunnskap om hvilke tiltak som på sikt er best egnet til å sikre en naturlig reproduserende blekebestand som ikke lenger er avhengig av utsetninger. Det nåværende Blekeprosjektet har pågått siden 1999 og er tidligere rapportert gjennom Miljødirektoratet i DN utredning 2005-3 og 2009-5, og i en status rapport fra Uni Research Miljø i 2015.

Foreliggende rapport dekker blekeprosjektet for perioden 2014-2017 hvor undersøkelsene i all hovedsak har vært finansiert av Otteraaens Brugseierforening. I tillegg har prosjektet i denne perioden fått støtte fra Fylkesmannen i Aust- og Vest Agder v/miljøvernavdelingen og fra Bygland kommune. Et eget gassmetningsprosjekt med relevans for bleka er i tillegg finansiert av Otra kraft. Blekeprosjektet har vært organisert som et samarbeid mellom LFI ved Uni Research Miljø, NIVA, Fiskebiologen i Bygland og Syrtveit Fiskeanlegg.

Flere av undersøkelsene som er utført i Byglandsfjorden og Otravassdraget i regi av prosjektet hadde ikke vært mulig uten et omfattende dugnadsarbeid fra lokale krefter. Prosjektet har gjennom årene hatt stor nytte av innsatsen til Otra Fiskelag som gjorde det mulig å registrere forekomst av bleke og aure i det tidligere næringsfiske. Gjennom hele prosjektperioden har vi hatt et godt og svært nyttig samarbeid med en rekke personer og vi vil spesielt takke; Jon Løyland for hans bidrag med metodeutvikling og praktisk bruk av storrusene for registrering av bleke og for hans bidrag som kjentmann og båtfører, Olav Guldsmedmoen som har opprettholdt en langtidsserie basert på registreringer av fisk samlet inn i storruse ved Senum og Hasso Hannås som har bidratt med tilsvarende fangstdata fra Moisund og Dåsånassdraget. Videre vil vi takke Frode Kroglund og Birgit Solberg hos Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder for gode faglige diskusjoner, og miljørådgiver Aleksander L. Andersen ved Agder Energi Vannkraft for god oppfølging og gjennomføring.

Vi vil takke alle for et godt samarbeid!

Bergen, mai 2018



Bjørn T. Barlaup
Forskningsleder
LFI Uni Research Miljø

Sammendrag

Målsettingen om en selvreproduserende blekebestand

Bleka i Byglandsfjorden er en relikvt laks som gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann. Dette gjør den til en av Norges mest spesielle fiskebestander med høy vernestatus. Bleka ble nesten utryddet av de samlede effektene av forsurening og vassdragsreguleringer på slutten av 1960-tallet, og den har siden vært avhengig av kultiveringstiltak. Målet for prosjektet er å reetablere en selvreproduserende blekebestand som ikke lenger er avhengig av utsettinger innen 2020. Prosjektet dekker samtidig inn pålegg gitt fra forvaltningen angående bleka og er finansiert av Otteraaens Brugseierforening. I tillegg har Fylkesmannen i Aust-og Vest-Agder og Bygland kommune bidratt med midler til ulike delprosjekt og Otra kraft har bidratt med midler til et eget gassmetningsprosjekt. Blekeprosjektet er basert på et samarbeid mellom LFI ved Uni Research Miljø, NIVA, Syrtveit Fiskeanlegg og Fiskebiologen i Bygland. Denne rapporten beskriver aktiviteten i prosjektet fram til 2017.

Prosjektet fokuserer på følgende konkrete tiltak for å fremme målet om en selvreproduserende og livskraftig blekebestand:

- Miljøbasert vannstand i Byglandsfjorden for å sikre at eksisterende gyteplasser ikke blir tørrlagt
- Restaurering av gyte- og oppvekstområder som er forringet av vassdragsreguleringen
- Planting av blekerogn fra stamfisk ved Syrtveit Fiskeanlegg som virkemiddel for å få i gang naturlig rekruttering
- Øke gytebestanden ved utfasing av næringsfiske etter bleke
- Reetablering av bleka på de gamle gyteområdene i Otra oppstrøms Byglandsfjorden
- Reetablering av bleka i Dåsånassdraget ved hjelp av kalking (kontinuerlig kalking iverksatt fra januar 2018)
- Eksperimentelle forsøk for å bestemme blekas tålegrenser for surt, aluminiumsrikt vann
- Overvåking av vannkjemiske forhold, bunndyr og dyreplankton med spesiell fokus på effekter av forsurening og eventuelle tiltaksbehov i blekas utbredelsesområde.
- Anbefaling av kalking av utløpet fra Brokke kraftverk i Valle kommune (vedtatt i 2017, planlagt iverksatt i 2018/19)
- Undersøke gassovermetningen fra Brokke kraftverk med effekter og tiltak i forhold til bleke

Summen av disse tiltakene gjør det realistisk å nå målsettingen om at blekebestanden igjen skal bli selvreproduserende etter over 30 års avhengighet av fiskeutsettinger. Men de mange ulike tiltakene gjenspeiler også mange ulike negative påvirkninger. Det er derfor avgjørende med en fortsatt helhetlig tiltaksplan hvor biologiske, fysiske og vannkjemiske tiltak sees i sammenheng og koordineres.



Bleka kjennetegnes ved at den har en langstrakt kroppsform, store brystfinner, og at den på gjellelokket har en karakteristisk svart eller mørk rød pigmentflekk. Den lever de to til tre første årene på rennende vann eller i strandsonen før den vandrer ut i Byglandsfjorden for å beite på dyreplankton. Foto: Uni Research Miljø.

Tillaging av nye gyteområder ved Vassenden sør i Byglandsfjorden

Undersøkelser av gytegroper i Byglandsfjorden har vist at det siden begynnelsen av 2000-tallet har forekommet naturlig gyting av bleke ved Vassenden sør i Byglandsfjorden. At bleka igjen gyter ved Vassenden vurderes som spesielt viktig, siden dette var et kjent gyteområde før bestandssammenbruddet på slutten av 1960-tallet. De gamle gyte- og oppvekstforholdene ved Vassenden ble forringet som følge av kanalisering og oppmudring på 1950- og 1960-tallet. For å bedre gyteforholdene ved Vassenden ble det i 2005 og 2010 laget en rekke nye gyteplasser for bleka ved å tilføre totalt over 20 tonn egnet gytegrus fordelt på ulike områder. I 2013 og 2015 ble det så gjennomført en restaurering av gyte- og oppvekstområde nedstrøms Vassenden på vestsiden av Sagøya. Her ble grus og stein lagt opp i voller i forbindelse med oppmudring av fjorden på 1950-tallet. Vinteren 2013 og 2015 ble deler av denne grus- og steinmassen lagt ut igjen under kote 199,9 ved bruk av gravemaskin, for å gjenskape gyte- og oppveksthabitat for bleke. Undersøkelser viser at bleka med få unntak hvert år har gytt i den utlagte gytegrusen. Samtlige nye gyteplasser ligger under kote 200,0 noe som sikrer at gyteplassene blir vanddekt ved nedregulering av fjorden vinterstid. Resultatene viser også at det kan forventes ytterligere forbedringer ved en videreføring av denne type tiltak ved Vassenden.



Kanalisering og oppmudring av områder i søndre delen av Byglandsfjorden som ble foretatt på 1950- og 1960-tallet. Restaurering av disse områdene ved å tilbakeføre grus og stein har vært vellykket. Slike tiltak har et stort potensial med tanke på å reetablere strekningen som et viktig gyte- og oppvekstområde for bleka i Byglandsfjorden. For å hindre stranding av gyteområder ved lav vannstand i fjorden er alle nye gyteområder lagt på dyp under kote 200,0. Foto Uni Research Miljø.

Miljøbasert manøvrering av vannstand

Etter at det på begynnelsen av 2000-tallet ble påvist omfattende stranding av blekas gyteområder, innførte Otteraaens Brugseierforening i 2005 et miljøstyrt vannstandsregime for å ivareta gyteplassene. Dette går ut på å holde en lav vannstand i gytetida for bleka i desember (ca kote 200,5), og deretter å holde vannstanden den påfølgende vinteren på et nivå som sikrer at gytegroperne ikke blir tørrlagt. Resultatene viser at tiltaket har fungert etter hensikten. Etter at tiltaket ble innført i 2005 har omfanget av stranding blitt kraftig redusert, og eggoverlevelsen har følgelig generelt vært høy (>90 %). Dette skyldes at en gjennom tiltaket har unngått lave vannstander om vinteren, og at bleka i stor grad har benyttet gyteplassene som ble laget ved å legge ut gytegrus under kote 200. Imidlertid har det de senere år vært vanskelig å holde Byglandsfjorden på kote 200,5 i gytetida i desember på grunn av mye nedbør og unormalt høy avrenning om høsten. På denne bakgrunn ble det med tillatelse fra NVE i 2012 igangsatt forsøk med et nytt og mer realiserbart vannstandsregime, som består i å holde vannstanden i gytetida på kote 201,5. Dette prøveregimet har pågått fram til 2017, og viser at en slik omlegging ivaretar hensynet til naturlig rekruttering. Undersøkelsene viser at selv ved uvanlig høy

vannstand i gytetiden hadde gytingen i all hovedsak funnet sted på de tillagede gyteområdene mellom kote 198-200 eller på dypere gyteområder, dvs. på områder som er sikret mot stranding selv om fjorden tappes ned mot kote 200,0 vinterstid.

Kultiveringstiltak – overgang fra fiskeutsettinger til rognplanting

I perioden 1997-2012 er det årlig satt ut ca. 100 000 ensomrige settefisk. Fra 1999 er det i tillegg plantet ut øyerogn, og i årene 2014-2017 ble det totalt plantet ut i overkant av 400 000 blekerogn årlig, hvorav 100 000 i Dåsåna i forbindelse med den planlagte kalkingen. Rogna er fra 2010 i hovedsak plantet ut på ulike strekninger i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. Rognplantingen er et virkemiddel for å få i gang den naturlige rekrutteringen utfra tanken om at bleka som stammer fra rognplanting får en nær naturlig oppvekst, og at fisken søker tilbake til området hvor den er klekket når den skal gyte. Det er gjennomgående funnet en normal og høy eggoverlevelse (> 80 %) ved opptak og kontroll av rognbokser på undersøkte lokaliteter. På denne bakgrunn er fiskeutsettingen av bleke med få unntak erstattet med planting av blekerogn fra og med 2013. Ved hjelp av rognplanting er det nå bl.a. etablert åtte årsklasser (2010-2017) med bleke på den 7,5 km lange elvestrekningen med minstevannføring i Otra ved Hekni. Disse resultatene vurderes som positive i forhold til målet om å reetablere bleka på den viktige elvestrekningen oppstrøms Byglandsfjorden. På den annen side er de registrerte tetthetene av ungfisk lave og det kan tyde på ugunstige miljøforhold knyttet til påvirkning fra forsurening og/eller gassovermetning på strekningen. I 2016 ble det foreslått kalking av utløpet fra Brokke kraftverk for å fjerne forekomsten av sure episoder. Når denne kalkingen blir realisert vil det bedre de vannkjemiske forholdene og dermed bidra til å reetablere bleka på strekningen oppstrøms Byglandsfjorden. Det er imidlertid behov for flere år med data for å følge utviklingen, bl.a. om bleka gjenopptar vandringen mellom gyteplassene i Otra og Byglandsfjorden. For å bedre forutsetningene for en slik vandring ble det i 2012 ferdigstilt et eget «blekeløp» som skal gjøre det lettere for bleka å vandre opp fra hovedløpet til restfeltet, som over tid kan reetableres som et viktig gyte- og oppvekstområde for bleka. Høsten 2016 ble det lagt ut grus på utvalgte strekninger i restfeltet for å bedre gytemulighetene for bleka, og i 2017 ble det laget en fiskepassasje for å sikre vandring forbi en betongterskel.



Utplanting av rogn i kasser som settes på potensielle gyteområder er et tiltak for å få i gang den naturlige rekrutteringen. Tanken er at bleke som stammer fra slik utlagt rogn får en naturlig start på livet og at den vil søke tilbake til området hvor den er klekket når den skal gyte. Bilde til høyre er på et område med utlagt grus og viser hvordan gytefisken har bearbeidet grusen og fjernet alger og moser når den graver gytegroper. Foto Uni Research Miljø.

Forekomst av bleke

Forekomsten av bleke er registrert i næringsfiske og prøvofiske og har vist at andelen bleke i forhold til aure i fangstene viser stor variasjon mellom de ulike delene av utbredelsesområdet. Det høyeste innslaget av bleke de siste årene har blitt registrert i Byglandsfjorden på stasjonene ved Ramneberget ved Bygland (50 %), ved Grendi (66 %) og i Åraksfjorden ved Fugløyni (56 %). Ved Senum har innslaget av bleke variert fra 20-24 % de siste tre årene (2015-2017). På strekningene nedstrøms utløpet av

Byglandsfjorden (Moseid), nedstrøms Fennefoss og i Kilefjorden har innslaget av bleke i hovedsak vært <10 %. Ved Breiflå var innslaget av bleke ca. 15-25 % i årene 2000 til 2005, og har deretter vist en nedgang til under 10 % de senere årene. Det har ikke vært fisket på denne stasjonen i 2013 og 2014, mens i 2015-2017 utgjorde andelen bleke fra 1,7-3,6 %.

Innslaget av fettfinneklipt bleke (satt ut som ensomrig yngel fra Syrtveit fiskeanlegg) og umerket bleke har vært registret på et utvalg av lokalitetene. De umerkede blekene som er fanget inn i Byglandsfjorden stammer fra naturlig rekruttering eller fra utplanting av øyerogn. Ved Vassenden sør i Byglandsfjorden økte innslaget av umerket bleke fra ca. 5 % til 39 % fra 2002 til 2012, og varierte fra ca. 27-31 % i årene 2013-2015 før andelen umerket bleke økte til 63 % og 79 % i hhv. 2016 og 2017. Denne økningen er et naturlig resultat av at utsettingene av merket settefisk opphørte fra og med 2013 og at denne nå fases ut av bestanden. Ved rusefisket ved Grendi økte på samme måte innslaget av umerket bleke fra 57 % i 2016 til 80 % i 2017, og ved Bygland (Ramneberget) fra 20 til 45 %. På strekningen nedstrøms Fennefoss har innslaget av umerket bleke vært lavt (< 5 %), noe som tyder på lav naturlig rekruttering på denne strekningen.

Kalking og reetablering av bleke i Dåsåna

I Miljødirektoratets nasjonale plan for kalkingsvirksomheten er kalking av Dåsåna, som tiltak for å reetablere bleka, gitt første prioritet. På denne bakgrunn ble Dåsvatnet innsjøkalket i 2013, og kontinuerlige doseringsanlegg ble satt i drift fra januar 2018. Blekeprosjektet har bidratt med en bonitering av Dåsåna med kartlegging av gyte- og oppveksthabitat. I 2014 ble det inngått en avtale mellom Syrtveit Fiskeanlegg og miljøforvaltningen om årlig levering av ca. 100 000 blekerogn. Denne rogn ble plantet ut hvert år i Dåsånassdraget i perioden 2014-2017 med årlig oppfølging basert på elektrisk fiske. Fangstene fra dette el-fiske i 2013 bestod kun av aure og gjenspeiler situasjonen før rognplantingen startet i 2014. Under el-fisket i 2014-2017 er det registrert ensomrig og/eller eldre bleke på flere strekninger i Dåsånassdraget. Ved rusefiske i Dåsvatnet i 2016 og 2017 ble det registret hhv. 143 og 259 bleker som med stor sannsynlighet stammet fra rognplantingen i foregående år. Det forventes en økt forekomst av bleke nå som den kontinuerlige kalkingen er igangsatt og det vannkjemiske miljøet ikke lenger er preget av forsuring.

Vannkjemiske forhold og situasjonen for bunndyr og dyreplankton

Vannkjemiens innvirkning på bleke avhenger av blekas toleranse for surt vann. Det er ikke etablert vannkvalitetskrav for bleke, men det antas at det ligger et sted mellom kravene som er satt for ørret og laks. Så lenge vannkvalitetskravet til bleke ikke er definert gjennom konkrete eksponeringsforsøk, velger vi å benytte vannkvalitetskravet til laks som utgangspunkt. I klassifiseringsveilederen (www.vannportalen.no) er det ikke angitt pH-kriterier for laks, men for labilt aluminium og ANC.

I årsrapporten for blekeprosjektet 2013 er det foreslått følgende grenseverdier mellom god og moderat tilstand for bleke i Otra: pH 6,2, ANC 25 $\mu\text{ekv/l}$ og LAl 10 $\mu\text{g/l}$. Hvis den målte vannkvaliteten i hovedelva er dårligere enn disse grenseverdiene, kan det være en indikasjon på at det bør gjennomføres tiltak. Resultatene fra 2016 og tidligere i overvåkingsperioden dokumenterer at vannkvaliteten i hovedelva tidvis er dårligere enn anbefalingene gitt over. Så selv om dagens vannkjem i Otra er betydelig bedre enn på 1980- og 1990-tallet, viser det vannkjemiske overvåkingsprogrammet at mange av sidebekkene fortsatt er svært sure og at hovedelva tidvis kan ha forsuringsepisoder som potensielt kan være skadelige for blekebestanden. Det antas at forsuringsepisodene har sammenheng med manøvrering av vann fra ulike deler av det regulerte nedslagsfeltet til Brokke kraftverk. Ved utløpet av Byglandsfjorden lå pH < 6,0 hele høsten i 2014 og stikkprøvene fra 2015 -2017 viser at pH ofte ligger under 6,2.

Resultatene fra vår- og høstrunden i sidebekkene viser at pH her er gjennomgående lavere enn i hovedelva og at konsentrasjonene av giftig aluminium er mye høyere. I hele overvåkingsperioden fra 2010 har det vært spesielt fokus på det sure sidevassdraget Dåsåna. Målingene bekrefter at de

iverksatte kalkingstiltakene i Dåsåna, med kontinuerlig kalking fra januar 2018, er nødvendige for å beskytte bleke og andre vannlevende organismer. Sidebekkene kan med sin sure vannkvalitet være en betydelig kilde til transport av giftig aluminium ut i hovedelva. I blandsonene mellom hovedelv og sidevassdrag vil aluminium kunne foreligge på en ustabil og særs giftig tilstandsform, til tross for at pH i hovedelva er god.

Målingene av vannkvaliteten nedstrøms Brokke viser relativt hyppig forekomst av sure episoder som vil kunne påvirke bleka negativt. Det er derfor anbefalt og vedtatt kalking av utløpsvannet fra Brokke kraftverk. For å nærmere bestemme blekas tålegrenser for surt, aluminiumsrikt vann er det gjennomført eksponeringsforsøk ved Syrtveit Fiskeanlegg. Disse forsøkene vil bidra til å avklare hvordan bleka påvirkes av de vannkjemiske forholdene. Gassovermetning i Otra nedstrøms Brokke kan være en mulig tilleggsbelastning, som kan gjøre fisken mindre robust i forhold til sure episoder i elva.

Ovenfor Brokke viser bunndyrprøvene ingen forsuringproblemer i 2017. Dette er samme tilstand som har vært registrert i alle år fra 2010. Bunndyrprøvene indikerer imidlertid store forsuringproblemer på de to lokalitetene nedstrøms Brokke kraftverk, og på den øverste lokaliteten i restfeltet nedstrøms Tjurrmodammen ble det registrert sterk forsuringsskade om høsten. Disse problemene skyldes imidlertid høyst sannsynlig gassovermetning og ikke forsuringproblemer. I restfeltet nedstrøms Tjurrmodammen ble det generelt ikke registrert forsuringsskade på bunndyrfaunaen, men i Herpelandsåna, som renner inn i restfeltet i Otra, var det sterk til moderat forsuringsskade på bunndyrfaunaen. Nedstrøms Hekni kraftverk, etter samløpet med restfeltet, ble det registrert moderat forsuringsskade i 2017. Nedstrøms Byglandsfjord viser de to bunndyrprøvene moderate forsuringproblemer på lokalitetene nedenfor Fennefoss og på utløpet av Kilefjorden. Begge disse lokalitetene har imidlertid sakterennende vann, og de antatte skadene kan derfor også skyldes habitatet på lokalitetene. Bunndyrprøvene fra Dåsånassdraget viser moderate forsuringsskader på alle lokalitetene i 2017. Dyreplanktonet i Åraksfjorden og Byglandsfjorden indikerer moderat forsuringsskade i innsjøene.

Innhold

Forord.....	3
Sammendrag	4
Innhold	9
1. Bakgrunn og hensikt.....	10
2. Vannkjemiske forhold	11
2.1 Generelt.....	11
2.2 Prøvetakingsprogram	11
2.3 Resultater	12
2.4 Samlet vurdering	16
3. Bleka, forsurening og tilpasningsdyktighet - Effekter av korte episoder med lav pH.....	17
3.1 Innledning.....	17
3.2 Materiale og metode.....	19
3.3 Resultat.....	20
3.4 Diskusjon og forslag til fortsatte studier	22
4. Bleka i Byglandsfjorden	23
4.1 Likheter og ulikheter mellom ulike relikte laksebestander	23
4.2 Biologi og økologi	24
5. Utsetting av blekeyngel og blekerogn fra Bygland- og Syrtveit Fiskeanlegg.....	27
5.1 Bruk av settefisk	27
5.2 Utplanting av øyerogn.....	29
5.3 Opphør av yngelutsettinger og rognplanting i perioden 2018-2021	30
6. Parasitter hos bleke og aure.....	31
6.1 Metode	31
6.2 Hud og gjelle parasitter (ektoparasitter)	33
6.3 Indre parasitter - parasitter som lever inne i fisken (endoparasitter)	35
7. Bunndyr og dyreplankton som indikatorer på vannkjemisk tilstand	47
7.1 Bunndyr	47
7.2 Dyreplankton og litorale krepsdyr.....	56
8. Forekomst og utbredelse av bleke	65
8.1 Andel bleke vs. aure i fangstene	66
8.2 Prøvefiske med garn.....	69
8.3 Innslag av umerket bleke	70
8.4 Reduksjon av fangstuttak i forbindelse med næringsfiske	78
9. Undersøkelser av gyteområder	80
9.1 Prøvetaking av gytegroper og innslag av bleke på ulike gyteområder	80
9.2 Identifisering av blekas gytetidspunkt ved kameraovervåking.....	82
9.3 Miljøstyrt vannstand for å motvirke stranding av gytegroper	83
9.4 Tillaging av nye gyteområder ved utlegging av grus.....	89
10. Habitatkartlegging og tiltaksplan for restfeltet ved Hekni	90
10.1 Habitatkartlegging og miljødesign i restfeltet i Otra.....	90
10.2 Utlegging av gytegrus	93
10.3 Vandringsvei gjennom betongterksel	95
11. Utforming av nytt blekeløp for å bedre oppvandring til restfeltet ved Hekni	105
11.1 Etterundersøkelser i blekeløpet	107
12. Andre forhold	111
12.1 Ørekyte og krypsiv.....	111
12.2 Kalking og reetablering av bleke i Dåsana.....	114
12.3 Genetiske undersøkelser.....	118
12.4 Gassovermetning nedstrøms utløpet fra Brokke kraftstasjon.....	119
13. Litteratur.....	121

1. Bakgrunn og hensikt

Bleka i Byglandsfjorden er en relikts laks som gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann. Dette gjør den til en av Norges mest spesielle fiskebestander med høy vernestatus. Bleka ble nesten utryddet av de samlede effektene av forsuring og vassdragsreguleringer på slutten av 1960-tallet, og den har siden vært avhengig av kultiveringstiltak. Målet for prosjektet er å reetablere en selvreproduserende blekebestand som ikke lenger er avhengig av utsettinger innen 2020. Prosjektet dekker samtidig inn pålegg gitt fra forvaltningen angående bleka og er finansiert av Otteraaens Brugseierforening. I tillegg har Miljødirektoratet, Fylkesmannen i Aust- og Vest-Agder og Bygland kommune bidratt med midler til ulike delprosjekt. Blekeprosjektet ble startet i 1999 og er et samarbeid mellom LFI ved Uni Research Miljø, NIVA, Syrtveit Fiskeanlegg og Fiskebiologen i Bygland. Prosjektet fokuserer på følgende konkrete tiltak for å fremme målet om en selvreproduserende og livskraftig blekebestand:

- Miljøbasert vannstand i Byglandsfjorden for å sikre at eksisterende gyteplasser ikke blir tørrlagt
- Restaurering av gyte- og oppvekstområder som er forringet av vassdragsreguleringen
- Planting av blekerogn fra stamfisk ved Syrtveit Fiskeanlegg som virkemiddel for å få i gang naturlig rekruttering
- Øke gytebestanden ved utfasing av næringsfiske etter bleke
- Reetablering av bleka på de gamle gyteområdene i Otra oppstrøms Byglandsfjorden
- Reetablering av bleka i Dåsånassdraget ved hjelp av kalking (kontinuerlig kalking iverksatt fra januar 2018)
- Eksperimentelle forsøk for å bestemme blekas tålegrenser for surt, aluminiumsrikt vann
- Overvåking av vannkjemiske forhold, bunndyr og dyreplankton med spesiell fokus på effekter av forsuring og eventuelle tiltaksbehov i blekas utbredelsesområde
- Anbefaling av kalking av utløpet fra Brokke kraftverk i Valle kommune (vedtatt i 2017, planlagt iverksatt i 2018/19).

Summen av disse tiltakene gjør det realistisk å nå målsettingen om at blekebestanden igjen skal bli selvreproduserende etter over 30 års avhengighet av fiskeutsettinger. Foreliggende rapport beskriver aktiviteten i prosjektet fram til 2017 med vekt på resultatene i perioden 2014-2017. For en mer detaljert gjennomgang av resultatene fra tidligere faser i prosjektet henvises det til to utredninger om bleka fra Miljødirektoratet (Barlaup et al. 2005; 2009).

2. Vannkjemiske forhold

Av Liv Bente Skancke, Rolf Høgberget & Øyvind Kaste, NIVA

2.1 Generelt

Det vannkjemiske måleprogrammet i Blekeprosjektet ble påbegynt i 2010. Både den historiske og dagens forekomst av bleke kan være begrenset av vannkjemien, av reguleringene eller av en kombinasjon av de to. Selv om dagens vannkjemien i Otra er betydelig bedre enn på 1980-tallet, er mange av sidebekkene fortsatt sure, og de kan være en betydelig kilde til transport av giftig aluminium ut i hovedelva. I blandsonene mellom hovedelv og sidevassdrag vil aluminium kunne foreligge på en ustabil og særs giftig tilstandsform, til tross for at pH i hovedelva er god. Reguleringene vil også kunne skape variasjon i vannkjemien, avhengig av hvilke vannmagasin som til enhver tid benyttes. Hvis godt bufret vann holdes tilbake i de store reguleringsmagasinene i fjellet, mens det overføres vann fra lavereliggende og surere «takrenne»-felter, vil det kunne oppstå forsuringsepisoder i hovedelva. Likeledes vil det kunne oppstå forsuring i hovedelva dersom det tappes lite fra reguleringsmagasinene og sure sidevassdrag får dominere vannføringen i hovedelva.

2.2 Prøvetakingsprogram

pH-logging

I 2010 ble det satt opp automatisk pH-overvåkingsstasjon på Brokke og på Syrtveit. Etter noen år ble Ose vurdert som et bedre egnet sted enn Syrtveit, og driften av loggestasjonen på Ose startet 14. april 2015. Ose-stasjonen ble skadet av flom og var ute av drift fra 5. desember 2015 til 28. januar 2016. Overvåkingsstasjonene samler data for pH og temperatur hvert minutt, og lagrer gjennomsnitt av alle verdier pr. time, i tillegg til maksimums- og minimumsverdier. Dataene overføres daglig til NIVA, hvor de deretter blir kvalitetssikret for videre bruk.

Stikkprøver

Det var prøvetaking på 13 vannkjemistasjoner i 2017; Øvre Flåni (st. 1), Nedstrøms Brokke (st. 2), Herpelandsåni (st. 51), Restfelt ved terskel 7a (st. 7), Ose bru (st. 12), Melåni (st. 18), Dalebekken (st. 21), Grendiåni (st. 22), Bøåni (st. 23), Byglandsfjorden utløp (st. 24), Fennefoss ved bru (st. 26), Dåsåna ved Kallhovd (st. 27) og Kilefjorden bru (st. 36b). Koordinatene for stasjonene er listet i **Tabell 1**.

Stasjonene ble prøvetatt hver måned hele året, med ett unntak. Det ble ingen januarprøve fra st. 27 Dåsåna ved Kallhovd ettersom elva da var bunnfrosset. Prøvene ble analysert etter tre ulike analyseprogram avhengig av stasjon og tid på året. Lang serie bestod av pH, konduktivitet, alkalitet, total nitrogen, nitrat, totalt organisk karbon, klorid, sulfat, reaktivt aluminium, ikke-labil aluminium, kalsium, kalium, magnesium og natrium. Kort serie inkluderte pH, reaktivt aluminium, ikke-labil aluminium og kalsium. Noen prøver ble bare analysert for pH. Tre av de syv stasjonene i hovedelva i 2017 (st. 2, 12, 24), ble analysert for lang serie vår og høst, og kort serie ellers i året. Tre andre stasjoner i hovedelva (st. 1, 7, 36b) hadde i likhet med en av sidebekkene kort analyseprogram i januar samt vår og høst, og kun analyse av pH de øvrige månedene. De resterende stasjonene ble analysert for pH, men også disse hadde utvidet analyseprogram vår og høst (kort serie). For flere detaljer, se primærdata gitt i **Vedlegg 1**.

Tabell 1. Stasjoner med stikkprøver av vannkjemi i prosjektperioden 2010-2017. Stasjoner i hovedelva er markert med blå bakgrunn. Fet skrift markerer stasjonene som ble prøvetatt i 2017.

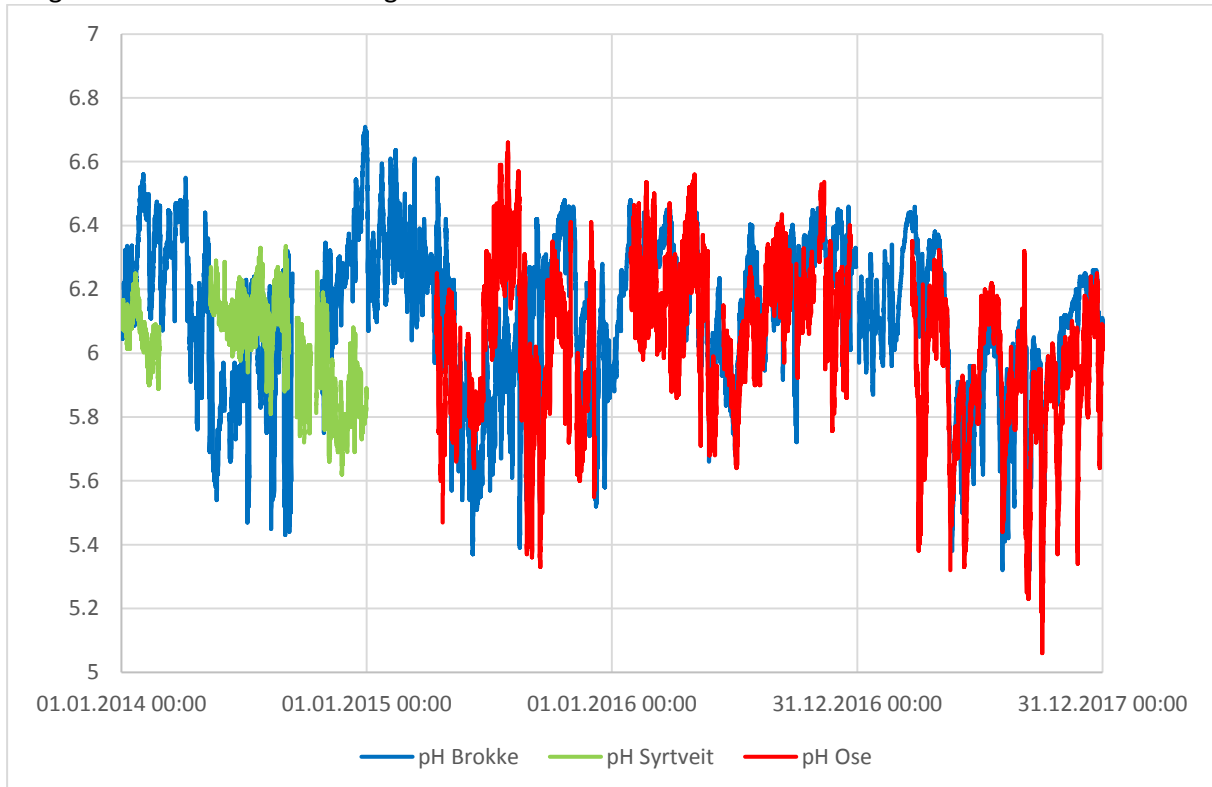
St. nr.	Stasjonsnavn	UTM Øst meter	UTM Nord meter	UTM Sone	Side av elva vest/øst
1	Øvre Flåni	416024	6559954	32	
2	Nedstr Brokke	414894	6554244	32	
3	Fjellskardelva	416315	6550200	32	V
4	v/Straume	418158	6548464	32	
5	Fra Straumsgjuvet (øst)	418374	6548140	32	Ø
6	Kvernåni	416803	6544744	32	V
7	Restfelt v/terskel 7a	416241	6542144	32	
51	Herpelandsåni	415914	6541258	32	V
8	Moen	420167	6539149	32	Ø
9	Heisfossen v/Heismoen	422368	6539478	32	Ø
10	Utløp kraftstasjon Hovatn	423322	6538643	32	Ø
11	Kvernåni v/Ose	424488	6535661	32	Ø
12	Ose bru	424438	6534937	32	
13	Reiårsfossen	424479	6534367	32	V
14	Bekk fra Hovatn	427877	6532094	32	Ø
15	Skåmåni	425650	6525522	32	V
16	Storstraumen	427820	6524074	32	
17	Kvålsåna Bygland	430430	6522023	32	Ø
18	Melåni	429350	6516930	32	V
19	Lauvdal	432141	6516855	32	Ø
20	Longerakåni	433483	6513401	32	Ø
21	Dalebekken	429258	6512528	32	V
22	Grendiåni	431960	6507882	32	Ø
23	Bøåni	429023	6506252	32	V
24	Byglandsfjorden utløp	431191	6500866	32	
25	Oddebekken	431807	6495507	32	Ø
26	Fennefoss v/bru	428852	6493454	32	
27	Dåsåna v/Kallhovd	425982	6493516	32	V
28	Bjøråa v/Breidflå	430432	6490708	32	Ø
29	Kjetså v/Breidflå	427508	6490352	32	V
30	Gymåna v/Hannås	429743	6487382	32	Ø
31	Kleppåna v/Hannås	429454	6485279	32	Ø
32	Igljtjønnbekken v/Hannåskilen	428126	6486011	32	V
33	Lindåna v/Æreskilen	429014	6481807	32	V
34	Odderstølsbekken	431863	6480185	32	Ø
35	Eljansåna	427840	6473877	32	V
36a	Kilefjorden utløp	429660	6475176	32	
36b	Kilefjorden bru	429863	6481349	32	

2.3 Resultater

2.3.1 Kontinuerlig logging av pH og temperatur

Kontinuerlig logging av pH- og temperatur er hentet fra stasjonene på Brokke, Ose og Syrtveit. Manuelle prøver blir tatt ved Syrtveit hver dag. pH ved utløpet av Byglandsfjord er dermed godt dokumentert, selv uten automatisk overvåking. Derfor ble pH-stasjonen flyttet til innløpet av Otra ved Ose i 2015. Resultatene viser at lokalt vann gjennom Brokke kraftverk fører til episoder med surt vann

i Otra nedstrøms Brokke. Dette oppstår når det er stor avrenning fra "takrennesystemet". Høyere hydraulisk trykk på dette vannet skyver vann fra Botsvatn tilbake i innløpstunnelen (vekk fra kraftverket) slik at det sure vannet fra «takrennesystemet» dominerer. I tillegg bidrar lokale vanntilførsler fra nedbørfeltet mellom Brokke og Ose til ytterligere forsuring i en allerede sur elv (**Figur 1**). Det er avdekket tidvis meget surt vann i Otra som følge av disse effektene. I år med mange flomperioder vil disse tilstandene oppstå hyppig. Vannkvaliteten mellom Brokke og Ose under slike flommer er trolig skadelig for bleke. Det betyr at periodevis meget lav pH fortsatt kan være et hinder for gode resultater i restaureringsarbeidet for blekebestanden i disse områdene.



Figur 1. pH-verdier fra de automatiske overvåkingsstasjonene ved Syrtveit, Brokke og Ose. Syrtveit-stasjonen ble flyttet til Ose i 2015.

2.3.2 Stikkprøver vannkjemi

Hovedelva

Figur 2 viser resultater for pH og labilt aluminium (LAI) for én prøvetakingsrunde på våren i 2017 (3. april) og én på høsten (2. eller 5. oktober). Tre av stasjonene i øvre deler av hovedelva (Øvre Flåni, Restfelt ved terskel 7a og Ose bru) hadde noe lavere pH på vårrunden (5,5-5,99) enn på høstrunden (5,7-6,05). Og verdiene for labilt aluminium var i tråd med dette (vår; 24-53 µg/l og høst; 15-40 µg/l). Som forventet, hadde stasjon 7 som ligger i minste vannføringsstrekningen forbi Hekni kraftverk med elvevann dominert av sure sidefelt, de høyeste verdiene for labilt aluminium i 2017. Stasjonen Nedstrøms Brokke viste noe bedre vannkvalitet på vårrunden (6,05) enn på høstrunden (5,5). Og dette var tilfelle også for stasjonene i nedre deler av hovedelva (Byglandsfjorden utløp, Fennefoss v/bru og Kilefjorden bru). Her var pH-verdiene i vårprøvene 5,9-6,4 og 5,4-6,3 på høstrunden. LAI-verdiene for st. 2, 24, 26 og 36b var relativt like vår og høst, og verdiene for de åtte prøvene lå i området 10-22 µg/l. Grensen mellom god og moderat tilstand mht. LAI i anadrome elvestrekninger er 10 µg/l jf. Klassifiseringsveilederen (www.vannportalen.no).

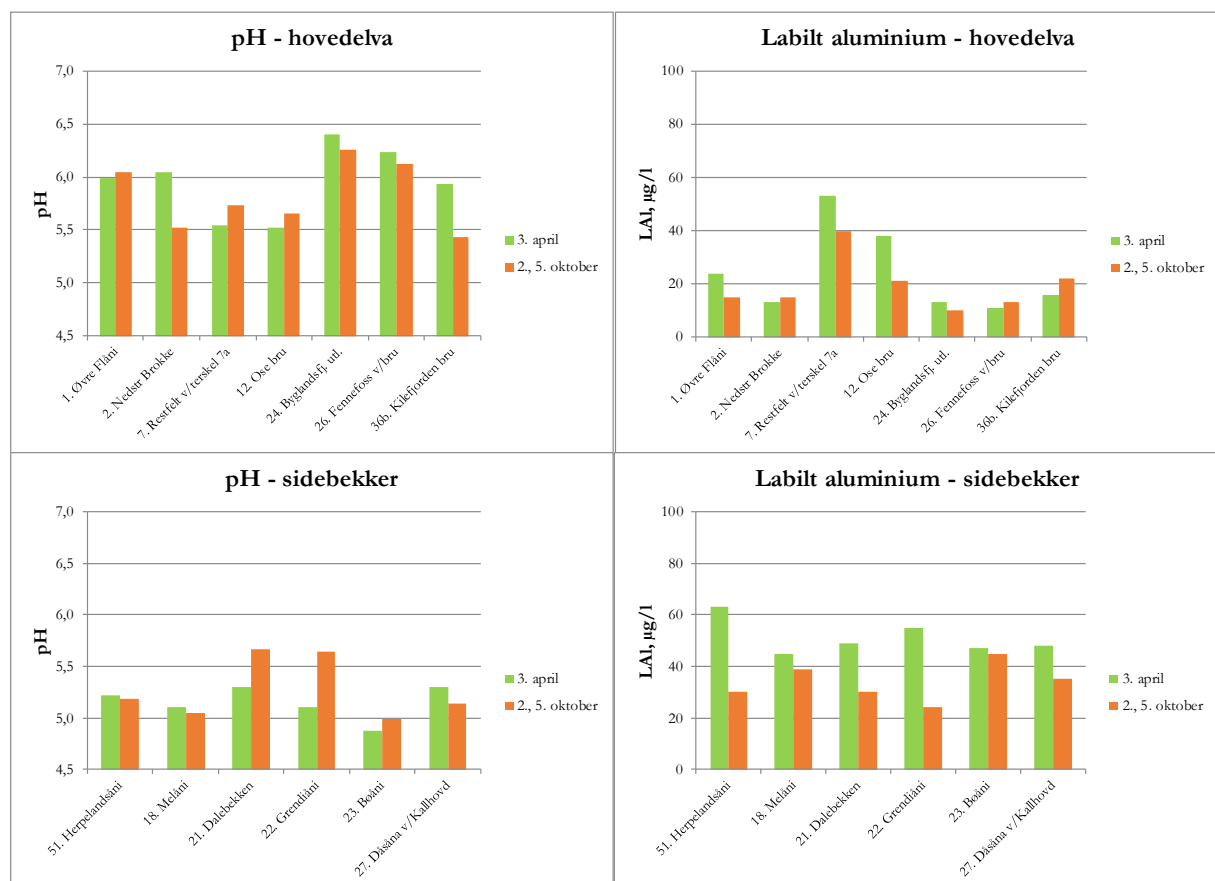
I 2016 hadde vår- og høstprøvene fra stasjonene i hovedelva pH-verdier i intervallet 5,8-6,2 og LAI-verdier på 9-19 µg/l. Resultatene for vår- og høstprøvene i 2017 for de syv stasjonene i hovedelva viser

altså mye større spredning i pH-verdier og langt høyere verdier for LAI enn foregående år. At det er større variasjon i verdiene i 2017 i forhold til de foregående årene vises godt i **Figur 3**. Månedlige stikkprøver fanger ikke opp alle episodene, men **Tabell 1****Tabell 2** viser at det nok har vært noe dårligere vannkvalitet på enkelte av stasjonene enn det vår- og høstprøvene indikerer.

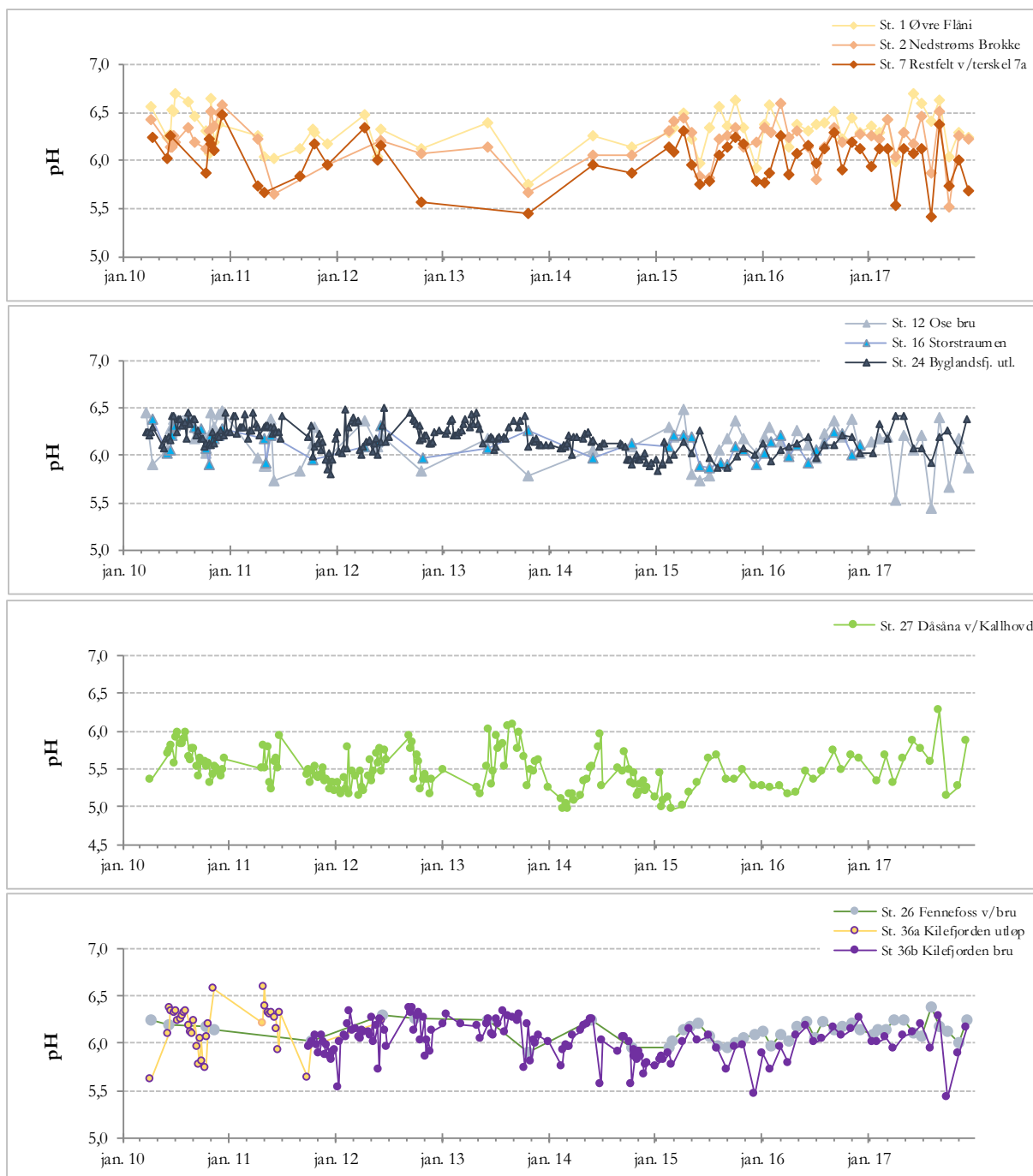
I september og oktober 2017 falt det svært mye nedbør på Sørlandet, og det resulterte i kraftige flommer i Otra. Ved prøvetakingen i oktober (høststrunden) var det høy vannføring på stasjonene, og det ble observert brunfarget elvevann under prøvetakingen 2. oktober.

Sidebekkene

I 2017 ble det tatt prøver i seks sidebeker; Herpelandsåni, Melåni, Dalebekken, Grendiåni, Bøåni og Dåsåna. Som forventet, var vannkvaliteten her markert dårligere enn på stasjonene i hovedelva. I sidebekkene var pH-verdiene vår og høst hhv. 4,88-5,3 og 4,99-5,7 (**Figur 2**), og de laveste verdiene ble registrert på stasjonen i Bøåni. Årsmiddelverdi for pH i Dåsåna har økt fra 2015 til 2017 (basert på 11 prøver i 2017), og prøven fra 4. september viste ny maksimumsverdi for stikkprøvene i måleperioden 2010-2017 (**Figur 3**). I 2017 hadde stasjonen i Herpelandsåni den høyeste LAI-verdien (3. april; 63 µg/l), mens de øvrige stasjonene hadde verdier i området 24-55 µg/l (**Figur 2, Tabell 2**). Det ble registrert høyere LAI-verdier på vårrunden enn høststrunden på disse stasjonene, men nivået er betraktelig lavere enn våren forrige prøvetakingsår (2015; Herpelandsåni 89 µg/l og Bøåni 98 µg/l). LAI-konsentrasjoner som ble registrert i 2017, indikerer allikevel potensielt skadelige vannkvaliteter for ferskvannsfisk.



Figur 2. Resultater fra vår- (3. april) og høststrunden (2., 5. oktober) i 2017 på stasjoner i hovedelva og i sidebeker.



Figur 3. pH målt på stasjoner i hovedelva samt i Dåsåna 2010-2017. Stasjon 36 ble flyttet fra utløpet av Kilefjorden og til brua høsten 2011 pga. vanskelige prøvetakingsforhold vinterstid. NB! Ulik inndeling på y-aksen.

Tabell 2. Middel-, minimums- og maksimumsverdi samt antall analyserte prøver i 2017 for pH, kalsium, og labilt aluminium, er vist for stasjoner i hovedelva (venstre kolonne) og sidebekker (høyre kolonne).

St. navn		pH	Ca mg/l	LAl µg/l	St. navn		pH	Ca mg/l	LAl µg/l
St. 1 Øvre Flåni	Mid	6,31	1,06	23	St. 51 Herpelandsåni	Mid	5,38	0,33	55
	Min	5,99	0,84	15		Min	5,13	0,25	30
	Maks	6,70	1,36	29		Maks	5,78	0,43	72
	N	12	3	3		N	12	3	3
St. 2 Nedstrøms Brokke	Mid	6,09	0,66	8	St. 18 Melåni	Mid	5,33	0,29	42
	Min	5,52	0,14	3		Min	5,05	0,27	39
	Maks	6,52	1,08	16		Maks	5,75	0,31	45
	N	12	12	12		N	12	2	2
St. 7 Restfelt v/terskel 7a	Mid	5,85	0,73	38	St. 21 Dalebekken	Mid	5,75	0,62	40
	Min	5,41	0,58	20		Min	5,30	0,50	30
	Maks	6,38	0,86	53		Maks	6,34	0,73	49
	N	12	3	3		N	12	2	2
St. 12 Ose bru	Mid	5,89	0,71	15	St. 22 Grendiåni	Mid	5,55	0,66	40
	Min	5,45	0,45	5		Min	5,11	0,47	24
	Maks	6,40	1,11	38		Maks	6,19	0,84	55
	N	12	12	12		N	12	2	2
St. 24 Byglandsfjorden utløp	Mid	6,16	0,67	12	St. 23 Bøåni	Mid	5,07	0,28	46
	Min	5,92	0,49	5		Min	4,86	0,25	45
	Maks	6,42	0,92	19		Maks	5,52	0,30	47
	N	12	12	12		N	12	2	2
St. 26 Fennefoss v/bru	Mid	6,16	0,94	12	St. 27 Dåsåna v/Kallhovd	Mid	5,51	0,51	42
	Min	6,01	0,86	11		Min	5,14	0,50	35
	Maks	6,39	1,01	13		Maks	6,28	0,52	48
	N	12	2	2		N	11	2	2
St. 36b Kilefjorden bru	Mid	5,95	0,69	18					
	Min	5,43	0,63	16					
	Maks	6,28	0,76	22					
	N	12	3	3					

2.4 Samlet vurdering

Vannkjemiens innvirkning på bleke avhenger av blekas toleranse for surt vann. Det er ikke etablert vannkvalitetskrav for bleke, men det antas at det ligger et sted mellom kravene som er satt for ørret og laks. Så lenge vannkvalitetskravet til bleke ikke er definert gjennom konkrete eksponeringsforsøk, velger vi å benytte vannkvalitetskravet til laks som utgangspunkt. I klassifiseringsveilederen (www.vannportalen.no) er det ikke angitt pH-kriterier for laks, men for labilt aluminium og ANC.

I årsrapporten for 2013 (Barlaup 2014) er det foreslått følgende grenseverdier mellom god og moderat tilstand for bleke i Otra: pH 6,2, ANC 25 µekv/l og LAl 10 µg Al/l. Hvis den målte vannkvaliteten i hovedelva er dårligere enn disse grenseverdiene, kan det være en indikasjon på at det bør gjennomføres tiltak. Resultatene fra overvåkingsperioden dokumenterer at vannkvaliteten i hovedelva tidvis er dårligere enn anbefalingene gitt over. Så selv om dagens vannkemi i Otra er betydelig bedre enn på 1980-tallet, viser det vannkemiske overvåkingsprogrammet at mange av sidebekkene fortsatt er svært sure og at hovedelva også tidvis kan ha forsure episoder som potensielt kan være skadelige for blekebestanden. Det antas at forsure episodene har sammenheng med manøvrering av vann fra ulike deler av det regulerte nedslagsfeltet til Brokke kraftverk. Ved utløpet av Byglandsfjorden lå pH < 6,0 hele høsten i 2014 og stikkprøvene fra de påfølgende årene viser også at pH tidvis ligger under 6,2.

Resultatene fra vår- og høstrunden i sidebekkene viser at pH her er gjennomgående lavere enn i hovedelva og at konsentrasjonene av giftig aluminium er mye høyere. I hele overvåkingsperioden fra 2010 har det vært spesielt fokus på det sure sidevassdraget Dåsåna. Målingene bekrefter at kalkingstiltakene i Dåsåna er nødvendige for å beskytte bleke og andre vannlevende organismer. Sidebekkene kan med sin sure vannkvalitet være en betydelig kilde til transport av giftig aluminium ut i hovedelva. I blandsone mellom hovedelv og sidevassdrag vil aluminium kunne foreligge på en ustabil og særs giftig tilstandsform, til tross for at pH i hovedelva er god.

Målingene av vannkvaliteten nedstrøms Brokke viser relativt hyppig forekomst av sur episoder som vil kunne påvirke bleka negativt. Det er derfor anbefalt og vedtatt kalking av utløpsvannet fra Brokke kraftverk. For å nærmere bestemme blekas tålegrenser for surt, aluminiumsrikt vann er det gjennomført eksponeringsforsøk ved Syrtveit Fiskeanlegg. Disse forsøkene vil bidra til å avklare hvordan bleka påvirkes av de vannkjemiske forholdene. Gassovermetning i Otra nedstrøms Brokke (Pulg & Opitz, 2012) kan være en mulig tilleggsbelastning, som kan gjøre fisken mindre robust i forhold til sure episoder i elva.

3. Bleka, forsuring og tilpasningsdyktighet - Effekter av korte episoder med lav pH.

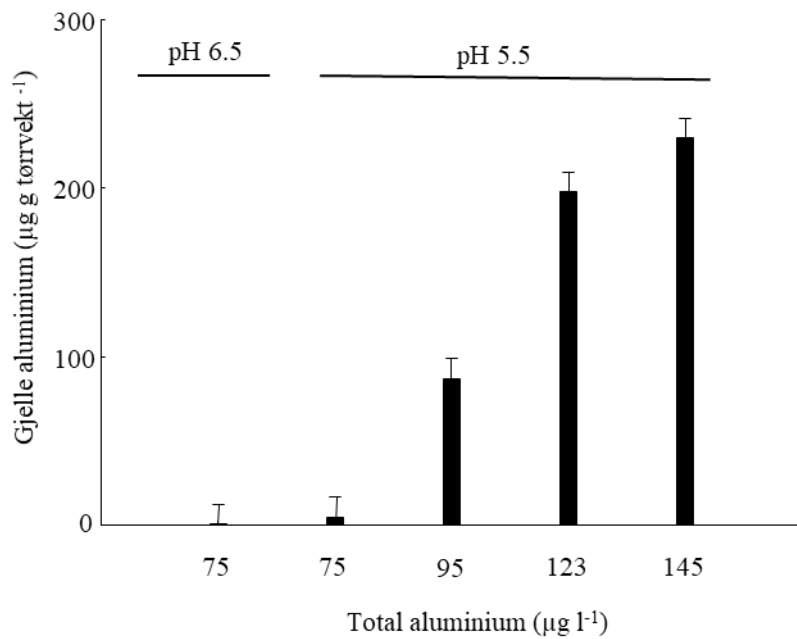
Av Erik Höglund & Rolf Høgberget, NIVA

3.1 Innledning

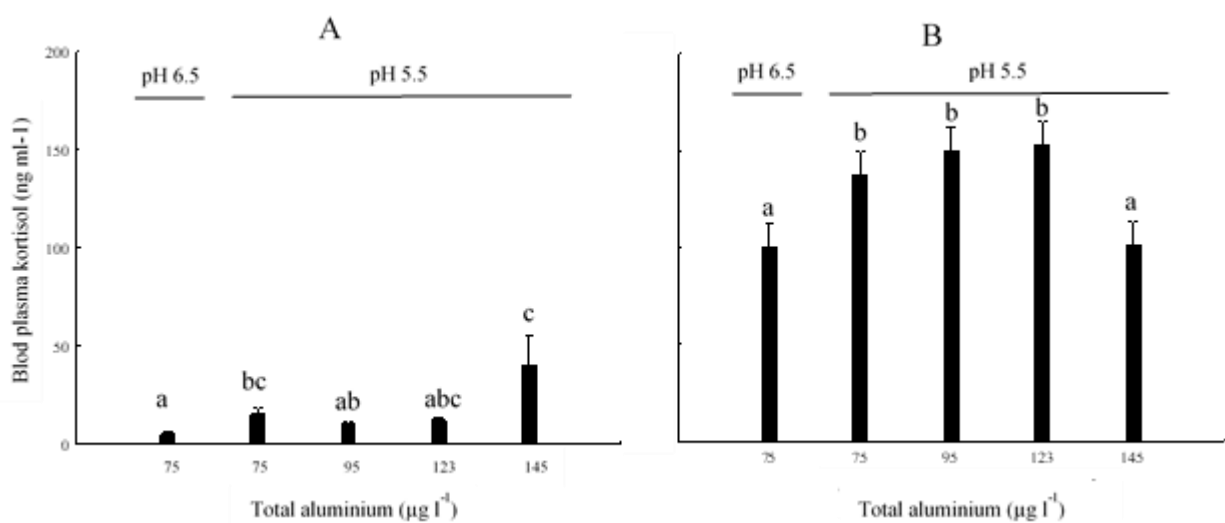
Viktige gyte- og oppvekstområder for bleke finnes i Otra oppstrøms Byglandsfjord. Det har lenge vært antatt at avrenning fra de høyereliggende områdene (Hovden/Bykle) gir god vannkemi i denne delen av vassdraget. Imidlertid viser data fra en automatisk pH-overvåkingsstasjon ved Nomeland nedstrøms Brokke periodevis meget surt vann i vårmeltingen. Innføring av nye reguleringstiltak ved Brokke forverret forsuringssituasjonen våren 2014. Prøver fra bleke i utsatte bur viser da høye gjellealuminiumsverdier (opp mot 190 µg/g gjelle tørrvekt). Det var samtidig høy dødelighet på den eksponerte fisken.

Det er tidligere kjent at lav pH i kombinasjon med aluminium resulterer i akutte effekter som økt dødelighet og en aktivering av den fysiologiske stressresponsen hos brunørret og atlantisk laks (Witterset, et. al., 1996 og Fivelstad, et. al., 2003). Nylige resultater viser at en langvarig eksponering til suboptimale forhold påvirker fiskens motstandsdyktighet ved ytterligere stress (Madaro, et. al., 2015). Dette viser at ikke bare de akutte effektene av dårlig vannkvalitet kan påvirke fiskens overlevelse. Lengre eksponeringer påvirker også fiskens evner til å tilpasse seg andre stressfaktorer som gassovermetning og temperatur fluktasjoner. Den bakenforliggende fysiologien i dette er at de mekanismer i stressresponsen som beskytter kroppen blir forandret ved langvarig aktivering. Det er derfor viktig å inkludere mer langvarige effekter, som stressfølsomhet, når man undersøker effekter av vannkvalitet.

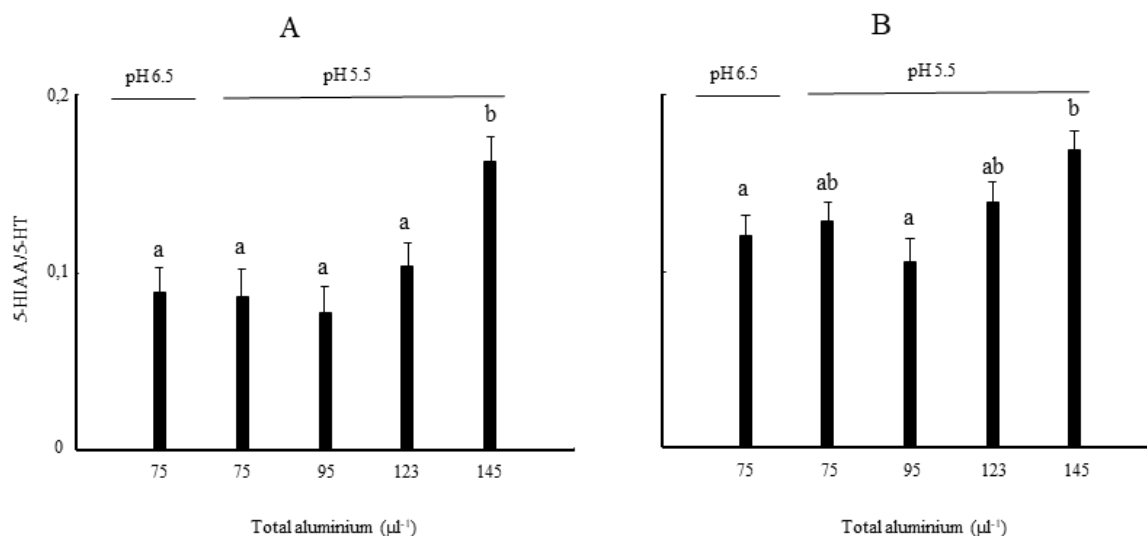
Høsten 2016 ble det gjennomført et eksperiment på Syrtveit fiskeanlegg der vi viste at lav pH og økte aluminiumskonsentrasjoner resulterer i subletale nivåer av gjelle aluminium (**Figur 4**), hvilket påvirker fiskens følsomhet ved ytterligere stress. Dette er dokumentert ved at serotonin aktiviteten ikke fulgte kortisolnivåene i stress testet fisk ved en gjellealuminium konsentrasjon på 230 µg g⁻¹ gjelle (**Figur 5 A og B**, and **Figur 6 A og B**).



Figur 4. Gjelte aluminium fra bleke i surgjort vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH 6,5) surgjort med H₂SO₄ til pH 5.5 og tilsatt ulike mengder AlCl₃.



Figur 5. Plasma kortisol i bleka før (A) og etter (B) et standardisert stress test. Før stresstesten ble fisken eksponert i vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH 6,5) surgjort med H₂SO₄ til pH 5.5 og tilsatt ulike mengder AlCl₃. Verdier med felles små bokstaver skiller seg ikke statistisk fra hverandre.

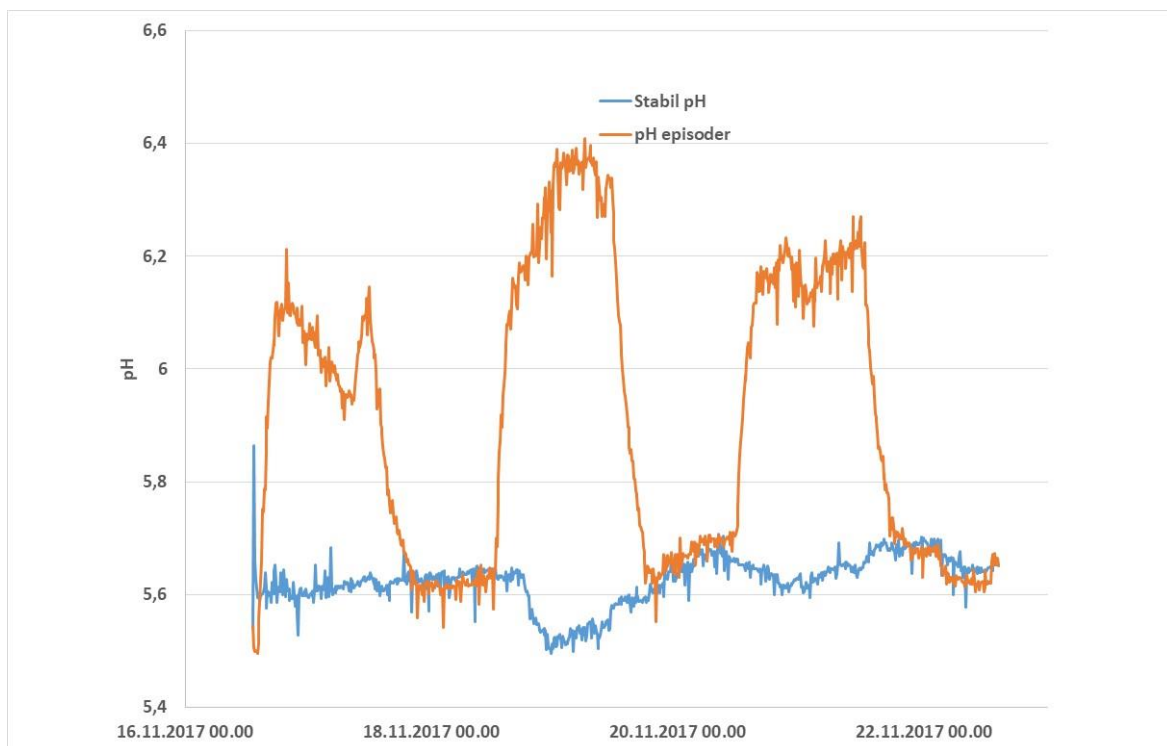


Figur 6. Serotonin aktivitet, målt som kvote mellom serotonin (5-HT) metabolitten 5-hydroxyindoleacetic acid (5-HIAA) og 5-HT, før (A) og etter (B) et standardisert stress test. Før stresstesten ble fisken eksponert i vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH 6,5) surgjort med H₂SO₄ til pH 5,5 og tilsatt ulike mengder AlCl₃. Verdier med felles små bokstaver skiller seg ikke statistisk fra hverandre.

Andre studier indikerer at eksponeringer i repeterte pH reduksjoner øker belastningen i forhold til en enkeltbelastning (Henriksen m.fl., 1984; Kroglund m.fl. 2001). Dersom avstanden i tid mellom to belastninger er tilstrekkelig lang vil fiskens helse kunne være reetablert på et tilfredsstillende nivå i mellomperioden. Hvor lang tid dette tar er ikke kjent. Tidligere undersøkelser antyder betydelig restituering i løpet av 1 uke (Kroglund m.fl., 2001). Kontinuerlig måling av pH i Otra nedstrøms Brokke viser sommeren 2017 flere 24 timers episoder med pH < 5,5 og et døgn mellom hver slik episode. I forsøket undersøktes blekas overlevelse og tilpasningsdyktighet til slike episodiske forhold.

3.2 Materiale og metode

To årig bleke, vekt (103 ± 29 g; middel ± standardavvik), ble episodisk eller konstant eksponert til vann fra Otra (total aluminium 95 µg l⁻¹ og pH >6,0), surgjort med H₂SO₄ til pH 5,6 og tilsatt 45 µg Al l⁻¹, i sju dager. I den episodiske eksponeringen utsattes fisk for 1-døgns perioder med 45 µg l⁻¹ tilsatt aluminium, og 1 døgn med ubehandlet vann i mellom periodene, **Figur 7**. Vi tilstrebet en gjellealuminium på 210 µg Al/g fordi blekeeksperimentene i 2016 viste effekter på tilpasningsdyktighet over denne nivået (**Figur 4-Figur 6B**). Det var ikke noe signifikant skille i gjellealuminium mellom episodisk og kronisk eksponering (T-test; P=0,9), og eksponeringene resulterte i en gjellealuminiums konsentrasjon på 201 ± 65 µg Al/g (middelværdi ± standardavvik). I tillegg eksponerte fisken til ikke surgjort (pH 6,5; referanse) og surgjort (pH 5,5; surgjort referanse) vann fra Otra (**Figur 8**). Gjelle aluminium hos de ikke surgjorte og surgjorte referansene var respektive 3,0 ± 0,6 og 5,3 ± 0,6 µg Al/g, og skilte seg statistisk (T-test; P<0,05).



Figur 7. Automatisk pH-logg som viser tiden for eksponering av periodisk og konstant surt vann i to av fiskekarene.

Gruppe	Dag 1	Dag 2	Dag 3	Dag 4	Dag 5	Dag 6	Dag 7
Referanse	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå
Surgjord referanse	Grønn	Grønn	Grønn	Grønn	Grønn	Grønn	Grønn
Kronisk	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul	Gul
Episodisk	Gul	Blå	Gul	Blå	Gul	Blå	Gul

Blå: pH>6,0+0 µg Al l⁻¹

Grønn: pH 5,6+0 µg Al l⁻¹

Gul: pH 5,6+45 µg Al l⁻¹

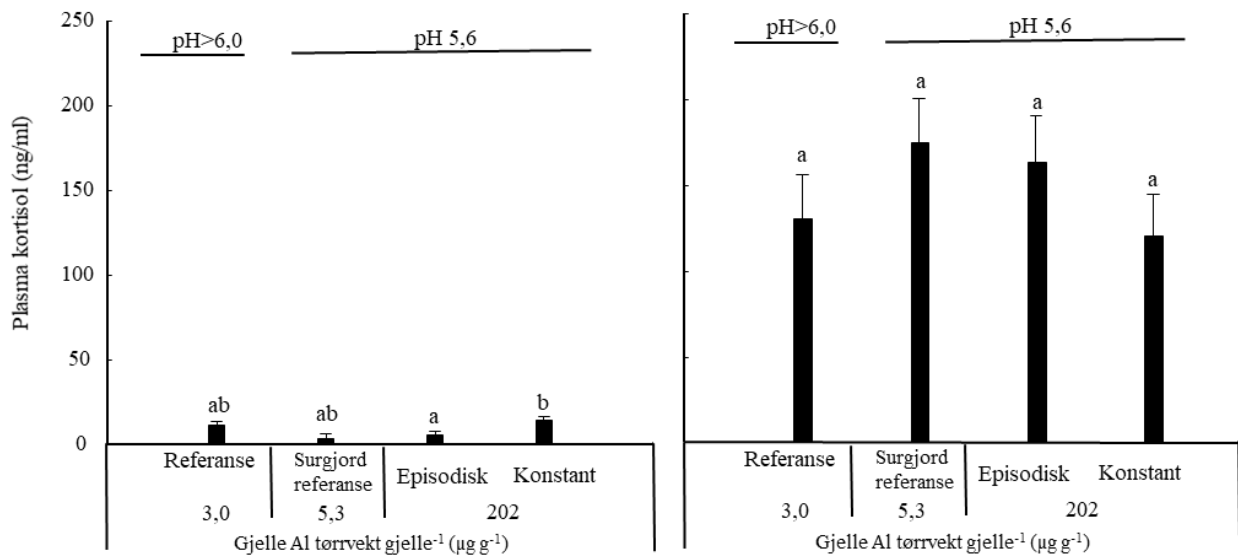
Figur 8. Manipuleringer av vannkvaliteten for å undersøke effekter av episodisk surt vann på bleke. Vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH>6,0) ble surgjort med H₂SO₄ til pH 5,6 og tilsatt 45 µg Al l⁻¹ for at oppnå en gjelle aluminiums nivå på 210 µg.

Vannets pH ble justert ned til 5,5-5,6 med H₂SO₄, og det ble tilsatt med aluminium i form av aluminiumklorid (AlCl₃). Prøver for Vannkjemi, gjellealuminium og fysiologiske indikatorer på stressfølsomhet tatt etter 7 dagers eksponering. For å undersøke fiskens tilpasningsdyktighet og stressfølsomhet ble fisken utsatt for en standardisert stresstest mot slutten av førsøksperioden. I denne testen ble fisken flyttet til et 10 l akvarium der vannivået tilsvarte høyden på fiskens ryggfinne. Fisken ble holdt i akvariet i 30 min. Før og etter testen ble det tatt blod- og vevsprøver av hjerne. Blodprøvene ble analysert for cortisol innhold (det dominerende stresshormonet hos fisk). Hjernevevet ble analysert for omsetningen av neurotransmitteren serotonin i hjernen (metabolitt til serotonin/serotonin; 5-HIAA/5-HT), en neurokemisk indikator på kronisk stress.

3.3 Resultat

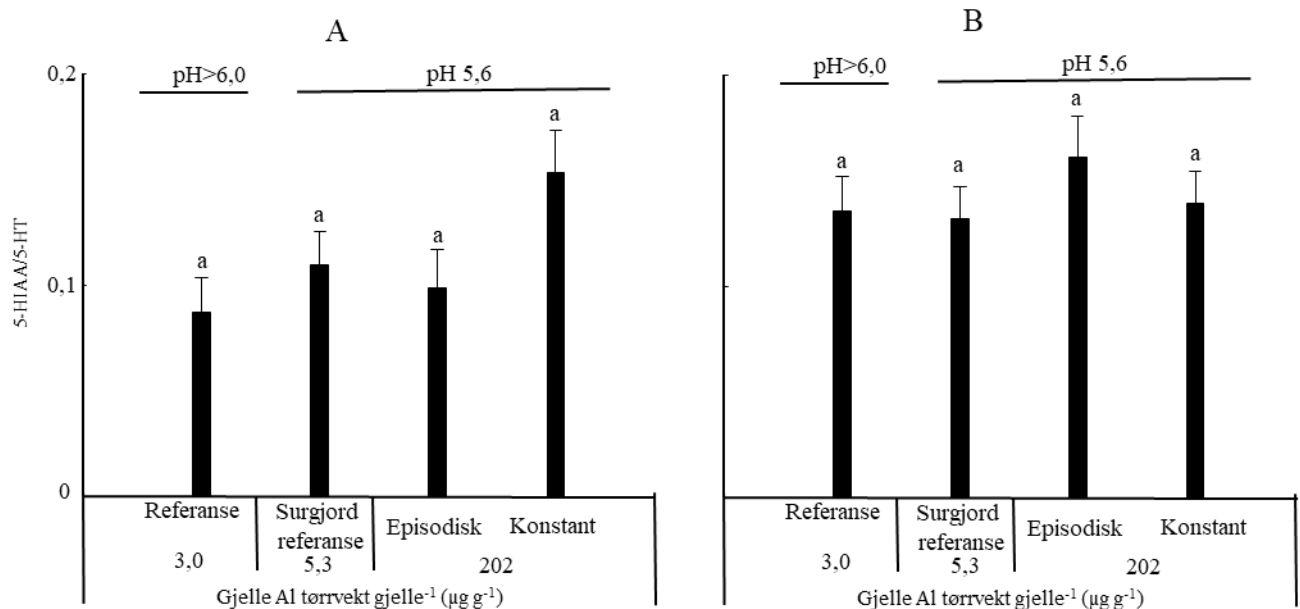
Det var en statistisk signifikant effekt av eksponeringene på plasmakortisol i fisk som ikke blitt utsatte for stress test. Konstant eksponering til surgjort vann med tilsatt aluminium resulterte i høyre plasma kortisol nivåer jamført med fisk som ble eksponert episodisk til dette vann (**Figur 8A**). Ikke noen av disse behandlinger skiltes seg signifikant fra surgjort (pH 5,6) eller ikke surgjort (pH>6,0) referanse vann uten tilsatt Aluminium. Hos stresstestet fisk var det en ikke signifikant trend (P<0.1) av

eksponeringene, der fiskene som ble konstant eksponert for surt vann hadde de laveste konsentrasjonene av kortisol (**Figur 9B**).



Figur 9. Blodplasmakortisol hos bleke før A og etter B en standardisert stresstest. 1) Referanse; vann fra Otra (pH>6,0). 2) Surgjord referanse vann fra otra (pH 5,6.). 3) Episodisk eksponering (annen hver dag) til surgjord Otravann fra med tilsatt aluminium for at oppnå en total konsentrasjon av 120 µg Al l⁻¹. 4) Konstant eksponering til surgjord Otravann med tilsatt aluminium til en total konsentrasjon av 120 µg Al l⁻¹. Verdier med felles små bokstaver skiller seg ikke statistisk fra hverandre.

Det var en trend som følge av eksponeringene (P<0,1) på serotonin aktiviteten i ikke stresstestet fisk, der fiskene som ble konstant eksponert for 120 µg Al l⁻¹ hadde de laveste nivåene (**Figur 10A**). Denne trenden var ikke tilstede hos stresstestet fisk (**Figur 9B**).



Figur 10. Serotonin aktivitet, målt som kvote mellom serotonin (5-HT) metabolitten 5-hydroxyindoleacetic acid (5-HIAA) og 5-HT, hos bleke før (A) og etter (B) en standardisert stresstest. Før stresstesten ble fisken eksponert i sju dager for ulike vann behandlinger: 1) Referanse; vann fra Otra (pH>6,0). 2) Surgjord referanse vann fra otra (pH 5,6.). 3) Episodisk eksponering (annen hver dag) til surgjord vann fra otra tilsatt aluminium for at oppnå en total konsentrasjon 120 µg Al l⁻¹. 4) Konstant eksponering til surgjord Otravann med tilsatt aluminium for å oppnå en total konsentrasjon av 120 µg Al l⁻¹. Verdier med felles små bokstaver skiller seg ikke statistisk fra hverandre.

Vi kunne ikke detektere effekter av eksponeringene på plasma elektrolytter, **Tabell 3**.

Tabell 3. Plasma elektrolytter (middelverdi \pm standard feil (n)) hos bleke eksponert episodisk eller konstant (annen hver dag) til surgjort Otravann, tilsatt $45 \mu\text{g Al l}^{-1}$, som resulterte i en gjellealuminium på $201 \mu\text{g g}^{-1}$. I tillegg ble to grupper av bleke eksponert for vann fra Otra (referanse; pH > 6,0) eller surgjort vann fra otra (surgjord referanse; pH 5,6.),

	pH>6,0	pH 5,6		ANOVA	
	0	0	50 var		50 Konst
K ⁺	2,8 \pm 0,21 (6)	3,0 \pm 0,21 (6)	3,1 \pm 0,21 (6)	3,4 \pm 0,21 (5)	F(3, 19)=1,7 , P=0,21
Na	197 \pm 12 (6)	174 \pm 12 (6)	189 \pm 12 (6)	141 \pm 13 (5)	F(3, 19)=2,8 , P=0,06
Cl	133 \pm 8,1 (6)	144 \pm 8,1 (6)	142 \pm 8,1 (6)	121 \pm 8,9 (5)	F(3, 19)=1,5 , P=0,23
Ca ²⁺	1,2 \pm 0,06 (6)	1,2 \pm 0,06 (6)	1,2 \pm 0,06 (6)	1,1 \pm 0,07 (5)	F(3, 19)=0,6 , P=0,63

3.4 Diskusjon og forslag til fortsatte studier

Episodisk og konstant eksponering til moderat surt vann (pH 5,5) med $45 \mu\text{g l}^{-1}$ tilsatt aluminium resulterte i gjellealuminium på rundt $200 \mu\text{g g}^{-1}$. Dette er tilsvarende de gjellealuminiumsnivåene som ble produsert i 2016-forsøkene.

Vi observerte en høyre plasmakortisol nivå i konstant- jamført episodisk eksponering. I tillegg var det en trend til lavere kortisol nivåer i stresstestet- konstant eksponert fisk. Det var også en trend til høyere serotoninaktivitet i ikke stresstestet konstant eksponerte fisker. Sammenlagt med resultatene fra 2016, som viste at stress tåligheten ble påvirket ved $230 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tørrvekt gjelle, styrker dette at blekas stress toleranse påvirkes i området $200\text{-}230 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tørrvekt gjelle. At disse effektene observeres på konstant eksponerte fisker antyder det kan være mer stressende for fisken med relativt lange sure perioder enn korte repeterte episoder. Disse nivåene er under grenseverdiene for påviselig dødelighetseffekt hos anadrom laks (parr $400 \mu\text{g g}^{-1}$ og smolt $300 \mu\text{g g}^{-1}$) (Kroglund et al 2008).

Henriksen m.fl. (1984) og Kroglund m.fl. (2001) foreslår at eksponering for repeterte pH senkninger øker belastningen i forhold til en enkeltbelastning. Dersom avstanden i tid mellom to belastninger er tilstrekkelig lang, vil fiskens helse kunne være reetablert på et tilfredsstillende nivå i mellomperioden. Tidligere undersøkelser antydte betydelig restituering i løpet av 1 uke (Kroglund m.fl., 2001). Vår studie viser at ved relativt lave gjellealuminiumsnivåer, rundt $200 \mu\text{g Al g}^{-1}$, klarer bleka å rekonstituere seg på et døgn mellom eksponeringene. Kontinuerlig måling av pH i Otra viser lengre episoder med pH < 5,5. Vi har tidligere vist at 5-6 dagers eksponering til surt vann tilsatt aluminium resulterer i en gjelle aluminiumsnivåer på $230 \mu\text{g Al g}^{-1}$ og at dette påvirker blekas anpassningsdyktighet til ytterligere stress. Et sentralt spørsmål i forvaltningen av Bleka er hvor lang tid fisken trenger for å rekonstruere seg etter en slik episode med surt vann.

Vi foreslår fortsatte studier der bleka eksponeres til to aluminium konsentrasjoner og surt aluminiumholdig vann som fører til gjellealuminiumsnivåer rundt 200 og $230 \mu\text{g Al g}^{-1}$ i syv dager. Studiene i 2016 og 2017 indikerer disse konsentrasjonene som nedre og øvre grense for effekter på tilpasningsdyktighet. Rett etter eksponeringen utsattes fisken for gassovermetting. I tillegg gjøres stresstester på fisken 1, 2 og 4 dager etter at den er blitt utsatt for gassovermetting. Dette for å undersøke hvordan en kombinasjon mellom aluminiumseksponeringene og gassovermetning påvirker blekas kapasitet til å rekonstituere sin stressrespons.

4. Bleka i Byglandsfjorden

¹Bjørn T. Barlaup, ¹Helge Skoglund, ¹Christoph Postler, ¹Ulrich Pulg, ¹Sebastian Stranzl, ²Arne Vethe, ³Nils B. Kile & ³B.O. Martinsen

¹ Uni Research Miljø, ²Bygland kommune, ³Syrteit Fiskeanlegg

4.1 Likheter og ulikheter mellom ulike relikte laksebestander

Den atlantiske laksen *Salmo salar* 1758 L. er en anadrom fiskeart, med en reproduktiv elvefase og et lengre opphold i sjøen før den kommer tilbake til elven for å gyte. Et markant avvik fra dette livsmønsteret forekommer i vassdrag der begge disse livsfasene opptrer i ferskvann. Slike bestander kalles gjerne «relikte» laksepopulasjoner, ettersom de er isolerte rester av tidligere sjøvandrende bestander. De fleste relikte laksebestander er avskåret fra anadrome bestander ved at de lever ovenfor fosser som ble dannet ved landheving etter istiden og som i dag ikke er mulig å passere ved oppvandring fra sjø (Berg 1985). Det finnes imidlertid også ikke-anadrome bestander som lever på områder hvor det fortsatt er frie vandringsmuligheter til sjø, og til og med bestander som deler leveområder (sympatriske) med anadrome bestander (King et al. 2007). I Europa finnes det 14 kjente forekomster av relikte laksebestander/bestandskomplekser fordelt i Russland, Finland, Sverige og Norge (Kazakov 1992), mens det i Nord-Amerika sannsynligvis finnes flere hundre bestander (Webb et al. 2007). Mange av bestandene i Europa er sterkt redusert eller utdødd som følge av ulike menneskelige inngrep som vassdragsregulering, habitatdegradering, overfiske og forurensing (Kazakov 1992).

I Norge har vi i dag to gjenværende av opprinnelig fire relikte laksestammer: bleka i Byglandsfjorden (Barlaup et al. 2005, 2009), småblank/Namsblank i Namsenvassdraget (Thorstad et al. 2011 Sandlund, et al. 2014), bleka i Arendalsvassdraget (Berg 1985) og Vänernlaks i Trysilelva. Bleka i Arendalsvassdraget gikk sannsynligvis tapt som følge av forsuring, mens Vänernlaks forhindres fra å vandre opp til Trysilelva som følge av en rekke kraftverksdammer (Hedenskog et al. 2015).

Mens de ulike relikte laksebestandene deler den egenskapen at de gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann, varierer bestandene en del med hensyn til biologi og livshistorie. Slike variasjoner reflekterer sannsynligvis både fenotypisk plastisitet og evolusjonære tilpasninger til ulike miljøforhold. Majoriteten av de relikte laksebestandene har som fellestrekk at de gyter og har ungfiskstadiene i rennende vann (som regel 1-4 år), for deretter å vandre ut og oppholde seg i større innsjøer (som regel 1-5 år). Slik sett likner de anadrome bestander, men der sjøoppholdet har blitt erstattet med næringsvandring ut i innsjø. Det finnes imidlertid enkelte bestander, som for eksempel Namsblanken, som er elvelevende og gjennomfører hele livssyklusen i rennende vann. I Nord-Amerika finnes også bestander som både gyter og gjennomfører hele livssyklusen i innsjø (Webb et al. 2007). Namsblanken er den eneste elvelevende bestanden av relikte laks i Europa (Thorstad et al. 2011).

Ungfiskstadiene hos de fleste relikte laksebestandene synes i stor grad å ha tilsvarende atferd og habitatkriterier som anadrom laks, og trives best i hurtigrennende vann med innslag av stein og blokker som gir gode skjulmuligheter. Flere bestander synes også å gjennomgå en smoltifiseringsprosess før vandring til innsjø, der kroppen blir blank og mer strømlinjeformet og bedre tilpasset et liv i pelagisk miljø. I hvor stor grad dette skjer synes imidlertid å variere mellom bestander (Webb et al. 2007). Tester utført med bleka i Byglandsfjorden viser også at den responderer med økt aktivitet i Na⁺, K⁺ - ATPase enzymer som brukes til osmoregulering i saltvann, men responsen er lavere enn hos anadrom fisk, og bleka har mistet evnen til å tolerere lengre opphold i saltvann (Nilsen et al. 2003, 2007). Namsblanken og andre elvelevende bestander beholder ungfiskutseende (parrdrakt) gjennom hele livet.

Også størrelse og alder ved kjønnsmodning varierer mye mellom de ulike relikte laksebestandene, og gjenspeiler i stor grad forskjeller i næringstilgang og vekstforhold. Den gjennomsnittlige størrelsen ved

kjønnsmodning hos Namsblank er 18-20 cm, og gjennomsnittlig alder ved kjønnsmodning er om lag 3,7 år for hanner og 4,5 år for hunner (Thorstad et al. 2011). Tilsvarende størrelser er også vanlig hos elvelevende bestander i Nord-Amerika (Webb et al. 2007). Enkelte relikte laksebestander kan vokse seg store og oppnå en tilsvarende størrelse som i anadrome bestander. For eksempel er den gjennomsnittlige størrelsen på Vänerlaks som går opp i Klarälven (og tidligere opp til Trysilelven) om lag 3-4 kg etter å ha oppholdt seg 1-5 år i innsjøen Väneren i Sverige, og det fanges regelmessig fisk >8 kg (Hedenskog et al. 2015). Størrelse fra 5-8 kg oppnås også i flere relikte bestander i Russiske og Nordamerikanske vassdrag, og individer opp til 20 kg har blitt registrert (Kazakov 1992, Webb et al. 2007). Slik vekst er vanligvis forbundet med bestander som lever i tilknytning til store innsjøer og kan beite på mindre fiskarter. For eksempel består dietten til laksen i Väneren i hovedsak av stingsild, lagesild og krøkle (Hedenskog et al. 2015). Til sammenlikning blir bleka i Byglandsfjorden, som i hovedsak livnærer seg på dyreplankton og insekter, kjønnsmoden når de når en lengde på om lag 25 cm (se nedenfor). Det er generelt lite kjent i hvilken grad relikte laksebestander gyter flere ganger, men repeterte gytere har blitt rapportert fra flere bestander og antas å være vanlig (Webb et al. 2007).

Forskjeller i størrelse ved kjønnsmodning mellom ulike relikte bestander gir seg også utslag i eggmengde. Hos Namsblanken produserer hunfisken i gjennomsnitt ca. 100 egg (variasjon 36-360 egg, Thorstad et al. 2011), mens tilsvarende antall egg per hunnfisk i bestander av små relikte laks i Nord-Amerika variere fra 33-268 egg (Webb et al. 2007). For et utvalg av 20 bleker fra gytesesongen i år 2000 ble det funnet i gjennomsnitt 248 egg (variasjon fra 139 til 377). Det er lite data på eggmengder for bestander av større laks, men sannsynligvis vil eggproduksjonen for disse være tilsvarende som for anadrome bestander (ca. 1000 egg pr kg hunnfisk).

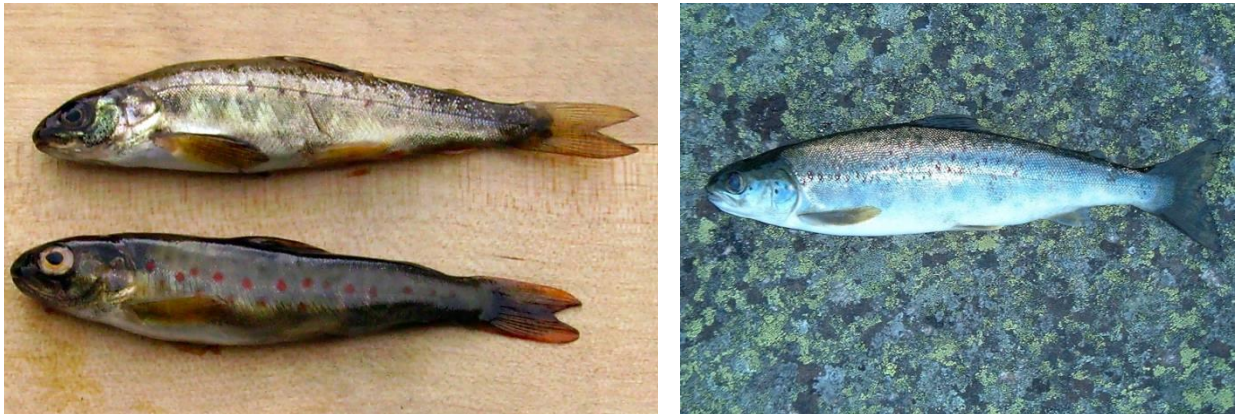
4.2 Biologi og økologi

4.2.1 Opprinnelse og livssyklus

Bleka etablerte seg sannsynligvis i Otravassdraget ved at anadrome bestander som først vandret opp i vassdraget etter siste istid begynte å gjennomføre livssyklusen i ferskvann. Hva som forårsaket etableringen av en ferskvannsresident livssyklus er ikke kjent, men en mulig forklaring er at lave sjøtemperaturer for om lag 10 000 år siden resulterte i dårlige beiteforhold i havet og dermed favorisering av individer som ble kjønnsmodne i ferskvann (Berg 1985). Denne bestanden ble så reproduktivt isolert etter at det ble dannet barrierer for videre oppvandring av anadrom fisk ved Hunsfoss og Vigelandsfossen som følge av landheving.

Bleka ble først beskrevet vitenskapelig av professor Knut Dahl (Dahl 1927, 1928). Livssyklusen til bleka består i hovedsak av egg og ungfiskstadier på rennende vann eller i strandsonen før den vandrer ut i de frie vannmasser i innsjøen. I likhet med både anadrom laks og andre relikte laksebestander har bleka en typisk parr-drakt gjennom ungfiskstadiet. Hvor lenge den oppholdt seg på elvestrekningene før den vandret ut i Byglandsfjorden er imidlertid ikke kjent, men ut i fra vekstmønster hos ungfisk forventes det at bleka tilbringer 2-4 år i elven. Etter at den «smoltifiserer» og vandrer ut i innsjøen utvikler den en blankere og mer langstrakt kroppsfasong som er mer typisk for et levesett i de frie vannmassene. I Byglandsfjorden har bleka spesialisert seg på å spise dyreplankton, og analyser av mageprøver viser at de viktigste næringselementene består av vannloppene *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* og *Bythotrepes longimanus*, og hoppekrepsen *Heterocope saliens* (Barlaup et al. 2005). I tillegg synes ulike overflateinsekter å være viktige i perioder av året, særlig på sensommeren. Undersøkelser viser også at bleka beiter selektivt på de største individene blant dyreplanktonet. Ved å spise dyreplankton reduserer bleka næringskonkurransen med auren som i hovedsak spiser bunndyr og overflateinsekter. Diettforskjellen mellom de to artene gjenspeiler at de utnytter forskjellige habitater der bleka hovedsakelig benytter de frie vannmassene i fjorden, mens auren i større grad bruker strandsonen i sitt næringsøk (Barlaup et al. 2005). Det er også mulig at

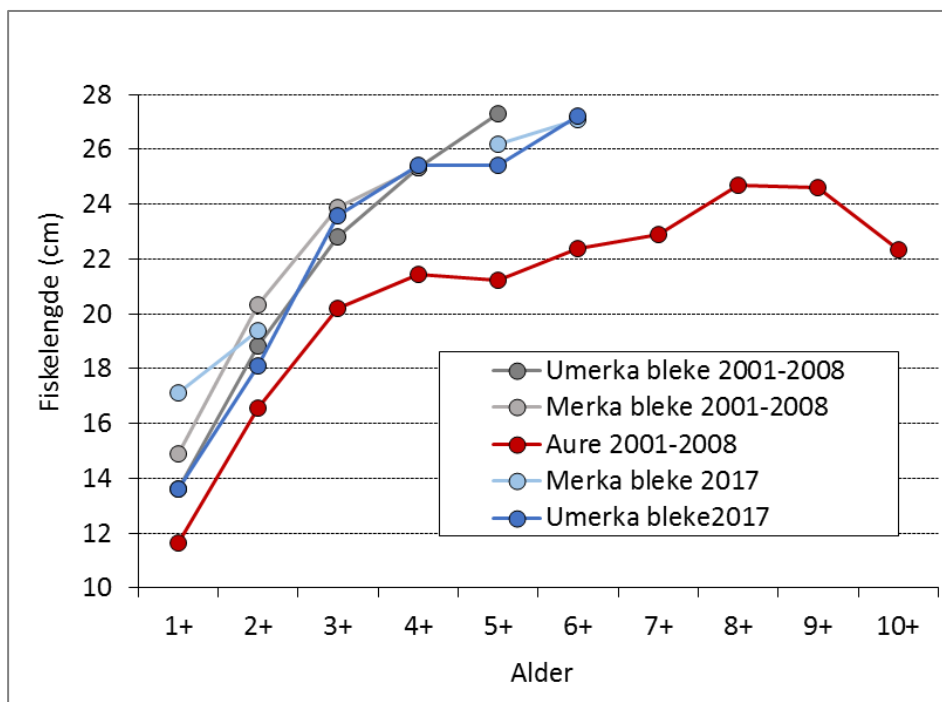
bleka kan eller har kunnet gjennomføre hele livssyklusen i rennende vann i deler av utbredelsesområdet, på tilsvarende måte som namsblanken, men det er fortsatt ikke bekreftet om bleka kan gjennomføre en elvelevende livssyklus.



Bildet til venstre viser ensomrig bleke (øverst) og ensomrig aure (nederst). I motsetning til auren har bleka en langstrakt kroppform, store finner og mer sparsom pigmentering, og likner ungfisk av anadrom laks. Bilde til høyre viser voksen bleke som har mer utpreget pelagisk drakt Foto: S.E. Gabrielsen & H. Christensen.

4.2.2 Størrelse, alder, vekst

Ved å gjennomføre hele livssyklusen i ferskvann har bleka lagt om til en livssyklus som ligner mer på aurens. Det er derimot klare forskjeller i livshistorietrekkene til de to artene. En forskjell er at auren i Byglandsfjorden generelt blir eldre enn bleka. Sammenliknet med auren blir en relativt liten andel av blekebestanden eldre enn seks-sju år. Utfra aldersanalysene og lengdefordelingene fra prosjektet er det også klart at auren stagnerer ved en mindre lengde (dvs. ca. 22-23 cm sammenliknet med bleka som først stagnerer ved en lengde på ca. 25 cm (**Figur 11**)). Imidlertid varierer vekstbetingelsene og det synes som veksten i de senere årene er bedre enn i perioden 2001-2008 (**Figur 11**). Det blir viktig å følge blekas vekst og aldersfordeling når settefisken gradvis fases ut av bestanden. Voksen bleke oppnår sjeldent størrelse større enn om lag 27-28 cm og om lag 150-180 g. Blant vårt tilgjengelige materiale med registreringer av over 9000 bleke i perioden 1972-2018, er de to største blekene som er registrert hhv 30,4 cm/235 g og 29,2 cm/247 g. Bleke som holdes som stamfisk i Syrtveit fiskeanlegg oppnår imidlertid regelmessig størrelser opp mot 2-3 kg. Dette tilsier at vekst og størrelse hos bleka sannsynligvis reflekter næringsgrunnlaget i Byglandsfjorden, og at den ikke er genetisk betinget til liten størrelse.



Figur 11. Gjennomsnittlige lengder for ulike aldersgrupper for et utvalg bleke og aure tatt i storruse og under prøvefiske i Byglandsfjorden i perioden 2001-2008 og i 2017. Merket bleke stammer fra utsetninger fra Syrtveit fiskeanlegg, mens umerket bleke stammer enten fra naturlig rekruttering eller rognplanting.

4.2.3 Kjønnsmodning, gyting og egg-utvikling

Bleke kjønnsmodner når de er tre til fire år og etter å ha oppnådd en størrelse på om lag 20-25 cm. Typisk er at de fleste hannene modner som treåringer mens de fleste hunnene modner først som fireåringer. Undersøkelser fra Byglandsfjorden viste at de kjønnsmodne hunnfiskene hadde en gjennomsnittlig lengde og vekt på hhv. ca. 26 cm og 144 gram, og at hver hunn i gjennomsnitt hadde 248 rognkorn. Gytetiden for bleke er desember og hovedandelen av gytingen finner trolig sted i midten av desember. For bleke, som for annen laks, er det hunnfisken som velger ut gyteplassen hvor rogn graves ned i grusen. Ved valg av gyteplass legger fisken særlig vekt på utformingen av bunnssubstratet, vannhastighet og vanddyp. Undersøkelsene av gyteplassene i Byglandsfjorden viste at bleke gyter på rennende vann, graver eggene ca. 3 til 6 cm ned i grus med en kornstørrelse fra 8 til 32 mm. Eggene ligger beskyttet i grusen gjennom hele vinteren, og yngelen tar seg opp av grusen og starter sitt første næringsopptak i løpet av siste halvdel av juni.

De viktigste gyteområdene fra gammelt av er omtalt som områdene med rennende vann ved Vassenden, dvs. utløpsområdet ved Byglandsfjorden, og i Otra oppstrøms Byglandsfjorden/Åraksfjorden (Dahl 1927), men det er sannsynlig at det også forekom gyting andre steder i utbredelsesområdet. I Otra oppstrøms Byglandsfjorden var områdene ved Langeid og Helle kjent som viktige gyteplasser (Kleiven et al. 2012). Ved kartlegging av gytegroper i perioden 2001-2015 har det regelmessig blitt registrert gytegroper av bleke på flere områder på Vassenden. Det er også registrert regelmessig gyting av bleke ved Fugleøyne, i nedre del av Åraksfjorden, samt at det er påvist gyting av bleke ved Storestraumen og Lislestraumen, og i Otra ved Storeøy (Langeid). De fleste gyteområdene har blitt registrert på vanddyp ned til 2 m (avhengig av den regulerte vannstanden i Byglandsfjorden). Det er også vanlig at både laks og aure foretrekker å gyte på forholdsvis grunne partier på rennende vann. I de senere årene er det imidlertid observert gyteområder på større dyp (ned til ca. 8 m) i områdene ved Vassenden og Storestraumen.

Det er usikkert om bleka er avhengig av rennende vann for å gyte, eller om den også kan gyte på stillestående vann i selve innsjøen. Dahl omtalte at bleka også gytte på grunne områder på 1-2 m i både i Byglandsfjorden og Åraksfjorden, og han så også for seg at det var innsjøgyting i Kilefjorden. Gyteområdet på Fugleøyne, hvor det regelmessig har vært registrert gyting av bleke, er lokalisert på et område med svært lave vannhastigheter i nedre del av Åraksfjorden. For øvrig har det blitt gjort søk etter gyteområder på antatt egnede områder i Byglandsfjorden, men så langt har det kun vært registrert gytegrøper av aure i selve innsjøen.

5. Utsetting av blekeyngel og blekerogn fra Bygland- og Syrtveit Fiskeanlegg

Blekebestanden er per 2017 et resultat av langvarig kultivering basert på utsetting av yngel og rognplanting i tillegg til naturlig rekruttering. Her gis en oversikt over utsettingene fra de først kom i gang i 1979 fram til 2017. I tillegg gis det en beskrivelse av hvordan disse tiltakene vil bli faset ut i perioden 2018-2021 som et tiltak for å etablere en selvreproduserende blekebestand.

5.1 Bruk av settefisk

Etter sammenbruddet i blekebestanden på slutten av 1960-tallet ble det iverksatt en redningsaksjon for å skaffe stamfisk som grunnlag for klekkeridrift og utsettinger av blekeyngel. Denne redningsaksjonen som er grundig omtalt i den første rapporten fra blekeprosjektet (Barlaup et al. 2005 inkl. referanser i rapporten) reddet trolig bleka fra utryddelse siden den sikret stamfisk som senere ga grunnlag for utsetting av ca. 500 000 yngel fra Bygland Fiskeanlegg i perioden 1979 – 1990 (**Tabell 4**).

Tabell 4. Utsettinger av umerket, ensomrig blekeyngel fra Bygland fiskeanlegg i perioden 1979-1990.

År	Antall
1990	116450
1989	110900
1988	65100
1987	38082
1986	47500
1985	20000
1984	85000
1983	1000
1982	20300
1981	0
1980	0
1979	3000
Sum	507332

I 1991 ble det tatt i bruk et nytt og moderne anlegg ved Syrtveitfossen, Syrtveit Fiskeanlegg, som i dag eies av Otteraaens Brugseierforening og drives av Agder Energi Produksjon. Otteraaens Brugseierforening har et pålegg om å produsere og sette ut 100 000 sommergammel blekeyngel per år for å kompensere for effektene av vassdragsregulering og for å bevare bleka.

I forbindelse med oppstarten av Syrtveit Fiskeanlegg ble det ikke satt ut yngel i årene 1991, 1993 eller 1994. I 1995 og 1996 var utsettingsantallet relativt lave (ca. 35 000) men fra 1997 til 2012 har utsettingene vært stabilt på omlag 100 000 bleke årlig. Den siste større utsettingen av settefisk ble gjennomført i 2012 deretter er det bare satt ut 10000 fettfinneklapte yngel i hhv. 2016 og 2017. I hele perioden fra 1991 til 2017 er det totalt produsert og satt ut i overkant av 1,7 millioner bleke fra Syrtveit Fiskeanlegg (**Tabell 5**). Fra 2018 er det bare planlagt en marginal utsetting i årene 2018-2020 med bruk av 5000 fettfinneklapte yngel på strekningen ved Flåni nedstrøms Hallandsfossen.

Utsettingene av settefisk er fordelt på Åraksfjorden, Byglandsfjorden og strekningene nedstrøms Byglandsfjorden. Fordelingen av settefisk på de ulike strekningene har variert mellom år, men i hovedtrekk har fordelingen vært at ca. 50% av fisken er satt i Byglandsfjorden, 25 % i Åraksfjorden og 20 % på strekningene nedstrøms Byglandsfjorden. I hele perioden er det i all hovedsak satt ut ensomrig startforet yngel. Unntaket er bruk av et fåtall eldre settefisk i 1992 og 1996.

All settefisken ble fettfinneklapt fra og med 1997. Unntaket var yngel satt nedstrøms Byglandsfjorden i årene 2006 til 2008 som ble merket med klipp av enten høyre eller venstre bukfinne for å avdekke eventuell vandring opp eller ned Fennefossen.

Tabell 5. Totalt antall settefisk satt ut fra Syrtveit Fiskeanlegg for perioden 1995 til 2017. Det ble ikke satt ut settefisk i årene 2013-2014. All settefisk er merket med fettfinneklipping fra og med 1997. I tillegg til tallene i tabellen ble det også satt ut 40.000 tosomrige i 1992, 6165 ensomrig bleke ved Rysstad i 1997, og 4769 eldre ungfisk (fordelt på 1+, 2+ og 3+) i 1996.

År	Åraksfjorden	Byglandsfjorden	B.fjord Dam-Fennefoss	Fennefoss-Kilefjorden	Totalt antall
2017				10000	10000
2016	4000	6000	0	0	10000
2012	26699	45724	9528	20271	102222
2011	25984	44016	9032	20968	100000
2010	27660	44810	9826	18321	100617
2009	18607	50927	11958	19596	101088
2008	22143	48215	10000	20130	100488
2007	26351	44499	10079	20045	100974
2006	24209	46322	12000	18000	100531
2005	24588	56306	0	19623	100517
2004	26773	51949	0	21475	100197
2003	25744	54490	0	20772	101006
2002	21308	49222	0	30174	100704
2001	27088	55567	0	17788	100443
2000	24751	52923	0	22476	100150
1999	30611	50767	0	19403	100781
1998	17912	54254	0	24597	96763
1997	3348	53956	0	42113	99417
1996	3630	15791	0	9187	28608
1995	3863	15905	0	9942	29710
Sum	385269	841643	72423	384881	1684216

5.2 Utplanting av øyerogn

Siden 1999 har bruk av settefisk blitt supplert med utlegging av øyerogn. Rognplantingen er utført på steder som er antatt å være egnet for gyting slik at bleke som stammer fra rognplantingen kan søke tilbake («home») til disse stedene for å gyte. Plantingen er derfor vært vurdert som et viktig virkemiddel for å få i gang naturlig rekruttering på tidligere gyteplasser. Rognplantingen begynte i 1999 og den positive evalueringen (Barlaup og Moen 2001) førte til at metoden deretter ble benyttet som et årlig tiltak i perioden 1999 til 2017. I denne perioden er det totalt plantet ut 4,2 millioner blekerogn. Mengden rogn ble de første årene spredt på flere ulike lokaliteter men i årene 2004-2009 ble innsatsen fokusert på å plante rogn på de restaurerte gyteplassene ved Vassenden sør i Byglandsfjorden og på det naturlige gyteplassen sør i Årakfjorden ved Fugløyni (**Tabell 6, Tabell 7**).

Med utvidelsen av prosjektet fra 2010 kom også prosjektet i gang med å plante rogn i Otra oppstrøms Byglandsfjorden med mål om å reetablere bleka i denne viktige delen av det tidligere utbredelsesområde. En stor andel av rogn har derfor vært plantet ut på strekningen fra Ose til øverst i restfeltet ved Hekni (Tjurrmodammen) i perioden 2010-2017 (**Tabell 7**). Undersøkelsene viser at det både ved rognplanting sør i Byglandsfjorden og i Otra oppstrøms fjorden gjennomgående har vært en normal, høy eggoverlevelse (>80 %). Noe av denne rognmengden (ca. 20 000) er blitt plantet i "blekeløpet" som ligger nederst i restfeltet ved Hekni.

Våren 2014 ble reetableringen av bleke i Dåsånassdraget satt i gang med utlegg av ca. 100 000 rogn årlig i perioden 2014-2017. Dåsåna blir fullkalket fra og med januar 2018.

I 1999 til og med 2009 ble rogn merket etter prosedyre av VESO, Veterinærinstituttet i Trondheim. Analyse av 150 umerkede bleker i 2003, dvs. bleker som ikke var fettfinnekleipt, viste at 64 % hadde fargemerke otolitt og dermed stammet fra rognplanting. I 2010, 2011 og 2012 ble rogn ikke merket. I perioden 2013 til og med 2017 ble rogn merket etter prosedyre av LFI, Bergen. Lesbarheten av otolittene fra årgangen 2013-2015 har hatt ujevn merke kvalitet og ikke vært vurdert som egnet for påvisning av merke. For årgangene 2016 og 2017 har derimot merke kvaliteten vært vurdert som tilstrekkelig og disse årgangene vil bli analysert for innslag av merket fisk i den videre prosjektgjennomføringen.

Tabell 6. Antall øyerogn av bleke plantet ut på ulike lokaliteter i årene 1999-2007.

Lokalitet (fra sør):	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Dåsåna	20000								
Bjøråna	2500								
Vassenden	6200	10000	42000	20000	30000	50000	50000	50000	50000
Runebergodden	6200	10000	10000	20000					
Neset sør			10000						
Grendi		12000		20000					
Grendiåne		2500	6000	6000					
Longerak			10000						
Øyni	12400	10000		10000					
Bygland-Neset	12400								
Lilestraumen		10000	10000						
Fugløyni	12400	18000	16000	24000		50000	50000	50000	50000
Sum	72100	72500	104000	100000	30000	100000	100000	100000	100000

Tabell 7. Antall øyerogn av bleke plantet ut på ulike lokaliteter i årene 2008-2017.

Lokalitet (fra sør):	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Nedstrøms Fennefoss			38000	41000	30000	30000	30000	30000	30000	30000
Dåsåna					2000		100000	102000	100000	97000
Vassenden	50000	50000	52000	60000	60000	50000	70000	70 000		
Fugløyni	50000	50000								
Otra fra Ose til utløp fra Hekni			50000	55000	41000	90000	50000	50000	100000	70000
Restfelt ved Hekni			50000	55000	60000	107500	138000	135000	155000	188000
Flåni nedstrøms Hallandsfossen			10000	7000	10000	10000	12000	15000	15000	12000
Sum	100000	100000	200000	218000	203000	287500	400000	332000	400000	397000

5.3 Opphør av yngelutsettinger og rognplanting i perioden 2018-2021

Det pågående blekeprosjektet som ble startet opp i 1999 har som målsetting å reetablere en selvreproduserende, livskraftig og høstbar blekebestand som ikke lenger er avhengig av utsettinger. I den forbindelse er det gjennomført en rekke ulike tiltak for å styrke den naturlige rekrutteringen til bestanden. Andelen bleker med opphav i utsettinger av settefisk er fulgt gjennom registreringer i storruser i perioden 2002 til 2017. I denne perioden er det påvist en økende andel umerket bleke og at det de siste årene har vært et stabilt og betydelig innslag av gytefisk i Byglandsfjorden som enten stammer fra naturlig rekruttering eller fra rognplanting. Undersøkelser av gyteområdene viser i samme tidsperiode at bleka gyter på flere gyteplasser i både Byglandsfjorden og Åraksfjorden. På denne bakgrunn er det vurdert som sannsynlig at en betydelig del av den umerkede bleka de senere årene stammer fra naturlig rekruttering selv om rognplanting også bidrar.

Med bakgrunn i denne positive utviklingen i blekebestanden har forvaltningen innvilget et midlertidig stopp i kultivering (dvs. rognplantingen og yngelutsett) i en fireårsperiode (2018-2021). Unntaket er strekningen lengst oppstrøms, dvs. fra utløpet av Brokke kraftstasjon til Hallandsfossen, hvor det i perioden vil bli satt ut et mindre antall (ca. 5000) fettfinneklapte ensomrige yngel og Dåsåna hvor det i 2018 vil bli plantet ut 100 000 rogn. Samtidig opprettholdes det en stamfiskbestand og beredskap ved Syrtveit Fiskeanlegg slik at en hvert av årene 2018-2021 har tilgang på 200 000 blekerogn ved eventuelt behov.

Hovedargumentet for en slik midlertidig stopp i fiskeutsetting er målet om å ivareta genetisk variasjon og at gytefisk som stammer fra naturlig rekruttering er spesielt verdifull fordi den har vist at den har egenskaper som gjør den i stand til å gjennomføre en naturlig livssyklus. Det er derfor viktig at bleker med opphav fra naturlig rekruttering og deres avkom ikke utkonkurreres av settefisk. Ved et opphør av kultivering vil blekebestanden igjen formes av naturgitte forhold og naturlig seleksjon. At disse naturlige mekanismene får virke vil fremme lokale tilpasninger til miljøet i Byglandsfjorden og kan være avgjørende for å nå målsettingen om en selvreproduserende blekebestand. Denne argumentasjonen for å prioritere naturlig reproduksjon framfor bruk av settefisk, finner en støtte for i både internasjonal (Garcia de Leaniz 2007; Araki & Schmid 2010) og nasjonal faglitteratur (Anon 2010; 2011; Karlsson et al. 2016) som omhandler bevaringsbiologi i forhold til truede stammer av Atlantisk laks.

I perioden 2018-2020 vil bestandsutviklingen fortløpende bli evaluert med årlige feltundersøkelser (kontroll av gyteområder/ungfisk/gytebestand) og genetiske undersøkelser. Det vil også i denne perioden bli gjennomført tiltak for ytterligere å styrke naturlig reproduksjon (kalking av Dåsåna fra 2018, planlagt kalking av vannet fra Brokke kraftstasjon, sikring/tillaging av gyte- og oppvekstområder).

Samtidig opprettholdes det en beredskapsplan i tilfelle bestandsutviklingen blir uventet negativ. Syrtveit Fiskeanlegg vil derfor fortsette sitt stamfiskhold som før slik at det årlig fra og med 2018 er tilgang til en reserve på ca. 200 000 blekerogn som ved behov enten kan plantes ut eller brukes som grunnlag for å produsere ensomrig settefisk. Etter feltundersøkelsene i årene 2018-2020 vil det i prosjektets sluttrapport, som vil bli ferdig første halvår 2021, bli gitt en anbefaling om opphør eller eventuelt gjenopptakelse av kultiveringstiltakene fra og med 2021/2022. Forvaltningen vil bli holdt fortløpende orientert om bestandsutviklingen gjennom direkte kontakt, prosjektmøter og årsrapporter.

6. Parasitter hos bleke og aure

Av Trond Einar Isaksen, Uni Research Miljø, LFI

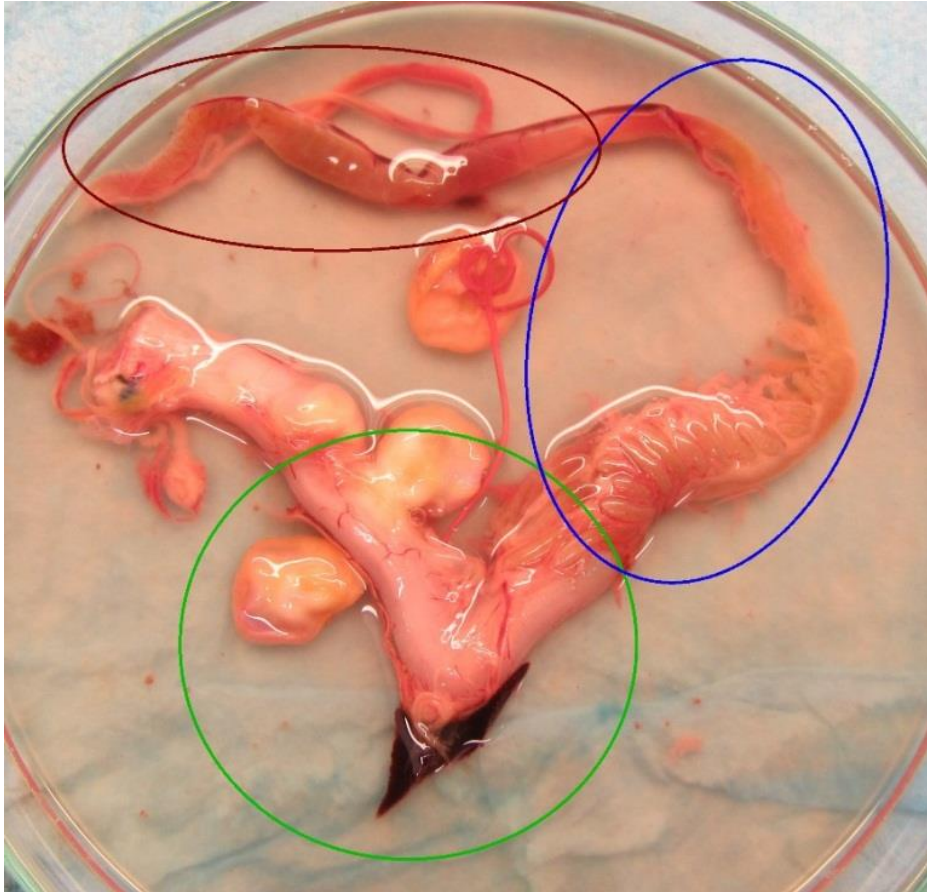
6.1 Metode

Det ble gjennomført uttak av bleke fra to områder i søndre del av Byglandsfjorden, hhv. Grendi og Vassenden. Materialet fra Vassenden ble supplert med et utvalg aurer. Fiskene ble avlivet, iskjølt og transportert til laboratorium ved Universitetet i Bergen for videre undersøkelser. Alle fiskene ble undersøkt med tanke på størrelse, samt grad av kjønnsmodning og alder. Det ble tatt prøver av alle fiskene for bestemmelse av parasittfauna. Det finnes en rekke kjente fiskeparasitter hos fisk i ferskvann, mange av disse er avhengige av ulike verter som plankton, insekter eller fiskespisende fugler for å kunne spre seg (indirekte smittevei). Fiskeparasitter kan av denne grunn, til en viss grad, gjenspeile økosystemet omkring vassdraget som fisken lever i. Andre parasitter smitter direkte uten behov for mellomstadier. Slike parasitter med direkte smittevei forekommer ofte hyppigst og mest intenst dersom fisketettheten er høy samtidig som forholdene gagnar parasitten.

Alle fiskene ble undersøkt for ektoparasitter (parasitter på fiskens ytre overflate) og endoparasitter (parasitter på innsiden). Det ble tatt prøver av hudoverflaten, gjeller, bukhule, mage, gallebære, blindsekker og midttarm, baktarm og hjernevev (CNS - *medulla oblongata*). I tillegg ble vevsprøver av gjelle, hjerte og nyrevev undersøkt for kjente salmonide fiskepatogener med bruk av molekylærbiologiske metoder (PCR / qPCR). Slike metoder kan effektivt påvise tilstedeværelse av mikroskopiske parasitter, bakterier og virus som ellers ikke er mulig å oppdage med bruk av tradisjonelle metoder.



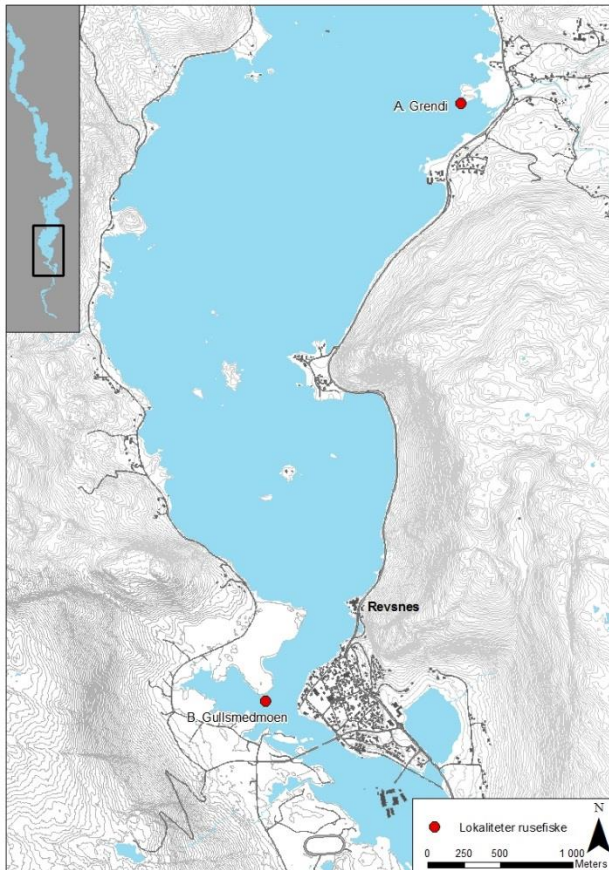
Gjelleprøver: Gjellebuer. Nummer 1-4 fra venstre mot høyre. Det ble tatt prøver av gjellefilamenter fra andre gjellebue på venstresiden av fisken i søk etter *Capriniana* og andre mikroskopiske ektoparasitter og for videre undersøkelser med bruk av PCR metoder. Alle fire gjellebuer fra den ene høyre siden av fisken ble undersøkt for makroparasitter som *Discocotyle*.



Mage-tarm systemet: Mage (grønn), midttarm og blindsekker (blå), baktarm (mørk rød). På bildet sees både frigjorte *Eustrongylides* larver og cyster fastsittende i mage regionen. De ulike delene av fordøyelsestrakten ble snittet opp og innholdet skrapet ut i søk etter ulike endoparasitter.

Fangstområdet

Det ble brukt storruse som fangstredskap. Disse var plassert ved hhv. Grendi (område A) og Gullsmedmoen (område B) sør i Byglandsfjorden (**Figur 12**). Ved uttak av bleke i rusa ved Grendi den 11.11.2013 ble fisken avlivet og lagt på is og sendt til Bergen for videre prøvetaking og undersøkelser. Fra Grendi ble det samlet inn 20 bleker med snittvekt på 116g. På stasjonen ved Gullsmedmoen ble rusa satt ut den 25/11 og første tømming var 5/12. Totalfangsten var da 73 aure og 87 bleke. Disse ble fraktet ned til Syrtveit Fiskeanlegg i transportkasse og satt inn i egne kar for oppbevaring. Fisken gikk da i god vannstrøm i tildekte kar (mørkt) frem til uttak for sending den 9/12. Det ble da gjort et tilfeldig utvalg av 20 stk. bleke og 10 stk. aure som ble avlivet, lagt på is og sendt til Bergen samme dag. Fisken hadde da gått 4 døgn i anlegget (Nils B. Kile, Syrtveit Fiskeanlegg. pers. komm).



Figur 12. Kart som viser lokalitetene med rusefiske i søndre del av fjorden hvor det ble samlet inn fisk for undersøkelser av parasittbelastning høsten 2013. Lokaliteten lengst sør, Gullsmedmoen, er i teksten også omtalt som Vassenden.

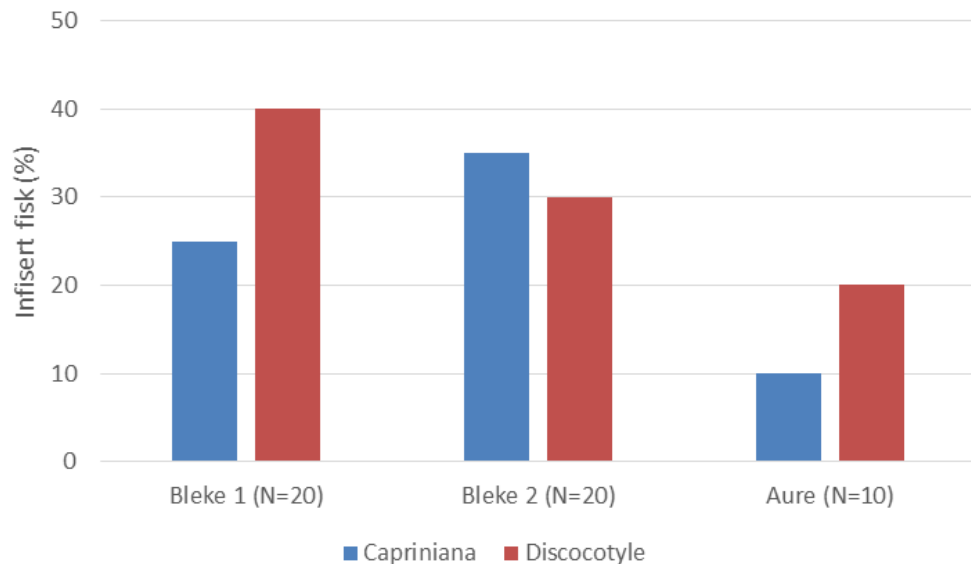
6.2 Hud og gjelle parasitter (ektoparasitter)

Mikroskopiske hudparasitter som *Ichthyobodo* spp., sesseliner og trichodinider er alminnelige hos laksefisk og ferskvannsfisk. Slike parasitter smitter direkte fra fisk til fisk og kraftige infeksjoner kan forekomme dersom fisketettheten er høy. Alvorlige infeksjoner gir hudskader med økt risiko for andre infeksjoner. Ingen parasitter på hud, finner eller i munnhule ble påvist hos bleke eller aure i denne undersøkelsen.

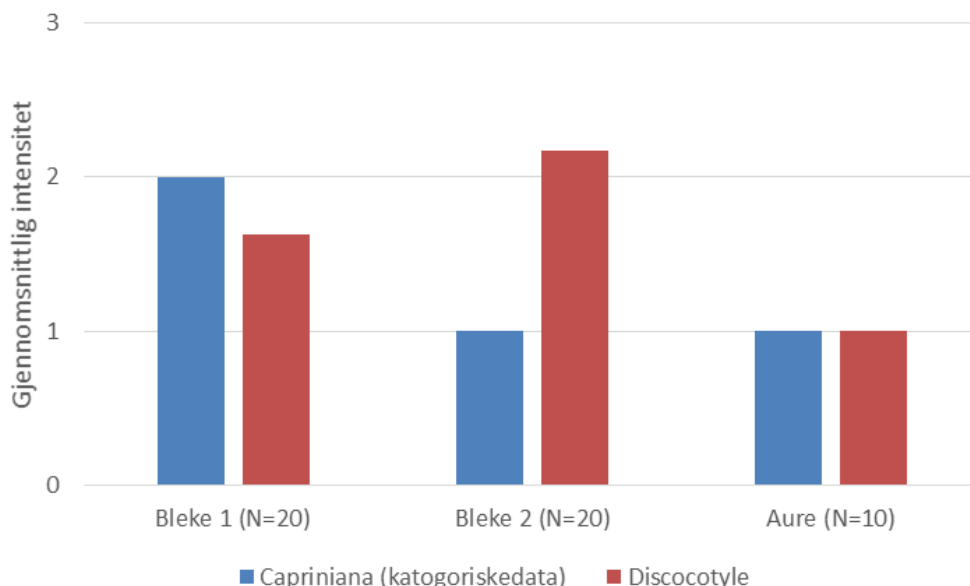
To ulike typer parasitter ble funnet på gjellene. Den ene typen var mikroskopisk i størrelse og ble identifisert som ciliaten *Capriniana piscium*. Denne parasitten regnes for å være harmløs symbiont på villfisk, men kan gi gjelleproblemer i form av klogging og kvelning ved kraftig infeksjon (høy intensitet). Denne parasitten ble oftere observert på gjelleprøver fra bleker enn fra brunaure med høyest prevalens blant bleker fra område B (35%, **Figur 13**). Det ble imidlertid ikke funnet store mengder av denne parasitten på noen av fiskene. Høyest gjennomsnittlig intensitet ble observert på bleke fra Grendi, område A (**Figur 14**).

Det ble også observert større parasitter av typen haptormark, identifisert som *Discocotyle sagittata* (Foto 1). Denne parasitten har et festeapparat som består av klyper (Foto 2) for best mulig feste på gjellefilementer hos fisk. *Discocotyle sagittata* er en blodsugende parasitt som har blitt observert på en rekke ulike typer laksefisk i ferskvann. Parasitten er vanlig forekommende, men stort sett harmløse. Kraftig infeksjon med denne parasitten kan imidlertid drepe fisken den beiter på. I undersøkelsen av gjeller fra salmonider fanget i Bygelandsfjorden var parasitten mer vanlig forekommende hos bleke

enn hos brunaure, med høyest prevalens blant fisk fra område A (40%, **Figur 13**). Det ble imidlertid kun observert svake infeksjoner blant bleker og aure i denne undersøkelsen (**Figur 14**). Flest antall *Discocotyle* parasitter (N=6) ble funnet på gjellene til en bleke fanget ved Vassenden i område B. Både *Capriniana piscium* og *Discocotyle sagittata* har direkte livssyklus uten mellomverter. Begge artene er naturlig forekommende hos laksefisk i ferskvann. Studier har vist at infeksjoner med disse parasittene er vanligst om sommeren og høsten.



Figur 13. Gjelleparasitter - prevalens. Antall parasittinfiserte fisker i forhold til antall (N) fisker undersøkt. Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.



Figur 14. Gjelleparasitter – intensitet. Gjennomsnittlig antall/mengde parasitter per infisert fisk. For *Capriniana* representerer verdiene 0-3 kategoriske data basert på tellinger fra utstryk av ca. 10 gjellefilamenter: 0 = ingen parasitter; 1= mindre enn 5 parasitter; 2 = 5 – 10 parasitter; 3 = mer enn 10 parasitter. For *Discocotyle* er verdiene basert på reelle tall: Gjennomsnittlig antall parasitter per infisert vert. Alle gjellebuer fra venstre siden ble undersøkt hos alle fisk. Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.

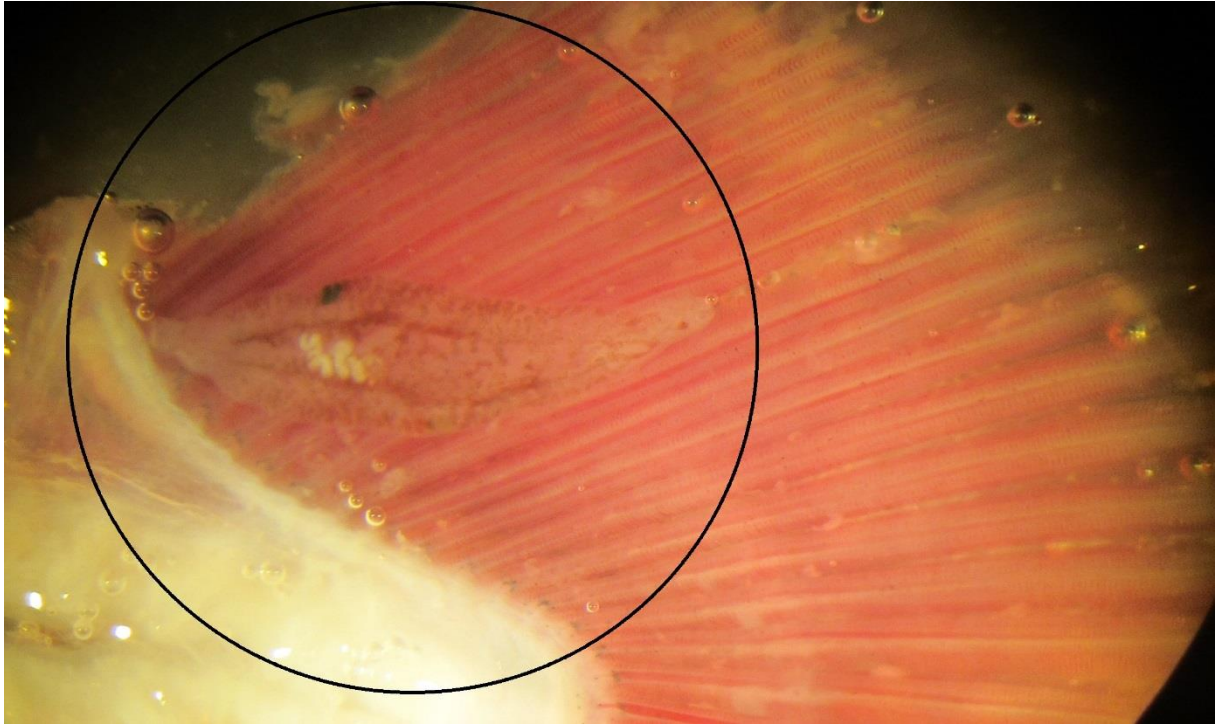


Foto 1. *Discotyle sagittata* på gjelle (Foto: T.E. Isaksen).



Foto 2. *Discotyle sagittata*. Festeapparatet er markert (Foto: T.E. Isaksen).

6.3 Indre parasitter - parasitter som lever inne i fisken (endoparasitter)

Alle fiskene ble undersøkt for makroparasitter i bukhulen (utenpå innvollene), i magesekk, blindsekk / midttarm og i baktarm. I tillegg ble det tatt prøver av galle og CNS vev fra medulla oblongata (forlengede ryggmarg) i søk etter mikroparasitter.

Bukhulen

Det ble observert to typer endoparasitter i bukhulen hos bleke og aure. Den ene typen bendelmark identifisert som *Diphyllobothrium* sp. Disse parasittene forekommer som larver (plerocercoider) i hvite eller gule kapsler av varierende størrelser utenpå innvollene (Foto 3 og 4).

Diphyllobothrium arter hos laksefisk i ferskvann har en livssyklus som inkluderer dyreplankton (copepoder) som første mellomvert, laksefisk er andre mellomvert og fiskespisende fugl sluttvert. To *Diphyllobothrium* arter med stor utbredelse hos laksefisk i Norge har enten måser eller fiskeender som sluttvert. Disse er *Diphyllobothrium dentriticum* («Måsemakk») og *Diphyllobothrium ditremum* («Fiskeandemakk»).

Kraftige infeksjoner av *Diphyllobothrium* hos laks og aure kan gi dødelige skader på vitale indre organer eller gjøre fisken mer utsatt for predasjon. *Diphyllobothrium* infeksjoner var langt mer vanlig hos bleker enn hos aure. Det ble observert *Diphyllobothrium* parasitter i 95% av de undersøkte blekene i både område A og B. (Figur 15). Det ble også registrert større mengde parasitter i infisert bleke sammenlignet med aure som kun hadde svake infeksjoner (Figur 16). Relativt kraftige infeksjoner med mer enn 50 innkapslede plerocercoider ble funnet på innvollene hos fire fisk fra område 1 og i en fisk fra område B.

Den andre typen parasitt som ble observert i bukhulen hos de undersøkte laksefiskene var rundorm, identifisert som *Eustrongylides*. Disse rundormene er lett gjenkjennelig som store, røde makk inne i store kapsler i bukhulen til laksefisk (Foto 5 og 6). *Eustrongylides* har bunnlevende børstemark som første mellomvert, laksefisk er andre mellomvert. Sluttvert er fiskeender og lom. Dersom denne parasitten havner i gal sluttvert som f.eks. i andre fiskespisende fugler som måse eller hegre, så kan dette resultere i at parasitten penetrerer vitale indre organer med dødelig utfall.

Det kan antas at kraftige infeksjoner av *Eustrongylides* hos laks og aure kan resultere i samme type skade som beskrevet for *Diphyllobothrium* i teksten over.

Eustrongylides infeksjoner var mer vanlig hos aure en hos bleke (Figur 15 og Figur 16). Det ble observert infeksjoner med denne type parasitt hos 40% av de undersøkte aurene, mens blant de undersøkte blekene ble det kun funnet infisert fisk fra område B. Det ble kun registrert svake parasittinfeksjoner med unntak av en aure om hadde hele 29 innkapslede *Eustrongylides* parasitter i bukhulen (Foto 5).



Foto 3. *Diphyllobothrium* sp. (bendelmark). Infeksjon i bukhule til bleke. Sees som hvite eller gule cyster på innvollene (Foto: T.E. Isaksen).



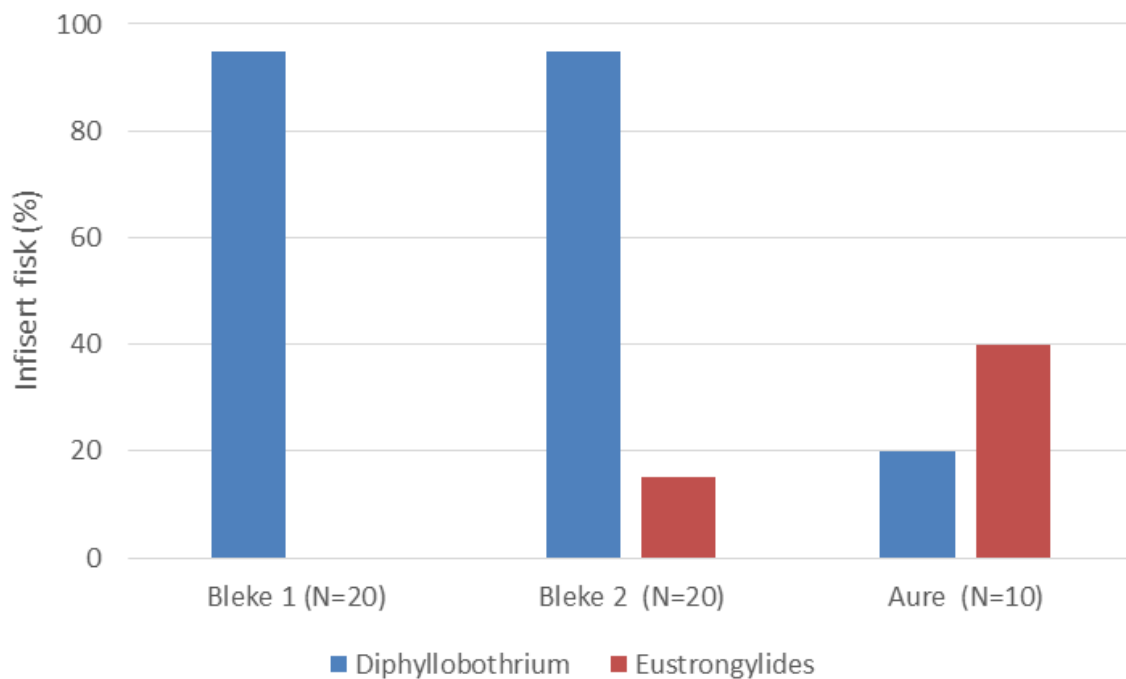
Foto 4. *Diphyllobothrium* sp. (bendelmark). Cyster med frigjorte bendelmarklarver. Rød vevsbit midt i blidet er en del av lever med fastsittende cyster (Foto: T.E.Isaksen).



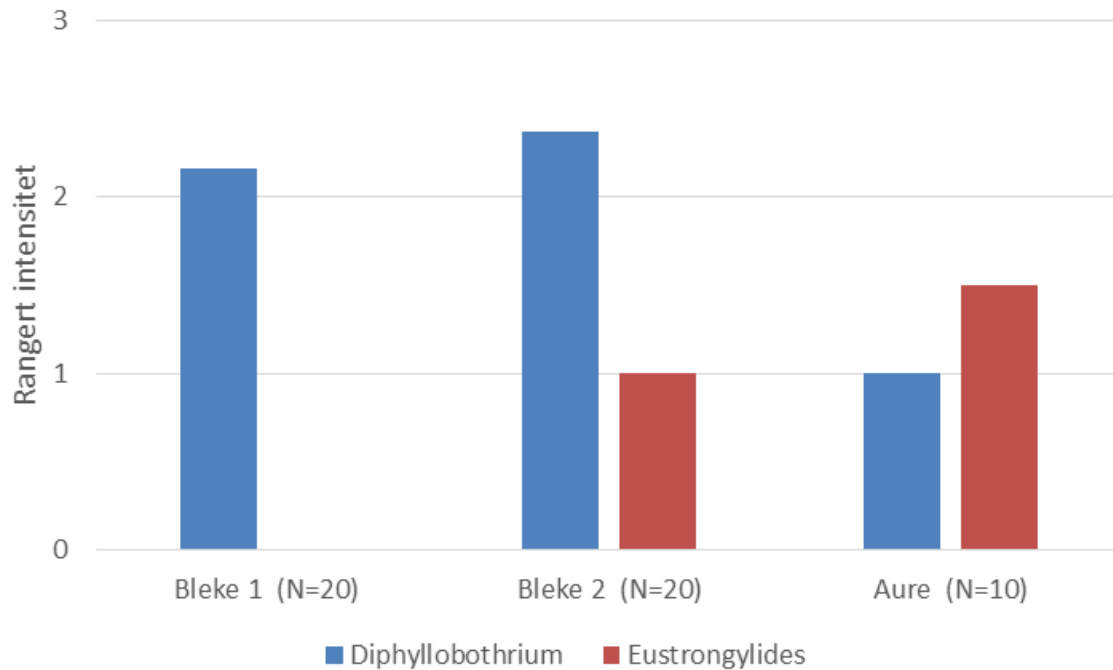
Foto 5. *Eustrongylides* (rundorm). Kraftig infeksjon i bukhalen til aure. Sees som store grå-hvite cyster som fyller store deler av bukhalen. Enkelte røde rundorm-larver har delvis forlatt cystene (Foto: T.E. Isaksen).



Foto 6. *Eustrongylides* (rundorm). Cyster fra bukhulen med frigjorte, røde rundormlarver (Foto: T.E. Isaksen).



Figur 15. Bukhuleparasitter - prevalens. Antall parasittinfiserte fisker i forhold til antall (N) fisker undersøkt. Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.



Figur 16. Bukhuleparasitter – intensitet. Gjennomsnittlig mengde parasitter per infisert fisk. Verdiene 0-3 representerer kategoriske data basert på estimert mengde bendelmark kapsler observert på innvollene til fiskene: 0 = ingen; 1= mindre enn 10 (svak infeksjon); 2 = 10 – 20 (moderat); 3 = flere enn 20 (kraftig). Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.

Magesekk

Det ble ikke funnet parasitter i magesekken til de undersøkte fiskene.

Midttarm med pylorusblindsekker

Det ble oppdaget to ulike typer bendelmakk (Cestoder) i midttarm og blindsekker hos bleke og aure, identifisert til slektene *Eubothrium* og *Proteocephalus*.

Det finnes to alminnelige *Eubothrium* arter som infiserer laksefisk i ferskvann i Norge. Disse er *Eubothrium crassum* («Auremakk») og *E. salvelini* («Røyremakk»). Disse to *Eubothrium* artene ligner hverandre utseendemessig, men den ene arten har størst preferanse for laks og aure mens den andre først og fremst forekommer i røyr. Begge disse artene har samme livssyklus med 2 verter: dyreplankton (copepoder) som første vert og fisk som sluttvert. Siden det ikke finnes røyr i det undersøkte vassdraget, er det mest sannsynlig ulike stadier (juvenile og adulte) av *E. crassum* som er påvist hos bleke og aure i denne undersøkelsen.

Eubothrium parasitter kan gi redusert vekst og kondisjon hos laksefisk. Kraftige infeksjoner kan også påvirke svømmeevnen til fiskene. Disse påvirkningene svekker fisken og kan gjøre den mer utsatt for predasjon.

Det ble funnet *Eubothrium* parasitter hos både bleke og aure. De fleste fiskene fra område B var infisert, særlig hos bleke der 95% av de undersøkte fiskene var infisert (**Figur 17**). Det ble også registrert større mengder parasitter i infisert bleke, uansett fangstområde, sammenlignet med aure (**Figur 18**). Bleke fra område B hadde størst intensitet med flere enn 30 parasitter observert i blindtarm og blindsekk hos 3 av 20 undersøkt fisk i desember.

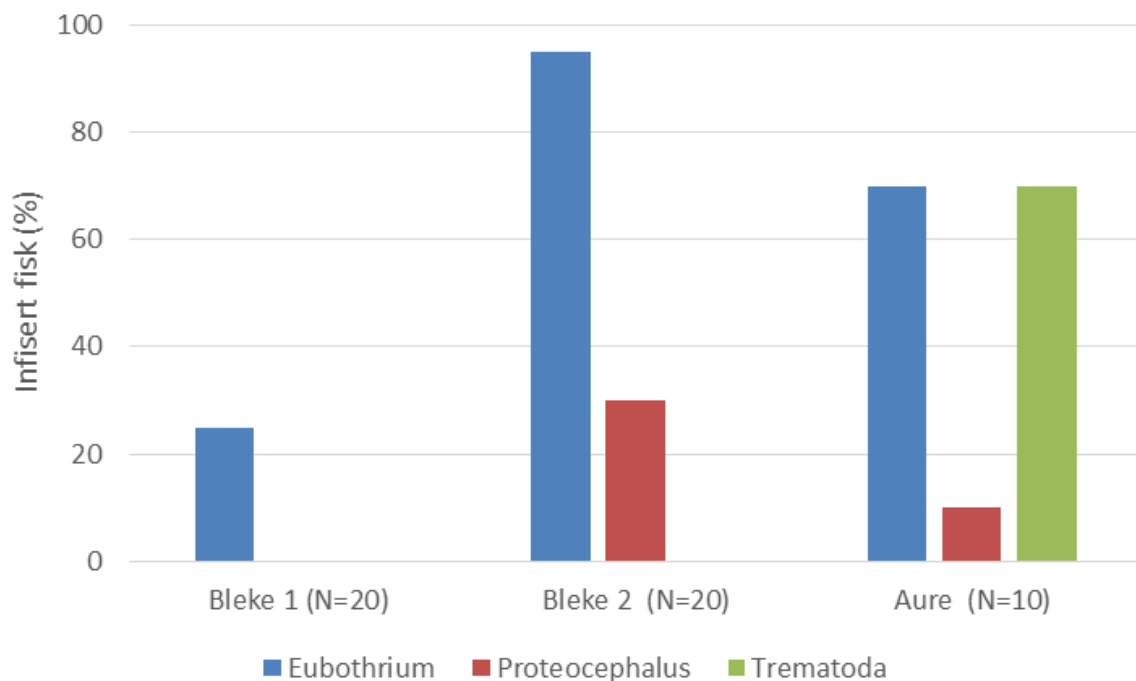
Generelt sett var det en klar dominans av umodne (juvenile) stadier av bendelmark (Foto 7), med kun få observasjoner av større og mer modne mark.

Den andre typen bendelmark som ble funnet i midttarm og blindsekk til de undersøkte fiskene ble identifisert til slekten *Proteocephalus*. Denne typen bendelmark er kjent fra en rekke ulike fiskeverter i ferskvann. En art er kjent fra laksefisk i Norge; *Proteocephalus longicollis*.

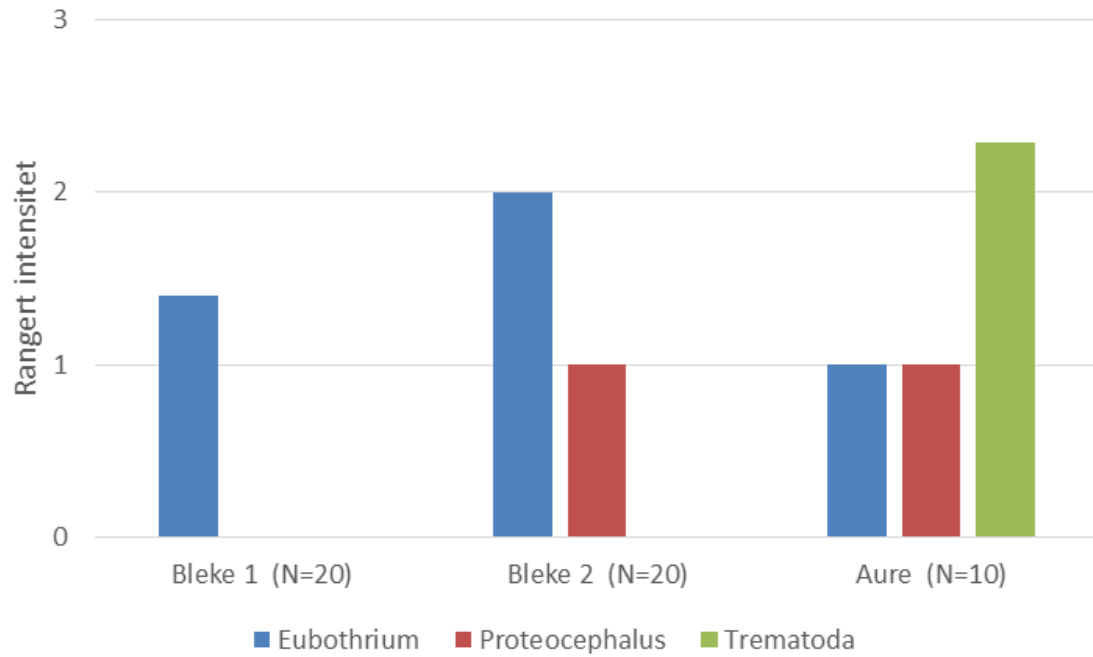
Proteocephalus parasitter har lignende livssyklus som *Eubothrium* sp. med copepoder som første vert og fisk som sluttvert. Det er antatt at *Proteocephalus* infeksjoner kan gi redusert vekst og kondisjon hos fisk, men infeksjoner med arten *P. longicollis* hos laksefisk betraktes som mindre skadelig sammenlignet med *Eubothrium* sp.

Det ble ikke funnet *P. longicollis* hos bleke fra område A, men infeksjoner ble registrert fra både bleke (30%) og aure (10%) i område B. Kun relativt svake infeksjoner ble påvist hos begge artene (**Figur 17** og **Figur 18**). Det ble ikke funnet modne, adulte stadier av *P. longicollis* blant de infiserte fiskene.

Det ble i tillegg til bendelmakk også funnet ikter (trematoder) i tarm og blindsekker hos aure (70% infisert). Slike parasitter ble ikke påvist hos bleke. Iktene ble identifisert som *Crepidostomum* sp. (muligens *C. farionis*). *Crepidostomum* parasitter er kjent fra laksefisk og er utbredt i hele Norge. De har muslinger som første mellomvert, døgfluelarver eller marflo som andre mellomvert og fisk som sluttvert. *Crepidostomum* parasitter er sannsynligvis harmløs for fisk. Infeksjonsgraden hos aure er vist i **Figur 17** og **Figur 18**.



Figur 17. Parasitter i midttarm med pylorusblindsekker - prevalens. Antall parasittinfiserte fisker i forhold til antall (N) fisker undersøkt. Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.



Figur 18. Parasitter i midttarm med pylorusblindsekker - intensitet. Gjennomsnittlig mengde parasitter per infisert fisk. Verdiene 0-3 representerer kategoriske data basert på estimert mengde parasitter observert i tarm og blindsekk til fiskene: 0 = ingen; 1= mindre enn 10 (svak infeksjon); 2 = 10 – 20 (moderat); 3 = flere enn 20 (kraftig). Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.

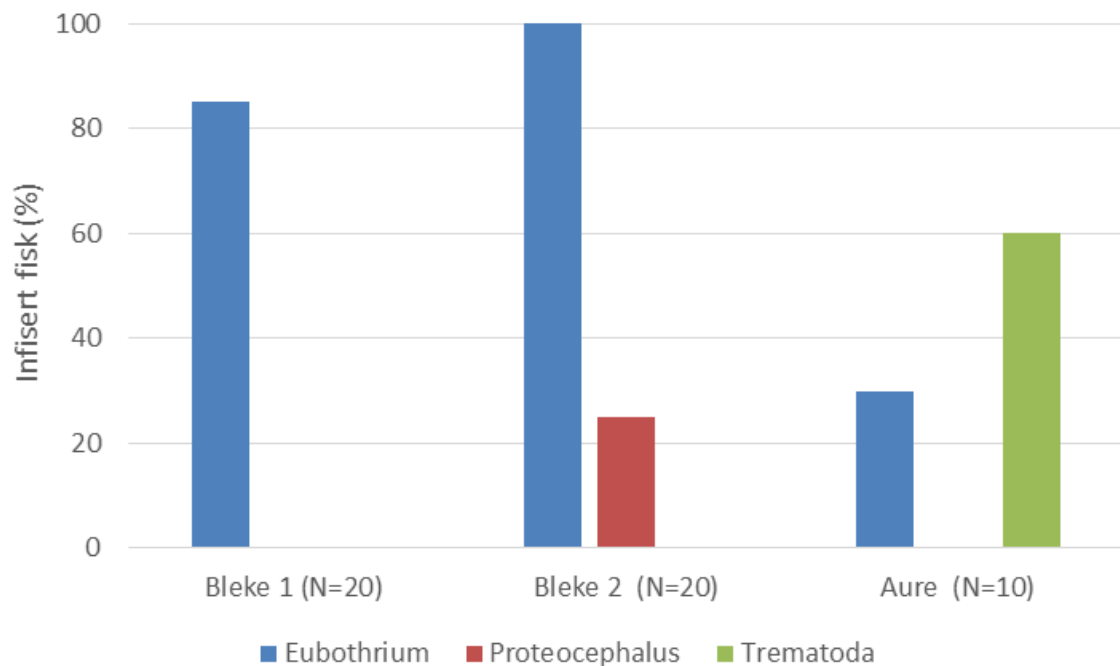


Foto 7. *Eubothrium* sp. Bendelmark larver (plerocercoider) fra tarm hos bleke (Foto: T.E.Isaksen).

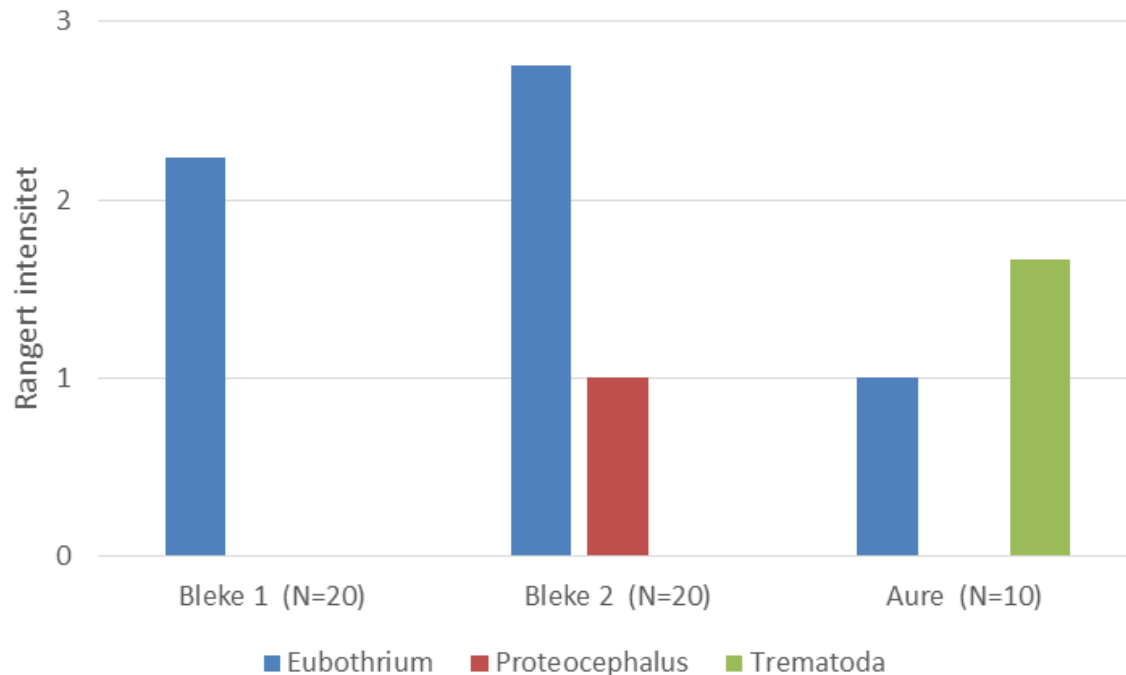
Baktarm

De samme parasittene (*Eubothrium* sp, *P. longicollis*, *Crepidostomum* sp) som ble registrert fra midttarm og pylorusblindsekkene ble også funnet i baktarm. Som i tilfelle med undersøkelsene av midttarm/blindsekk, var de observerte bendelmarkene i baktarm også dominert av umodne, juvenile stadier. Kun få adulte stadier forekom. Infeksjonsgraden til de ulike parasittene i baktarm hos bleke og aure er vist i **Figur 19** og **Figur 20**.

Det ble funnet flere infiserte, og større intensitet, av *Eubothrium* infeksjoner hos baktarmen til bleke sammenlignet med infeksjoner i midttarmen. Det ble registrert flere enn 50 *Eubothrium* parasitter i 2 av 20 undersøkte bleker fra både område A og B. Det ble ikke funnet trematoder (ikter) i baktarm til bleke. I baktarm til de undersøkte aurene ble det registrert kun svake infeksjoner med *Eubothrium* sp. og ingen *P. longicollis*. Trematoder identifisert som *Crepidostomum* sp. var vanlig og forekom i moderate mengder.



Figur 19. Parasitter i baktarm - prevalens. Antall parasittinfiserte fisker i forhold til antall (N) fisker undersøkt. Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.



Figur 20. Parasitter i baktarm - intensitet. Gjennomsnittlig mengde parasitter per infisert fisk. Verdiene 0-3 representerer kategoriske data basert på estimert mengde parasitter observert i tarmen til fiskene: 0 = ingen; 1 = mindre enn 10 (svak infeksjon); 2 = 10 – 20 (moderat); 3 = flere enn 20 (kraftig). Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.

Galleblære og CNS vev

Det ble tatt prøver for mikroskopiske undersøkelser av gallebære og CNS vev fra medulla oblongata (forlengede ryggmarg) til bleker og aure fra område B.

Ingen parasitter kunne detekteres i prøvene fra bleke, hverken fra galle eller CNS. Hos aure var galleprøver fra 6 av 7 undersøkte fisk positive, alle med lav intensitet.

I et av tilfellene ble det påvist en diplozoa som ble identifisert til slekten *Spironucleus*. Kun små mengder *Spironucleus* parasitter ble observert i den infiserte auren. Disse parasittene har ingen komplisert livssyklus, men kan smitte direkte fra fisk til fisk. Det finnes *Spironucleus* arter som er assosiert med sykdom hos laksefisk under høye vanntemperaturer i settefiskanlegg. I slike tilfeller har det vært oppformering av parasitten som har ført til massive infeksjoner i fordøyelsestrakten.

Galleprøver fra de andre positive aurene viste infeksjon med ulike typer myxosporidier. Disse er identifisert til artene *Myxidium truttae*, *Chloromyxum truttae* og *Henneguya salmincola*. Skadevirkning på villfisk som laks og aure er ikke kjent når det gjelder disse nevnte artene med unntak av *Henneguya salmincola* som kan infisere muskelvev og forårsake byller. Alle myxosporidier har komplisert livssyklus. Det er antatt at myxosporidier som parasitterer fisk har børstemark som nødvendig vert i livssyklusen. Det er et kjent unntak; *Tetracapsuloides bryosalmonae* som har mosdyr i livssyklusen og forårsaker proliferativ nyresyke hos laksefisk i ferskvann. Denne sistnevnte arten forekommer i nyrevev og kan være vanskelig og tidkrevende å påvise med bruk av lysmikroskop.

Myxosporidier ble også funnet i alle CNS prøvene fra aure (10 av 10 undersøkte). Disse ble identifisert som en og samme art; *Myxobolus neurobius*. Denne parasitten er alminnelig i aure i Norge, men mindre vanlig hos laks. Skadevirkninger hos fisk infisert med *M. neurobius* er ikke kjent.

Andre undersøkte organer

I prøver fra område A ble det tatt prøver av gjellelokk og munnhule for undersøkelser av ektoparasitter (de samme som også kan forekomme på hud og gjeller). I tillegg ble øyner undersøkt for tilstedeværelse av «øyeikten» *Diplostomum* spp. Denne sistnevnte parasitten kan gi redusert syn (ev.

blindhet hos fisken) som igjen kan medføre ineffektiv fødeopptak og/eller at den blir et lett bytte for fiskespisende fugl. I denne undersøkelsen ble det ikke detektert noen parasitter i disse organene.

Phyllodistomum umblae ("nyreikte") forekommer i nyre og urinblære og er alminnelig hos ferskvannsfisk over hele landet. Infeksjon med denne parasitten er vanligvis synlig ved at urinleder blir forstørret og lett synlig i hele baknyrens lengde. Det ble ikke observert kliniske tegn på denne type infeksjon, og det ble heller ikke påvist parasitter i stikkprøver fra baknyren.

Prøver for undersøkelse med bruk av molekylærbiologiske metoder (PCR / qPCR)

Det er i tillegg til gjelle også tatt ut vevsprøver fra hjerte og nyre i søk etter andre patogener (virus, bakterier), inkludert myxosporidien *Tetracapsuloides* som forårsaker PKD. Kraftige parasittinfeksjoner eller andre infeksjoner (f.eks. virus, bakterier) kan også føre til svekket immunforsvar og dermed økt mottakelighet for nye infeksjoner (sekundære infeksjoner). Disse prøvene er ikke endelig analysert. Tilstedeværelse av andre potensielle sykdomsfremkallende smittestoffer (virus, bakterier, mikroparasitter) er av denne grunn ikke blitt korrelert med intensiteter til parasitter i denne undersøkelsen.

Oppsummering

Det ble observert langt større prevalens (hyppighet av infeksjon), diversitet og intensitet av parasitter på og i de indre organene (endoparasitter) sammenlignet med ytre parasitter observert på gjeller (ektoparasitter). Dette kan til dels forklares med at de fleste hud- og gjelleparasitter går tapt kun kort tid etter at fisken har blitt avlivet, men også årstiden da fiskene ble fanget for undersøkelse. De fleste ektoparasitter, kjent fra laksefisk i ferskvann, har størst intensitet i sommerhalvåret med høyere vanntemperaturer.

Når det gjelder indre parasitter så var det særlig bendelmark larver som dominerte hos de undersøkte salmonidene fra Byglandsfjorden. Disse larvene var enten innkapslet på utsiden av innvollene eller forekom som frie i tarmkanalen, og representerte ulike arter. Hyppighet av alle observerte parasittinfeksjoner hos bleke og aure er vist i **Figur 21**. De fleste endoparasitter har kompliserte livssykluser som involverer nødvendige mellomverter og en sluttvert (endelig vert hvor parasitten blir kjønnsmoden). Forekomst av slike parasitter hos fisk reflekterer vertens omgivelser siden disse parasittene eksistensgrunnlag er avhengig av nødvendige mellomverter (f.eks. dyreplankton, børstemark, muslinger) og sluttverter. Fiskespisende fugl som fiskeender er nødvendige sluttverter for parasittarter innen ulike slekter som *Diphyllbothrium* (bendelmark) og *Eustrongylides* (rundorm).

Parasittens suksess med tanke på spredning og reproduksjon avhenger også av at det er tilstrekkelig med tilgjengelige verter. Den observerte parasittbelastningen i denne undersøkelsen viser tydelig at dette er tilfelle for søndre del av Byglandsfjorden. Det ble funnet hyppige infeksjoner, og tilfeller med kraftige infeksjoner, med bendelmark (*Diphyllbothrium*) og rundorm (*Eustrongylides*) hos henholdsvis bleke og aure.

Kraftige infeksjoner (> 20 parasitter per fisk) med *Diphyllbothrium* sp. ble observert hos bleke fra både Byglandsfjorden (30 %) og Åraksfjorden (45%). Enkelte av disse individene hadde infeksjoner med flere enn 50 parasitter, hhv. 3 individer fra Byglandsfjorden og et individ fra Åraksfjorden.

Det ble ikke observert kraftige *Diphyllbothrium* infeksjoner hos aure i denne undersøkelsen. Til gjengjeld var disse hyppigere infisert med rundormen *Eustrongylides*, hvorav et individ hadde så mange som 29 store parasitt cyster i bukhulen (se Foto 5). Generelt sett kan slike kraftige infeksjoner med parasitter som *Diphyllbothrium* og *Eustrongylides* skade indre, vitale organer hos fisk med dødelig utfall. Kraftige infeksjoner kan også påvirke fisken i form av nedsatt svømmeevne. I slike tilfeller vil parasittbelastningen ha en negativ effekt på overlevelse da dette gjør infisert fisk til et lettere bytte for fiskespisende fugl.

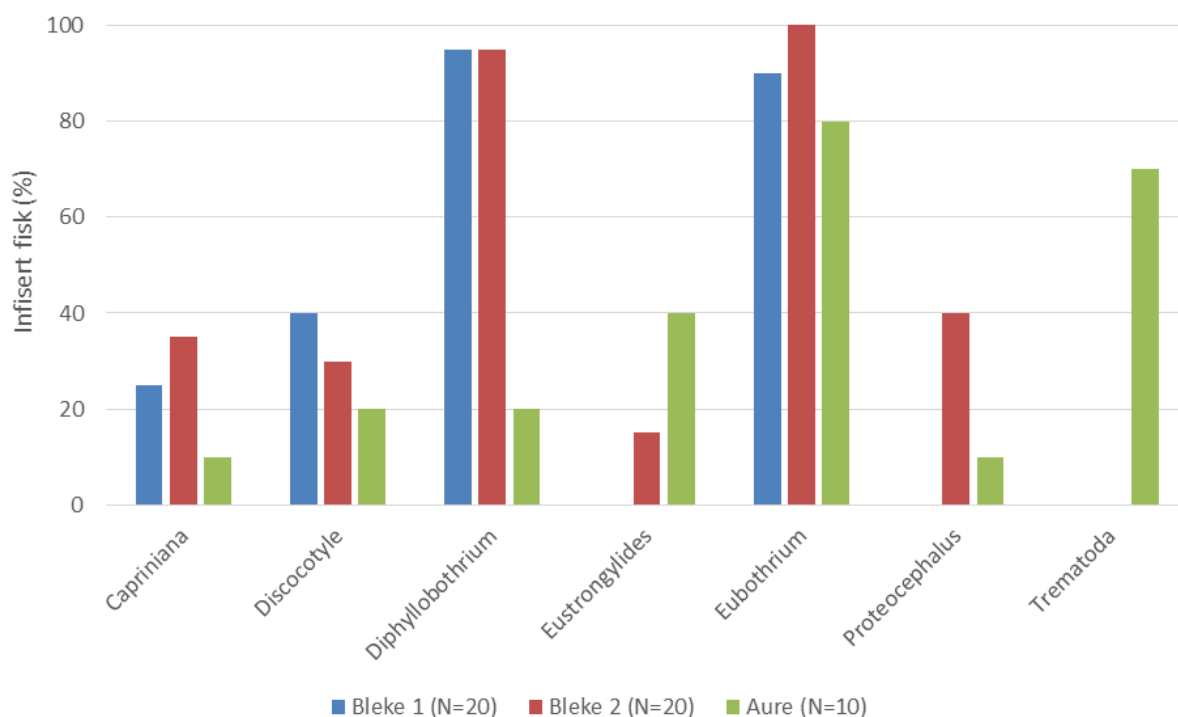
Bekjempelse av denne type parasitter vil innebære reduksjon av populasjonsstørrelsen til de nødvendige verter i parasittens livssyklus. Livssyklusen til disse parasittene er kjent. Det kan derfor konkluderes med at forekomst av nødvendige sluttverter som f. eks. fiskeender er en begrensende faktor i utbredelsen av denne type parasitter i vassdraget.

Abundansen til de ulike parasittene observert i denne undersøkelsen reflekterer ulik beitemønster hos bleke og aure. Det ble funnet høyere parasittforekomst av bendelmark hos bleke enn hos aure, mens det motsatte var tilfelle for parasittforekomst av rundorm og ikter. Nødvendige mellomverter til disse parasittene inkluderer viktige byttedyr for laksefisk. Det observerte infeksjonsmønsteret tyder på at bleke i større grad spesialisere seg på dyreplankton som byttedyr, mens auren i større grad beiter på bunndyr som børstemark og muslinger. Dette samsvarer med tidligere undersøkelser av mageinnhold som har vist at pelagiske byttedyr som dyreplankton er langt mer vanlig hos bleke sammenlignet med aure som i større grad beiter på bunnlevende dyr.

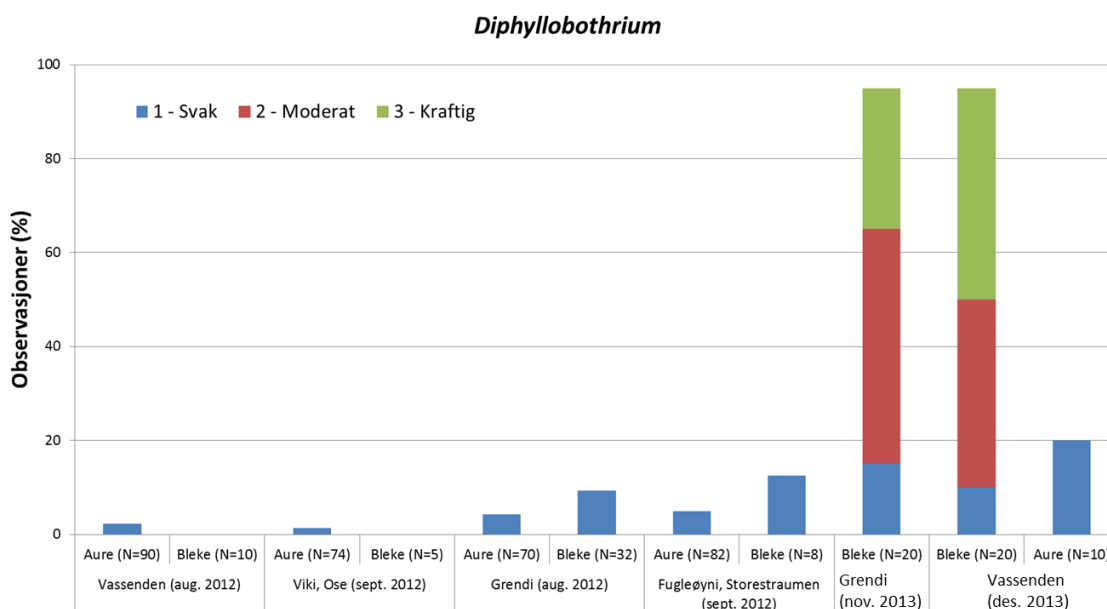
I tillegg til beitemønster vil forekomst av parasitter hos fisk variere med fiskens alder og leveområde. Videre vil spredning av parasitter med komplisert livssyklus (som bendelmark, rundorm og trematoder) variere med populasjonsstørrelsen til både mellomverter og sluttverter. Populasjonsstørrelsen til de nødvendige vertene (dyreplankton, fugler) varierer også med årstider og temperaturer. I denne undersøkelsen av bleke og aure ble fisken samlet inn sent på året, i november og desember. Dette kan forklare den lave andelen av modne stadier av bendelmark. Andre studier har vist at abundansen av modne stadier og egg-produserende bendelmark er langt større i sommerhalvåret sammenlignet med vinterhalvåret. Det er derfor forventet at uttak av fisk fra samme vassdrag i sommerhalvåret vil gi et annet resultat med tanke på hyppighet og intensitet i forekomst av de ulike parasittartene, både ektoparasitter og endoparasitter.

Tidligere undersøkelser av *Diphyllbothrium*-- og *Eustrongylides* infeksjoner hos aure og bleke viser at det er variasjoner mellom fangstområder når det gjelder parasittgrad. Disse undersøkelsene viser også at aure er langt mer utsatt for infeksjoner med rundormen *Eustrongylides* enn det bleke er. Sammenlignende resultater er vist i **Figur 22** og **Figur 23**. Her sammenliknes bleke og aure tatt på prøvefiske i august og september med fisk tatt i rusene ved Grendi og Vassenden i november og desember. Resultatene er trolig påvirket av at garnfiske i større grad består av juvenil og yngre fisk sammenlignet med rusefangstene som i hovedsak består av kjønnsmoden og eldre fisk. I dette materialet er det tydelig at den bleka som tas i november – desember, som i stor grad er eldre kjønnsmoden fisk, har den størst infeksjonsgrad av *Diphyllbothrium*. Det samme mønsteret gjør seg også gjeldende for bleke infisert med *Eustrongylides*.

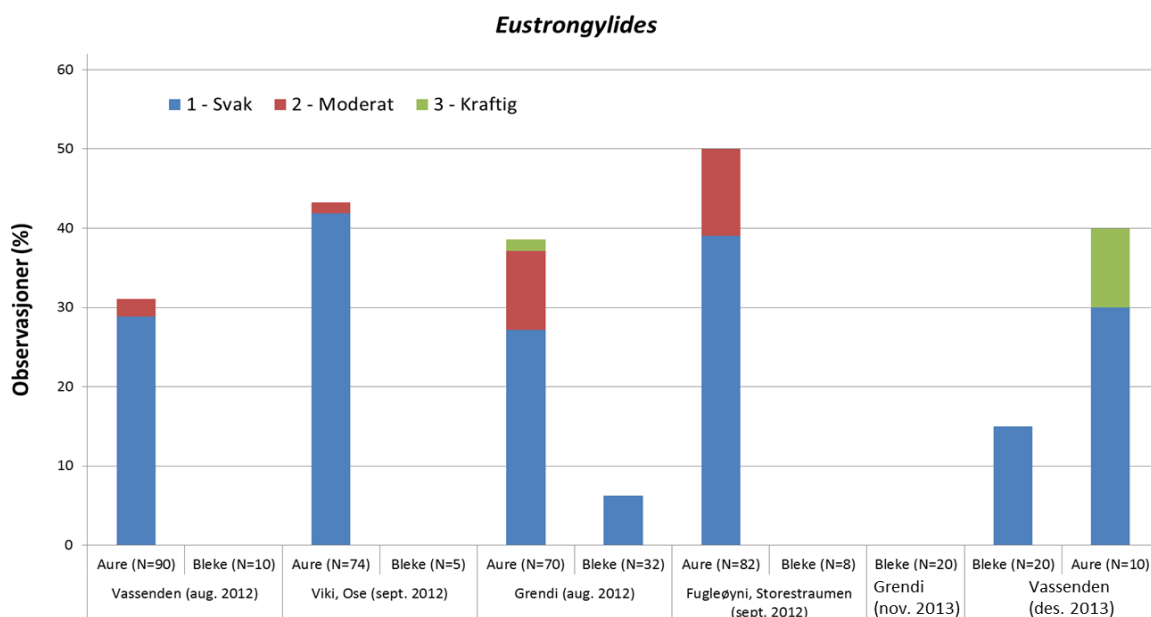
Et utvidet og sammenlignende studie av parasittbelastningen til bleke og aure i vassdraget gjennom både sommer- og vinterhalvåret i ulike områder vil i større grad bidra til programkartlegging av infeksjonsmønster og infeksjonsintensiteter som kan ha negativ påvirkning for fiskene med tanke på vekst og reproduksjon. Det bør også tas prøver av laksefisk i yngelstadiet da disse er mer mottakelig for parasitter med direkte smittevei. Høy parasittbelastning hos yngel i startforingsfasen kan gi økt dødelighet eller økt mottakelighet for andre infeksjoner. I den videre gjennomføringen av blekeprosjektet er det foreløpig planlagt prøvetakingen etter samme metoder som gjennomført høsten 2013.



Figur 21. Parasitter - prevalens. Antall parasittinfiserte fisker i forhold til antall (N) fisker undersøkt. Parasitter tilhørende *Capriniana* og *Discocotyle* er gjelleparasitter. *Diphylobothrium* og *Eustrongylides* forekommer som cyster utenpå innvollene til fisken. *Eubothrium*, *Proteocephalus* og trematoder (*Crepidostomum* sp.) forekommer i tarmen. Bleke 1 stammer fra uttak ved Grendi mens Bleke 2 og aure stammer fra uttak ved Vassenden.



Figur 22. *Diphylobothrium* infeksjoner. Infeksjonsgrad av cestoder (*Diphylobothrium* sp.) hos aure og bleke. Antall fisker undersøkt (N) i ulike områder med uttak i august – september 2012 og i november – desember 2013. Antall infisert fisk (%) og grad av infeksjon er vist. Infeksjonsgrad er kategorisert som svak (1: < 10 parasitter per fisk), moderat (2: 10-20 parasitter) og kraftig (3: > 20 parasitter).



Figur 23. *Eustrongylides* infeksjoner. Infeksjonsgrad av nematoder (*Eustrongylides* sp.) hos aure og bleke. Antall fisker undersøkt (N) i ulike områder med uttak i august – september 2012 og i november – desember 2013. Antall infisert fisk (%) og grad av infeksjon er vist. Infeksjonsgrad er kategorisert som svak (1: < 10 parasitter per fisk), moderat (10-20 parasitter) og kraftig (> 20 parasitter).

7. Bunndyr og dyreplankton som indikatorer på vannkjemisk tilstand

De vannkjemiske målingene er supplert med biologisk prøvetaking av bunndyr (vår og høst), og dyreplankton (planlagt 4 ganger i perioden mai-september). Første prøvetakingen ble gjennomført i mai 2010 av Uni Miljø og NIVA med opplæring av personalet på Syrtveit Fiskeanlegg og fiskebiologen i Bygland. I 2015 til og med 2017 ble det tatt bunndyrprøver vår og høst på ni lokaliteter i Otra og i to sidevassdrag – Dåsåna med tre lokaliteter, og Herpelandsåna (1 lokalitet). I tillegg ble det tatt bunndyrprøver i 13 sidevassdrag i 2015. Det ble også tatt prøver av dyreplankton i Byglandsfjord og Åraksfjorden i 2016.

7.1 Bunndyr

Av Godtfred Anker Halvorsen, Uni Research Miljø, LFI

7.1.1 Materiale og metode

Bunndyrprøvene i 2017 ble tatt den 28-29.05. og 19-21.10. Lokalitetene som ble prøvetatt fra 2015 til og med 2017 er vist i **Tabell 8**.

På hver lokalitet ble det tatt en sparkeprøve (Frost et al. 1971). Metodikken er den samme som i forsurnings- og kalkingsovervåkingen (Veileder 02: 2013). Prøvene ble samlet inn med en håv med åpning på 30x30 cm og maskevidde på 250 µm. Et areal foran håven ble rotet opp slik at dyr, planter, og annet organisk materiale blir ført med strømmen inn i håven. Det ble rotet på flere steder på lokaliteten for å få med de fleste mikrohabitatene, og for å få med flest mulig arter. Grovt regnet utgjorde hver sparkeprøve en strekning på ca. 3 m.

Tabell 8. Lokalteter med prøver av bunndyr fra 2010 til og med 2017. Lokaltetene ble nummerert i den rekkefølgen de ble tatt, og er ordnet fra nord til sør i tabellen. Manglende prøver er vist med '-'

Lokaliteter	Vår 2010	Høst 2010	Vår 2011	Høst 2011	Vår 2012	Høst 2012	Vår 2013	Høst 2013	Vår 2014	Høst 2014	Vår 2015	Høst 2015	Vår 2016	Høst 2016	Vår 2017	Høst 2017
Otra (fra nord til sør)																
St. 7	Otra oppstrøms Øvre Flåni	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 8	Otra nedstrøms Brokke (200m fra utløp)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 25	Otra nedstrøms Brokke (700m fra utløp)					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 29	Otra nedstrøms Brokke (900m fra utløp)						x	x								
St. 10	Otra v/Besteland nedstrøms terskel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 23	Otra nedstrøms terskel T4			x												
St. 24	Otra i Hekrifossen				x	x	x									
St. 17	Otra nedstrøms terskel T7A	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 30	Otra ved Langeid						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 26	Otra ved Storøy				x	x	x	x	-							
St. 26b	Otra ved Storøy (500 m nedstrøms St. 26)									x	x	x	x	x	x	x
St. 14	Otra nedstrøms utløp Byglandsfjord	x	-													
St. 12	Otra nedstrøms Fennefoss v/Bryggja	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 1	Utløp Kilefjorden	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sidevassdrag (fra nord til sør)																
St. 9	Fjellskardåna (oppstrøms) Fjellskardevja	x	x			x	x			x	x	x				
St. 11	Kvernåna v/Besteland	x	x								x	x				
St. 31	Herpelsåna										x	x	x	x	x	x
St. 16	Heisåna	x	-								x	x				
St. 22	Reiårsfossen (nedenfor riksveg)	x	-								x	x				
St. 21	Skåmåna (oppstrøms bro)	x	x								x	x				
St. 20	Kvålsåna	x	x								x	x				
St. 19	Longeraksåna	x	-								x	x				
St. 15	Daleåna	x	-								x	x				
St. 18	Grendiåna (oppstrøms riksvegen)	x	x								x	x				
St. 32	Bøåna										x	x				
St. 13	Oddebekken oppstrøms riksveg	x	-								x	x				
St. 5	Dåsåna oppstrøms Skjerka	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 4	Skjerka	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 6	Dåsåna v/Støylen	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
St. 3	Klepsåna	x	-								x	x				
St. 2	Eljansåna	x	x								x	x				

Prøvene ble lagt på alkohol og sortert ut i laboratoriet under lupe. Hver prøve ble sortert i en time og deretter artsbestemt. Sorteringen ble gjort nøytralt, dvs. det ble ikke lagt vekt på enkelte grupper av bunndyr. Det som var i prøven ble plukket ut så representativt som mulig. Etter dette ble resten av prøven gjennomgått for å finne eventuelle arter / taxa som ikke var sortert ut i løpet av den første timen. Dette ble gjort for å kunne beregne ASPT-indeksen.

For å kontrollere forsuringssituasjonen på lokalitetene beregnet vi Forsuringsindeks 1 og 2 etter Fjellheim & Raddum (1990) og Raddum (1999). RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) er en ny forsuringindeks som er beskrevet i Veileder 02:2013. Denne indeksen vil bli brukt i framtiden i overvåking av forsuring, men utprøving og testing av indeksen gjenstår. Vi baserer derfor tolkingen av bunndyrdataene på Forsuringsindeks 2. Grenseverdiene for Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR (EQR = Økologisk kvalitetskvotient) er gitt i **Tabell 9**. Disse er basert på en ny upublisert revisjon av veilederen. Referanseverdien som er brukt i Otravassdraget i utregningen av RAMI EQR er for svært kalkfattige elver.

Den organiske belastningen på elvene (påvirkning fra jordbruk og eventuelt kloakkutslipp) ble undersøkt med ASPT – indeksen ('Average Score Per Taxon') (Armitage et al. 1983), basert på bunndyrene i de kvalitative prøvene. Dette er en indeks som hovedsakelig gir størrelsen på den organiske belastningen på en lokalitet. Den baserer seg på 'scores' eller poeng, der enkelte familier av bunndyr får poeng avhengig av hvor tolerante artene i familien er for organisk anrikning / forurensing.

De mest tolerante får lav verdi, mens de minst tolerante får høy verdi. Summen av disse poengene for en bunnprøve utgjør BMWP indeksen ('Biological Monitoring Working Party System'). ASPT indeksen er en justering, der BMWP indeksen er delt på antall poenggivende arter/grupper i prøven. Denne indeksen er mer uavhengig av størrelsen på prøven enn BMWP indeksen, og blir derfor foretrukket. Grenseverdiene for ASPT-indeksen er gitt i **Tabell 9**.

Tabell 9. Grenseverdier for forsurening basert på Forsuringsindeks 2, RAMI EQR, og for organisk påvirkning basert på ASPT indeksen.

Økologisk status	Forsuringsindeks 2	RAMI EQR	ASPT – verdi
Høy	$x = 1,0$	$> 0,85$	$x \geq 6,8$
God	$1,0 > x \geq 0,77$	$> 0,806 - 0,85$	$6,8 > x \geq 6,0$
Moderat	$0,76 > x \geq 0,5$	$> 0,755 - 0,806$	$6,0 > x \geq 5,2$
Dårlig	$x = 0,25$	$> 0,708 - 0,755$	$5,2 > x \geq 4,4$
Svært dårlig	$x = 0$	$\leq 0,708$	$x < 4,4$

7.1.2 Resultater og diskusjon

Artene som har blitt registrert i undersøkelsen fra 2015 til 2017 er vist i **Vedlegg 2 - 9**.

Lokalitetene i Otra og sideelver – forsurening

Tabell 10 viser Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR for de undersøkte lokalitetene i Otra fra 2010 til og med 2017. Herpelandsåna, en sideelv til restfeltet nedstrøms Tjurrmodammen, er også tatt med i denne tabellen.

Som tabellen viser har det ikke vært registrert forsureningsskader på bunndyrfaunaen på den øverste lokaliteten (St. 7) ved Kvestad i hele perioden.

På de to lokalitetene på elvestrekningen mellom utløpet av Brokke Kraftverk og dammen ved Rysstad (St. 8 og St. 25) kan det imidlertid se ut til at forsurening har vært et problem. Indeksverdiene varierer imidlertid kraftig, og det er vanskelig å se noe system i variasjonen. Det som karakteriserer bunndyrfaunaen på denne strekningen er at den er svært fåtallig, dvs. vi finner svært lite dyr i prøvene. Dette ble også dokumentert i en kvantitativ undersøkelse (Velle m.fl., 2017) som sammenlignet prøver fra St. 25 og fra en lokalitet like ovenfor utløpet av kraftverket. Det var svært lavt antall dyr pr. m², og svært lav diversitet på lokaliteten nedstrøms kraftverket. Det har tidligere blitt rapportert om problemer med gassovermetning fra kraftverket på denne strekningen (Barlaup m.fl., 2015; Pulg m.fl., 2016), og Velle m. fl. (op.cit.) konkluderte med at gassovermetning var hovedårsaken til tilstanden i bunndyrsamfunnet på disse to lokalitetene, men at forsurening også kunne være en medvirkende faktor. I 2017 antydte indeksene (**Tabell 10**) at den øverste lokaliteten (St. 8) hadde svært sterke forsureningsskader om høsten, mens ca. 500 m nedstrøms (St. 25) var forholdene mye bedre. Dette skyldes at det ble funnet ett individ av sneglen *Radix balthica* på denne lokaliteten. Dette er en forsureningssensitiv art som har vært sporadisk registrert på denne lokaliteten tidligere. Funnet av denne arten førte til at begge indeksene fikk relativt høye verdier for høsten 2017. Hvorvidt arten også er sensitiv for gassovermetning vet vi ikke, men det virker sannsynlig at det ikke er forsurening, men gassovermetning, som er den viktigste begrensende faktoren for bunndyrsamfunnet på denne elvestrekningen. At de to forsureningsindeksene til tider viser svært forskjellige resultater tyder også på dette.

Tabell 10. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR for lokalitetene i Otra og i Herpelandsåna fra våren 2010 til og med høsten 2017. Lokalitetene er listet opp fra øverst til nederst i elva. '-' angir manglende prøve pga. vanskelige forhold. Fargekodene angir økologisk status med hensyn på forsurening i henhold til kravene i Vanndirektivet. Blå farge viser 'svært god' økologisk tilstand, grønn viser 'god' økologisk tilstand, 'gul' viser moderat økologisk tilstand, 'orange' viser dårlig økologisk tilstand, og 'rød' viser svært dårlig økologisk tilstand. RAMI EQR er basert på en ny revisjon av Veileder 02:13. Denne er foreløpig ikke publisert.

Lokalitet	Indeks	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017	
		V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H
St. 7 Otra ved Kvestad	Indeks 2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	RAMI EQR	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
St. 8 Otra nedstrøms Brokke (200m)	Indeks 2	0	0	0	1	0	1	0,5	0	1	0,5	0,5	0	0	0	0,5	0
	RAMI EQR	0,56	1	0,709	1	0,78	1	0,89	0,49	1	0,854	0,83	0,82	0	1	0,68	0
St. 25 Otra nedstrøms Brokke (700m)	Indeks 2					1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,5	0	0	0	0,5	1
	RAMI EQR					1	0,77	0,76	0,96	1	1	1	0	0,55	0	0,66	0,78
St. 10 Otra ved Besteland	Indeks 2	1	1	0,5	1	1	1	1	1	1	1	0,57	0,6	1	0	1	1
	RAMI EQR	0,98	1	0,97	1	1	1	0,98	1	1	0,92	0,87	0,89	0,94	0,63	0,89	0,94
St. 17 Otra nedstrøms terskel T7A	Indeks 2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	RAMI EQR	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,90	1	0,99	0,99	0,86	1	0,98
St. 31 Herpelandsåna	Indeks 2											0	0,5	0	0	0,5	0,5
	RAMI EQR											0,56	0,64	0,58	0,63	0,59	0,65
St. 30 Otra ved Langeid	Indeks 2							1	1	1	1	1	1	0,67	1	1	1
	RAMI EQR							1	1	1	1	1	0,88	1	1	1	0,94
St. 26 Otra nedstrøms Hekni Kraftverk	Indeks 2					1	1	1	1	-							
	RAMI EQR					1	1	1	1	-							
St. 26b Otra nedstrøms Hekni Kraftverk	Indeks 2										0,5	0,92	1	1	0,5	0,5	0,5
	RAMI EQR										0,83	0,96	0,87	0,99	1	0,70	0,73
St. 12 Otra nedstrøms Fennefoss	Indeks 2	0,5	1	0,5	-	0,5	0,5	0,79	0,5	0,58	0,5	1	1	1	1	0,69	0,53
	RAMI EQR	1	0,98	0,91	-	1	1	0,98	1	0,99	0,93	1	0,87	0,92	0,95	0,99	0,83
St. 1 Utløp Kilefjorden	Indeks 2	0,5	-	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1
	RAMI EQR	0,83	-	0,83	0,87	0,79	0,88	0,89	0,99	0,64	0,63	0,79	0,80	0,76	0,71	0,66	0,78

I restfeltet nedstrøms Tjurrmodammen (St. 10, 17 og 30) har forholdene vært gode i hele perioden (**Tabell 10**), med unntak av noen indikasjoner på forsureningsproblemer på den øverste lokaliteten ved Besteland (St. 10). Dette var spesielt tydelig høsten 2016. Vårprøvene på denne lokaliteten ble tatt under en periode med høy gassmetning ut fra Brokke. Målinger av gassovermetning fra inntaket til Hekni kraftverk ved Tjurrmodammen (U. Pulg, upubliserte data) viste at overmetningen var tydelig også her i samme perioden, men med lavere verdier. Fra begynnelsen av mai til midt i juni var det en periode med 115 - 135 % gassmetning. Dette har tydeligvis gitt en effekt på faunaen på St. 10, men effekten sees ikke før i høstprøvene. Hadde vannet fra Tjurrmodammen vært så surt at faunaen på St. 10 hadde fått svært sterke forsureningsskader, ville vi også ha sett forsureningsskader på bunnfaunaen på de to andre lokalitetene nedstrøms i restfeltet (St. 17 og St. 30). Her har imidlertid forsureningsindeksene

vist svært gode forhold i alle de årene det har vært tatt prøver, med et unntak våren 2016 på St. 30 ved Langeid nederst i restfeltet. Den relativt lave verdien for Forsuringsindeks 2 på dette tidspunktet kan ha vært forårsaket av surt vann fra Herpelandsåna. RAMI indikerer imidlertid uforsurede forhold, og i 2017 var det ingen indikasjon på forursingsskade fra noen av indeksene. Den litt lave verdien for Forsuringsindeks 2 våren 2017 skyldtes sannsynligvis tilfeldigheter ved innsamlingen.

Indeksene i Herpelandsåna (St. 31) viser 'svært dårlig' til 'moderat' økologisk tilstand i perioden fra 2015 – 2017 (**Tabell 10**). Dette er den eneste større elva av som renner ut i restfeltet etter at Kvernåna ved Besteland ble overført til Brokke Sør. Det ser imidlertid ikke ut som om det sure vannet fra Herpelandsåna får noen stor effekt på bunndyrfaunaen i restfeltet.

At det ikke er oppdaget konsistente forursingsskader på bunndyrsamfunnet i restfeltet tyder også på at det ikke er forursing som er det største problemet for bunndyrfaunaen på strekningen mellom utløpet av Brokke kraftverk og dammen ved Rysstad. Hoveddelen av vannføringen på denne strekningen i Otra kommer fra kraftverket, i tillegg til uforsuret vann fra restvannføringen oppstrøms Brokke. Hadde det vært surt vann som forårsaket skadene på bunndyra rett nedstrøms Brokke, skulle vi også sett disse skadene i hele restfeltet.

Nedstrøms restfeltet og utløpet av Hekni kraftverk (St. 26b) viser Forsuringsindeks 2 moderat økologisk tilstand med hensyn på forursing i 2017, og RAMI viser dårlig og svært dårlig tilstand. Det er usikkert hva disse lave verdiene skyldes. Episoder med sur nedbør kan være en forklaring, og 2017 var et år med ganske kraftige episoder (se kapittelet om vannkjemi). De kontinuerlige pH-loggerene ved Brokke og Ose viste flere episoder med surt vann, men pH-verdien ved Ose var lavere enn ved Brokke. St. 26b ligger ovenfor måleren ved Ose, og vannet som kommer her stammer fra Tjurrmodammen, og er det samme som renner i restfeltet. Forsuringssituasjonen skulle derfor være lik for St. 26b og for lokalitetene i restfeltet. Hadde de lave indeksverdiene på St. 26b vært en følge av forursing skulle vi sett tilsvarende også i restfeltet. En mer sannsynlig forklaring kan være at lokaliteten ble flyttet ca. 500 m nedstrøms i elva høsten 2014 fordi det var vanskelig å ta prøvene ved høy vannstand på den opprinnelige lokaliteten. Strømmen var sterk og substratet var grovere på den opprinnelige lokaliteten (St. 26), mens lenger nede var elva breiere, dypere og mer sakteflytende med finere substrat. Dette kan være en årsak til at indeksverdiene har vært noe lavere etter flyttingen. Det var også høy vannstand på lokaliteten da vår- og høstprøvene i 2017 ble tatt, og vi kom derfor ikke så langt ut i elva som normalt. Gassovermetning kan også være en årsak til de lavere indeksverdiene på lokaliteten. Pulg m.fl. (2016) viste at bølger med overmettet vann kan registreres så langt nede i elva, men også at overmetningen ikke når så høye verdier som lenger oppe i Otra (høyeste verdi målt i 2014 var 111 % overmetning 21 km fra Brokke – samme lokalitet som St. 26b). Sannsynligvis var den høye vannstanden både vår og høst årsaken til de lave indeksverdiene på St. 26b i 2017. I tillegg ble prøvene om høsten tatt rett etter den store flommen på Sørlandet, noe som kan ha forårsaket utvasking av bunndyr. Det er imidlertid ingen klare indikasjoner av dette på andre lokaliteter i Otra.

Nedenfor Fennefoss (St 12) viser Forsuringsindeks 2 moderat forursingsskade både vår og høst, mens RAMI indikerer henholdsvis svært god og god økologisk tilstand. RAMI har vist svært god tilstand og ingen forursingsproblemer for bunndyra på denne lokaliteten til alle tidspunkt tidligere, mens Forsuringsindeks 2 har variert mer. Selv om det er lite erfaring med den nye indeksen foreløpig, skyldes det sannsynligvis at i RAMI inngår det flere bunndyrarter/grupper enn det gjør i Forsuringsindeks 2. Den sistnevnte er også mer knyttet til strykstrekninger, og lokaliteten ved Bryggja er sakteflytende med sand og grusbunn der sand dominerer.

Ved utløpet av Kilefjorden (St. 1) indikerer Forsuringsindeks 2 svært god tilstand både vår og høst. Dette er en klar forbedring i forhold til tidligere år, der indeksen har vist moderat forursingsskade alle årene. RAMI viser imidlertid svært dårlig og moderat tilstand henholdsvis vår og høst, og den varierer kraftig i årene 2010 – 2017.

I Dåsånassdraget (**Tabell 11**) viser Forsuringsindeks 2 moderat forsuringsskade både vår og høst på alle de tre lokalitetene i 2017. RAMI indikerer imidlertid svært dårlig og dårlig økologisk tilstand på St. 5 øverst i Dåsåna, svært god økologisk tilstand og moderat økologisk tilstand i Skjerka henholdsvis om våren og høsten, og moderat og dårlig økologisk tilstand i Dåsåna etter samløpet med Skjerka i 2017. Forsuringsindeks 2 viser dårlig til moderat økologisk tilstand for alle tre lokalitetene i perioden fra 2010 til 2017. RAMI varierer mye mer enn Forsuringsindeks 2, men generelt indikerer den at forsuringsskadene øverst i Dåsåna har vært større enn i Skjerka i perioden. Vi må få mer erfaring med RAMI før vi kan trekke noen konklusjoner av sammenligningen av indeksene.

Tabell 11. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR for lokalitetene i Dåsånassdraget fra våren 2010 til og med høsten 2017. Lokalitetene er listet opp fra øverst til nederst i elva. ‘-’ angir manglende prøve pga. vanskelige forhold. Fargekodene angir økologisk status med hensyn på forsuring i henhold til kravene i Vanddirektivet. Blå farge viser ‘svært god’ økologisk tilstand, grønn viser ‘god’ økologisk tilstand, ‘gul’ viser moderat økologisk tilstand, ‘orange’ viser dårlig økologisk tilstand, og ‘rød’ viser svært dårlig økologisk tilstand. RAMI EQR er basert på en ny revisjon av Veileder 02:13. Denne er foreløpig ikke publisert.

Lokalitet	Indeks	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017	
		V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H		
St. 5 Dåsåna ved utløp	Indeks 2	0	-	0,5	0,5	0	0,5	0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	RAMI EQR	0,81	-	0,76	0,89	0,66	0,90	0,67	0,722	0,54	0,61	0,76	0,61	0,61	0,66	0,57	0,73
St. 4 Skjerka	Indeks 2	0,5	-	0,5	0	0,25	0,5	0,5	0	0	0,5	0	0,5	0	0,5	0,5	0,5
	RAMI EQR	1	-	1	0,88	0,94	1	0,89	0,93	0,84	0,65	0,74	0,81	0,79	0,78	0,92	0,77
St. 6 Dåsåna ved Støylen	Indeks 2	0,5	-	0,5	-	0	0,5	0,5	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	RAMI EQR	1	-	1	-	0,92	0,99	0,81	0,95	0,81	0,72	0,85	0,84	0,81	0,98	0,79	0,75

Forsuringsindeks 2 fra sideelvene er vist i **Tabell 12**. Alle elvene viser sterk til moderat forsuringsskade på bunndyrfaunaen med et unntak fra vårprøvene i Fjellskardåna i 2015. Det kan se ut som om tilstanden har blitt litt bedre i denne elva etter at det meste av vannføringen ble overført til Brokke i forbindelse med Brokke Nord/Sør utbyggingen. Forsuringssituasjonen i de andre elvene har heller blitt dårligere i 2015 enn det den var i 2010.

Tabell 12. Forsuringsindeks 2 for sideelvene til Otra fra 2010 til og med høsten 2015. Lokalitetene er listet opp fra øverst til nederst i elva. ‘-’ angir manglende prøve pga. vanskelige forhold. Fargekodene angir økologisk status med hensyn på forsuring i henhold til kravene i Vanddirektivet. Blå farge viser ‘svært god’ økologisk tilstand, grønn viser ‘god’ økologisk tilstand, ‘gul’ viser moderat økologisk tilstand, ‘orange’ viser dårlig økologisk tilstand, og ‘rød’ viser svært dårlig økologisk tilstand.

Lokalitet	Indeks	2010		2011		2012		2013		2014		2015	
		V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H
St. 9 Fjellskardåna		0	0,5			0	0,5	0,51		0,63	0,82	0,60	
St. 11 Kvernåna ved Besteland		0,5	0,57									0	0
St. 16 Heisåna		0	-									0	0
St. 22 Reiås fossen		0	-									0	0
St. 21 Skåmåna		0,5	0									0	0,5
St. 20 Kvalsåna		0,5	0,5									0,5	0,5
St. 19 Longerakåna		0,5	-									0	0,5
St. 15 Daleåna		0,5	-									0,5	0
St. 18 Grendiåna		0,64	0,53									0	0
St. 13 Oddebekken		0	-									0	0
St. 3 Klepsåna		0,5	-									0,5	0,5
St. 2 Eljansåna		0,53	0,6									0,5	0,5

Lokalitetene i Otra og sideelvene – organisk belastning

ASPT-verdiene fra lokalitetene i Otra med Herpelandsåna og Dåsåna-vassdraget er vist i **Tabell 13**. Resultatene fra utregningen av ASPT-indeksen må tolkes med forsiktighet siden de bare er basert på en prøve pr. lokalitet. Så langt indikerer indeksen liten organisk belastning på lokalitetene ovenfor Åraksfjorden med unntak av lokalitetene nedenfor utløpet av Brokke kraftverk (**Tabell 13**). Her påvirker imidlertid problemene med gassovermetning indeksen. ASPT-verdien for St. 17 i restfeltet indikerer moderat organisk påvirkning både i 2016 og 2017, mens lokaliteten ovenfor (St. 10) viser god tilstand i 2016 og moderat tilstand i 2017. Verdiene var imidlertid tett opp til grenseverdien mellom moderat og god økologisk tilstand. Tilstanden på lokaliteten nedenfor i restfeltet (St. 30) indikerer ingen organisk forurensing. Hva som forårsaker den noe lavere indeksen på de to øverste lokalitetene i restfeltet er usikkert. Indeksen på St. 10 ved Besteland har indikert moderat økologisk tilstand tidligere, mens den på St. 17 har vist god og svært god tilstand fra 2010 til 2015. Målinger av gassovermetning har vist at bunndyra øverst i restfeltet kan bli utsatt for forhøyede gass-verdier (Pulg m. fl. 2016), og dette kan ha hatt effekt på bunnfaunaen og ASPT-indeksen. På St. 17 midt i restfeltet har indeksen imidlertid indikert gode forhold fram til 2016. Under prøvetakingen i 2017 hadde en begynt arbeidet med å justere terskelen like ovenfor der hvor prøven har blitt tatt. Dette kan ha hatt en effekt på bunndyrfaunaen på denne lokaliteten, og være en av årsakene til den noe lavere indeksverdien i 2017.

Den økologiske tilstanden med hensyn på organisk forurensing var svært god i Herpelandsåna i 2017. Dette er den eneste elva av noe størrelse som renner inn i restfeltet, mellom St. 17 og St. 30. Tilstanden i denne elva har vært god i hele perioden det har vært tatt prøver der.

Tabell 13. ASPT-indeksen for lokalitetene i Otra, Herpelandsåna, og i Dåsånassdraget fra høsten 2010 til og med høsten 2017. Lokalitetene er listet opp fra øverst til nederst i elva. '-' angir manglende prøve pga. vanskelige forhold. Fargekodene angir økologisk status med hensyn på forurensning i henhold til kravene i Vanndirektivet. Blå farge viser 'svært god' økologisk tilstand, grønn viser 'god' økologisk tilstand, 'gul' viser moderat økologisk tilstand, 'orange' viser dårlig økologisk tilstand, og 'rød' viser svært dårlig økologisk tilstand.

	Høst 2010	Høst 2011	Høst 2012	Høst 2013	Høst 2014	Høst 2015	Høst 2016	Høst 2017
St. 7 Otra oppstrøms øvre Flåni	6,2	7,2	6,2	6,5	6,4	7	6,6	6,3
St. 8 Otra nedstrøms Brokke (200m)	4,5	3,3	5,7	5,0	6,0	5,4	4	2,7
St. 25 Otra nedstrøms Brokke (700m)			5,9	5,3	3,6	3	1,5	3,6
St. 10 Otra ved Besteland	5,7	6,6	5,8	6,0	5,9	6,0	6,3	5,8
St. 17 Otra nedstrøms terskel T7A	6,5	6,9	6,3	6,6	6,2	6,0	5,9	5,8
St. 31 Herpelandsåna						6,7	6,1	7,2
St. 30 Otra ved Langeid				6,7	6,5	6,7	6,8	6,8
St. 26 Otra nedstrøms Hekni Kraftverk			5,9	5,7				
St. 26b Otra nedstrøms Hekni Kraftverk					7,3	5,5	5,7	6,1
St. 12 Otra nedstrøms Fennefoss	4,9		5,9	6,3	6,0	4,8	5,6	6,5
St. 5 Dåsåna ved utløp Dåsvatn	6,7	-	6,4	6,1	6,8	6,4	6,5	6,3
St. 4 Skjerka	6,9	-	7,3	6,5	7,3	6,3	6,8	7,1
St. 6 Dåsåna ved Støylen	-	-	6,8	6,9	6,7	6,8	6,9	7
St. 1 Utløp Kilefjorden	-	5,2	5,1	5,9	5,9	6,8	5,4	5,9

I Otra nedenfor Byglandsfjord viser indeksen ingen organisk belastning på lokaliteten nedenfor Fennefoss (St. 12), mens den viser moderat økologisk tilstand på den nederste lokaliteten på utløpet av Kilefjorden (St. 1). Denne lokaliteten har hatt flere år med dårlig og moderat økologisk tilstand. Om dette er et resultat av den totale organiske belastningen i Otra, eller om det skyldes at lokaliteten er spesiell med grovt substrat bestående av mye store blokker og relativt sakteflytende vann er usikkert.

Det har ikke vært noen indikasjon på organisk forurensning i Dåsånassdraget fra 2010 til 2017 (St. 4, 5 og 6).

I de sideelvene til Otra der det ble tatt prøver i 2010 og 2015 ble det ikke registrert noen antydninger til organisk forurensning (**Tabell 14**). Moderat økologisk tilstand i Kvernåna ved Besteland (St. 11) i 2015 skyldes at denne prøven ble tatt etter at elva var overført til Brokke Sør, og vannføringen i elva var tilnærmet borte.

Tabell 14. ASPT-indeksen for lokalitetene i sideelvene til Otra som det ble tatt prøver fra i 2010 og med høsten 2015. Lokalitetene er listet opp fra øverst til nederst i elva. ‘-’ angir manglende prøve pga. vanskelige forhold. Fargekodene angir økologisk status med hensyn på forsurening i henhold til kravene i Vanddirektivet. Blå farge viser ‘svært god’ økologisk tilstand, grønn viser ‘god’ økologisk tilstand, ‘gul’ viser moderat økologisk tilstand, ‘orange’ viser dårlig økologisk tilstand, og ‘rød’ viser svært dårlig økologisk tilstand.

	Høst 2010	Høst 2012	Høst 2013	Høst 2014	Høst 2015
St. 9 Fjellskardåna	6,6	6,9	6,4	6,7	6,5
St. 11 Kvernåna ved Besteland	6,9				5,9
St. 16 Heisåna	-				6,7
St. 22 Reiårsfossen	-				6,8
St. 21 Skåmåna	-				7,3
St. 20 Kvalsåna	7,0				7,0
St. 19 Longerakåna	-				6,9
St. 15 Daleåna	-				6,4
St. 18 Grendiåna	6,6				6,7
St. 13 Oddebekken	-				6,7
St. 3 Klepsåna	-				7,3
St. 2 Eljansåna	6,8				6,9

3.1.3 Konklusjon

- Det er ingen antydning til forsureningsproblemer eller organisk forurensing i Otra ovenfor Brokke Kraftverk.
- På strekningen mellom Brokke Kraftverk og bassenget ved Rysstad indikerer både forsureningsindeksene og ASPT-indeksen tidvis svært dårlig økologisk tilstand, dvs. kraftige forsureningsproblemer og kraftig organisk forurensing. Det er imidlertid gassovermetning som er det største problemet for bunndyrfaunaen her (Pulg m. fl, 2016, Velle m. fl. 2017), selv om forsureningsskade i forbindelse med sure episoder ikke kan utelukkes helt.
- I restfeltet nedenfor Tjurrmodammen opptrer det tilsynelatende sporadiske forsureningsepisoder på den øverste lokaliteten ved Besteland. Nedenfor er det imidlertid ingen antydninger til forsureningsproblemer. De sporadiske episodene med moderat økologisk tilstand på den øverste lokaliteten skyldes etter all sannsynlighet gassovermetning i vannet over Tjurrmodammen.
- Herpelandsåna, som er den eneste elva av noen størrelse som renner inn i restfeltet, er kraftige til moderate forsureningsskader.
- Lokaliteten nedstrøms Hekni Kraftverk (St. 26/26b) har vist tidspunkt med et forsureningsskadet bunndyrsamfunn siden 2014. Det er usikkert om dette skyldes overmettet vann fra Tjurrmodammen eller at lokaliteten ble flyttet til et mer sakteflytende område av elva høsten 2014.
- Lokalitetene i Otra nedstrøms Byglandsfjorden (St. 12 og St. 2) har vist moderate forsureningsskader på flere tidspunkt. Det er usikkert om dette skyldes forsurening, eller det faktisk

at begge lokalitetene har sakteflytende vann og lite egnet bunns substrat for bunndyrundersøkelser. Også ASPT-verdiene varierer kraftig på disse to lokalitetene.

- Dåsåna-vassdraget viser kraftige til moderate forsuringsskader på bunndyrsamfunnet gjennom perioden. Det er ingen antydning til organisk forurensing i vassdraget.
- Alle sideelvene til Otra viser kraftige til moderate forsuringsskader. Tendensen ser ut til å være at det har blitt en liten forverring fra 2010 til 2015. Det er ingen antydning til organisk forurensing i sideelvene.

7.2 Dyreplankton og litorale krepsdyr

Av Anders Hobæk, NIVA

7.2.1 Dyreplankton 2016

Prøvetaking av dyreplankton er utført som vertikale håvtrekk fra 60 m dyp til overflaten. Det er benyttet en stasjon i Byglandsfjord (ved Grendi) og en i Åraksfjord (ved Visli) hver gang. Hver dato ble det tatt to håvtrekk. Ved opparbeidelse av prøver er begge håvtrekk slått sammen til en prøve.

Som i tidligere år var dyreplanktonet dominert av vannloppene *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* og *Holopedium gibberum*, hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer*, og hjuldyrene *Conochilus unicornis/hippocrepis* og *Kellicottia longispina*. I tillegg til disse opptrådte hjuldyret *Keratella hiemalis*, hoppekrepsen *Heterocope saliens* og vannloppene *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindti* fåtallig. Resultater fra 2016 er vist i **Tabell 15** og **Tabell 16**.

Vannloppen *H. gibberum* var vanlig i Byglandsfjorden, men fantes bare sporadisk i Åraksfjorden. Derimot var vannloppen *D. brachyurum* vanlig i Åraksfjorden, men forekom bare sporadisk i Byglandsfjorden. Også for den største av hoppekrepsene, *H. saliens*, var det forskjell mellom innsjøene. Arten forekom regelmessig i prøvene fra Byglandsfjorden, men fantes ikke i prøvene fra Åraksfjorden (enkeltindivider ble registrert i litorale prøver fra Åraksfjorden). Disse mønstrene er de samme som observert tidligere i 2010 - 2014, og er derfor ikke tilfeldige. En mulig forklaring kan være et noe sterkere fiskepredasjonspress i Åraksfjorden enn i Byglandsfjorden. For øvrig var begge innsjøene ganske like i sine dyreplanktonsamfunn, og det synes ikke å ha skjedd merkbare endringer fra undersøkelsene i 2010 – 2014.

Tabell 15. Dyreplankton i Byglandsfjord ved Grendi i 2016. Prøvene er tatt som vertikale håvtrekk fra overflaten til 60 m dyp og til overflaten igjen. Håvens diameter var 25 cm, maskevidde 90 µm. Mengdeforhold er gitt fra «+» (<10 ind.) via «*» (få) til «*****» (dominerende).

Byglandsfjorden	30.05.2016	05.07.2016	03.08.2016	05.09.2014
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			+	+
<i>Holopedium gibberum</i>	*	**	***	*
<i>Bosmina longispina</i>	***	****	****	***
<i>Bythotrephes longimanus</i>	+	+	+	+
<i>Polyphemus pediculus</i>		+	*	
<i>Leptodora kindti</i>	+	+	+	+
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Cyclops scutifer</i>	*****	***	*	**
Cyclopide nauplius larver	*	*	*	*
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	***	***	****	****
<i>Heterocope saliens</i>	*	**	*	+
Calanoide nauplius larver	***	**	*	*
Hjuldyr (Rotatoria)				
<i>Kellicottia longispina</i>	***	***	*	**
<i>Keratella hiemalis</i>	**	**	*	
<i>Keratella cochlearis</i>	*			
<i>Ploesoma hudsoni</i>				+
<i>Polyarthra</i> sp.		*		
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	***	**	***	****

Blant de registrerte artene kan *K. hiemalis*, *B. longimanus* og *L. kindti* regnes som moderat forsuringsfølsomme. Ved markert forsurening forsvinner også *C. scutifer*. Forekomsten av disse tyder på at forsureningen i innsjøene er moderat. I Åraksfjorden forekom enkelt-individer av hjuldyret *Keratella serrulata*, mens i Byglandsfjord ble denne bare påvist i de litorale prøvene. Denne arten er knyttet til naturlig sure (humøse) vannkvaliteter, og er kjent fra mange forsurete lokaliteter.

Som byttedyr for fisken er utvilsomt *B. longimanus* den mest attraktive. Dette er en stor og godt synlig art, og i en del større innsjøer kan både røye og aure basere sommerdietten i stor grad på denne arten alene. Antall *B. longimanus* i håvtrekkene var lavt, men arten har god svømmeevne og kan lett unnvike håven.

Tabell 16. Dyreplankton i Åraksfjorden ved Visli i 2016. Prøvene er tatt om vertikale håvtrekk fra overflaten til 60 m dyp og til overflaten igjen. Håvens diameter var 25 cm, maskevidde 90 µm. Mengdeforhold er gitt fra «+» (<10 ind.) via «*» (få) til «*****» (dominerende). Arter merket «L» er primært bunnlevende, og er bare registrert som enkeltindivider.

Åraksfjorden	30.05.2016	05.07.2016	03.08.2016	03.10.2016
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	+	+	**	+
<i>Holopedium gibberum</i>	+	+		
<i>Bosmina longispina</i>	**	*****	***	****
<i>Bythotrephes longimanus</i>			+	
<i>Polyphemus pediculus</i>		+	**	+
<i>Leptodora kindti</i>	+		+	
L <i>Acroperus harpae</i>				*
L <i>Alona affinis</i>	+			
L <i>Rhynchotalona falcata</i>				+
L <i>Graptoleberis testudinaria</i>		+		
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Cyclops scutifer</i>	**	***	****	**
L <i>Macrocyclops albidus</i>		+		
Cyclopide naupliuslarver	***	*	*	*
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	***	*****	***	****
<i>Heterocope saliens</i>				
Calanoide naupliuslarver	*	***	**	
Hjuldyr (Rotatoria)				
<i>Kellicottia longispina</i>	***	*	*	*
<i>Keratella hiemalis</i>	*	*	*	+
<i>Keratella cochlearis</i>	+			
<i>Keratella serrulata</i>	+	+		
L <i>Trichotria</i> sp.	+			
<i>Ploesoma</i> sp.	+			
<i>Ploesoma hudsoni</i>		+	+	
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	*	**	***	**

7.2.2 Litorale krepsdyr 2016

Litorale krepsdyr ble samlet inn fra én stasjon i strandsonen i hver av innsjøene i Byglandsfjord og Åraksfjord. Prøver ble tatt 30. mai (begge innsjøer), 20. september (Byglandsfjorden) og 3. oktober (Åraksfjorden). Materialet består dels av horisontale trekk med planktonhåv langs bunnen, og dels av prøver tatt med bunndyrhåv i strandsonen. To strandtrekk ble tatt fra båt over flere ulike typer bunnsstrat (stein, mudderbunn og gjennom vegetasjon) over en strekning på ca. 30 m. Resultater er vist i **Tabell 17** for håvtrekkene og **Tabell 18** for bunndyrprøvene.

Tabell 17. Registreringer av krepsdyr i håvtrekk i strandsonen i Byglandsfjorden ved Grendi og i Åraksfjorden ved Vikli i 2016. Prøvene er tatt som ca. 30 m lange håvtrekk langs bunnen. Mengdeforhold er gitt fra «+» (<10 ind.) via «*» (få) til «*****» (dominerende). «S» angir at skallrester er påvist, men ingen levende dyr.

Strandtrekk	Byglandsfjord 30.05.2016	Byglandsfjord 20.09.2016	Åraksfjord 30.05.2016	Åraksfjord 03.10.2016
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Sida crystallina</i>	+		*	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	+	*	*	
<i>Holopedium gibberum</i>		*		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>			*	*
<i>Bosmina longispina</i>	*****	****	****	**
<i>Eurycercus lamellatus</i>		S		
<i>Alonopsis elongata</i>		*	**	+
<i>Acroperus harpae</i>	+	+	**	+
<i>Alona affinis</i>	+		*	+
<i>Alona rustica</i>				+
<i>Chydorus cf. sphaericus</i>	+		*	
<i>Alonella nana</i>	*	S	+	*
<i>Alonella excisa</i>	+		+	
<i>Rhynchotalona falcata</i>	+			
<i>Leptodora kindti</i>			+	
<i>Bythotrephes longimanus</i>		+	+	
<i>Polyphemus pediculus</i>		+		*
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+		+	*
<i>Eucyclops denticulatus</i>			+	
<i>Macrocyclops albidus</i>		+	+	
<i>Cyclops scutifer</i>	**	*	**	*
<i>Acanthocyclops capillatus</i>				+
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	****	***	**	**
<i>Heterocope saliens</i>	**	*		+

Tabell 18. Registreringer av krepsdyr i bunndyrprøver i strandsonen i Byglandsfjorden ved Grendi og i Åraksfjorden ved Vikli i 2016. Mengdeforhold er gitt fra «+» (<10 ind.) via «*» (få) til «*****» (dominerende). «S» angir at skallrester er påvist, men ingen levende dyr.

Bunndyrprøver	Byglandsfjord	Byglandsfjord	Åraksfjord	Åraksfjord
	30.05.2016	20.09.2016	30.05.2016	03.10.2016
	Roteprøve	Roteprøve	Roteprøve	Roteprøve
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Sida crystallina</i>	*	**	**	*
<i>Latona setifera</i>		*		
<i>Holopedium gibberum</i>	*	***		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>		*	***	***
<i>Simocephalus vetulus</i>			S	+
<i>Bosmina longispina</i>	****	***	****	***
<i>Acantholeberis curvirostris</i>			+	
<i>Ophryoxus gracilis</i>		*	**	*
<i>Eurycerus lamellatus</i>		*	*	*
<i>Alonopsis elongata</i>	*	*	+	S
<i>Acroperus harpae</i>	**	**	***	*
<i>Alona affinis</i>	**	*	*	+
<i>Alona rustica</i>		+		
<i>Pleuroxus laevis</i>			+	
<i>Chydorus cf. sphaericus</i>	*	S	+	*
<i>Paralona pigra</i>		S		S
<i>Pseudochydorus globosus</i>		+		S
<i>Monospilus dispar</i>		+		
<i>Alonella nana</i>		+	+	+
<i>Alonella excisa</i>				+
<i>Graptoleberis testudinaria</i>		+		
<i>Leptodora kindti</i>	+			
<i>Polyphemus pediculus</i>			*	+
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Eucyclops serrulatus</i>	*	*	***	*
<i>Eucyclops denticulatus</i>			*	+
<i>Macrocyclops albidus</i>	*	**	**	*
<i>Macrocyclops fuscus</i>			*	
<i>Cyclops scutifer</i>	**		*	*
<i>Megacyclops gigas</i>			+	
<i>Acanthocyclops capillatus</i>		*		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	**	**	***	**
<i>Heterocope saliens</i>	**	*		
Muslingkreps				
<i>Pseudocandona</i> sp. (juv)			+	
<i>Cyclocypris</i> cf. <i>ovum</i>				+

Strandtrekkene fra begge innsjøene var dominert av pelagiske arter ved begge prøvetakinger. I tillegg forekom en rekke bunnlevende former. I bunndyrprøvene fant vi flere bunnlevende arter som ikke forekom i strandtrekkene (**Tabell 18**). Vannloppen *Monospilus dispar* er ikke registrert tidligere, men ble i 2016 påvist i Byglandsfjorden. I 2012 fant vi ett individ av *Pleuroxus laevis* i Byglandsfjorden, og i 2016 dukket ett individ opp i bunndyrprøve fra Åraksfjorden. Disse artene er forholdsvis sjeldne i regionen.

Generelt må man forvente ganske artsfattige forhold fordi innsjøene er regulerte og vannstandsvariasjoner fører til ustabile miljøforhold med utvasking av organisk materiale og lite utviklet vannvegetasjon, som er et viktig habitat for mange krepsdyrarter. Lavt innhold av kalsium og moderat pH er trolig også begrensende faktorer. Med enkelte unntak nevnt over er de påviste artene vanlige, og de fleste er tolerante overfor moderat forsuring. Det var likevel et betydelig innslag av arter som kan karakteriseres som moderat forsuringstolerante. I tillegg til de pelagiske artene *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindti* gjelder dette for *Ophryoxus gracilis*, *Paralona pigra* (tidligere rapportert som *Chydorus piger*), *Simocephalus vetulus*, *Monospilus dispar*, *Pleuroxus laevis*, *Pseudochydorus globosus*, *Megacyclops gigas*, *Eucyclops serratus*, *Eucyclops denticulatus* og *Macrocyclus albidus*. Tidligere har vi registrert vannloppene *Anchistropus emarginatus* (Byglandsfjorden, 2011) og *Camptocercus rectirostris* (begge innsjøer, 2012), som også er moderat forsuringstolerante.

På den annen side forekommer en rekke moderat forsuringstolerante arter (*Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Alonella excisa*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope saliens*, *Macrocyclus fuscus* og *Acanthocyclus capillatus*), og de svært forsuringstolerante *Acantholeberis curvirostris* og *Alona rustica*. Disse artene forekommer imidlertid også vanlig i lite sure vannforekomster. Samlet sett gir artssammensetningen av krepsdyr inntrykk av en ganske moderat forsuringstilstand i innsjøene.

Blant krepsdyrene i litoralsonen er linsekrepsen *Eurycercus lamellatus* oftest dominerende i dietten til aure. Arten har også vist seg å tåle vannstandsvariasjoner bedre enn mange andre strandlevende arter. Den forekommer regelmessig i begge innsjøene, men de fleste individene er relativt små og mange er juvenile. Trolig er beiting fra fisk (trolig mest aure) i strandsonen forklaringen på småvokste individer. Ellers er hoppekreps av slektene *Megacyclops* og *Macrocyclus* ganske store (opptil 2,5 mm lange) og derfor attraktive som byttedyr, men med sine raske bevegelser er de vanskeligere å fange. Dette gjelder også *Heterocope saliens* som synes å forekomme like mye litoralt som pelagisk. I Åraksfjorden er denne arten sjelden funnet i planktonprøver, og bare fåtallig i litorale prøver.

7.2.3 Sammenfatning av resultater 2010-2016.

Resultater for dyreplankton og litorale krepsdyr foreligger fra hvert år i perioden 2010-2014. I prosjektperioden er disse bare undersøkt i 2016, og for å vurdere utvikling over tid må vi derfor se på hele perioden fra 2010.

Dyreplankton-samfunnene i de to innsjøene har vært ganske stabile gjennom perioden (**Tabell 19**), og vi ser ingen tegn til varige endringer utover forventet variasjon mellom år. Innsjøene er moderat artsrike, og ganske typiske både for regionen og for en næringsfattig og svakt sur vannkvalitet. Blant vannloppene har *Holopedium gibberum* forekommet vanlig i Byglandsfjorden, men fåtallig i Åraksfjorden. Derimot har *Diaphanosoma brachyurum* forekommet regelmessig i Åraksfjorden fra litt ut på sommeren, men har sjelden vært å finne i prøvene fra Byglandsfjorden. Dette mønsteret har vært nokså konstant gjennom alle årene. Hoppekrepsen *Heterocope saliens* forekommer i begge innsjøer, men fantes regelmessig i planktonprøvene bare i Byglandsfjord. Også dette forholdet har vært det samme gjennom hele perioden.

Som næring for bleke er den store rovformen *Bythotrephes longimanus* mest interessant. Dette er en relativt stor art, og med et stort og mørkt kompleksøye er arten godt synlig i planktonet. *B. longimanus* er ofte dominerende i mageinnhold hos aure i mange større innsjøer. Arten har god svømmeevne, og er derfor underrepresentert i trekk med planktonhåv. Det er ikke grunnlag for å vurdere om tettheten av *B. longimanus* er forskjellig i de to innsjøene, og arten har opptrådt nokså regelmessig i begge. Også *Holopedium gibberum* kan beites av laksefisk, men ofte foretrekker fisken andre arter vannlopper, først og fremst i slekten *Daphnia*. Disse er sensitive for forsuring. Vi har ikke observert *Daphnia*-arter i

de aktuelle innsjøene i 2010 - 2016, men det er godt mulig at de kan ha forekommet før området ble forsuret, og i så fall ha vært viktige næringsdyr for bleka. At *Holopedium* bare opptrer sporadisk i Åraksfjorden, men regelmessig i Byglandsfjorden, kan tyde på et noe sterkere beitepress på plankton i Åraksfjorden. Dette antydes også av at hoppekrepsen *Heterocope saliens* er sjeldnere i Åraksfjorden enn i Byglandsfjorden.

Artene *Bythotrephes longimanus*, *Leptodora kindti* og *Keratella hiemalis* kan regnes som moderat forsuringfølsomme, mens de andre registrerte planktonartene er tolerante for forsuring. *Keratella serrulata* finnes i surt og/eller humøst vann, og har forekommet sporadisk i begge innsjøer. Samlet sett indikerer artssammensetningen av dyreplankton moderat forsuring av innsjøene.

Tabell 19. Oversikt over dyreplanktonets artssammensetning og dominansforhold i Byglandsfjorden og Åraksfjorden 2010 – 2014. Bare pelagiske arter er tatt med i tabellen. Relative mengder er angitt fra fåtallig/sjelden («+») til dominerende («++++»). Antall prøver i løpet av sesongen mai-oktober hvert år er vist i nederste rad i tabellen.

	Byglandsfjorden						Åraksfjorden					
	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2010	2011	2012	2013	2014	2016
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>				+		+	++	++	++	++	++	++
<i>Holopedium gibberum</i>	++	++	++	+++	+++	++	+		+	+	+	+
<i>Bosmina longispina</i>	+++	++++	++++	++++	++++	++++	+++	++++	++++	+++	++++	++++
<i>Bythotrephes longimanus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polyphemus pediculus</i>			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Leptodora kindti</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Cyclops scutifer</i>	+++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++++	++++	+++
Cyclopide nauplius larver	++	+++	++	+++	+++	+	++	+++	+++	++	+	++
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	+++	++++	++++	+++	++++	++++	+++	++++	+++	++++	++++	++++
<i>Heterocope saliens</i>	+	+	++	+	++	+				+	+	
Calanoide nauplius larver	++	+	++	+++	++	++	++	++	++	+++	+++	++
Hjuldyr (Rotatoria)												
<i>Kellicottia longispina</i>	++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	++	++
<i>Keratella hiemalis</i>	++	++	+	++	++	++	++	+++	++	++	++	++
<i>Keratella cochlearis</i>			+	+	+	+						+
<i>Keratella serrulata</i>		+		+	+			+	+	+	+	+
<i>Ploesoma hudsoni</i>						+			+	+	+	+
<i>Ploesoma</i> sp.												+
<i>Polyarthra</i> spp.			+		+				+		+	
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	+++	++	++	+++	++++	+++	+++	+	+++	++++	+++	+++
<i>Collotheca</i> cf. <i>mutabilis</i>				+						+		
Antall datoer for prøvetaking	5	2	6	5	4	4	5	2	6	5	4	4

Artsrikdommen av krepsdyr i strandsonen er større enn i de åpne vannmassene. Begge innsjøene er reguleringsmagasin, og som følge av vannstandsvariasjon er strandsonen noe utvasket og fattig på vegetasjon. Dette medfører at dyreliv knyttet til bunnsubstrat og undervannsvegetasjon gjerne er artsfattig i reguleringsmagasin. Lavt innhold av kalsium og moderat pH er trolig også begrensende faktorer. Det er likevel registrert totalt 31 arter vannlopper og 13 arter hoppekreps i prøver fra strandsonen i de to innsjøene (**Tabell 20**), og dette er noe mer enn forventet. 5 av vannloppene og 3 av hoppekrepsene var imidlertid pelagiske arter, og disse var som oftest dominerende i antall også i prøvene fra strandsonen. Det ble også registrert minst to arter av muslingkreps, men prøvetakingen var ikke tilpasset for denne gruppen. Generelt var prøvene tatt med bunndyrhåv rikere enn strandtrekkene, og det ble registrert færre arter i 2013-14 da bare strandtrekk ble tatt.

De fleste av de registrerte artene er vanlige og forsuringstolerante. Imidlertid kan en rekke av artene karakteriseres som moderat følsomme for forsuring. Dette gjelder vannloppene *Simocephalus vetulus*,

Ophryoxus gracilis, *Latona setifera*, *Camptocercus rectirostris*, *Paralona pigra*, *Monospilus dispar*, *Pleuroxus levis*, *Pseudochydorus globosus* og *Anchistropus emarginatus*, samt hoppekrepsene *Macrocyclops albidus*, *Eucyclops speratus*, *E. denticulatus* og *Megacyclops gigas*. Disse forekomstene bekrefter vurderingen basert på dyreplanktonet om at innsjøene bare er moderat forsuringspåvirkede.

Registreringene bød også på noen overraskelser. *Pleuroxus laevis* er en relativt sjelden art, som bare er registrert få ganger i Aust-Agder. Det samme gjelder *Anchistropus emarginatus* og *Monospilus dispar*. Disse er også forsuringsfølsomme, og forekomsten derfor ikke forventet. *A. emarginatus* og *M. dispar* er hittil bare funnet i Byglandsfjorden, og bare ett individ av hver.

Som fiskenæring er linsekrep (*Eurycercus lamellatus*) den viktigste av de påviste artene i strandsonen. Denne arten er blant de største vannloppene, og klarer også å opprettholde bestander selv ved ganske store vannstandsvariasjoner. Arten fantes ganske regelmessig i prøvene, men de fleste individene var relativt små. Dette kan tyde på en viss beiting fra fisk, men dette gjelder trolig mest fra aure.

Tabell 20. Oversikt over registrerte arter i strandsonen i Byglandsfjorden (ved Grendi) og Åraksfjorden (ved Vikli). Sammenstillingen er basert på horisontale trekk i strandsonen med planktonhåv supplert med prøver tatt med bunndyrhåv fra båt i de samme områdene. I 2013 og 2014 ble det bare tatt håvtrekk. Angivelse av forekomster som i Tabell 10.

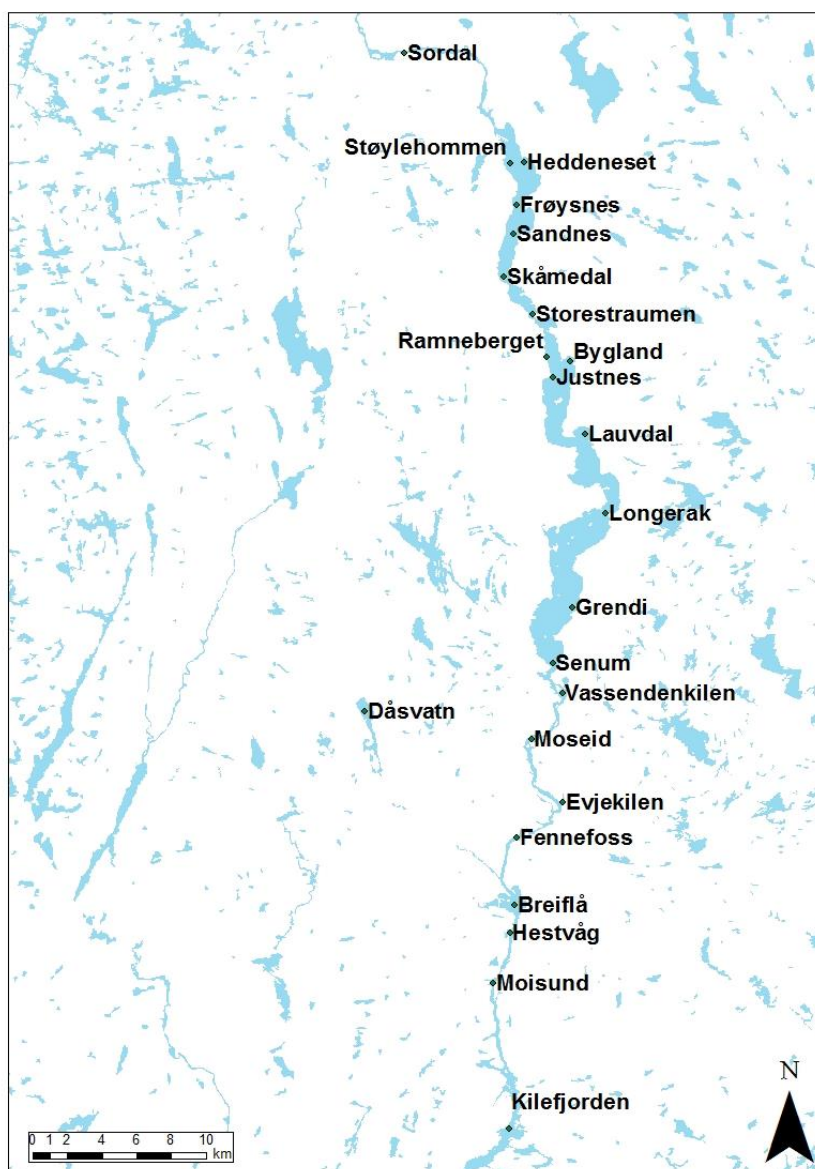
	Byglandsfjorden						Åraksfjorden					
	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2010	2011	2012	2013	2014	2016
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Sida crystallina</i>		+	+		+	+	+	+	+	+		+
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			+		+	+	++	+	+	++	+	+
<i>Holopedium gibberum</i>		+	+	+	+	+						
<i>Simocephalus vetulus</i>							+		S			+
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>					+	+	++				++	++
<i>Bosmina longispina</i>	+++	+++	+++	++++	++++	++++	++	++	++	+++	+++	+++
<i>Ophryoxus gracilis</i>		++	+			+	+	+	+	+	+	+
<i>Latona setifera</i>		+				+						
<i>Acantholeberis curvirostris</i>		+	+									+
<i>Ilyocryptus acutifrons</i>									+			
<i>Ilyocryptus cf. spinosus</i>									+			
<i>Ilyocryptus agilis</i>	+		+									
<i>Eurycerus lamellatus</i>	S	++	+			+	++	+	+	+	S	+
<i>Pleuroxus laevis</i>			+									+
<i>Alonopsis elongata</i>	+	+	+	+	+	+	S	S	+	+	+	+
<i>Acroperus harpae</i>	+	++	+		+	++	++	+	+	+	+	++
<i>Camptocercus rectirostris</i>			+						+			
<i>Alona affinis</i>	+	++	++		+	+		+	+	+	S	+
<i>Alona rustica</i>	+					+	+					+
<i>Alonella nana</i>	+			+	+	+	S	+	+	+	++	+
<i>Alonella excisa</i>			+		+	+				+	+	+
<i>Chydorus cf. sphaericus</i>	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Paralona pigra</i>	S	+	+			S		+	+			S
<i>Pseudochydorus globosus</i>						+						S
<i>Anchistropus emarginatus</i>		+										
<i>Monospilus dispar</i>						+						
<i>Rhynchotalona falcata</i>		+	+			+				+		
<i>Graptoleberis testudinaria</i>						+						+
<i>Bythotrephes longimanus</i>			+	++	+	+				+	+	+
<i>Polyphemus pediculus</i>		+	+		++	+	+	+	+	+++	+++	+
<i>Leptodora kindti</i>						+					+	+
Hoppekrebs (Copepoda)												
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		+										
<i>Macrocyclops fuscus</i>									+			+
<i>Macrocyclops albidus</i>		++	+	+		+	+	+	+	+		+
<i>Eucyclops speratus</i>		+	+		+			+	+	+		
<i>Eucyclops serrulatus</i>		++				+	+		+		+	++
<i>Eucyclops denticulatus</i>									+			+
<i>Cyclops scutifer</i>				+	+	+				+		+
<i>Megacyclops gigas</i>												+
<i>Megacyclops cf. viridis</i>	+				+			+	+			
<i>Acanthocyclops capillatus</i>			+			+	++	+	+			+
<i>Acanthocyclops robustus</i>								+				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	+	++	+++	+++	++	+++	++++	++++	++	++	++	++
<i>Heterocope saliens</i>		+		+	+	++				+	+	+
Muslingkreps (Ostracoda)												
<i>Pseudocandona rostrata</i>			+									
<i>Pseudocandona sp. (juv)</i>												+
<i>Cyclocypris ovum</i>	+						+					+

8. Forekomst og utbredelse av bleke

På slutten av 1990-tallet ble det iverksatt et omfattende næringsfiske i Byglandsfjorden. Initiativtaker var Otra Fiskelag i forbindelse med utarbeidelsen av driftsplan for fisk og fiske i Byglandsfjorden (Borgestad & Kile 2000). Næringsfiske ble i hovedsak basert på bruk av 5 m dype storruser stående på bunnen med et ledegarn på ca. 5 × 100 m inn mot land. Samtlige ruser har vært drevet av fiskelag, grunneiere eller privatpersoner. Otra fiskelag startet arbeidet med å registrere fiskefangstene i 1998. Dette arbeidet ble senere innlemmet i blekeprosjektet og flere av rusefiskerne har derfor hatt en avtale med prosjektet om registrering av fangstene. Storrusene med registrering av fangstene har vært spredd geografisk fra Åraksfjorden i nord til Kilefjorden i sør (**Figur 24**). Registreringene av rusefangstene har omfattet dato, antall og vekt av aure og bleke. I tillegg har fiskerne registrert antallet merket (dvs. fettfinneklipt) og umerket bleke i fangstene. Andelen merket bleke har vært registrert gjennom hele fangsts sesongen eller i utvalgte perioder. Omfanget av næringsfisket er blitt betydelig redusert de senere år.

Fram til de siste årene, da fisket ble betydelig redusert i Byglandsfjorden, har fangsttinnings og registrering av fangstene variert, men generelt har storrusene vært i drift fra april-mai til september-desember. Storrusene er som regel tømt ukentlig. Andelen bleke i forhold til aure i fangstene er brukt som en indeks på utbredelse og forekomst av bleke. Dette er gjort for å kunne sammenlikne fangstene mellom de ulike stasjonene og mellom år. En feilkilde ved bruk av denne metoden er at andelen bleke i fangstene er avhengig av svingninger i aurebestanden. Aurebestanden er generelt karakterisert som svært tett og med dårlig vekst både i Åraksfjorden, Byglandsfjorden og i områdene nedstrøms fjorden (Vethe mfl. 2006, Sandven mfl. 2007). Selv om svingninger i aurebestanden vil påvirke resultatene vurderes det som lite sannsynlig at dette har ført til betydelige feiltolkninger av den generelle utbredelse og forekomsten beskrevet for blekebestanden.

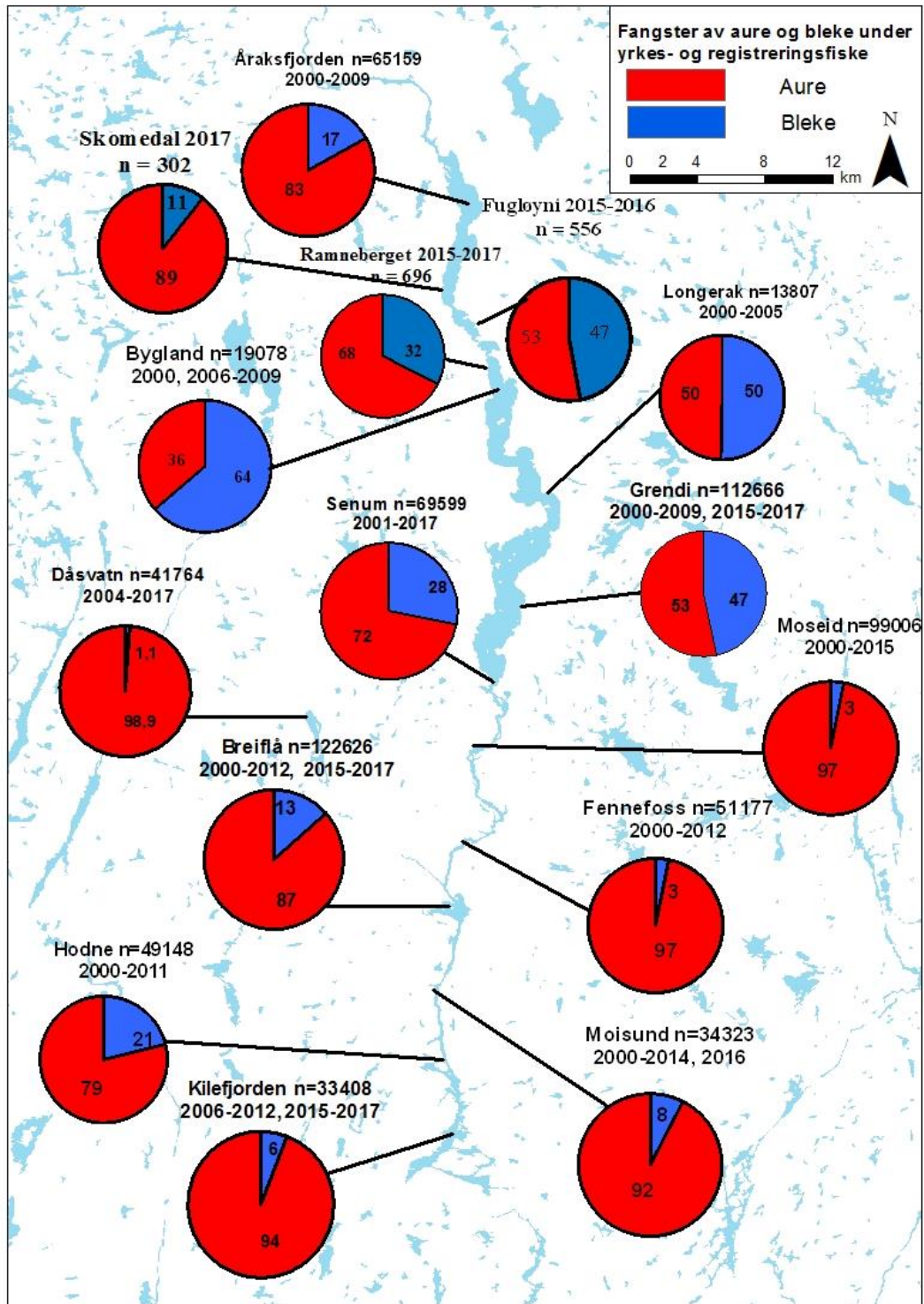
I tillegg til registreringer fra fiske med storruser er det årlig gjennomført et standard prøvofiske i Byglandsfjorden. Fisket er gjennomført av Fiskebiologen i Bygland og Syrtveit Fiskeanlegg og representerer en langtidsserie som går tilbake til 1970-tallet.



Figur 24. Kart over lokaliteter hvor det har blitt rapportert inn fangster fra garn-, not- eller rusefisket i ett eller flere år i perioden 2000-2017. Fra 2010 til 2014 har tallet på lokaliteter gått ned, og i 2013 og 2014 ble det kun fisket på lokalitetene Senum, Moisund og i Dåsvatn. I 2015 og 2016 ble det igjen fisket på flere lokaliteter: Åraksfjorden v/Fugleøyne rett nord for Storestraumen, Bygland v/Ramneberget, Grendi, Senum, Moseid, Breiflå, Moisund, Kilefjorden og Dåsvatn. I 2017 ble det fisket på lokaliteter Skomedal, Bygland v/Ramneberget, Grendi v/Gardsnes, Senum, Breiflå, Kilefjorden og Dåsvatn.

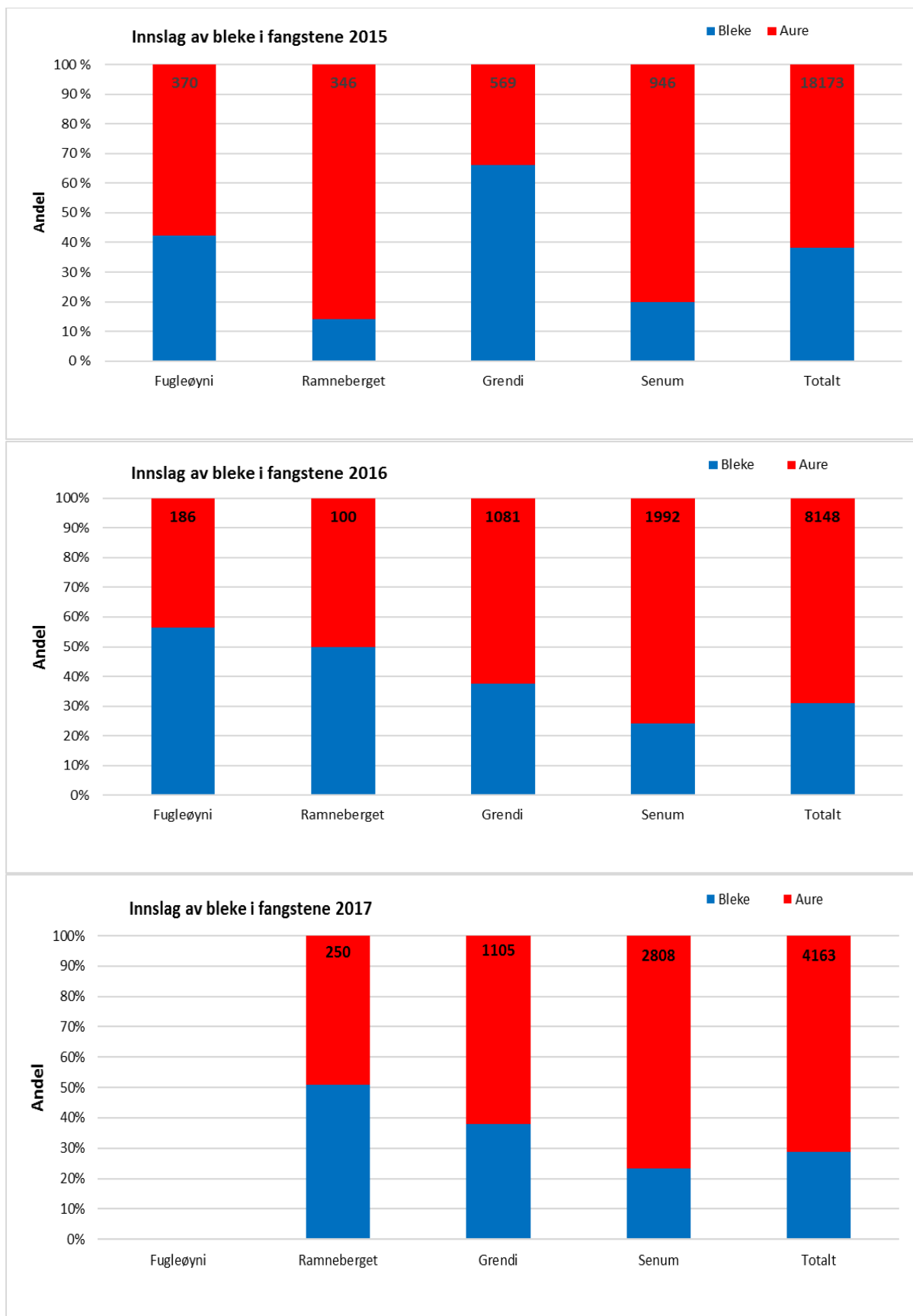
8.1 Andel bleke vs. aure i fangstene

Andelen bleke i fangstene relativt til aure viser stor variasjon mellom de ulike delene av utbredelsesområdet. Størst andel bleke registreres i Byglandsfjorden mens forekomsten av bleke er betydelig lavere nedstrøms fjorden (**Figur 25**). De siste årene har andelen bleke vært størst på stasjonene ved Grendi, Ramneberget og Fugleøyne, og lavest på stasjonene ved Breiflå, Moisund og Kilefjorden. På stasjonen ved Dåsvatn var det en markert positiv endring da det i 2016 og 2017 ble registrert hhv. 143 og 259 bleker i rusefangstene. Dette er bleker som høyst sannsynlig stammer fra den årlige rognplantingen i Dåsvasdraget som startet i 2014.



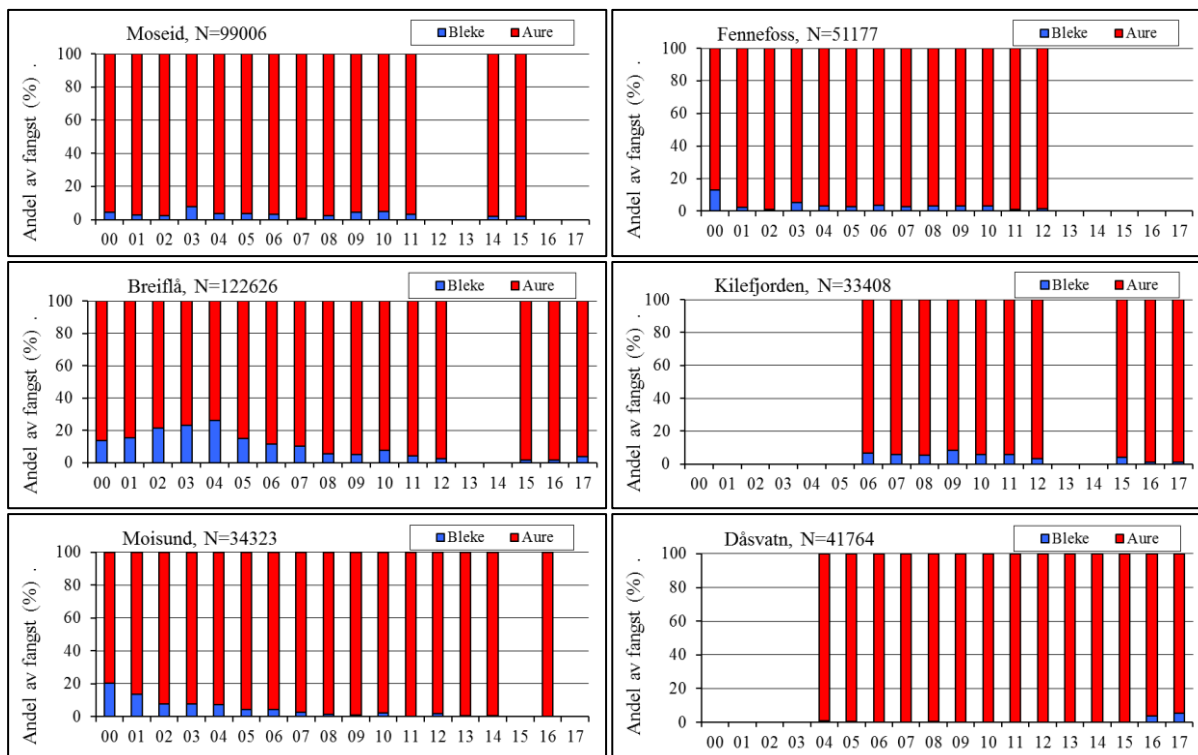
Figur 25. Andel (%) av bleke og aure registrert i fangstene på de ulike stasjonene hvor det er fisket med storruse eller not for perioden 2000 til 2017. For hver lokalitet er det gitt hvor mange fisk som er registrert (n) i fangstene og i hvilke år registreringene er gjort.

I årene 2015-2017 har andelen bleke i Byglandsfjorden i totalfangstene variert mellom 30 og 40 %. Generelt synes det som om andelen bleke er noe høyere på stasjonene Bygland og Grendi enn ved Senum hvor innslaget er ganske stabilt på ca. 20-25 % (**Figur 26**)



Figur 26. Andel av bleke og aure registrert i fangstene på de ulike stasjonene i Byglandsfjorden hvor det er fisket med storruse eller not i 2015, 2016 og 2017.

På strekningene nedstrøms utløpet av Byglandsfjorden (Moseid) og nedstrøms Fennefoss og i Kilefjorden har innslaget av bleke i hovedsak vært <10 %. Ved Breiflå var innslaget av bleke ca. 15-25 % i årene 2000 til 2005 og har deretter vist en nedgang til under 5 % de senere årene. Det har ikke vært fisket på denne stasjonen i 2013 og 2014, mens i 2015, 2016 og 2017 utgjorde andelen bleke hhv. 1,7 %, 1,8 % og 3,6 % (Figur 27).



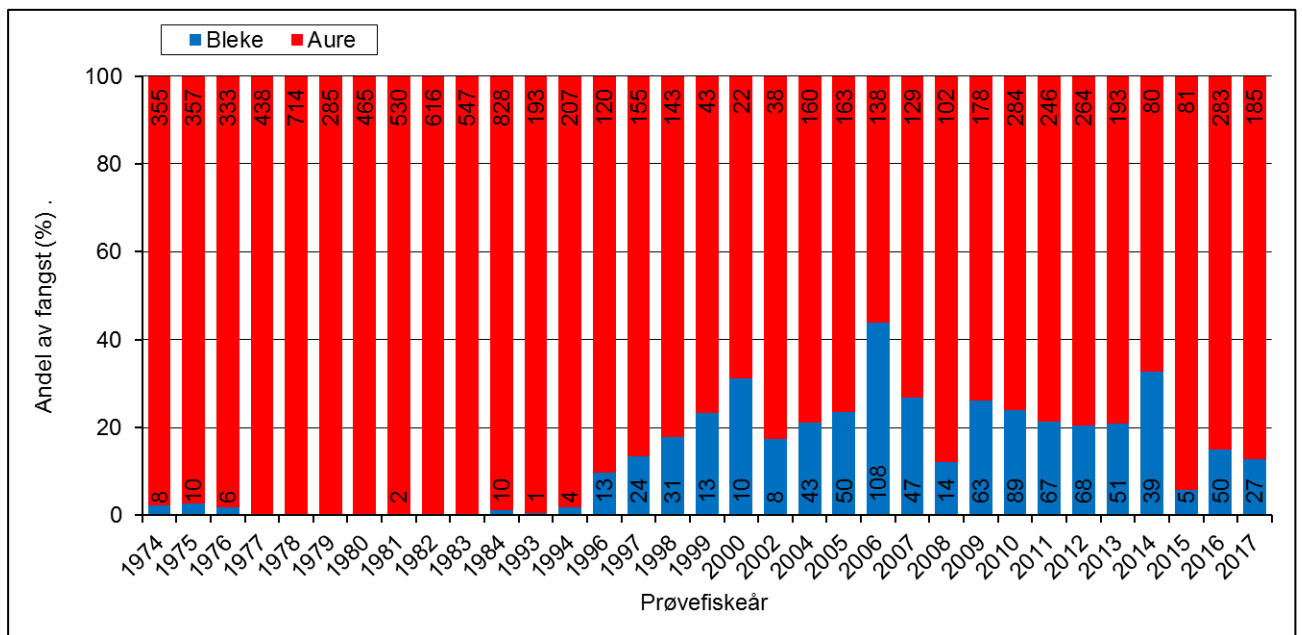
Figur 27. Andel av bleke og aure registrert i fangstene på de ulike stasjonene nedstrøms Byglandsfjorden hvor det er fisket med storrupe eller not (Moseidsonen) for perioden 2000 til 2017. Nullverdier gjenspeiler år da det ikke er fisket.

8.2 Prøvefiske med garn

Et årlig standardisert prøvefiske for å overvåke blekebestanden i Byglandsfjorden ble påbegynt i 1974 og er i grove trekk opprettholdt fram til i dag selv om det er gjort noen modifikasjoner med tanke på stasjonsvalg og garnstype. Prøvefisket er i hovedsak gjennomført i august eller september og utført på stasjoner fordelt på Åraksfjorden (Frøysnes eller Ose) og flere stasjoner i Byglandsfjorden (Bygland, Grendi/Neset og de senere år Vassenden). I årene 1974-1984 ble det i hovedsak fisket på stasjonene Frøysnes, Bygland og Neset og det ble benyttet en utvidet Jensen-serie. Denne serien består av garn med følgende maskevidder: 2 x 21 mm, 26 mm, 29 mm, 35 mm, 39 mm, 45 mm og 52 mm. Serien ble utvidet med et 16 mm og et 17,5 mm garn. Fangstinnsetningen varierte noe mellom år, bl.a. fordi fisket enkelte år ble supplert med ett eller flere garn av de tre minste maskeviddene (Møkkelrød & Gunnerød 1986). Prøvefisket i årene 1986, 1987 og 1988 ble utført av Bygland fiskeanlegg. Fra 1992 ble prøvefisket utført av fiskebiologen i Bygland og garnserien ble supplert med et 10 mm garn (Vethe 1997). Det ble ikke prøvefisket i 1985, 1989, 1991 eller 2001. I 1999 ble fisket utført på en stasjon ved Ravneberget ved Bygland og det ble da fisket med både Jensenserie og Nordisk serie. Nordisk serie består av garn som er 30 x 1,5 m og har alle maskevidder fra 5 til 55 mm i et og samme garn, og kan derfor fange fisk i alle størrelseskategorier. I 2000 ble det prøvefisket en stasjon ved Frøysnes med Nordisk serie, og i 2002 en stasjon ved Tangen ved Bygland. Fra 2003 er prøvefisket utført med Nordisk serie. Fra 2003 til 2007 har det blitt prøvefisket på de tre lokalitetene Frøysnes, Bygland og

Neset/Grendi, mens det i 2008 ble fisket på stasjonene Frøysnes og Bygland. Fra 2009 er prøvefisket utført av fiskebiologen i Bygland i samarbeid med Syrtveit Fiskeanlegg på følgende stasjoner, 2009: Frøysnes, Bygland, og Grendi, 2010: Ose, Bygland, og Grendi, 2011: Ose, Bygland, Grendi og Vassenden, 2012-2013: Ose, Frøysnes, Bygland, Grendi og Vassenden, 2014: Frøysnes, Bygland og Vassenden, 2015: Vassenden, 2016 og 2017: Vassenden, Grendi, Bygland og Frøysnes.

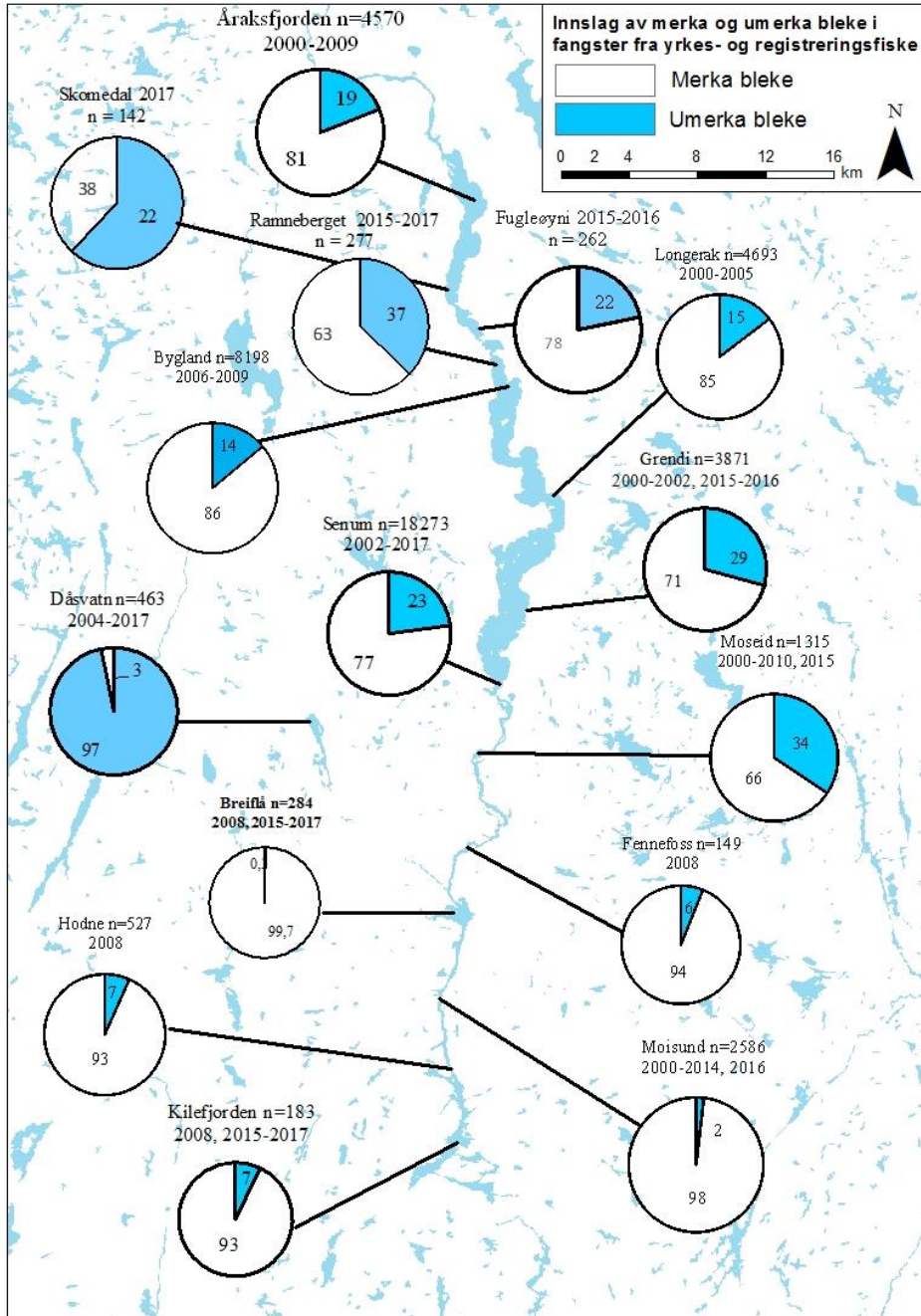
Resultatene fra denne tidsserien viser at det fra midten av 1990-tallet skjedde en markert positiv endring da innslaget av bleke relativt til aure i registreringsfisket økte fra 0,5 % tidlig på 1990-tallet til om lag 20 % på slutten av 1990-tallet. Denne endringen sammenfalt med en betydelig forbedring av det vannkjemiske miljøet grunnet redusert surt nedbør. Siden år 2000 har innslaget av bleke i prøvefiske vært opprettholdt på et nivå på ca. 20-30 %, men med et lavere nivå i 2008 (12 %), 2015 (6 %), 2016 (15%) og 2017 (13%) (**Figur 28**).



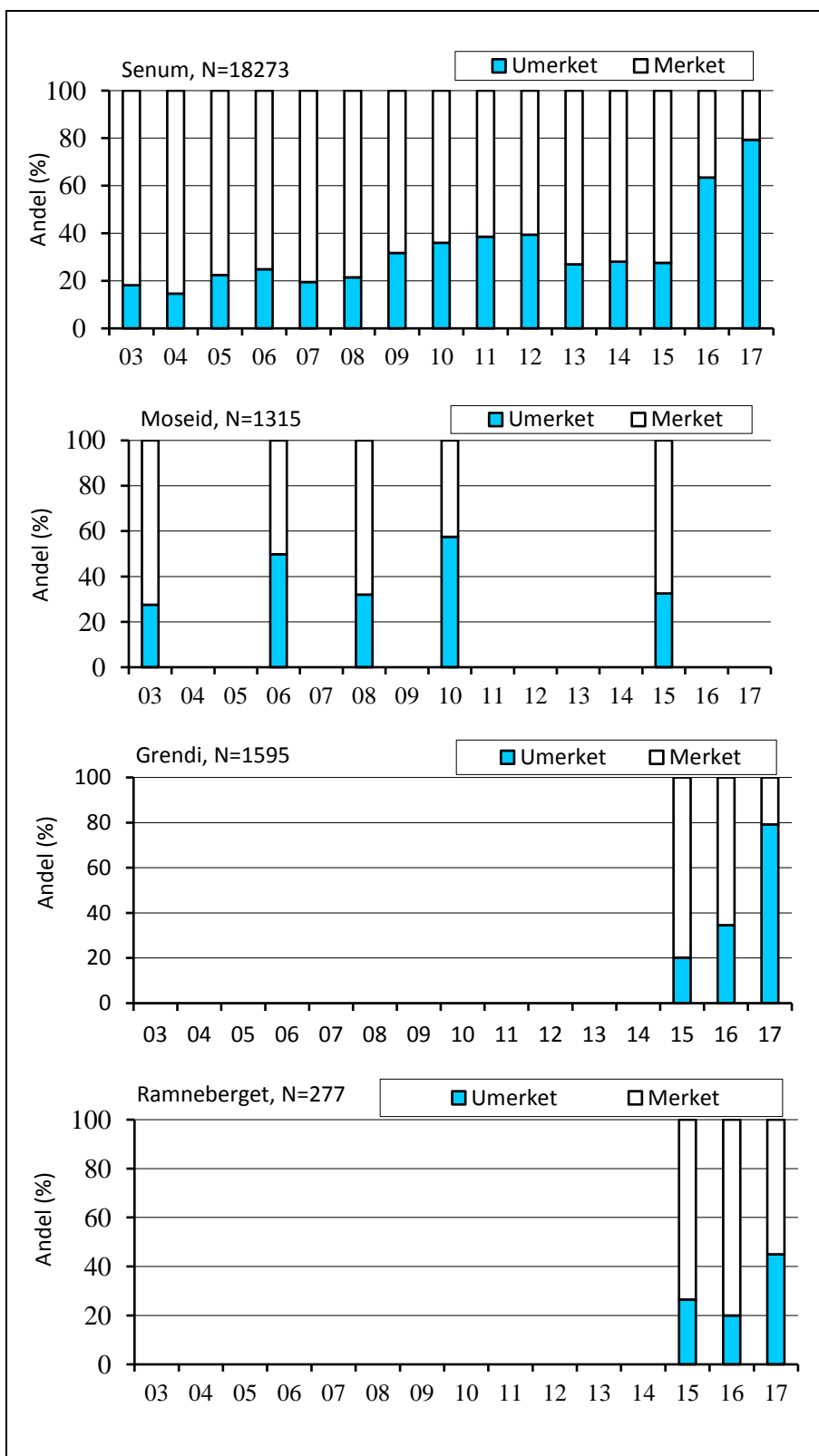
Figur 28. Innslag av aure og bleke i prøvefiske utført med garn i perioden 1974 til 2017.

8.3 Innslag av umerket bleke

Fra et utvalg av rusefangstene er innslaget av hhv. fettfinneklippt bleke (satt ut som ensomrig yngel fra Syrtveit fiskeanlegg) og umerket bleke undersøkt. Disse registreringene viser at forekomsten av umerket bleke er høyest i Byglandsfjorden hvor de utgjør ca. 15-35 % av fangstene og svært lave på strekningen sør i utbredelsesområde nedstrøms Fennefoss hvor de utgjør (< 5 %) (**Figur 29**). Et unntak her er Dåsvatn hvor andelen umerket bleke utgjør 93 % av garnfangstene. Dette skyldtes fangstene i 2016 og 2017 hvor alle blekene var umerket. Disse stammer med stor sannsynlighet fra rognplantingen i Dåsåna som har vært utført årlig siden 2014. Ved Senum sør i Byglandsfjorden økte innslaget av umerket bleke fra ca. 5 % til 39 % fra 2002 til 2012, men gikk ned til hhv. 27 og 28 % i 2013 og 2014 og opp igjen til 31 % i 2015, 63 % i 2016 og 79 % i 2017 (**Figur 30**). I 2017 ble det for første gang fisket ved Skomedal i Åraksfjorden og der ble det funnet at innslaget av umerket bleke var 62% (**Figur 29**). Økningen av andelen umerket bleke i 2016 og 2017 er et naturlig resultat av at utsettingene av fettfinneklippt settefisk er faset ut fra og med 2013 og i stor grad erstattet med rognplanting. De umerkede blekene som er fanget inn i Byglandsfjorden kan følgelig enten stamme fra naturlig rekruttering eller rognplanting.

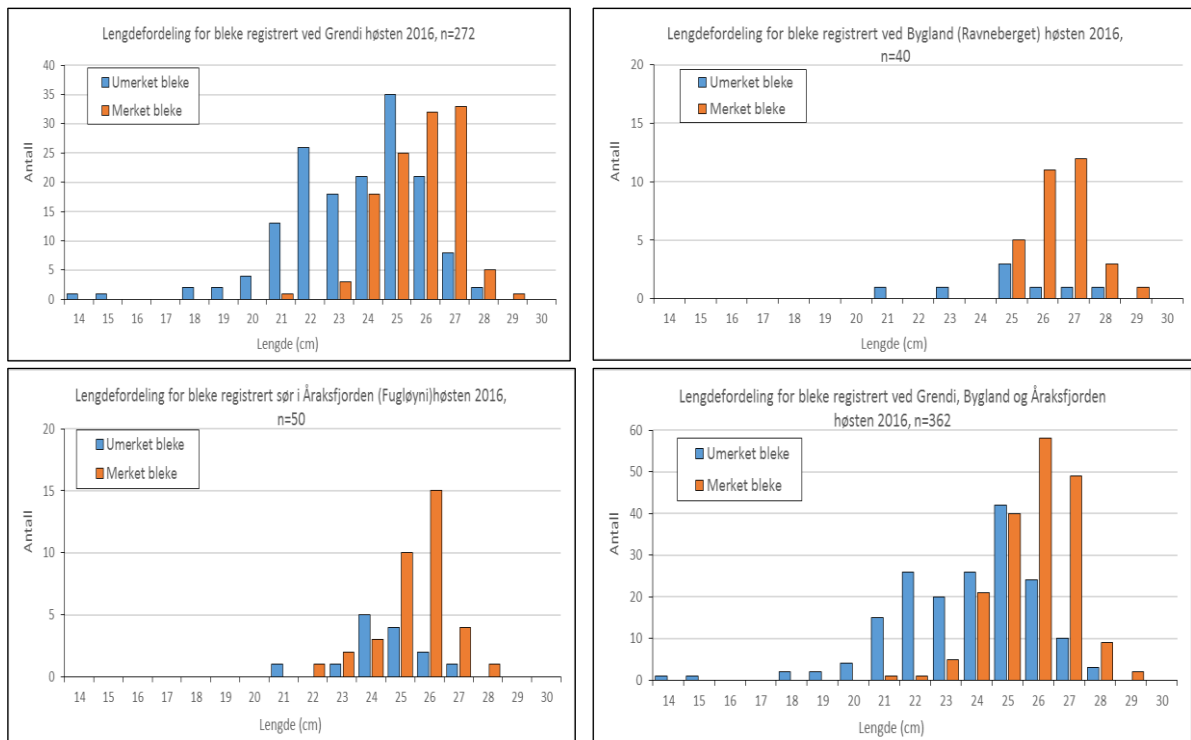


Figur 29. Innslag (%) av merket (fettfinneklipt) og umerket bleke på lokaliteter med rusefiske/notfiske i Byglandsfjorden og på strekningen nedstrøms til Kilefjorden per 2017. For hver lokalitet er det gitt hvor mange bleker som er undersøkt (n) og i hvilke år registreringene er gjort.

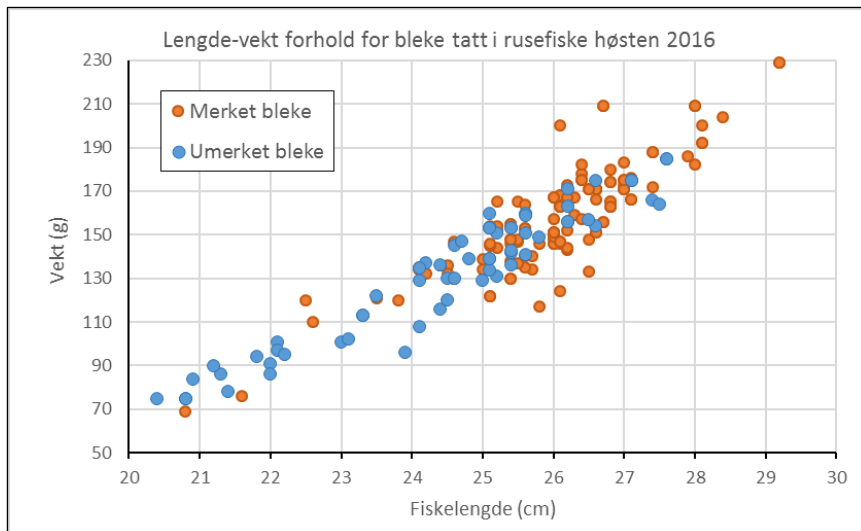


Figur 30. Innslag av merket og umerket bleke i perioden 2002-2017 ved Senum; Grendi og Ramneberget i Byglandsfjorden og ved Moseid på elvestrekningen nedstrøms dammen på Byglandsfjord. Nullverdier gjenspeiler år da det ikke er fisket eller skilt mellom gruppene.

Med bakgrunn i at utsettingene av merket settefisk av bleke opphørte fra og med 2013 ble det høsten 2016 og 2017 utført et rusefiske for å registrere lengdefordelingen av merket og umerket bleke. Resultatene fra dette fiske viser tydelig at settefiske er i ferd med å fases ut av bestanden. Gjenværende merket bleke ble i 2016 funnet i lengdeintervallet fra 21 til 29 cm med dominerende antall fra 24–28 cm (**Figur 31**). Innslaget av umerket bleke var 57 % på stasjonen ved Grendi, 20 % ved Ravneberget ved Bygland og 28 % ved Fugløyni sør i Åraksfjorden. Generelt var fangstene betydelig høyere ved Grendi hvor det totalt ble fanget 272 bleker sammenliknet med stasjonen ved Ravneberget og Fugløyni hvor det ble fanget henholdsvis 40 og 50 bleker. Den umerkede bleka forekom i lengdeintervallet fra 14 til 28 cm med flest fisk i intervallet fra 21 til 27 cm.



Figur 31. Lengdefordeling for merket (fettfinneklipt) og umerket bleke registrert i rusefiske på to stasjoner i Byglandsfjorden (Grendi og Bygland v/Ravneberget), en stasjon sør i Åraksfjorden (Fugløyni) og samlet for alle stasjonene (nederst). Rusefiske ble gjennomført på høsten i perioden 09.09-09.11.2016.

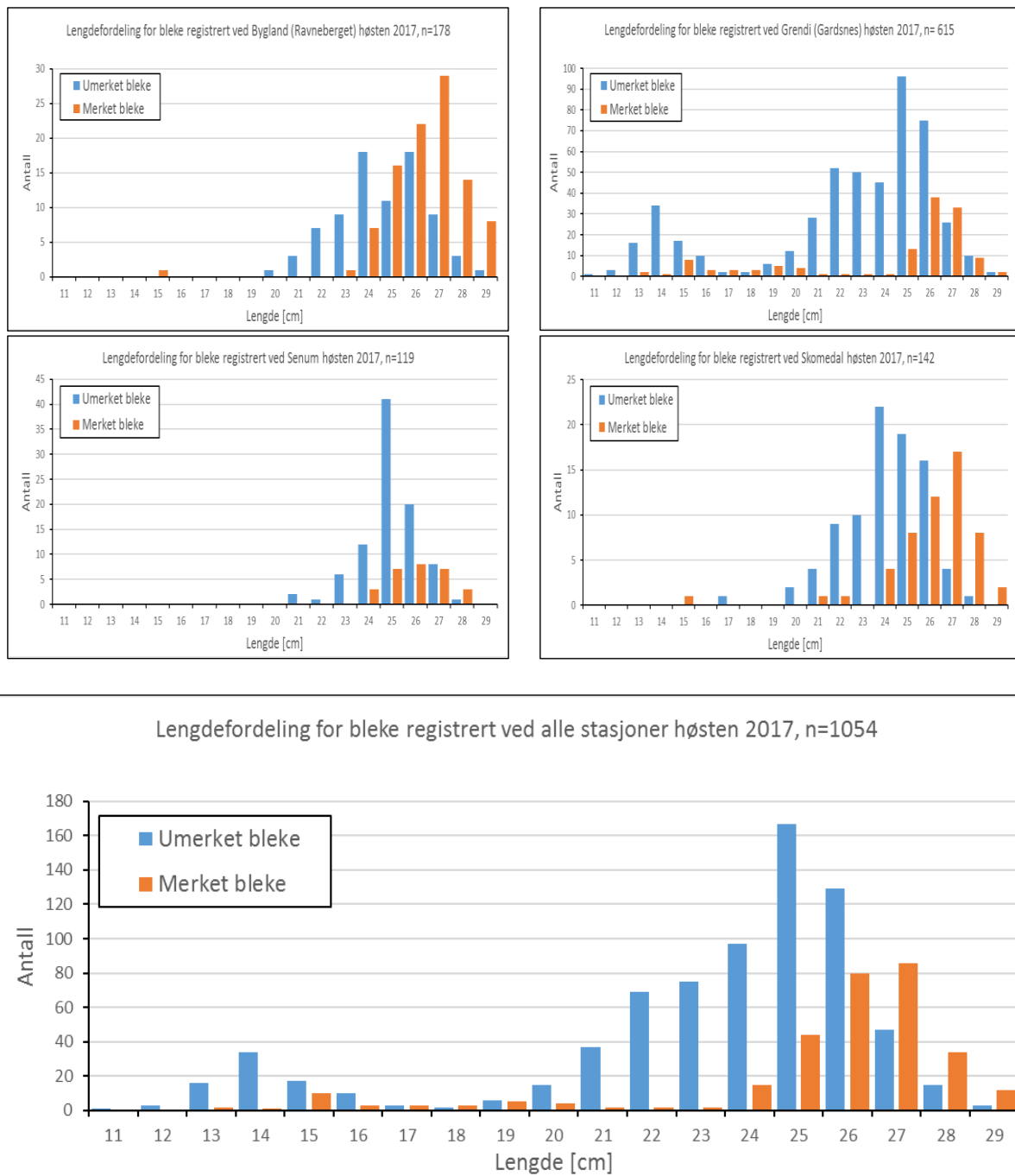


Figur 32. Forholdet mellom lengde og vekt for merket (fettfinneklipt) og umerket bleke registrert i rusefiske på to stasjoner i Byglandsfjorden (Grendi og Bygland v/Ravneberget) og en stasjon sør i Åraksfjorden (Fugløyni) i perioden 09.09-09.11.2016.

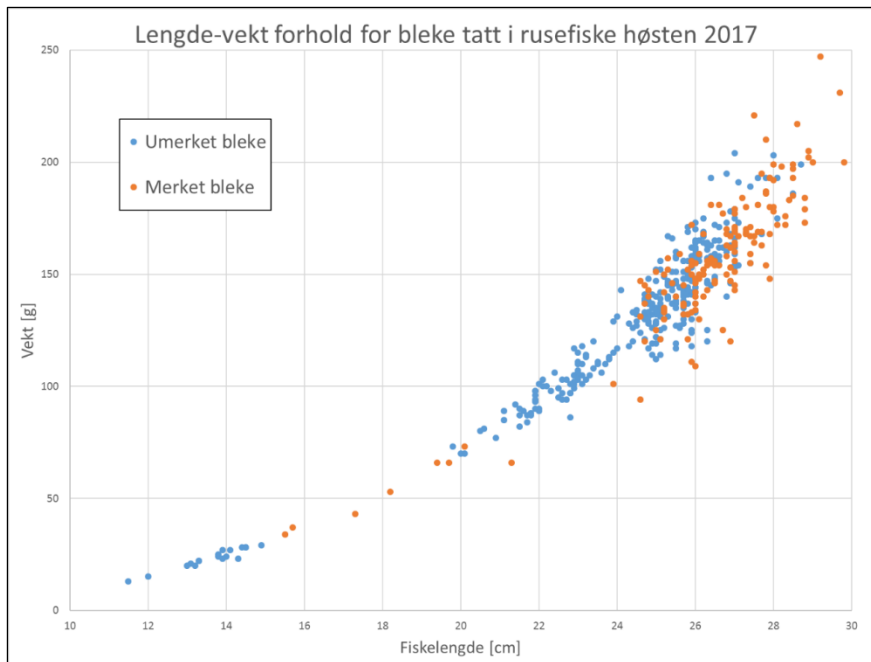
I 2017 ble merket bleke i hovedsak funnet i lengdeintervallet fra 24 til 29 cm med dominerende antall fra 26-27 cm. Disse stammer fra årsklassene 2012 eller tidligere da det ble satt ut ca. 70 000 bleker i Byglandsfjorden. De yngste av disse fiskene er derfor fem år gamle og det er trolig fem til sju år gammel bleke som dominerer i disse fangstene. De kommende årene vil disse dø ut av bestanden. I tillegg ble det registrert et innslag av merket bleke i lengdeintervallet fra 13 og opp til ca. 20 cm med flest individer på rundt 15 cm. Disse stammer fra utsettingen av 10 000 ensomrige fettfinneklippede yngel fra Syrtveit Fiskeanlegg i 2016 (6000 i Byglandsfjord og 4000 i Åraksfjorden). Størst forekomst av denne årsklassen med settefisk ble funnet ved Grendi sør i fjorden (**Figur 33**).

I 2017 økte som forventet innslaget av umerket bleke idet den merkede fisken fases ut av bestanden. Innslaget av umerket bleke var 79 % på stasjonen ved Senum (Vassenden), også 79 % ved Grendi, 45 % ved Ravneberget ved Bygland og 62 % ved Skomedal i Åraksfjorden. Som i 2016 var ble det fanget mest bleke på stasjonen ved Grendi. I 2017 ble umerkede bleka funnet i lengdeintervallet fra 12 til 29 cm med flest fisk i intervallet fra 22 til 27 cm. Den relative store variasjonen i lengde for umerket bleke funnet i både 2016 og 2017 gir en klar indikasjon på at det er flere etterfølgende årsklasser med umerket bleke i materialet. I dette materiale har umerket og merket bleke i størrelsesintervallet 25-27 cm i hovedsak en vekt fra 130-180 gram. Det ble også funnet et fåtall merkede bleker med vekt over 200 gram, disse var i hovedsak fra 28 til 30 cm (**Figur 32** og **Figur 34**).

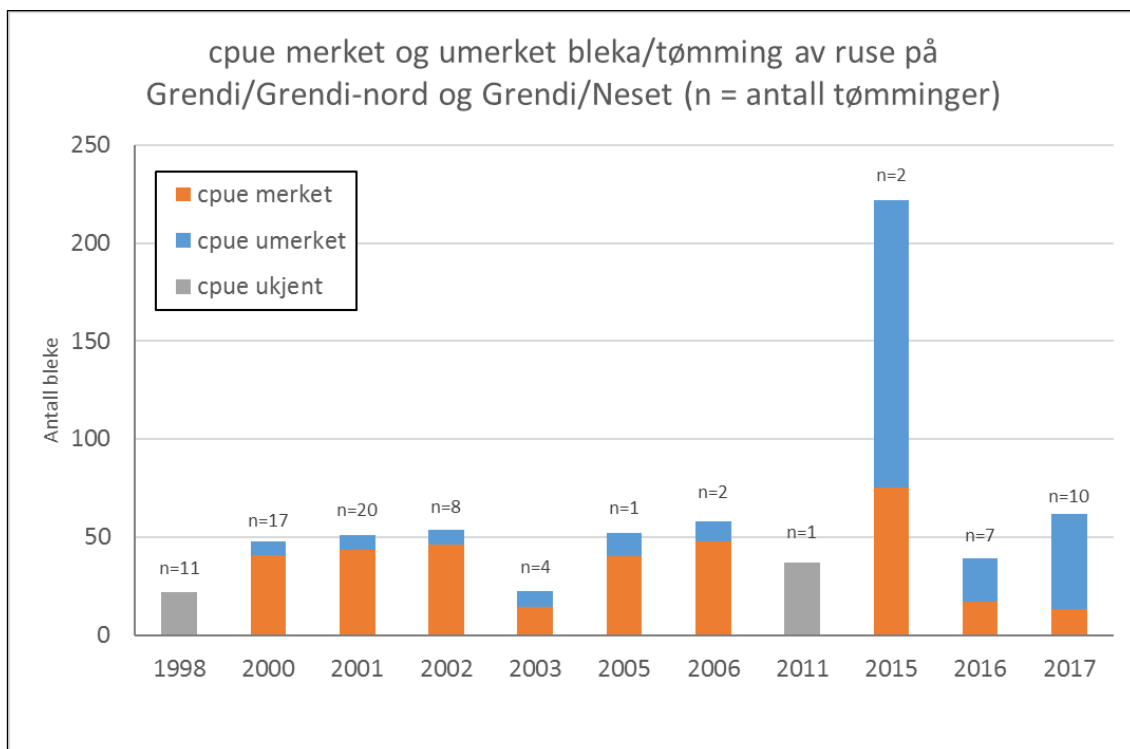
Fortsatt fangstregistrering i de kommende årene når det ikke lenger er bidrag fra kultiveringstiltak vil vise om bestanden opprettholdes ved naturlig rekruttering. Det blir da viktig å sammenlikne fangst per innsats i rusene, og lengdevekst i bestanden sammenliknet med tidligere data fra blekeprosjektet (**Figur 35** til **Figur 39**).



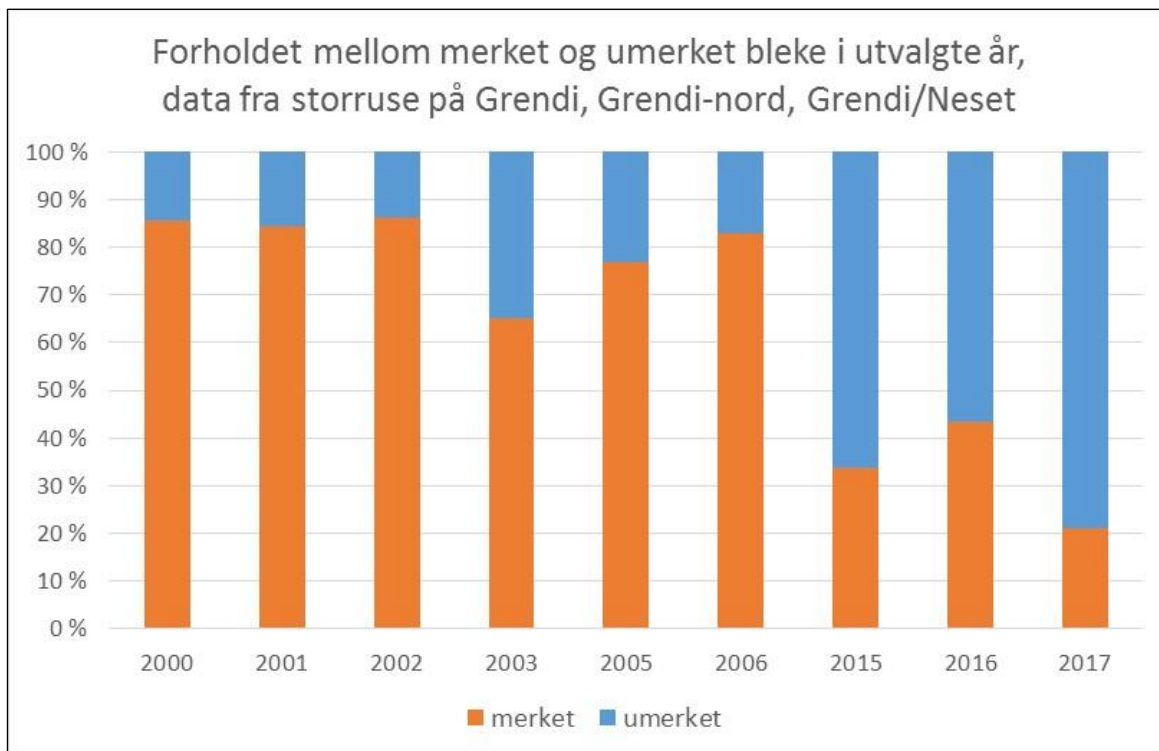
Figur 33. Lengdefordeling for merket (fettfinneklipt) og umerket bleke registrert i rusefiske på stasjoner i Byglandsfjorden (Grendi og Bygland v/Ravneberget), en stasjon sør i Åraksfjorden (Skomedal), en stasjon nedstrøms Byglandsfjorden og samlet for alle stasjonene (nederst). Rusefisket ble gjennomført på høsten i perioden 24.08-30.11.2017.



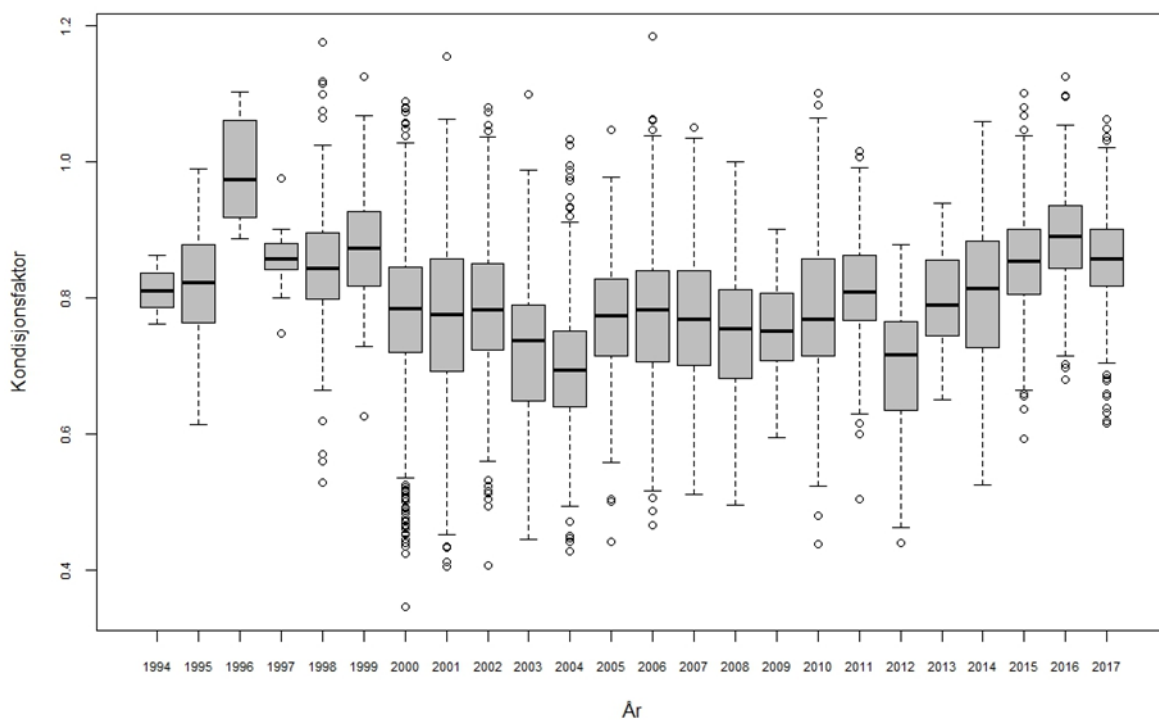
Figur 34. Forholdet mellom lengde og vekt for merket (fettfinneklippt) og umerket bleke registrert i rusefiske på to stasjoner i Byglandsfjorden (Grendi og Bygland v/Ravneberget), en stasjon sør i Åraksfjorden (Skomedal), en stasjon nedstrøms Byglandsfjorden i perioden 01.09-30.11.2017.



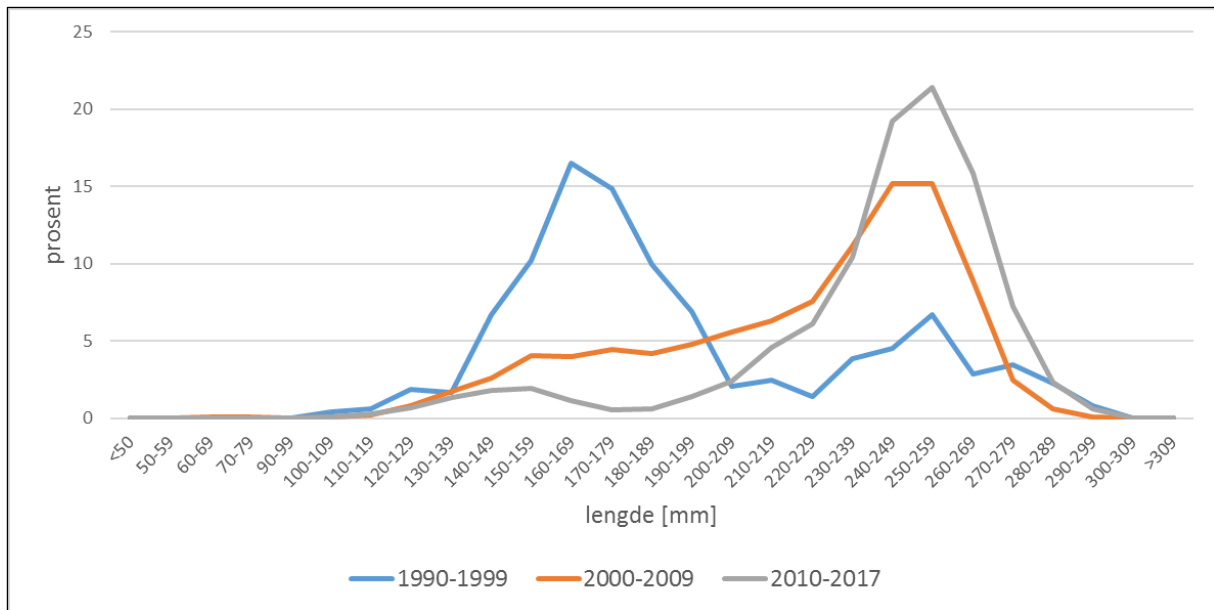
Figur 35. Catch per unit effort: gjennomsnittlig antall av merket og umerket bleke per tømming av sturruse på Grendi, Grendi-nord og Grendi neset 1998, 2000-2006, 2011 og 2015-2017.



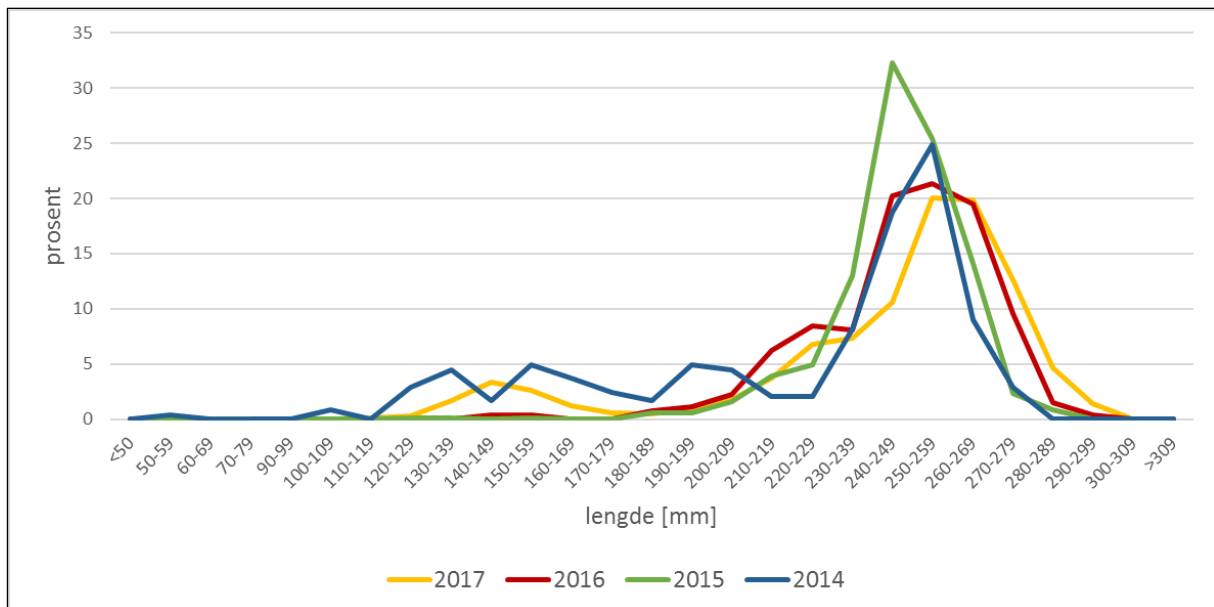
Figur 36. Forholdet mellom merket og umerket bleke fanget i storruser på Grendi, Grendi nord og Grendi neset 2000-2003, 2005-2006 og 2015-2017.



Figur 37. Kondisjonsfaktor av bleke tatt med storruser på alle stasjoner 1994-2017, n = 7487 bleke.



Figur 38. Prosentuell lengdefordelingen av bleke tatt med storruse i 1990-, 2000- og 2010-tallet.

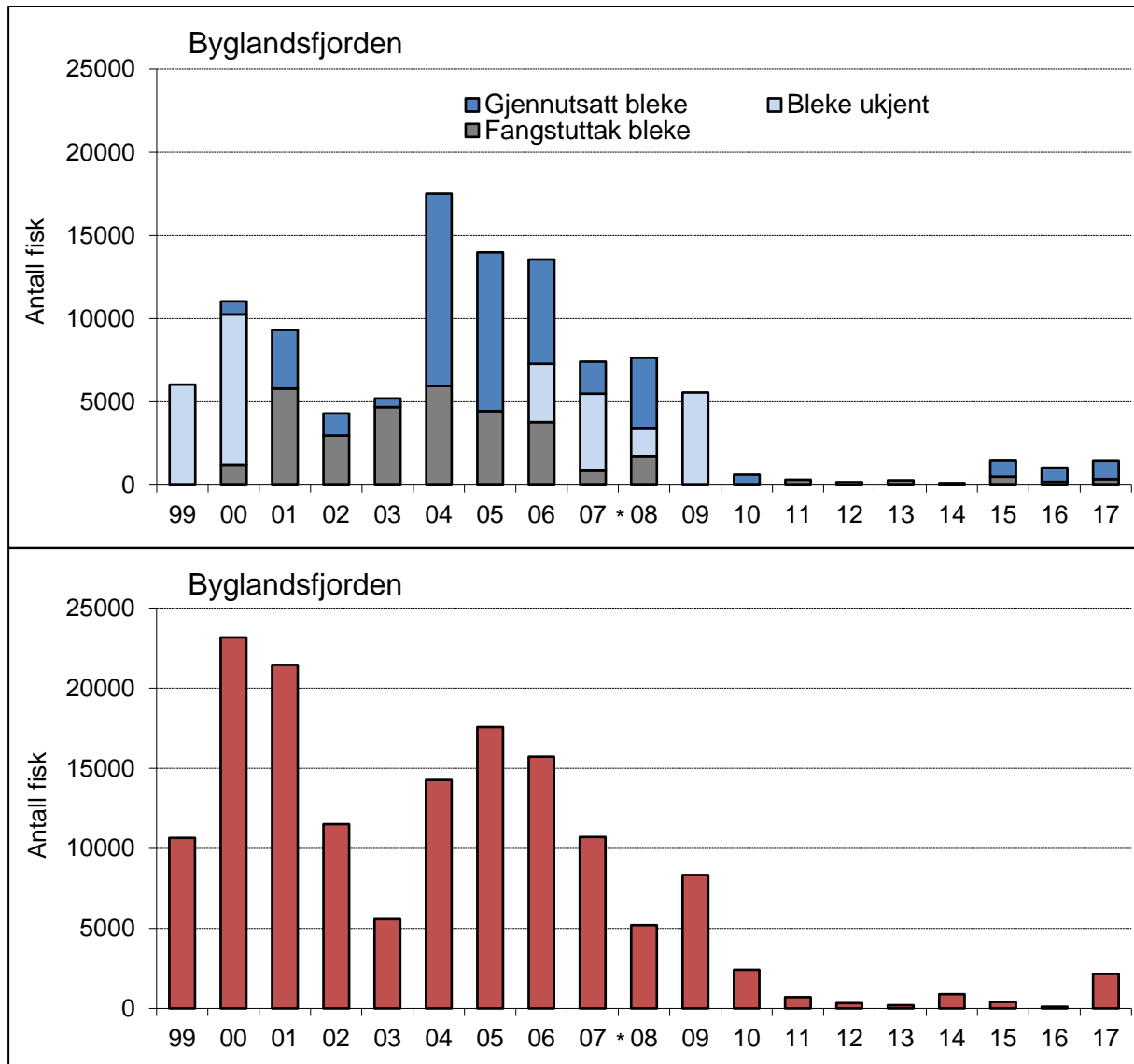


Figur 39. Prosentuell lengdefordelingen av bleke tatt med storruse 2014-2017.

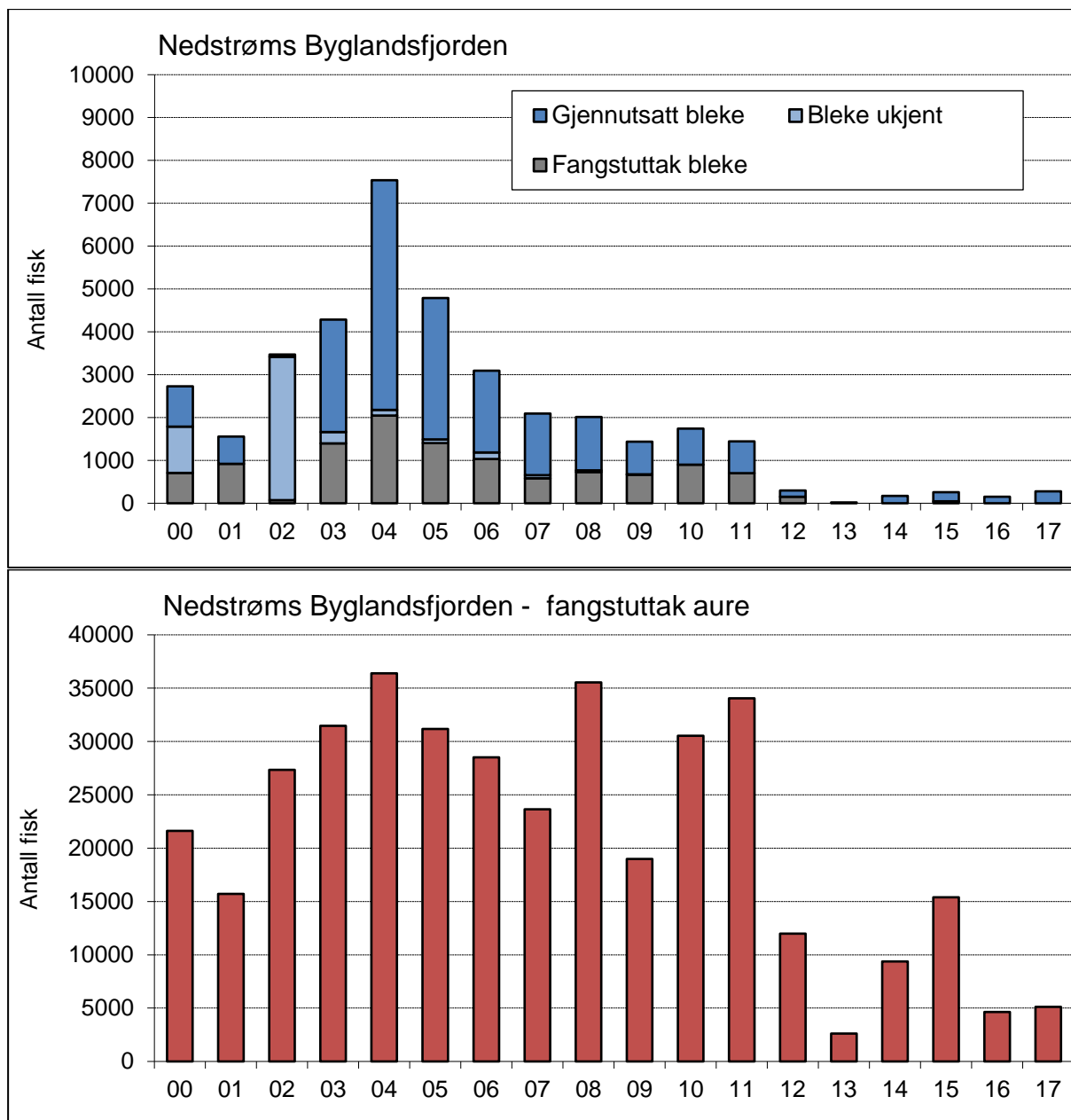
8.4 Reduksjon av fangstuttak i forbindelse med næringsfiske

I perioden 1999-2008 ble det i næringsfiske til sammen fanget over 100 000 bleker og over 400 000 aurer fra Åraksfjorden i nord til Kilefjorden i sør, hovedsakelig ved bruk storruser. Det er viktig å påpeke at dette fisket først og fremst var rettet mot aure og at fiskerne iverksatte tiltak for å skjerme bleka, bl.a. ved omfattende utsetting av mindre bleke som ikke kunne brukes som matfisk, dvs. 60–70 % av totalfangsten av bleke ble gjenutsatt. Imidlertid kan rusefangsten og håndteringen i seg selv ha ført til belastninger som kan ha redusert overlevelsen på gjenutsatt bleke. Det ble også gjennomført fredning av bleka i vandringsstida på senhøsten og i gytetida. Videre ble det lokalisert fiskeplasser hvor det nesten utelukkende ble tatt aure. Likevel vil et fangstuttak av bleke redusere gytebestanden og medføre redusert gyting og rekruttering. I 2009 og 2010 ble det omfattende rusefisket faset ut og uttaket av bleke i næringsfiske opphørte. I 2010-2017 var derfor uttaket av bleke i Byglandsfjorden betydelig redusert og det aller meste av bleka som inngikk i storrusefangster ble gjenutsatt etter avtale

med blekeprosjektet, eller de ble benyttet til stamfisk (**Figur 40**). På strekningen nedstrøms Byglandsfjorden ble fangstuttaket av bleke faset ut fra og med 2012 (**Figur 41**). Utfasingen av rusefisket førte også til en nedgang i fangstuttaket av aure både i Byglandsfjorden og på strekningen nedstrøms (**Figur 40** og **Figur 41**).



Figur 40. Fangster av bleke (øverst) og aure (nederst) i næringsfiske i Byglandsfjorden for årene 1999-2017. Fangstene er delt inn i andel bleke som er gjenutsatt, bleke i fangstuttak og andel ukjent, dvs. tilfeller hvor andelen gjenutsatt bleke ikke er tallfestet.



Figur 41. Fangster av bleke (øverst) og aure (nederst) i næringsfiske på strekningen nedstrøms Byglandsfjorden for årene 2000-2017. Fangstene er delt inn i andel bleke som er gjenutsatt, bleke i fangstuttak og andel ukjent, dvs. tilfeller hvor andelen gjenutsatt bleke ikke er tallfestet.

Samlet viser resultatene fra næringsfisket at fangsttrykket på bleke er betydelig redusert og faset ut i Byglandsfjorden etter 2009 og på strekningen nedstrøms Byglandsfjorden etter 2011. Dette vurderes som viktig for å øke gytebestanden og dermed fremme etableringen av en selvreproduserende bestand.

9. Undersøkelser av gyteområder

9.1 Prøvetaking av gytegrøper og innslag av bleke på ulike gyteområder

Det har i løpet av blekeprosjektet blitt utført en rekke undersøkelser for å kartlegge blekas gyte- og rekrutteringsområder. Undersøkelsene har blitt utført ved at gytegrøper lokaliseres ved snorkling og prøvetas på sen vinteren. For å bestemme om det er bleke eller aure som har gytt på de enkelte

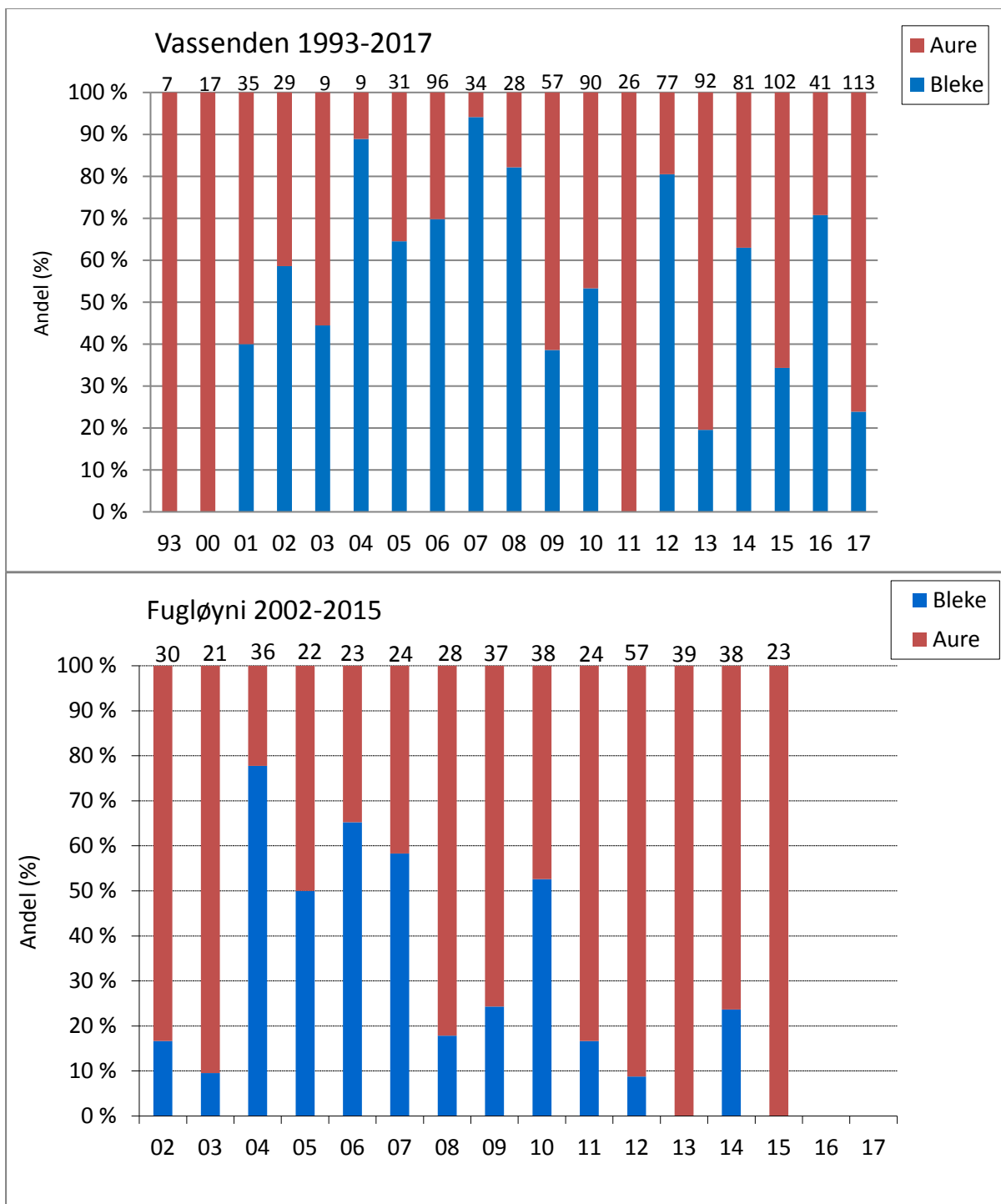
områdene er det tatt med rognprøver fra et utvalg gytegroper. Disse blir så artsbestemt ved bruk av elektroforese. Det er gjennom prosjektperioden registrert at bleka gyter på flere områder ved Vassenden sør i Byglandsfjorden, i Åraksfjorden ved Fugløyni, og i Otra ved Langeid. Bleka gyter i stor grad på de samme områdene som auren. Men i motsetning til auren som er funnet å gyte på flere områder i strandsonen i selve Byglandsfjorden, har bleka så langt kun vært funnet å gyte på lokaliteter som er mer strømrrike.

Under brua ved Vassenden, sør i Byglandsfjorden, ble det for første gang undersøkt gytegroper i 1993, og deretter årlig fra år 2000. Her ble det for første gang funnet naturlig gyting av bleke i 2001, og i årene etterpå har innslaget gytegroper av bleke variert betydelig. Fram til og med 2003 var det i hovedsak dominans av aure på gyteområdene, mens det i årene fra 2004 til og med 2010 i hovedsak var dominans av bleke på gyteområdene. De siste årene frem til og med 2017 har det vært varierende innslag av bleke og aure på gyteområdene (**Figur 42**). Årsaken til det varierende innslaget av bleke i blant gytegroperne er ikke kjent, men gjenspeiler trolig variasjoner i størrelsen på gytebestandene av bleke og aure. Det er også mulig at forskjellene skyldes metodiske årsaker, for eksempel at en ikke får samlet et representativt utvalg av gytegroperne i år med høy vannstand om vinteren. Samlet viser resultatene at det siden begynnelsen av 2000-tallet er etablert flere gyteplasser for bleka i Vassendenområdet. Dette er et viktig resultat siden Vassenden var et viktig gyteområde før bestandssammenbruddet på slutten av 1960-tallet.

Utover i undersøkelsesperioden har det blitt etablert en rekke nye gyteområder i området rundt Vassenden ved utlegging av grus. Resultater fra etterundersøkelser av nyetablerte gyteområder er nærmere omtalt i **kapittel 9.4**.

I søndre del av Åraksfjorden, på gyteområdet ved Fugløyni, har andelen blekegroper variert betydelig (**Figur 42**). I 2004 var andelen gytegroper fra bleke ca. 80 % og i 2010 var andelen 50 %. I 2011 og 2012 var innslaget av bleke hhv. 17 % og 9 %, i 2013 ble det kun funnet gytegroper av aure, mens det i 2014 ble funnet et innslag på 24 % av blekegroper. I 2015 ble det igjen kun funnet gytegroper av aure, totalt 23 stk. I 2016 og 2017 ble det ikke foretatt prøvetaking på denne gyteplassen. Imidlertid ble det observert både ensomrig yngel og eldre ungfisk av bleke ved snorkling med lys ved Fugløyni høsten 2016. Samlet sett viser registreringene av gytegroper og yngel at bleka har etablert et naturlig gyteområde ved Fugløyni.

Strekningen i hovedløpet av Otra oppstrøms Byglandsfjorden ble for første gang undersøkt i 2010. På strekningen nedstrøms utløpet av Hekni ved Granheim til Sordal ble det da funnet 7 gytegroper av bleke og 32 auregroper (18 % bleke). I 2011 ble det funnet 7 gytegroper av bleke og 82 groper av aure, dvs. et innslag av bleke på 8 %. Dette var et svært positivt resultat og indikerte at bestanden var i ferd med å reetablere seg på denne viktige strekningen som også tidligere var et av de viktigste rekrutteringsområdene til bleka. Men i etterfølgende registreringer (prøvetaking av groper i år 2012 (59 stk.), 2014 (43 stk), 2015 (10 stk) og 2017 (58 stk)) er det bare funnet gytegroper av aure ved prøvetaking i Otra oppstrøms Byglandsfjorden og det er derfor for tidlig å si om bleka har etablert seg på strekningen. Forhold som forsuring og gassovermetning kan bidra til å hemme en naturlig etablering av bleke på strekningen. I tillegg til de observerte episodene med surt vann (beskrevet i kapittel 2) viser modellering av ulike scenarier fram mot år 2100 at en også på lang sikt må forvente perioder med forsuring som vil påvirke bleka negativt (Wright et al. 2016). Dette illustrerer hvor viktig det er at tiltakene for bleka sees i en helhetlig sammenheng. På strekningen i Otra oppstrøms Byglandsfjorden viser undersøkelsene at det er behov for både biologiske (rognplanting), fysiske (vandingsvei, gytegrus) og vannkjemiske (kalking) tiltak for å legge til rette for reetablering av bleka. I tillegg er det nødvendig å utrede hvordan gassovermetningen påvirker bleka på denne viktige strekningen. De mange ulike påvirkningene krever koordinering av tiltak og dette er i praksis en utfordrende oppgave for forvaltningen og andre involverte parter.

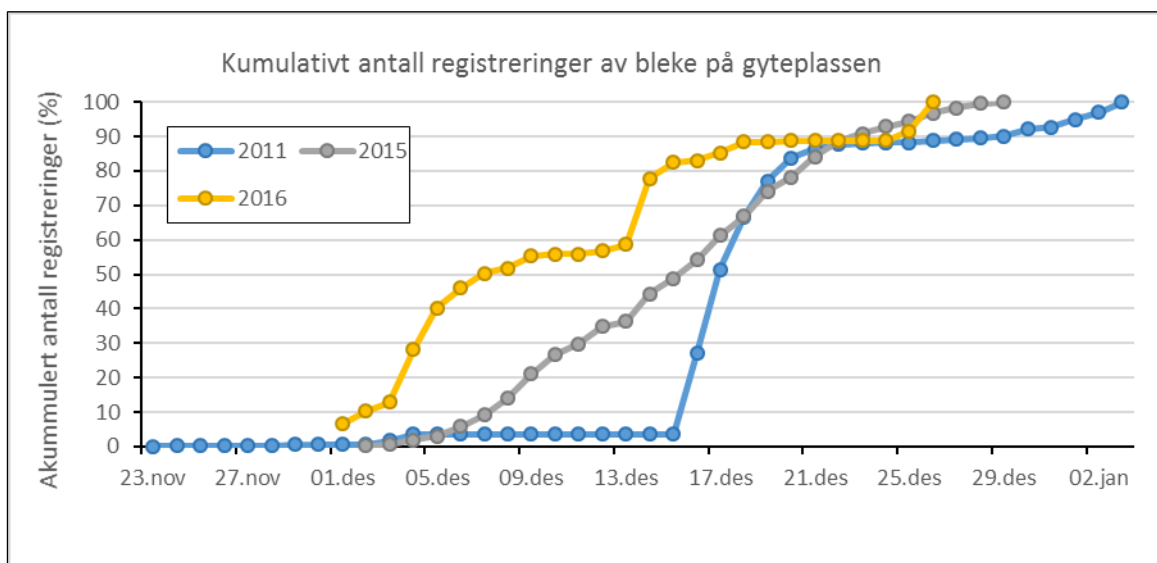
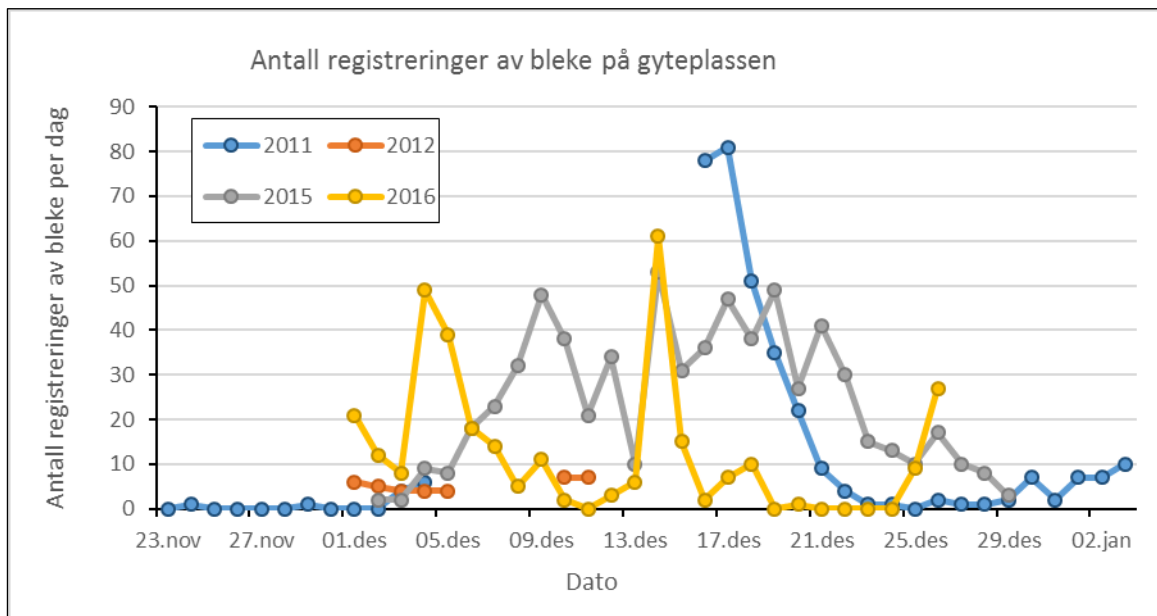


Figur 42. Andel av gytegrøper som stammer fra bleke og aure på de undersøkte gyte-områdene ved Vassenden (inkluderer Vassenden under broen og Vassenden nord) og Fugløyni fram til og med 2017. Totalt antall gytegrøper undersøkt er vist i tall på toppen av hver søyle.

9.2 Identifisering av blekas gytetidspunkt ved kameraovervåking

For å lykkes med et miljøstyrt vannstandsregime for å unngå stranding av gytegrøper er det viktig med presis informasjon om når bleka gyter. Det har derfor vært gjennomført kontinuerlig undervannsfilmning på blekas gyteområder ved Vassenden i sesongene 2011, 2012, 2015 og 2016 ved

bruk av fire videokameraer. Resultatene fra disse analysene viser at bleke er på plass på gyteplassen fra starten av desember og ut mot slutten av desember. Perioden i desember da det observeres flest bleke varierer mellom år men fra ca. 10 til 20 desember er det generelt høyest aktivitet (**Figur 43**).

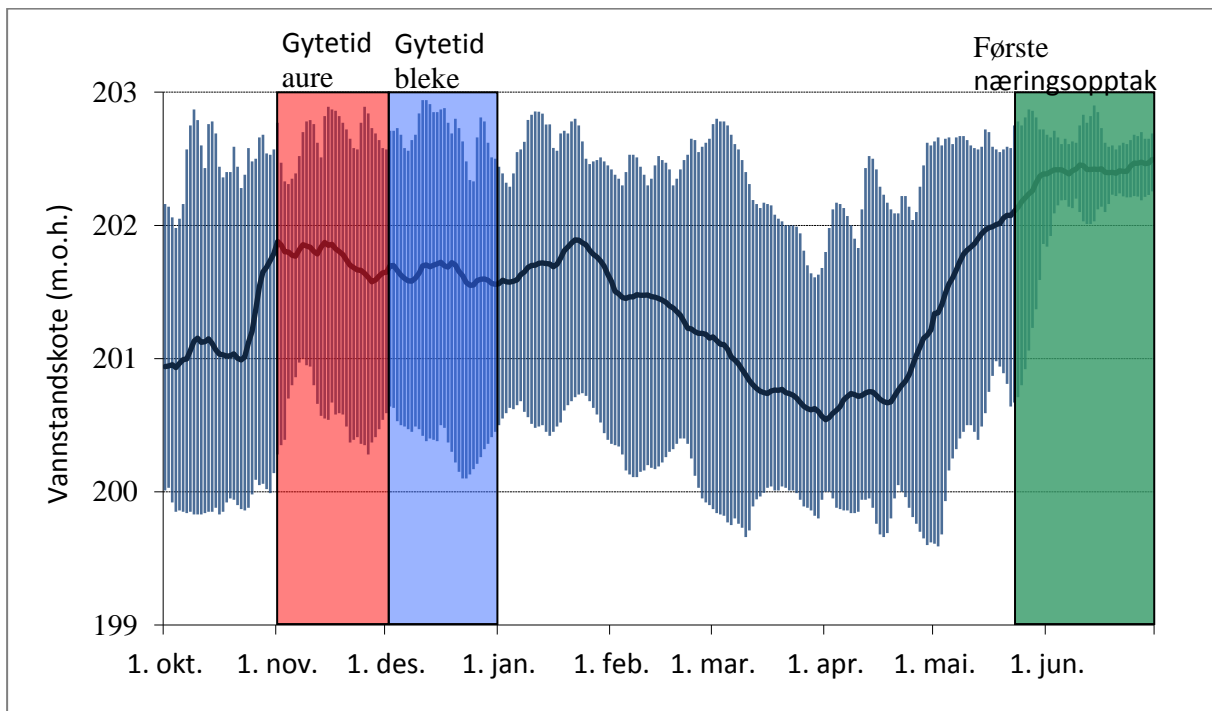


Figur 43. Observasjoner av bleke på gyteplassen ved Vassenden i årene 2011,2012, 2015 og 2016. Registreringene er gjort ved analyse av videoopptak fra gyteplassen. På grunn av tekniske problemer (bl.a. strømbrudd på grunn av lynnedslag) mangler data fra enkelte perioder.

9.3 Miljøstyrt vannstand for å motvirke stranding av gytegroper

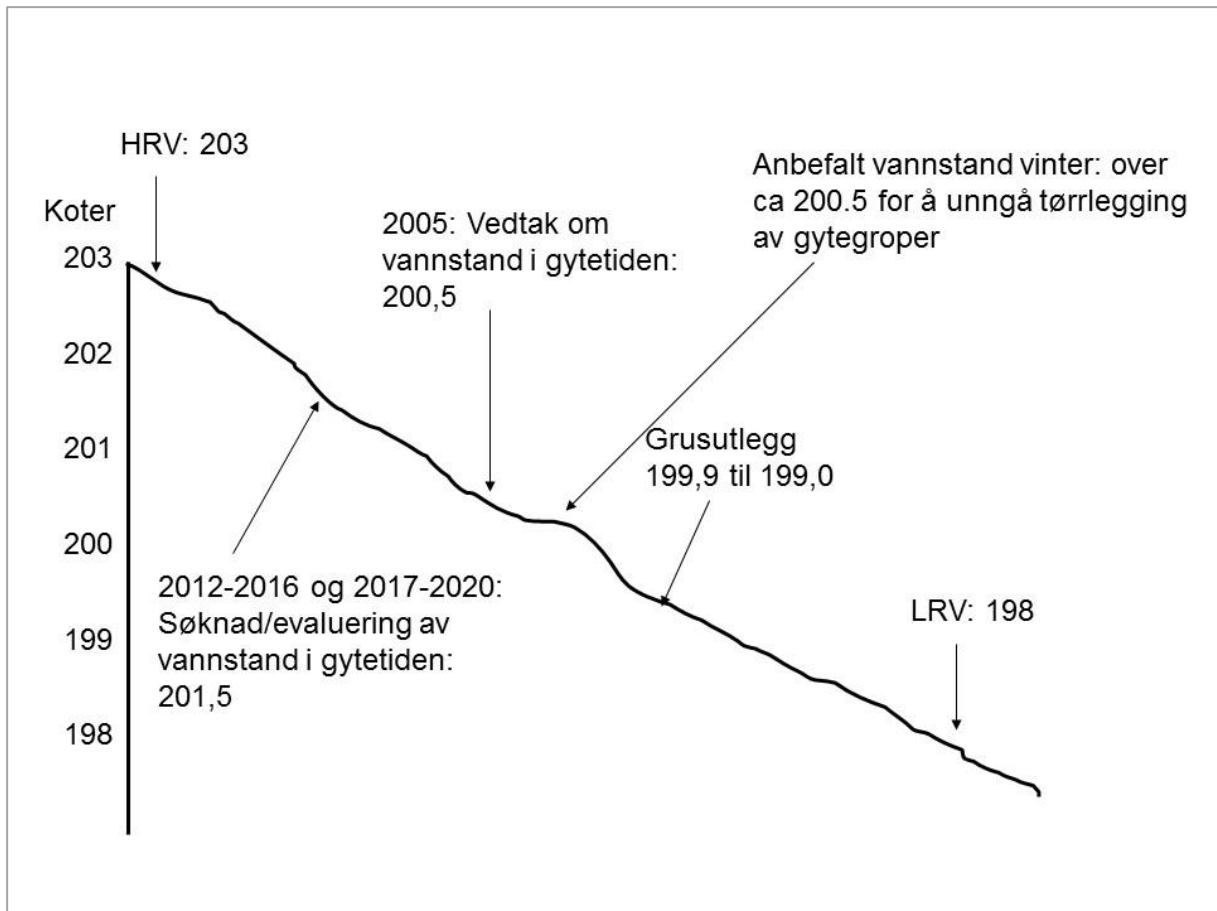
Et vanlig kjøremønster for reguleringen i Byglandsfjorden var tidligere å holde vannstanden høy sent på høsten, for deretter å tappe fjorden ned gjennom vinteren før vårfloppen (**Figur 44**). For eksempel var det ikke uvanlig at vannstanden oversteg kote 202,0 moh. i blekas gytetid i desember, mens vannstanden deretter ble kjørt ned til under kote 200,0 i løpet av den påfølgende vinteren. Dette resulterer i at områder som er gunstige for gyting om høsten blir tørrlagt i løpet av vinteren, og dermed at gytegroper av både aure og bleke strandet om vinteren. Dette har trolig bidratt til å redusere den naturlige rekrutteringen av bleke i Byglandsfjorden. Generelt vil flere gytegroper forventes å strande

dersom det er stor differanse mellom vannstanden i gytetiden og den laveste vannstanden påfølgende inkubasjonsperiode om vinteren.



Figur 44. Gjennomsnittlig vannstand (med maksimum og minimum) for Byglandsfjorden fra oktober til juni i årene 1994-2005.

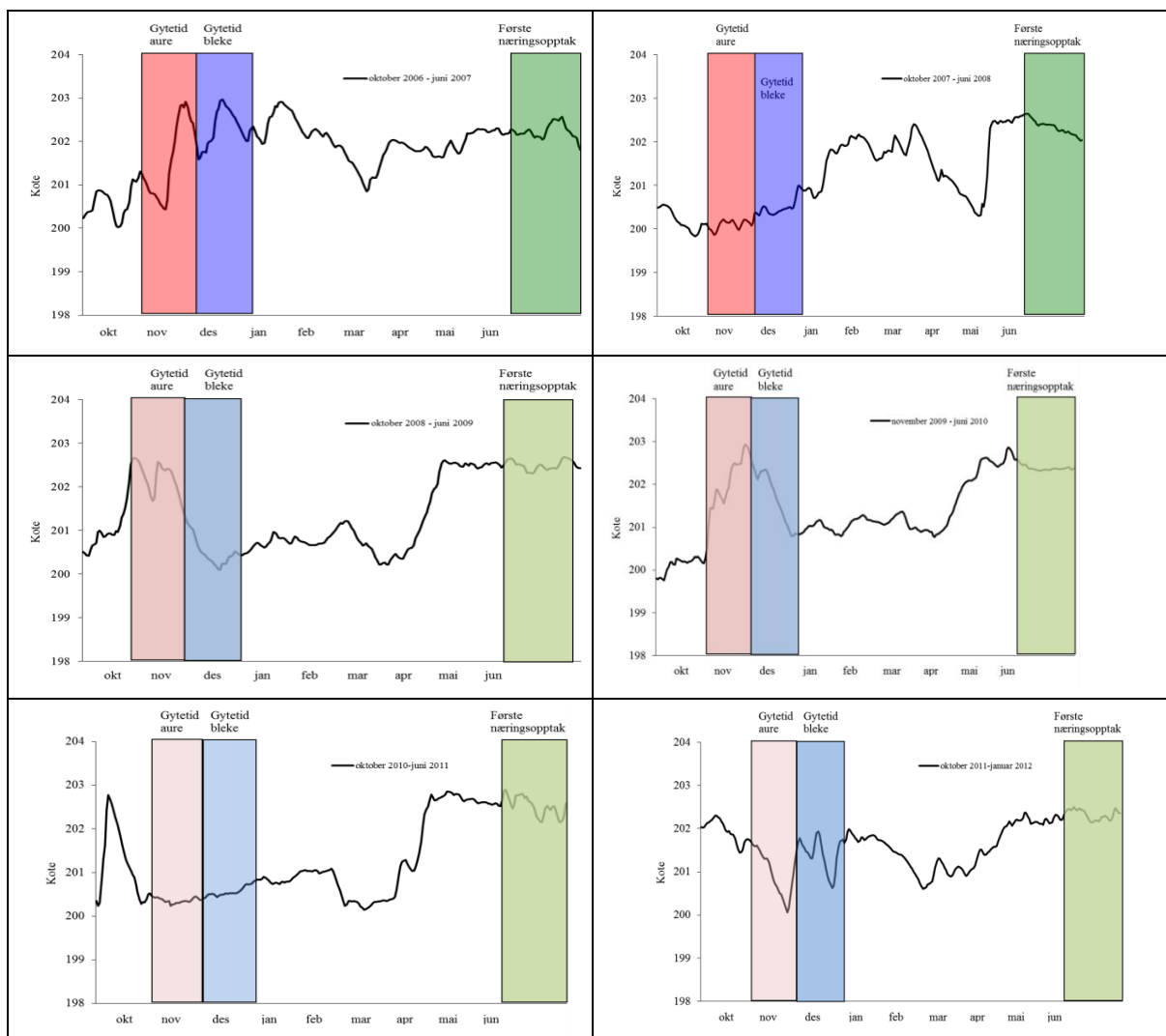
På bakgrunn av resultatene som viste at tapperegime for Byglandsfjorden førte til stranding av blekas gytegrøper ga fiskeforvalter en anbefaling i det reviderte manøvreringsreglementet, vedtatt den 03.10.2003, om at "Regulanten oppfordres til å holde vannstanden stabil på kote 200,5 eller lavere i blekas gytetid, normalt i perioden 20. november til 20. desember". Dette ble deretter fulgt opp av regulanten i et styrevedtak om nytt kjøremønster. Erfaringene i årene etter at manøvreringsreglementet ble iverksatt var at vannstandsmålet på 200,5 i praksis var vanskelig å overholde i perioder med mye nedbør om høsten. Samtidig ble det også klart at å holde fjorden nede på kote 200,5 i desember ikke var forenlig med optimal kraftproduksjon. På denne bakgrunn ble det i regi av blekeprosjektet, med tillatelse fra NVE i 2012, igangsatt et nytt og mer realiserbart vannstandsregime, som både tar hensyn til bleka, avrenningsmønsteret og kraftproduksjonen. Dette regimet består i å holde vannstanden i gytetida på kote 201,5. Denne prøveordningen ble først utført i perioden 2012-2017, og har deretter blitt forlenget til 2020. I tillegg til manøvrering av vannstand har det blitt reetablert gyteområder som ligger på vanddyp under kote 200. Hensikten med dette er å tilrettelegge for gyting på vanddyp som ikke utsettes for stranding (**Figur 45**).



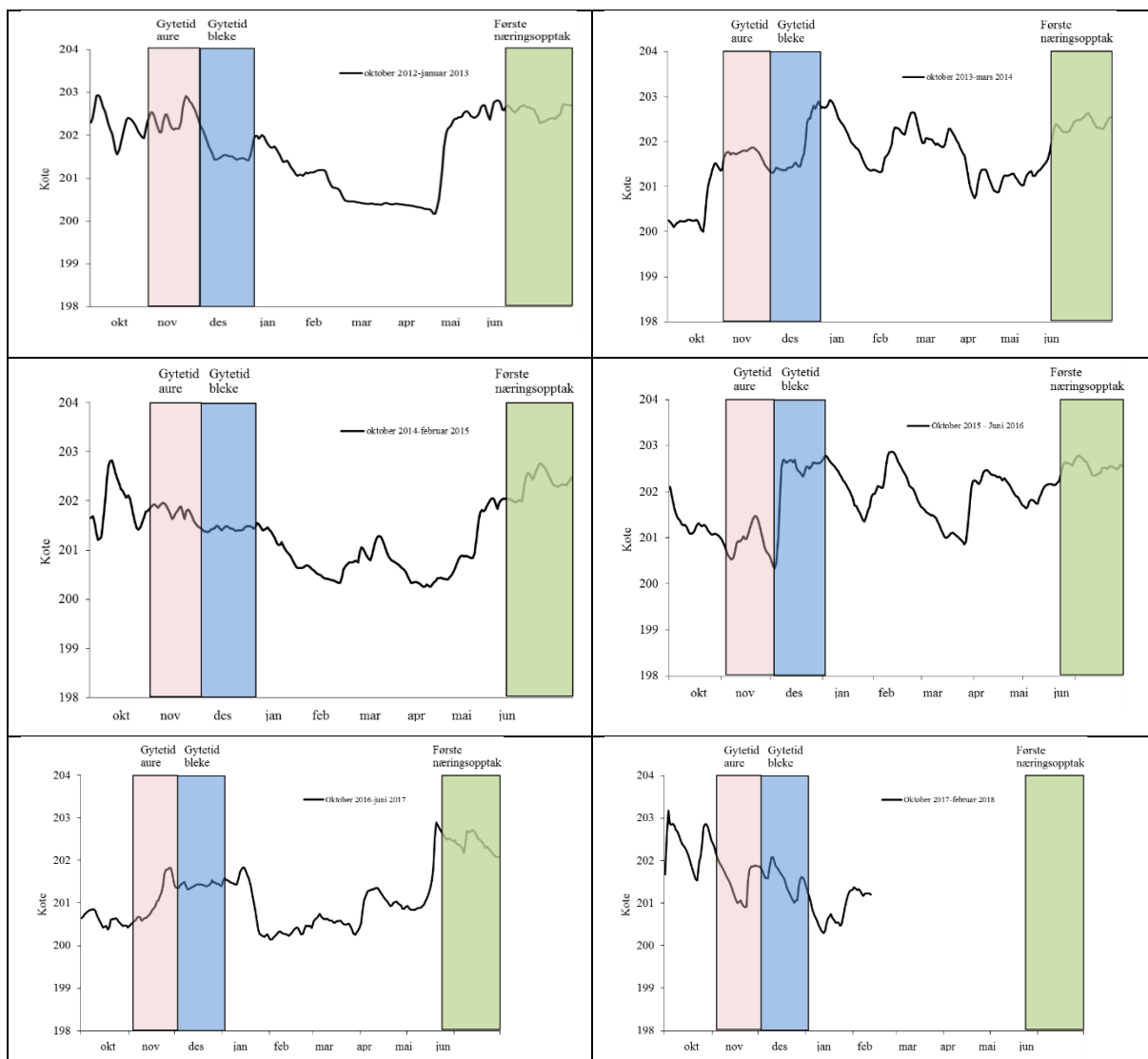
Figur 45. Skisse av strandsonen som viser anbefalt vannstand i gytetiden og etterfølgende vinter. I tillegg er det laget nye gyteplasser ved utplassering av grus mellom kote 199,3 og kote 199,9.

Av **Figur 46** og **Figur 47** framgår det hvordan vannstanden ble regulert i gytetiden og påfølgende vinter i årene 2006-2017. Vannstands målet ble overholdt de fleste men ikke alle årene. Et eksempel er høsten 2015, da vannstanden økte markant i løpet av blekas gytetid på grunn av store nedbørmengder.

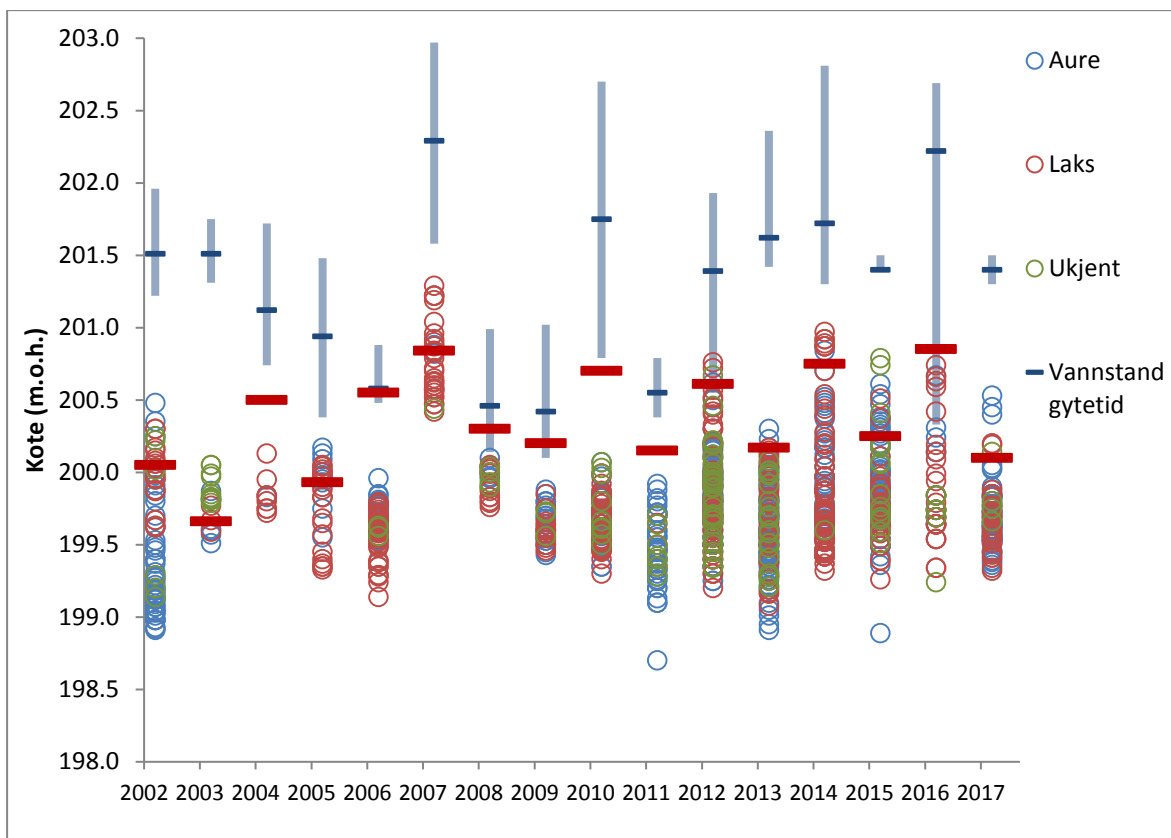
I **Figur 48** er dybdefordelingen for gytegroper registrert på de ulike gytefeltene på Vassenden i årene 2002-2017 vist sammen med vannstand i Byglandsfjorden i blekas gytetid i desember og den påfølgende laveste vannstanden gjennom vinteren. Denne figuren viser at gytegroperne i de fleste årene har blitt funnet på dybder mellom kote 199,0-200,5. Det må påpekes at vannstanden i fjorden, samt snø og isdekke kan sette begrensninger på hvilke koter som er mulig å undersøke. I tillegg forekommer det gyting på dypere områder enn det som er mulig å undersøke med snorkling. Men de undersøkte områdene omfatter uansett i de fleste tilfeller de grunneste partiene, og som er mest utsatt for eventuell stranding og tørrelegging. I **Figur 49** er det gitt en oversikt over den gjennomsnittlige eggoverlevelsen i hele undersøkelsesperioden. Eggoverlevelsen har generelt vært høy og over 80 % i hele perioden da det miljøbaserte vannstandsregimet har vært gjeldende. Dette viser at måloppnåelsen totalt sett har vært god, selv om det ikke har vært mulig å holde vannstandsmålene om høsten i alle årene.



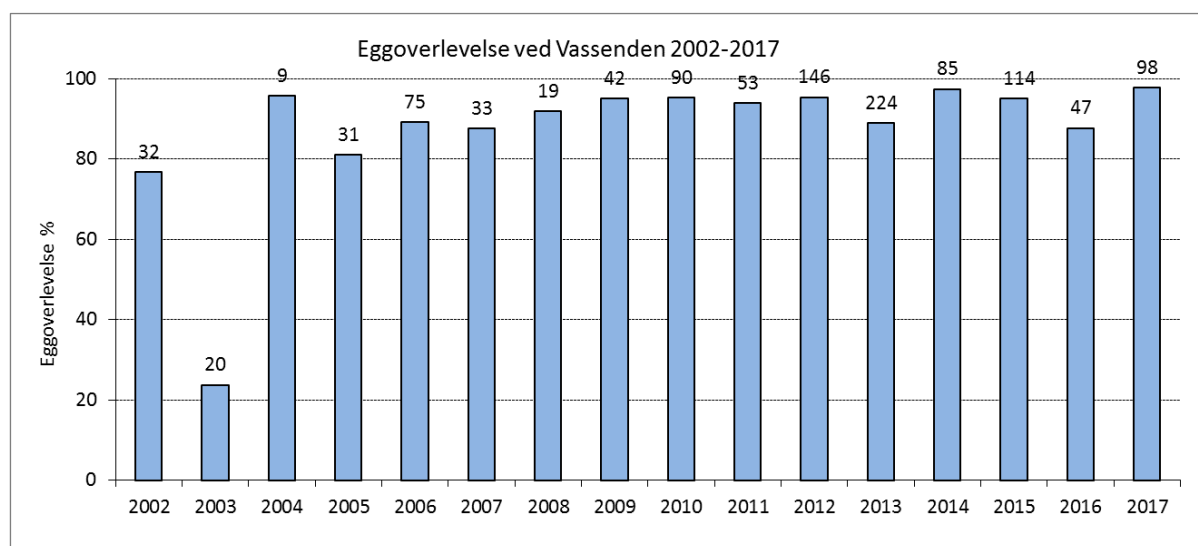
Figur 46. Vannstand i Byglandsfjorden i gytetid i november/desember og etterfølgende vinter/vår for høst/vintersesongene 2006-2012.



Figur 47. Vannstand i Byglandsfjorden i gytetid i november/desember og etterfølgende vinter/vår for høst/vintersesongene 2012-2018.



Figur 48. Dybdefordeling for gytegrøper registrert ved Vassenden i perioden 2002-2017, gjennomsnittlig vannstand i blekas gytetid (gjennomsnitt desember ± maks/min) og laveste vannføring påfølgende vinter for tilhørende sesonger. Gytegrøper som ligger på koter høyere enn indikatoren for laveste vintervannstand har vært strandet i deler av vinteren.

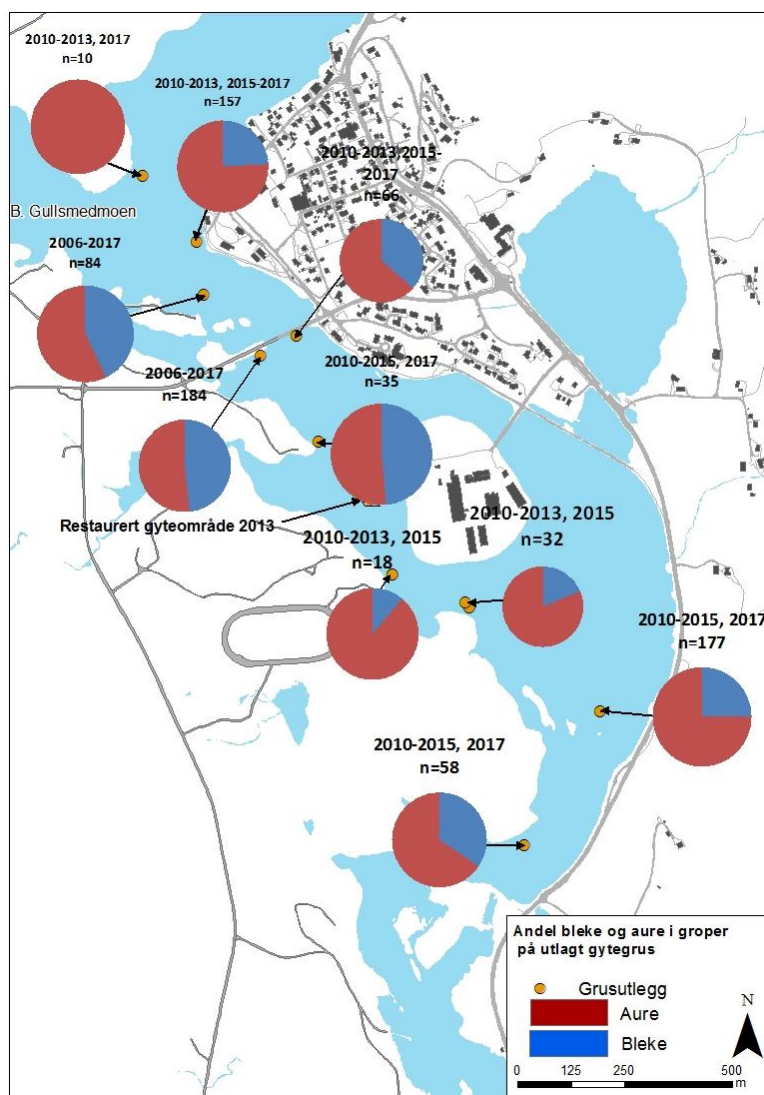


Figur 49. Registrert eggoverlevelse i samtlige gytegrøper prøvetatt om våren ved Vassenden for perioden 2002-2017. Den miljøbaserte vannstanden ble iverksatt fra og med gytetiden 2006.

9.4 Tillaging av nye gyteområder ved utlegging av grus

For å øke det tilgjengelige gytearealet for bleke har det siden 2005 blitt lagt ut gytegrus på en rekke steder ved Vassenden sør i Byglandsfjorden. Kornfordelingen til grusen ble valgt utfra kornfordeling funnet i naturlige gytegroper og utfra gyteforsøk med bleke (Barlaup et al. 2009). Samtlige gyteplasser som er laget ligger under kote 199,9, noe som sikrer at gyteplassen blir vanddekt ved nedregulering av fjorden vinterstid. Oppfølgende undersøkelser har vist at bleke har gytt på disse tillagede gyteområdene (**Figur 50**) og at eggoverlevelsen har vært generelt høy (**Figur 49**; Barlaup et al. 2015).

I 2013 og 2015 ble disse tiltakene videreført med en restaurering av gyte- og oppvekstområde nedstrøms Vassenden på vestsiden av Sagøya. Her ble grus og stein lagt opp i voller i forbindelse med oppmudring av fjorden på 1950-tallet. Vinteren 2013 og 2015 ble deler av denne grus- og steinmassen lagt ut igjen under kote 199,9 ved bruk av gravemaskin, for å gjenskape gyte- og oppveksthabitat for bleke. I tillegg ble det høsten 2016 lagt ut grus på et område ved Lislestraumen i Byglandsfjorden ved Bygland.



Figur 50. Lokalisering av området med etablering av gyteområder i Byglandsfjorden ved Vassenden, samt oversikt over antall undersøkte gytegroper og innslag av bleke ved etterundersøkelser i årene etter utlegging. n=totalt antall bleke og auregroper undersøkt på den enkelte gyteplass.

10. Habitatkartlegging og tiltaksplan for restfeltet ved Hekni

Byggingen av Tjurmodammen og Hekni kraftverk resulterte i at bleka ble avskåret fra deler av gyte- og oppvekstområdene i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. I tillegg ble viktige gyte- og oppvekstområder forringet på den ca. 8 km lange strekning som etter reguleringen utgjør restfeltet ved Hekni. Det har tidligere vært påpekt at Hekni reguleringen tørrlegger noen av de viktigste gyteområdene i Otra ovenfor Byglandsfjorden, og at dette dermed ville ytterligere vanskeliggjøre mulighetene for en reetablering av bleka (Matzow & Simonsen 1997). Et viktig mål i prosjektperioden har vært å reetablere viktige gyte- og oppveksthabitat i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. Gjennom rognplanting i perioden 2010-2017 har det blitt etablert flere årsklasser med ungfisk på elvestrekingen. I tillegg ble det såkalte «blekeløpet», som skal gjøre det lettere for bleka å vandre opp fra kraftutløpet og opp i restfeltet, ferdigstilt i 2013 (se kapittel 11).

10.1 Habitatkartlegging og miljødesign i restfeltet i Otra

For å utrede mulighetene for økte naturlig rekruttering av bleke på den aktuelle strekningen ble det i 2015 og 2016 utført en habitatkartlegging etter «miljødesignmetoden» (Forseth & Harby red. 2013). Kartleggingen ble utført ved at en person snorklet nedover elvestrekingen og utførte undervannsobservasjoner, mens en person gikk på land og noterte de ulike habitatparametre. Følgende forhold inngikk i kartleggingen:

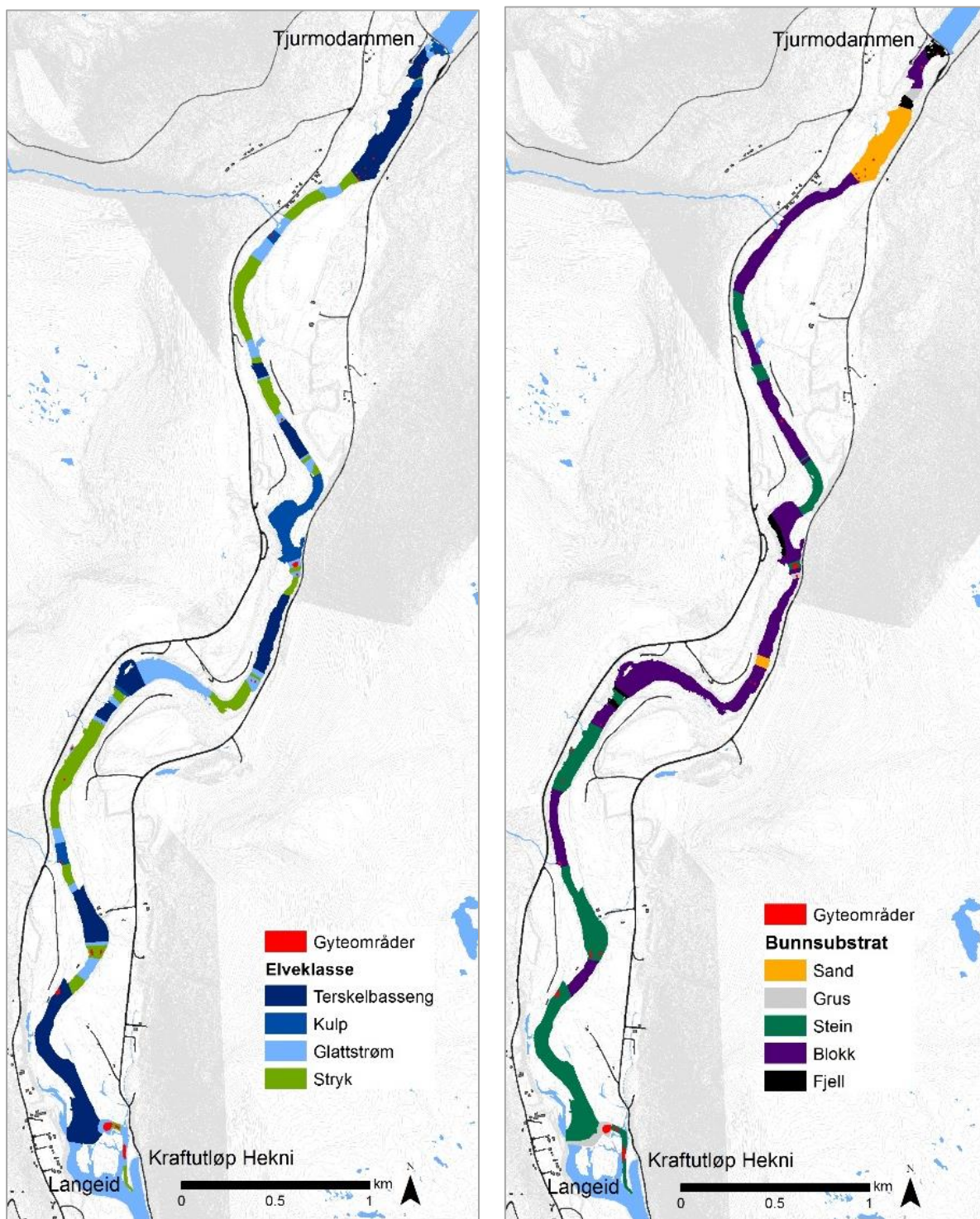
- Mesohabitat og elveklasser
- Bunnssubstratet ble kartlagt som dekningsgrad av ulike steinstørrelser
- Skjulforhold for ungfisk ble kartlagt ved måling av hulrom i bunnssubstratet med et substratometer
- Mulige gyteområder ble kartlagt ut i fra blekas kriterier for gytehabitat i form av gytegrus, vanddyp og vannhastighet

For en nærmere beskrivelse av kartleggingsmetodikk henvises det til (Forseth & Harby 2013). Den kartlagte restfeltelvestrekingen fra Tjurmodammen til utløpet av Hekni kraftverk er totalt 8 km, og har et fall på 30 m (dvs. gjennomsnittlig gradient 0,4 %). I følge FKB-kartgrunnet er elvearealet på strekningen estimert å være 52 800 m². Kart med oversikt over elveklasser og dominerende bunnssubstrat er vist i **Figur 51**, mens skjulforhold for ungfisk er vist i **Figur 52**. En oversikt over fordeling av de ulike habitatparametre basert på hvor stor andel de utgjør av det totale elvearealet på strekningen er vist i **Figur 53**.

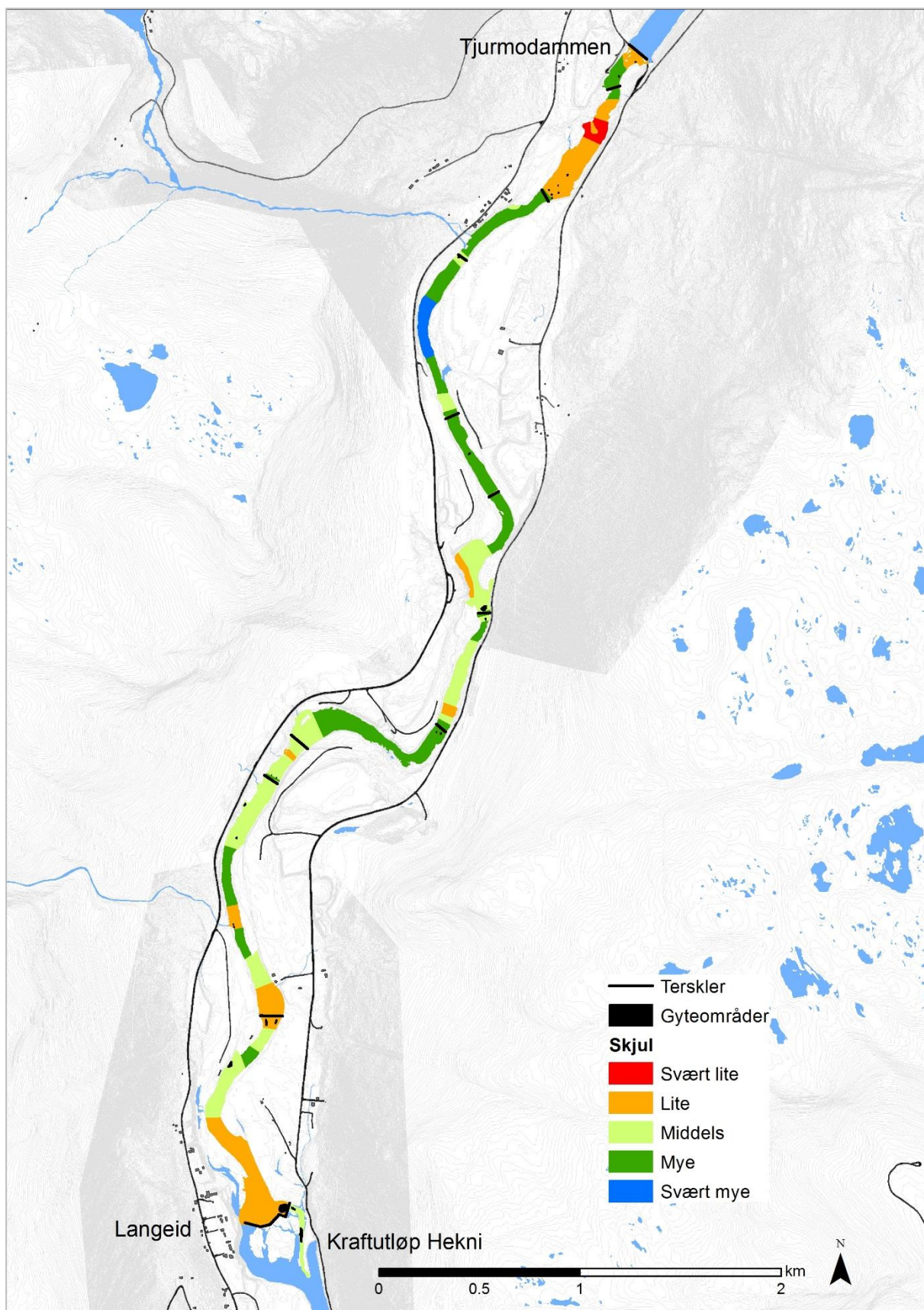
Det er 11 terskler på elvestrekingen, hvorav to betongterskler og ni løsmasseterskler. Terskene bidrar til at en betydelig del av elvestekningen demmes opp, og totalt utgjør terskelbassengene om lag 45 % av elvearealet. Det resterende elvearealet består av elveklassene stryk (26 %), glattstrøm (18 %) og kulp (11 %). Bunnssubstratet er forholdvis storsteinet og dominert av blokk og stein (totalt 86 % dekningsgrad). Denne substrattypen resulterer i at skjulforholdene for ungfisk er middels gode til gode. Det er et høyere innslag av sand i flere av terskelbassengene, og skjulforholdene er generelt noe dårligere i disse områdene enn på strykstrekingene (**Figur 52**). Det var imidlertid forholdvis lite grus og substrat egnet for gyting på elvestrekingen, og de områdene som ble registrert var i hovedsak mindre felt spredt på hele elvearealet. Arealet med egnet gytesubstrat ble estimert å være mindre enn 1 % av elvearealet.

Totalt sett tilsier resultatene fra kartleggingen at tilgang til egnet gytegrus trolig er den største flaskehalsen for naturlig rekruttering og ungfiskproduksjon av bleke på elvestrekingen. Skjulforhold og oppveksthabitat for eldre ungfisk av bleke er gode på deler av elvestrekingen, men noe dårligere i

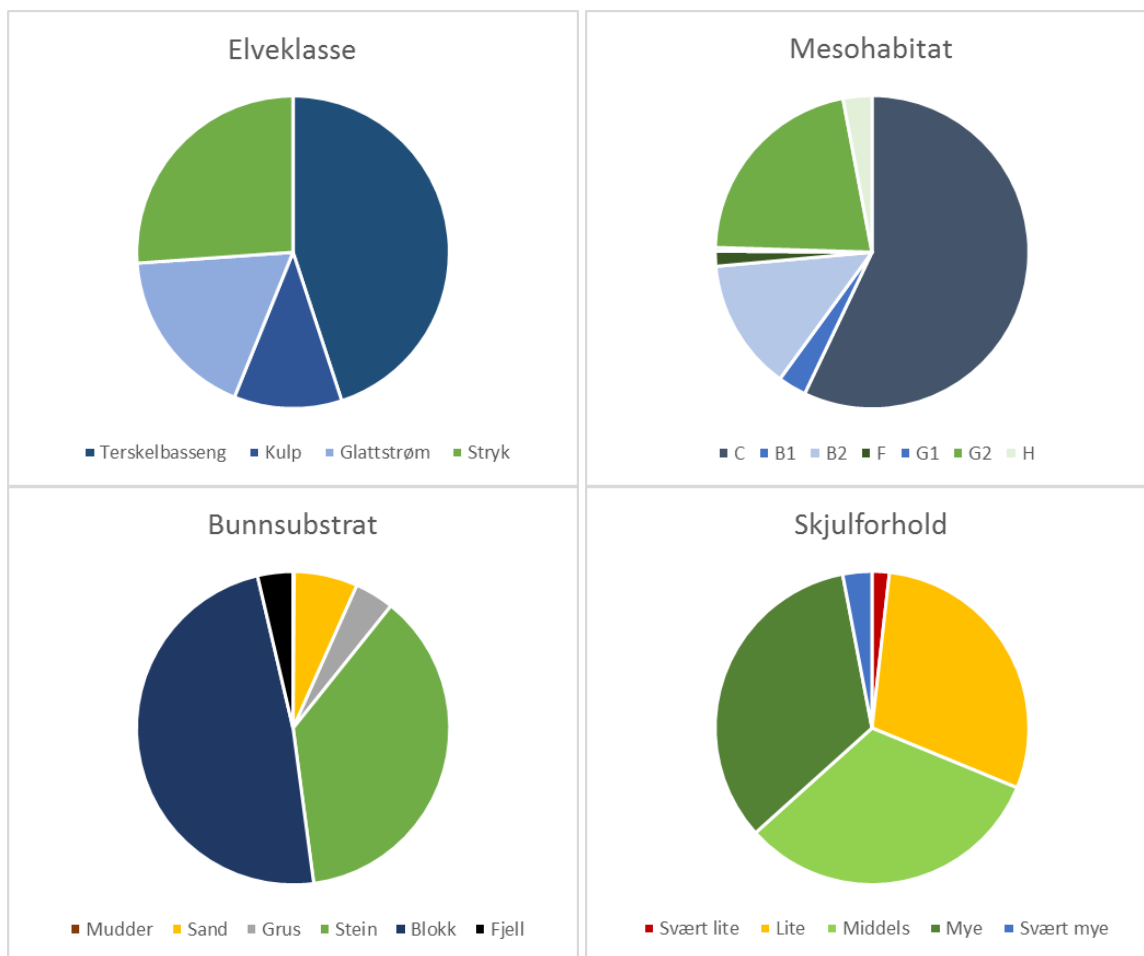
enkelte av terskelbassengene. I tillegg er betongterskelene vurdert å være vandringshindrende for oppvandrende bleke på strekningen.



Figur 51. Kart over restfeltstrekningen fra Tjurmodammen til utløp av Hekni kraftverk med elveklasser (til venstre), og dominerende bunnssubstrat (til høyre) og gyteområder.



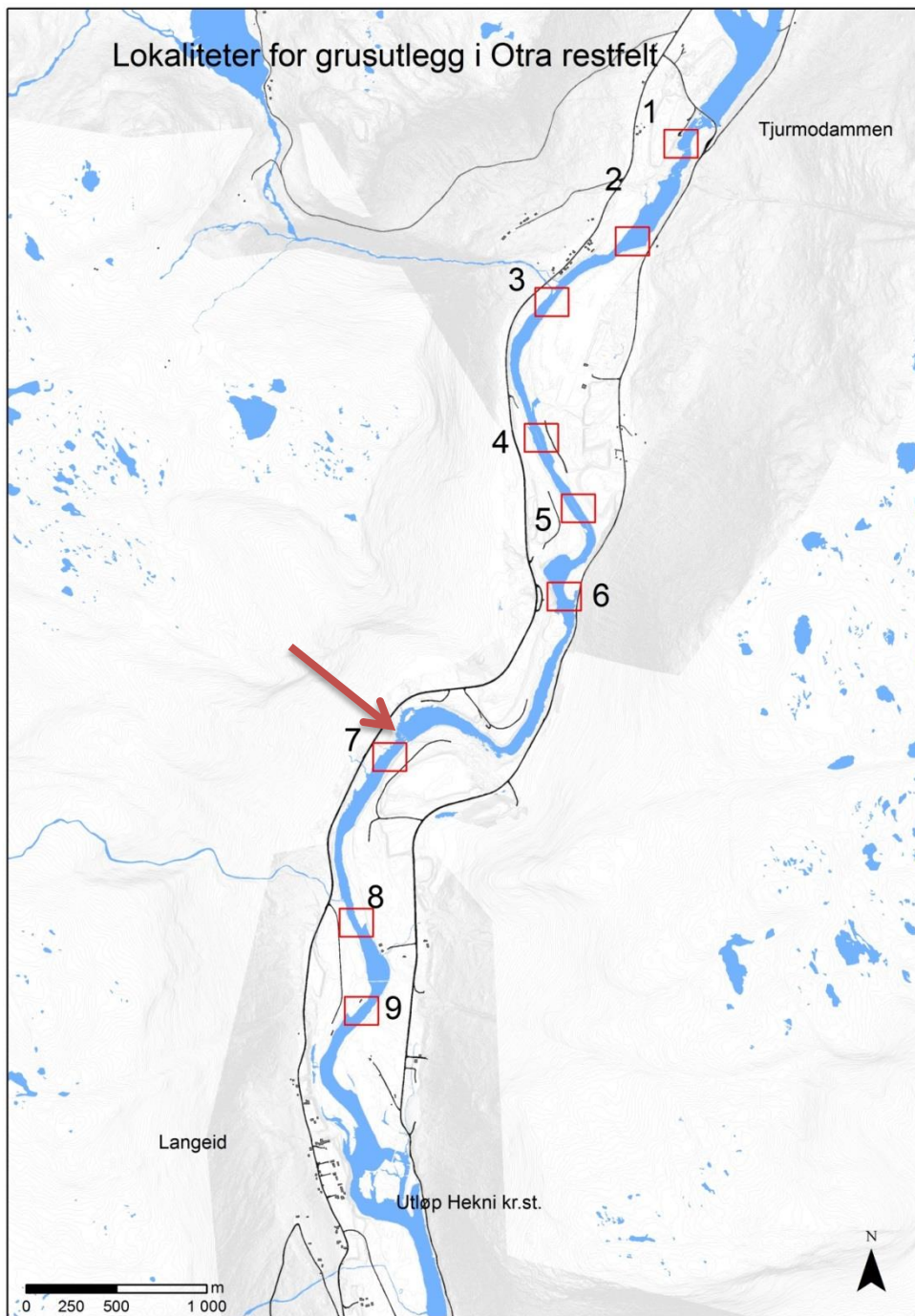
Figur 52. Skjulforhold for ungfisk basert på målinger av hulrom i bunnsubstratet på restfeltstrekningen ved Hekni. Gyteområder og terskler er også inkludert.



Figur 53. Fordeling av ulike habitatparametre i restfeltstrekningen i Otra ved Hekni. Fordelingen er basert på andel av det totale elvearealet av den kartlagte elvestrekningen.

10.2 Utlegging av gytegrus

For å bedre gyteforholdene i restfeltet ved Hekni ble det foreslått å legge ut gytegrus på ni lokaliteter på elvestrekningen (**Figur 54**). Høsten 2016 ble det lagt ut gytegrus på seks av disse områdene. De øvrige områdene har det ikke blitt utført tiltak pga. vanskelig tilkomst. Det gjenstår fortsatt å evaluere hvordan tiltakene vil fungere. En utfordring er at vannføringen på restfeltstrekningen i perioder kan bli svært høy ved overløp. Det kan derfor være vanskelig å legge ut gytegrusen på steder som er gunstige for gyting på lav vannføring, samtidig som den skal ligge trygt for utspyling på høye vannføringer ved overløp. Det må derfor forventes at en del av gytegrusen vil bli spylt ut, og at tiltakene må justeres noe over tid. Ved en gjennomgang av områdene våren og høsten 2017 har gytegrusen vært eksponert for høye vannføringer som resulterte i utspyling, men noe av grusen lå fortsatt på utleggingsområdene. På grusutleggsstasjonene 4 og 8 ble det fortsatt funnet store mengder grus, på stasjonene 3 og 9 relativt lite grus og på stasjonene 5 og 6 var det svært lite grus igjen. Det viste seg at grus lagt ut rett oppstrøms en terskel ble nesten helt spylt ut mens grus lagt ut i dypere arealer med mindre strømhastighet var mer stabile. Ved kontroll av områdene vinteren 2018 ble det funnet gyting på stasjonene 3 (2 gytegroper), 4 (1 gytegrope) og 8 (6 gytegroper). Disse gytegroperne vil senere bli artsbestemt.



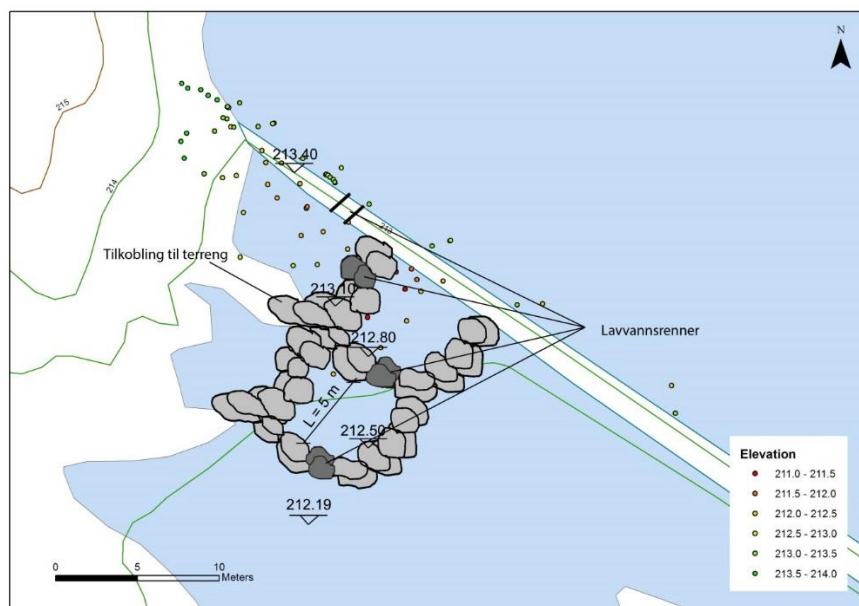
Figur 54. Oversikt over de ulike lokalitetene (1-9) for planlagt gytegrusutlegg i restfeltet ved Hekni. Rød pil indikerer betongterskel. Høsten 2016 ble det lagt ut grus på seks områder markert med nummer 3,4,5,6,8 og 9 i figuren.



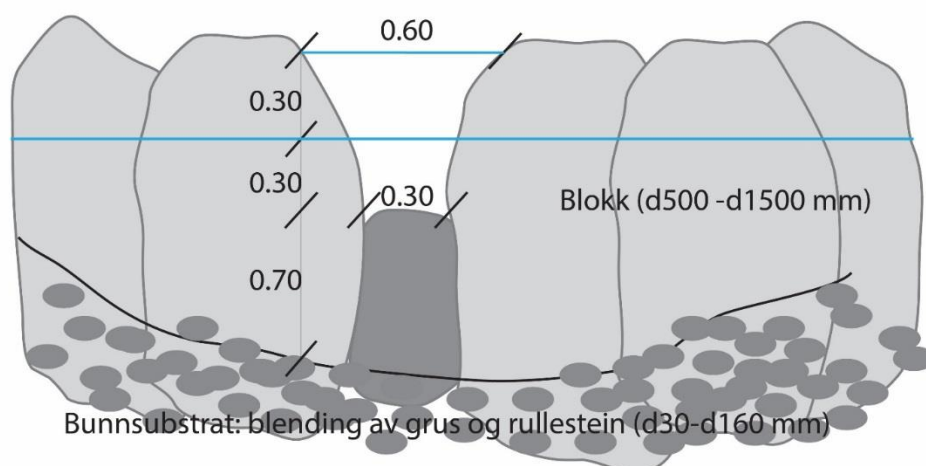
Figur 55. Dronebilder av grusutleggslokaliteter 8 (øverst) og 4 (nederst) tatt på 25.05.2017

10.3 Vandringsvei gjennom betongterksel

I 1997 ble det bygget en rekke terskler på resstfeltstrekningen. Hensikten med tersklene var i utgangspunktet å få dannet vannspeil i restfeltet, dvs. utfra estetiske og ikke fiskebiologiske hensyn. Tersklene har omgjort deler av elveløpet til stillestående dammer som har forringet gyte- og oppvekstområdene for bleka. En betongterskel plassert om lag midt på strekningen har vært et vandringshinder for bleka ved de fleste vannføringer. Som en del av tiltaksplanen ble det derfor planlagt å få laget en passasje forbi denne terskelen (**Figur 56**). Små naturlige kulper rett nedstrøms terskelen ble forsterket og benyttet som nederste del av den nye fiskepassasjen. Det ble i tillegg laget en ny lavvannsrenne for å minke høydeforskjellen og konsentrere vann i vandringsveien under lavvannssituasjoner (**Figur 56**). Tiltaket med å gjøre denne terskelen passerbar er et viktig ledd for å legge til rette for den naturlige rekrutteringen av bleke, som nå vil ha et større areal tilgjengelig for gyting og for oppvekst av ungfisk. Byggingen av fiskepassasje begynte sommeren 2017 og ble ferdigstilt senhøsten 2017 (**Figur 57**). Det ble allerede da observert flere fisk (aure og bleke) i fiskepassasjen.



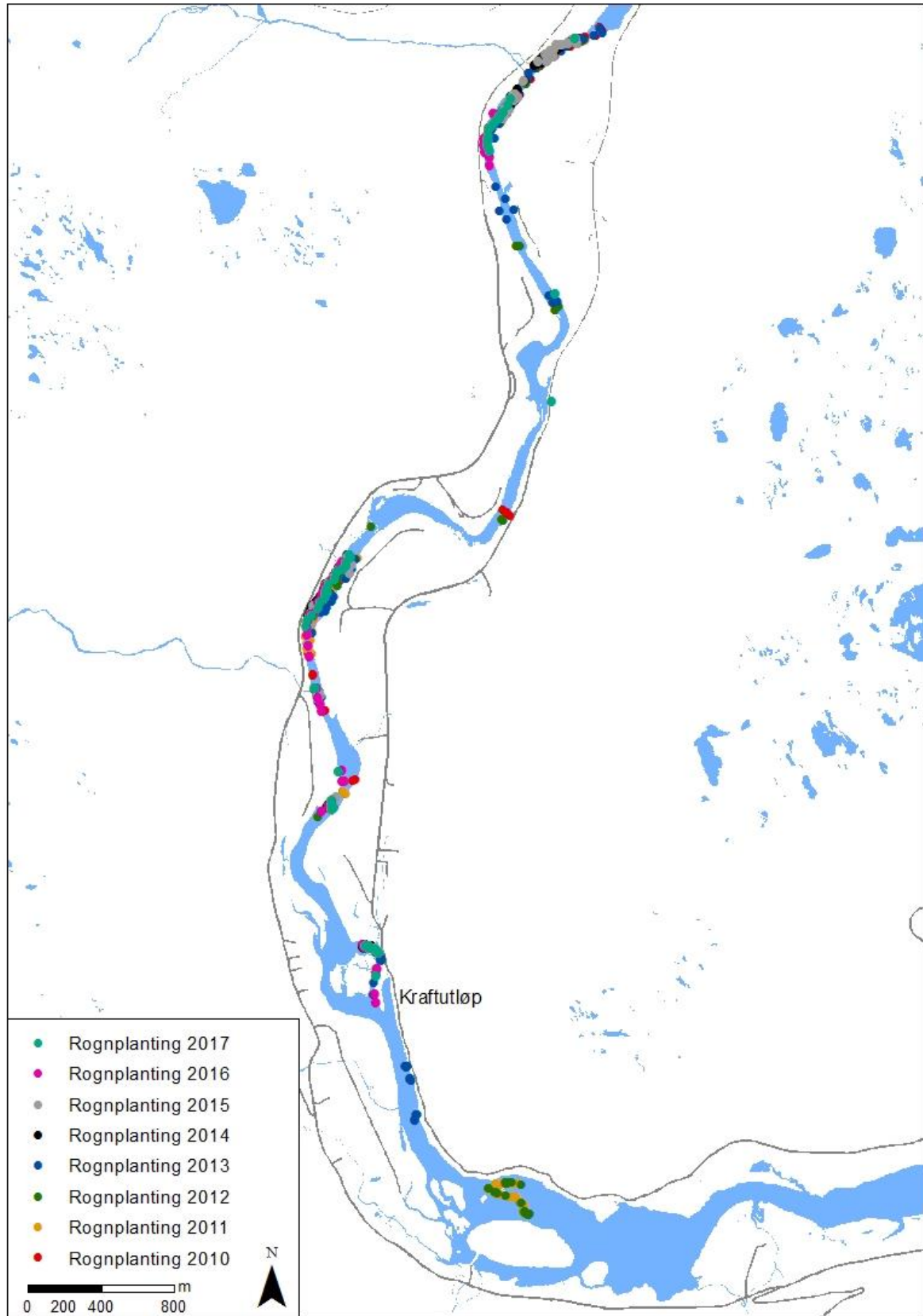
Bredde 4.00 m



Figur 56. Prinsippskisse av steinsetninger benyttet ved tillaging av vandringsvei ved betongterskelen. Tallene viser kotehøyden for vannspeilet i bassenget som er tilsvarende med høyden av steinveggene ved bassengutløpet. Lavvansrenner bygges med mindre steiner som former utsparinger med ca. 0,5 m bredde og 0,5 m høyde.



Figur 57. Byggingen (øverst), nær ferdigstilt og ferdigstilt (nederst) fiskepassasje ved betongterskelen.



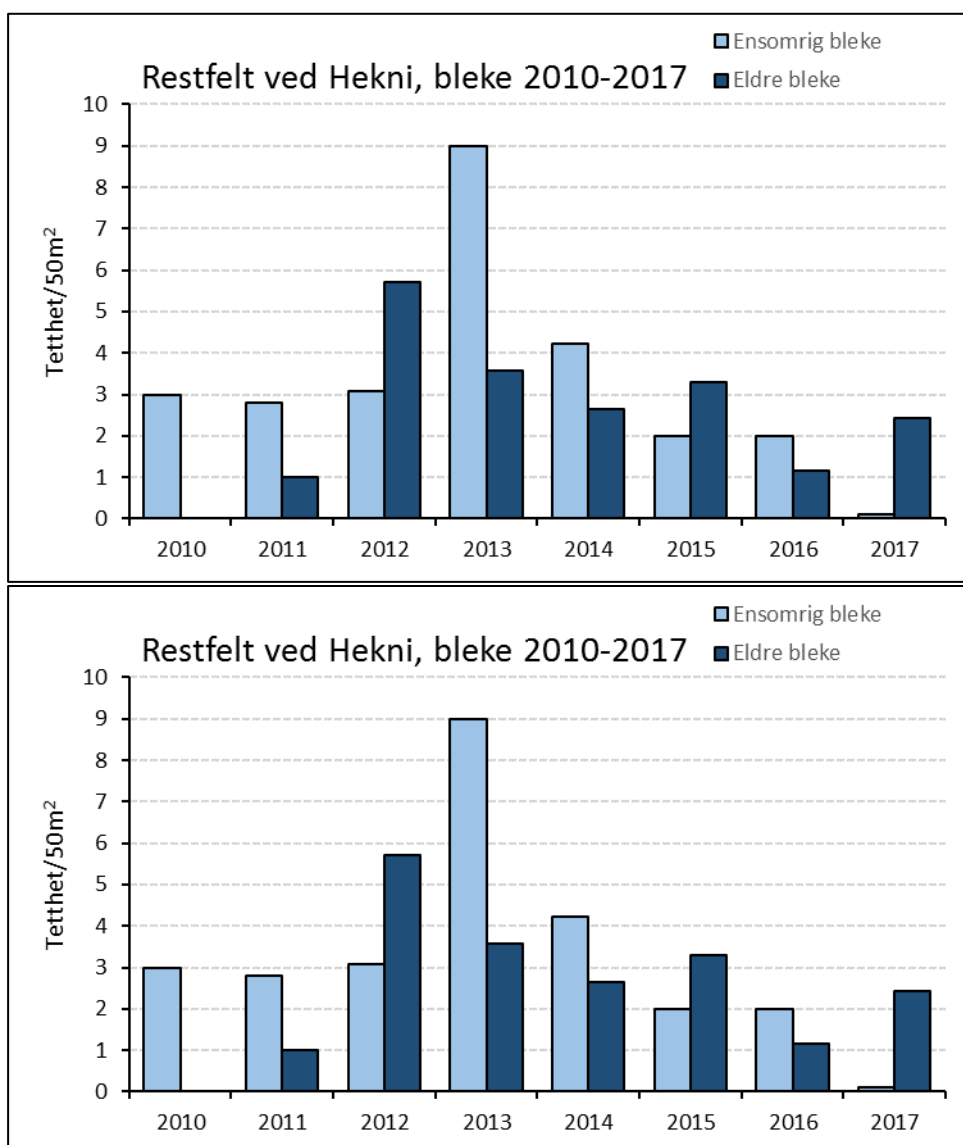
Figur 58. Lokalitetene for rognplanting i restfeltet ved Hekni oppstrøms Byglandsfjord i 2010-2017.

10.3.1 Elektrisk fiske på rognplantingsstasjoner i restfelt ved Hekni og ved Flåni i årene 2010-2017

Før effektene av vassdragsregulering og forsuring var den ca. 8 km lange strekningen som nå utgjør restfeltet ved Hekni en del av et viktig gyte- og oppvekstområde i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. Før bestandssammenbruddet på slutten av 1960-tallet var det kjent at bleka vandret fra Byglandsfjorden og opp til denne strekningen for å gyte. Om bleka da hadde et livsløp som den anadrome laksen oppholdt den seg kanskje to til fire år på elva og hadde oppnådd en lengde på ca. 14-16 cm før den vandret ned til Byglandsfjorden som for bleka da er en analog til havet for sjøvandrende laks. I Byglandsfjorden spiser så bleka dyreplankton og vokser til ca. 25 cm før den starter den oppstrøm gytevandringen tilbake til gyteplassene i Otra. Tilsvarende var det en del av bestanden som benyttet gyteplassene sør i fjorden ved Vassenden. Det kan derfor ha vært to mer eller mindre adskilte delbestander av bleke som benyttet gyteplassene hhv. Otra oppstrøms fjorden eller områdene sør i fjorden. I blekeprosjektet har rognplanting vært benyttet som metode for å få i gang disse gamle vandringsmønstrene. I restfeltet ved Hekni er det derfor i perioden 2010 til 2017 årlig plantet ut fra 50000 til 188000 rogn (**Figur 58**). Rogna ble plantet både ved bruk av Vibertbokser og direkte i grusen. Eggoverlevelsen ble kontrollert med opptak av Vibertboksene og telling av døde rogn, og viste at eggoverlevelsen i hele perioden 2010 til 2017 har vært normalt høy > 80 %. Elektrisk fiske på 14 stasjoner fordelt på den ca. 8 km lange strekningen i restfeltet har vært benyttet for å evaluere resultatet av rognplantingen. Hver av de undersøkte stasjonene har hatt et areal på 50m² og det er gjennomført en gangs overfisking i perioden september-oktober. Innfanget fisk har blitt bestemt til art og lengdemålt før de har blitt satt tilbake i elva. Lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk.

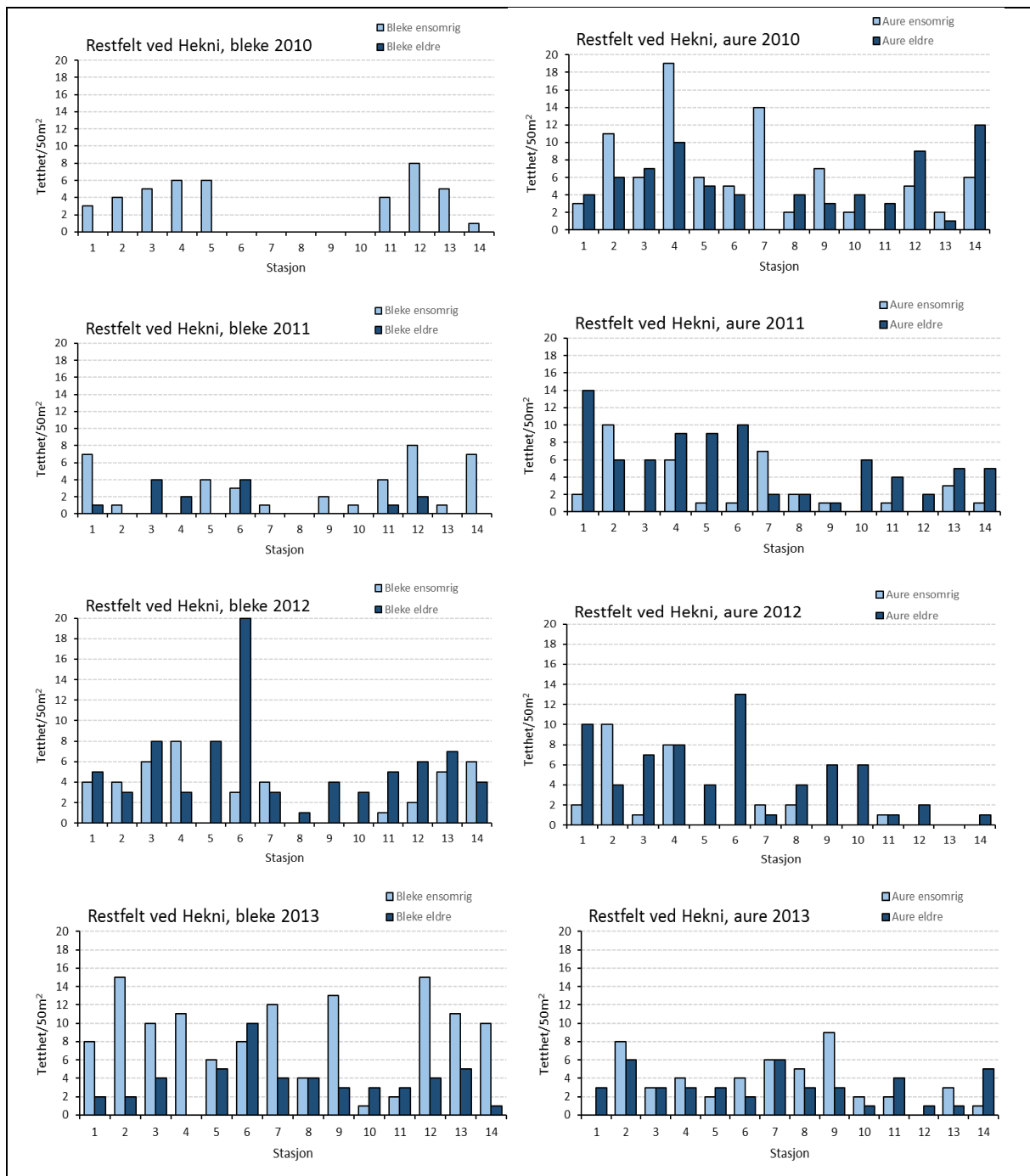
I undersøkelsesperioden er det årlig funnet både ensomrig og eldre bleke (**Figur 59**). Unntaket var det første året med rognplanting dvs. 2010 da det bare ble funnet ensomrig yngel. Dette var yngel som med stor sannsynlighet stammet fra rogn som ble plantet ut som øyerogn vinteren 2010. At det i 2010 ikke ble funnet eldre ungfisk gir en klar indikasjon på at naturlig rekruttering av bleke da var fraværende eller marginal. I de etterfølgende årene er det jevnlig registret bleke på samtlige stasjoner men tetthetene er forholdsvis lave. Det er verdt å merke seg de spesielt lave tetthetene av årsyngel i 2017 som kan tyde på spesielt dårlige forhold dette året. For eldre ungfisk av bleke varierer tetthetene fra 1 til 10 per 50 m². Tetthetene av bleke skiller seg ikke mye fra tetthetene av aure og for begge artene er hovedresultatet at tetthetene er lave. For auren er det for øvrig registret en nedgang i tetthetene de tre siste årene i tidsserien. De generelt lave tetthetene for begge arter tyder på at gyte- og/eller oppvekstforholdene ikke gir grunnlag for høyere tettheter av ungfisk. Forhold som kan være uheldige for fiskeproduksjonen på strekningen kan være at areal av tilgjengelige gyteområder er lavt, i tillegg til mulige negative effekter av forsuring og gassovermetning. Et forhold som også kan bidra til de lave tetthetene av bleke er at elva er bred og at yngelen kan spre seg på et stort elveareal og derfor ha lav fangbarhet.

I perioden 2010-2017 er det som tidligere nevnt plantet ut fra 50 000 til 188 000 blekerogn per år. Om en regner med en moderat overlevelse i størrelsesorden 1 % fra øyerogn til to og treårig vandringsklar bleke vil dette gi fra 500 til 1880 «blekesmolt» som vandrer fra restfeltet og ned mot fjorden. Om dette over tid er nok til å få i gang vandringen mellom restfeltet og fjorden er enda uvisst. Et positivt trekk er at det ved snorkling i deler av restfeltet de siste årene er observert flere kjønnsmodne bleker som med stor sannsynlighet har vandret opp fra Byglandsfjorden. På den annen side er det enda ikke funnet gytegroper gytt av bleke i restfeltet. Rognplantingen opphører fra og med 2017 og undersøkelser av ungfisk de kommende årene vil gi viktig informasjon om eventuell forekomst av naturlig rekruttering.

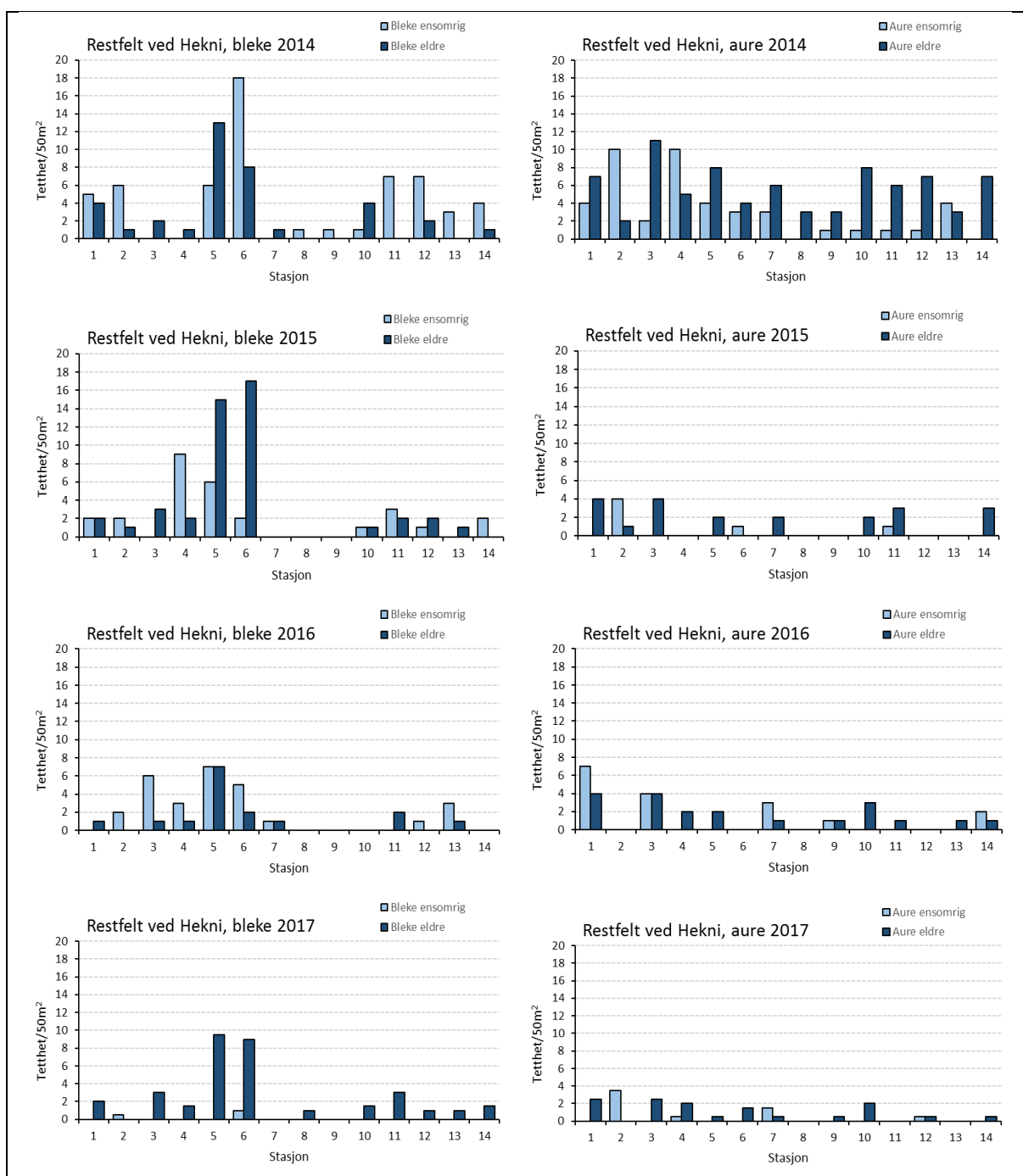


Figur 59. Gjennomsnittlige tettheter av ungfisk for ensomrig og eldre bleke i restfeltet i Otra ved Hekni i perioden 2010-2017.

Om en splitter opp resultatene på ulike stasjoner og år ser en at ungfisken er fordelt på hele strekningen (se **Figur 60** og **Figur 61**). De første årene ble det ikke fanget bleke på stasjonene midt i restfeltet dvs. stasjon 6-10. Dette skyldtes delvis at det i begynnelsen bare ble plantet i nedre og øvre del av strekningen. Etterhvert ble hele strekningen benyttet til planting og over tid finner en i løpet av perioden bleke på samtlige undersøkte stasjoner. Over tid varierer tetthetene en god del mellom de ulike stasjonene. Generelt finner en de høyeste tetthetene av bleke på stasjonen 5 og 6 og disse er også vurdert til å ha det beste ungfiskhabitatet. For begge artene, men spesielt for auren, ble det funnet mindre ungfisk på stasjonen i årene 2015-2017 sammenliknet med de foregående årene.

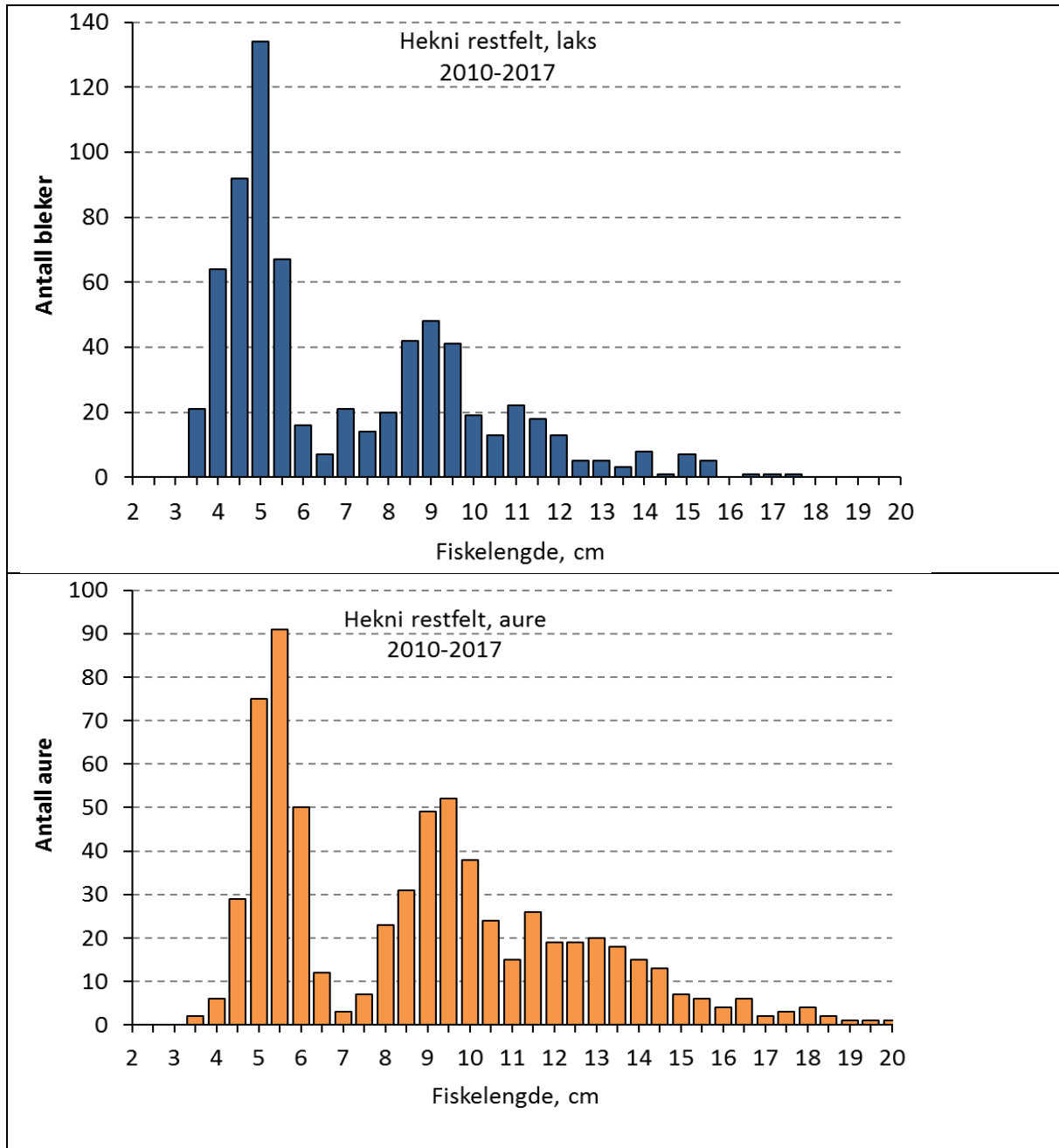


Figur 60. Tettheter av bleke (høyre) og aure (venstre) på de 14 undersøkte stasjonene i restfeltet i årene 2010 til 2013.



Figur 61. Tettheter av bleke (høyre) og aure (venstre) på de 14 undersøkte stasjonene i restfeltet i årene 2014 til 2017.

Lengdefordelingen for det innsamlede materialet viser at de fleste blekene når en lengde fra 4,0 til 5,5 cm etter den første vekstsesongen (**Figur 62**). Tilsvarende lengde for den ensomrige auren varierer fra 4,5 til 6,0 cm og indikerer at auren i løpet av første sommeren vokser noe bedre enn blekeyngelen. Videre synes de fleste tosomrige blekene å ha en lengde fra 8,5 til 9,5 cm mens tilsvarende for aure er 8,5 til 10 cm. Dette vurderes som et normalt vekstmønster for ungfisk av både laks og aure.



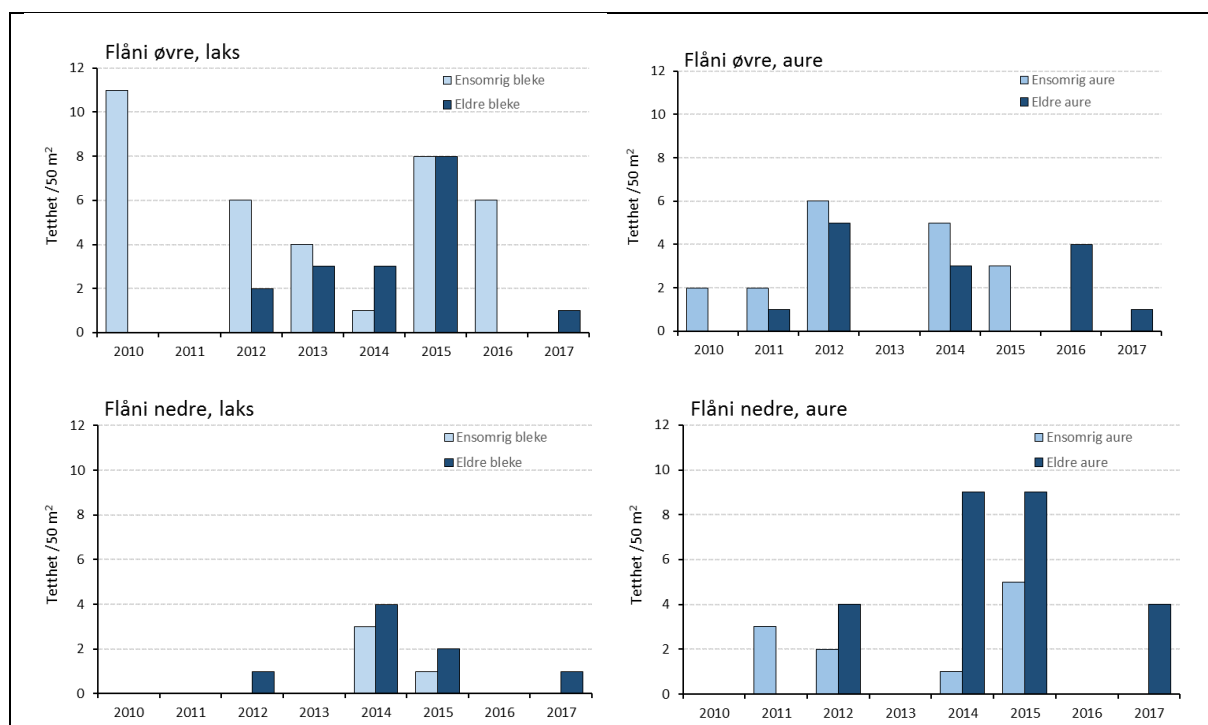
Figur 62. Lengdefordeling for bleke (øverst) og aure (nederst) innfanget ved elektrisk fiske i årene 2010-2017 på de to stasjonen for elektrisk fiske ved Flåni.

Rognplanting ved Flåni

I tillegg til rognplantingen i restfeltet ved Hekni har det også vært plantet ut rogn helt øverst i det tidligere utbredelsesområde for bleke dvs. ved Flåni nedstrøms Hallandsfossen i Valle. Her er det plantet ut fra 7000 til 15000 rogn årlig i perioden 2010 til 2017 og det er utført elektrisk fiske på to stasjoner på strekningen med rognplanting.

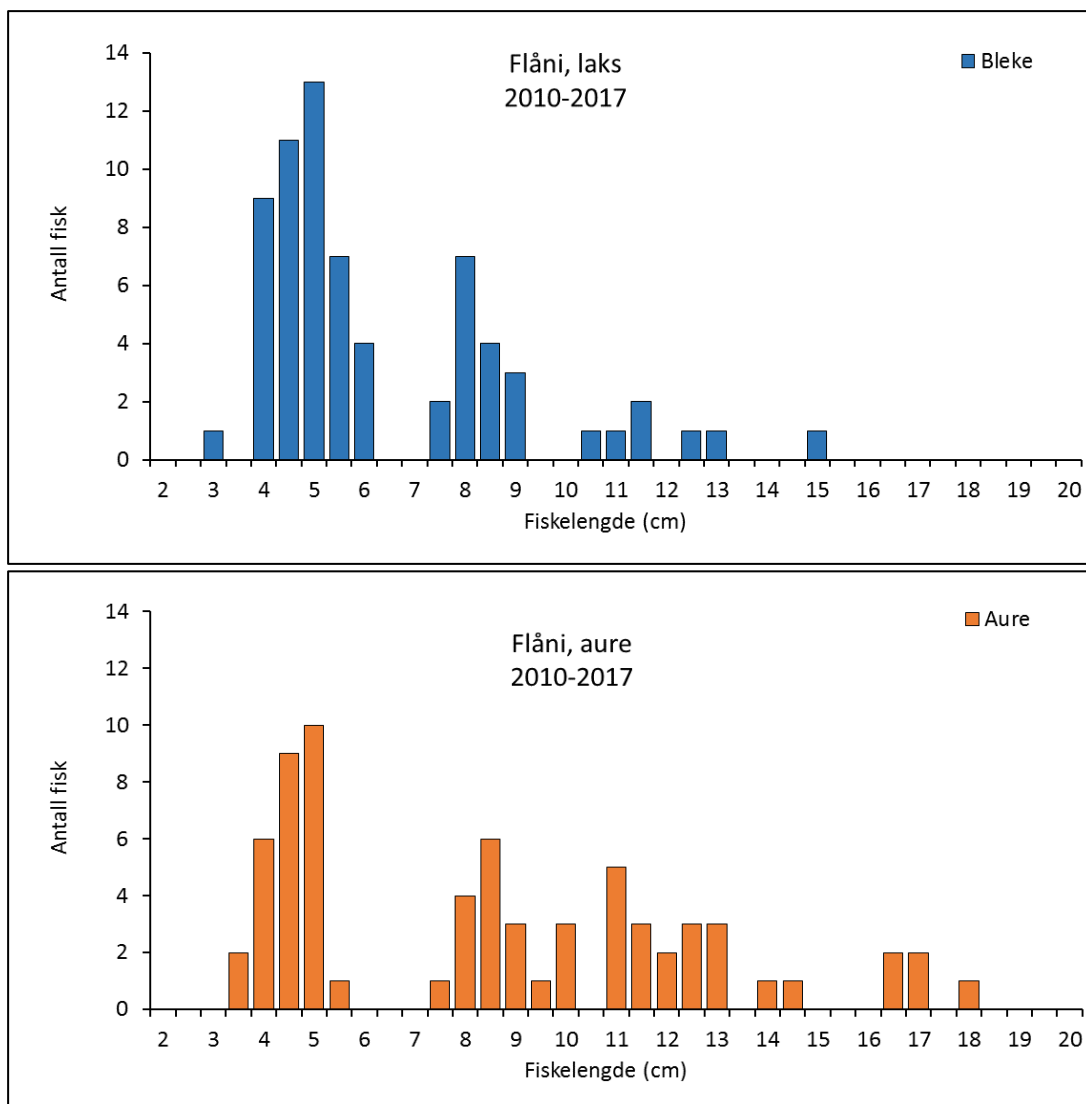
Ved det elektriske fiske på de to stasjonene ved Flåni er det funnet både ensomrig og eldre bleke som stammer fra rognplantingen (

Figur 63). Lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk. Imidlertid er tetthetene relativt lave og ved flere av undersøkelsene ble det ikke påvist bleke på den nederste stasjonen. Tetthetene av aure var også lave og på et sammenliknbart nivå som tetthetene av bleke, men det ble generelt funnet noe mer aure enn bleke på den nederste stasjonen. På den undersøkte strekningen har blekeyngelen som stammer fra rognplantingen mulighet til å spre seg relativt mye siden stasjonene ligger i et område hvor elveleiet er bredt (ca. 70 m). Dette bidrar trolig til spredning av yngelen og de relativt lave tetthetene som er registrert på de to stasjonene.



Figur 63. Tettheter av ungfisk for ensomrig og eldre bleke (venstre) og aure (høyre) på de to stasjonene for elektrisk fiske ved Flåni i perioden 2010-2017.

Lengdefordelingen av bleke og aure samlet inn på stasjonen ved Flåni i perioden 2010-2017 er vist i **Figur 64**. For begge artene er de fleste fiskene vokst til en lengde på ca 4-5 cm i løpet av første vekstsesong og 8-9 cm etter andre vekstsesong. Dette er mye det samme vekstmønsteret en finner i restfeltet ved Hekni. Men i motsetning til lengdefordelingen ved Hekni synes det imidlertid som blekeyngelen vokser noe bedre enn aureyngelen ved Flåni da det er flere bleker med lengde 5,5 og 6 cm sammenliknet med aure. Imidlertid er disse tolkningene heftet med usikkerhet og kan ikke tillegges større vekt.

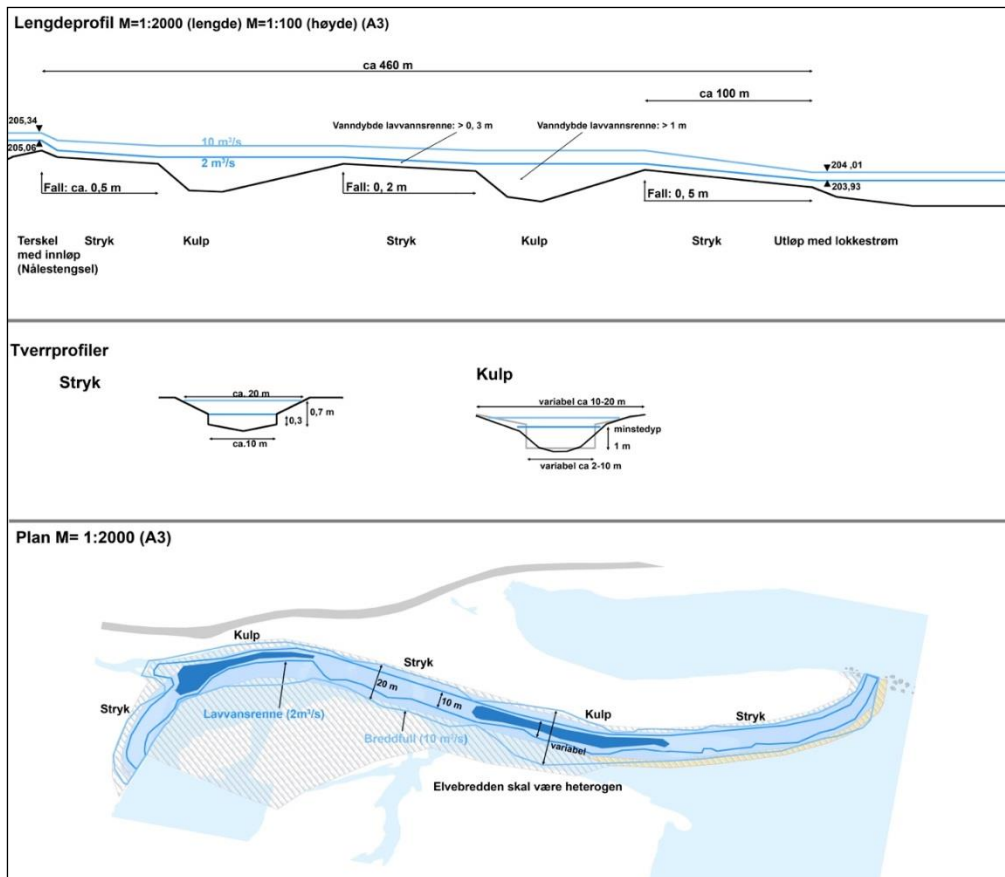


Figur 64. Lengdefordeling for bleke (øverst) og aure (nederst) innfanget ved elektrisk fiske i årene 2010-2017 på de to stasjonene for elektrisk fiske ved Flåni.

11. Utforming av nytt blekeløp for å bedre oppvandring til restfeltet ved

Hekni

I forbindelse med ny Rv.9 ble det i et samarbeid mellom Uni Research, Vegvesenet og Agder Energi bygget et nytt løp for å bedre blekas vandringmuligheter fra hovedløpet nedstrøms utløpet av Hekni kraftstasjon og opp i restfeltet ved Hekni. Løpet er 460 m langt og laget med kulp-stryk variasjon og gyte- og oppvekstområder (**Figur 65** og **Figur 66**). Blekeløpet ble ferdigstilt i 2012 og er en klar forbedret vandringsvei sammenliknet med før-situasjonen.



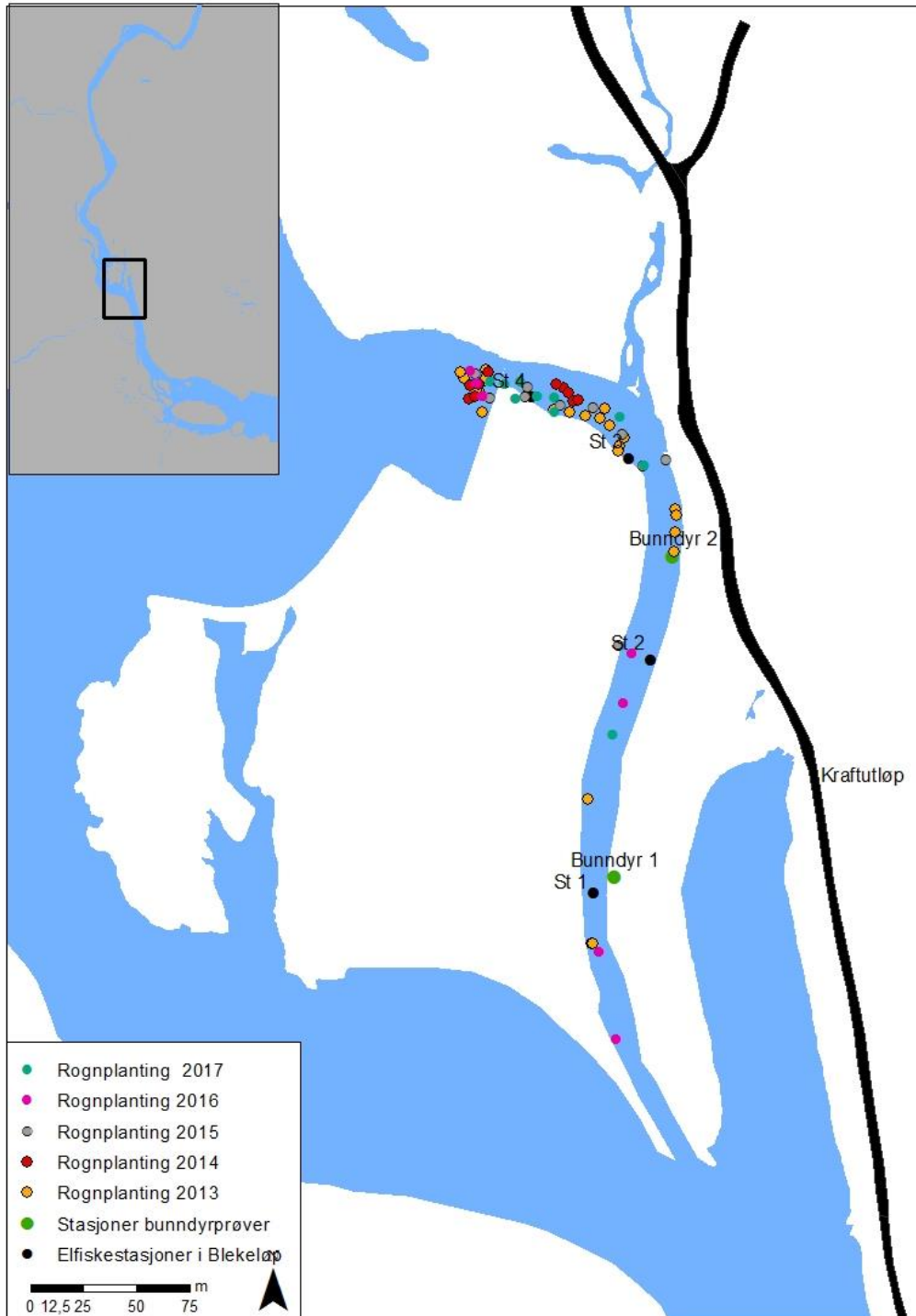
Figur 65. Kart som viser beliggenhet og utforming av det nye blekeløpet ved utløpet av restfeltet ved Hekni. Skissen ble utarbeidet av Uni Research Miljø v/Ulrich Pulg og løpet ble bygget høsten 2012.



Figur 66. Dronebilde av blekeløpet ved utløpet av restfeltet ved Hekni. Foto: Uni Research Miljø.

11.1 Etterundersøkelser i blekeløpet

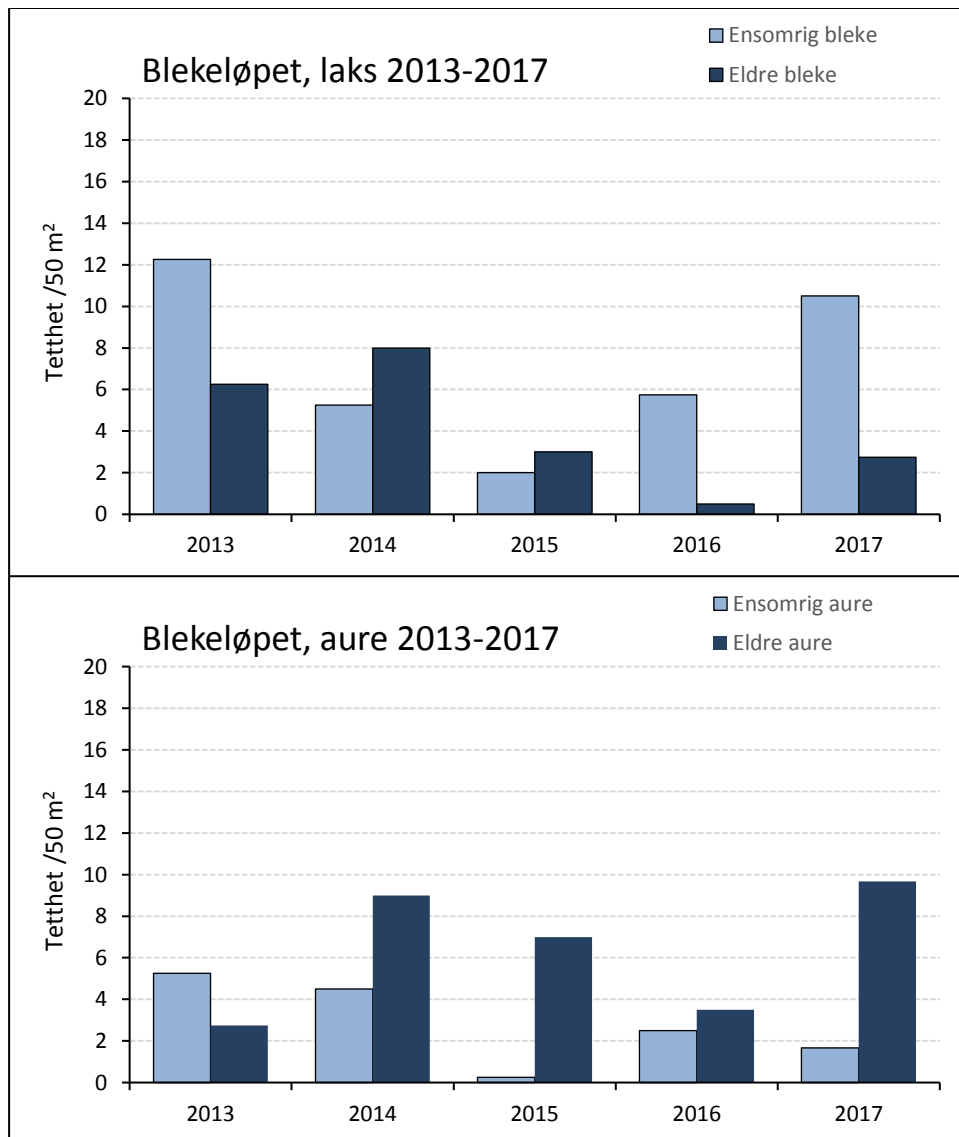
I årene 2013 til 2017 er det årlig plantet ut fra 10 000 til 24 000 rogn i Blekeløpet, de fleste av disse ble plantet ut i øvre og midtre del av løpet (**Figur 67**). Det ble plantet både i Vibertbokser og direkte i grusen. Undersøkelser av eggoverlevelsen i Vibertboksene har i hele perioden fram til og med 2017 vært normalt høy > 80 %.



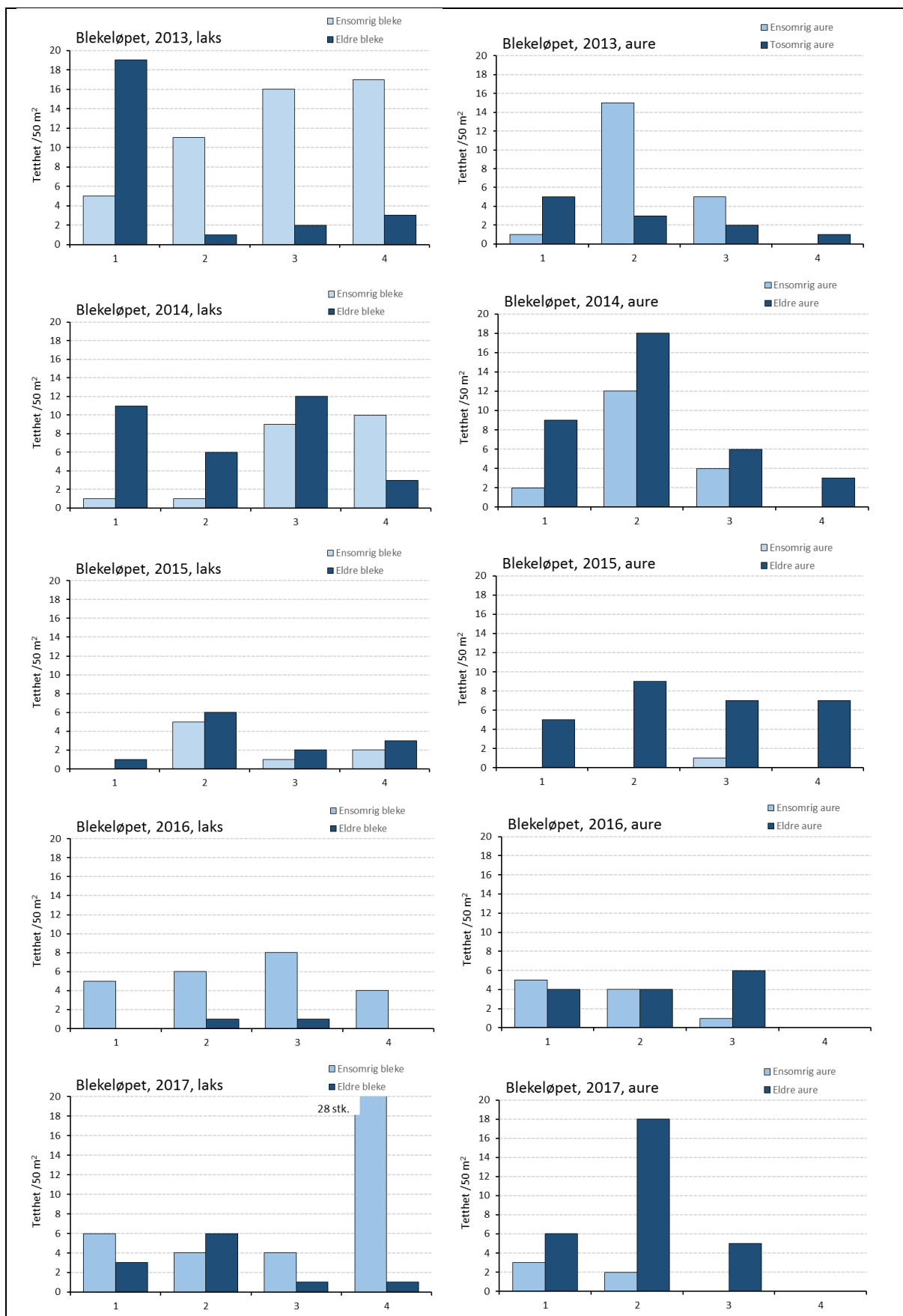
Figur 67. Kart over det nyetablerte Blekeløpet nederst i restfeltet. Lokalitetene for elektrisk fiske, rognplanting og bunndyrprøver er vist i kartet.

Elektrisk fiske

Det ble for første gang opprettet og gjennomført elektrisk fiske på 4 stasjoner i blekeløpet 9.10.2013. Dette fisket har blitt videreført hver høst i årene 2014-2017. Hver stasjon hadde et areal på ca. 50 m² og ble overfisket en gang. Resultatet av det elektriske fiske, hvor lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk, er gitt i **Figur 68** og **Figur 69**. I alle årene er det funnet både årsyngel og eldre ungfisk av både bleke og aure. De gjennomsnittlige tetthetene av ensomrig bleke var hhv. 12 og 10 årsyngel per 50 m² i starten og slutten av undersøkelsesperioden, men var lavere i de mellomliggende årene. Eldre ungfisk har vist en nedadgående trend fra 6-8 eldre per 50 m² til 3 per 50 m² i 2017. Tetthetene av ensomrig aure har vært lave og har vist en nedadgående trend i perioden fra ca. 5 til 2 årsyngel per 50 m². Nivåene av eldre aure har vært mer stabile med tettheter som har variert fra ca. 3 til 10 per 50 m².

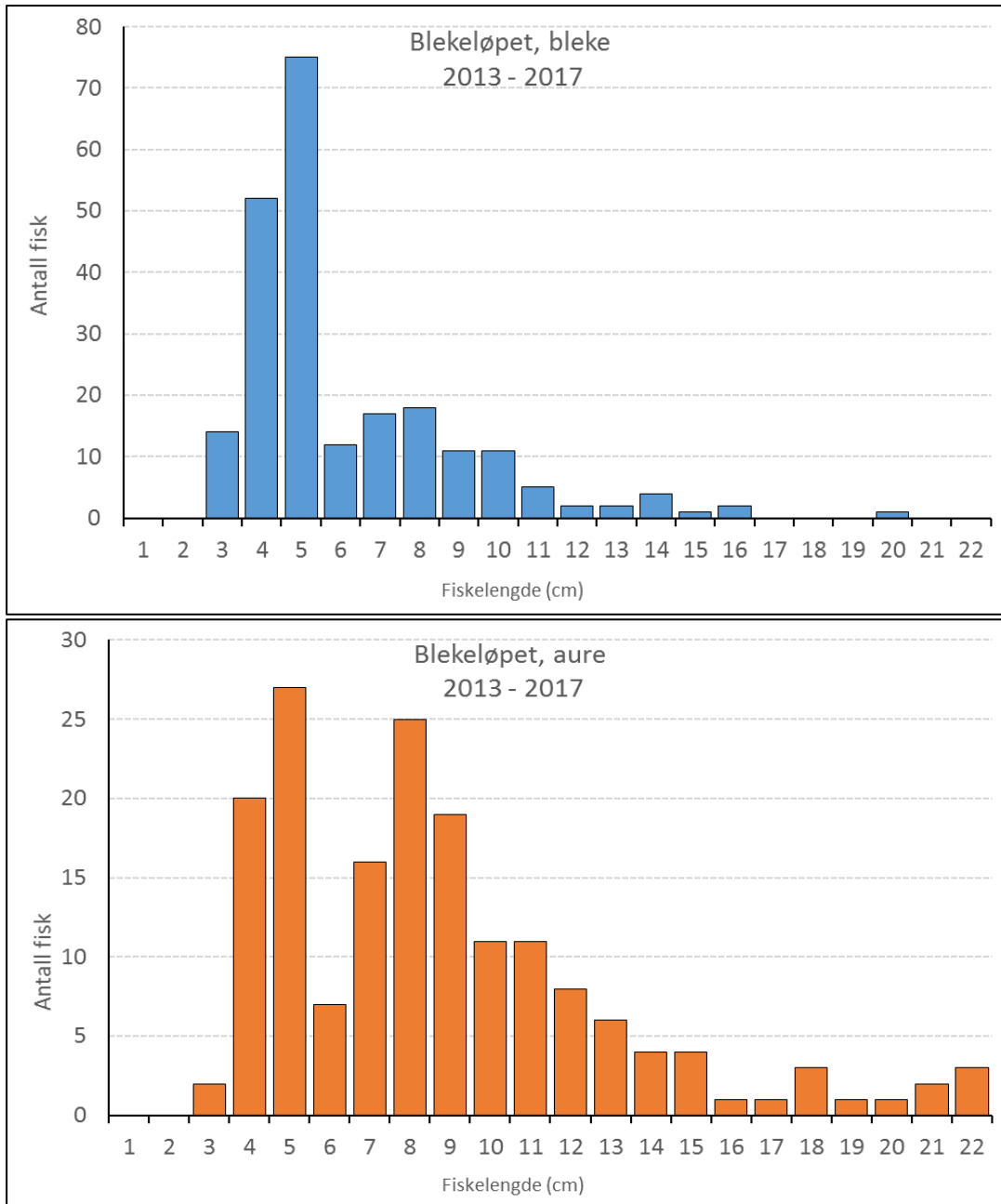


Figur 68. Gjennomsnittlige tettheter av ensomrig og eldre bleke og aure funnet på fire stasjonene med elektrisk fiske i det nyetablerte blekeløpet gjennomført om høsten i årene 2013-2017.



Figur 69. Tettheter av bleke og aure på fire stasjoner i det nyetablerte blekeløpet fra elektrisk fiske gjennomført om høsten i årene 2013-2017.

Lengdefordeling av bleke og aure i blekeløpet følger samme mønster som funnet ellers i restfeltet, men det er fanget en noe større andel fisk over 15 cm av aure (**Figur 70**). Ved gjentatte snorkelobservasjoner i blekeløpet er det registrert at det forekommer gyting ved innløpet til restfeltet og flekkvis lenger nedstrøms i løpet. Rogn fra disse gyteplassene er samlet inn og bestemt til art. Så langt er det bare funnet rogn gytt av aure på disse gyteplassene.



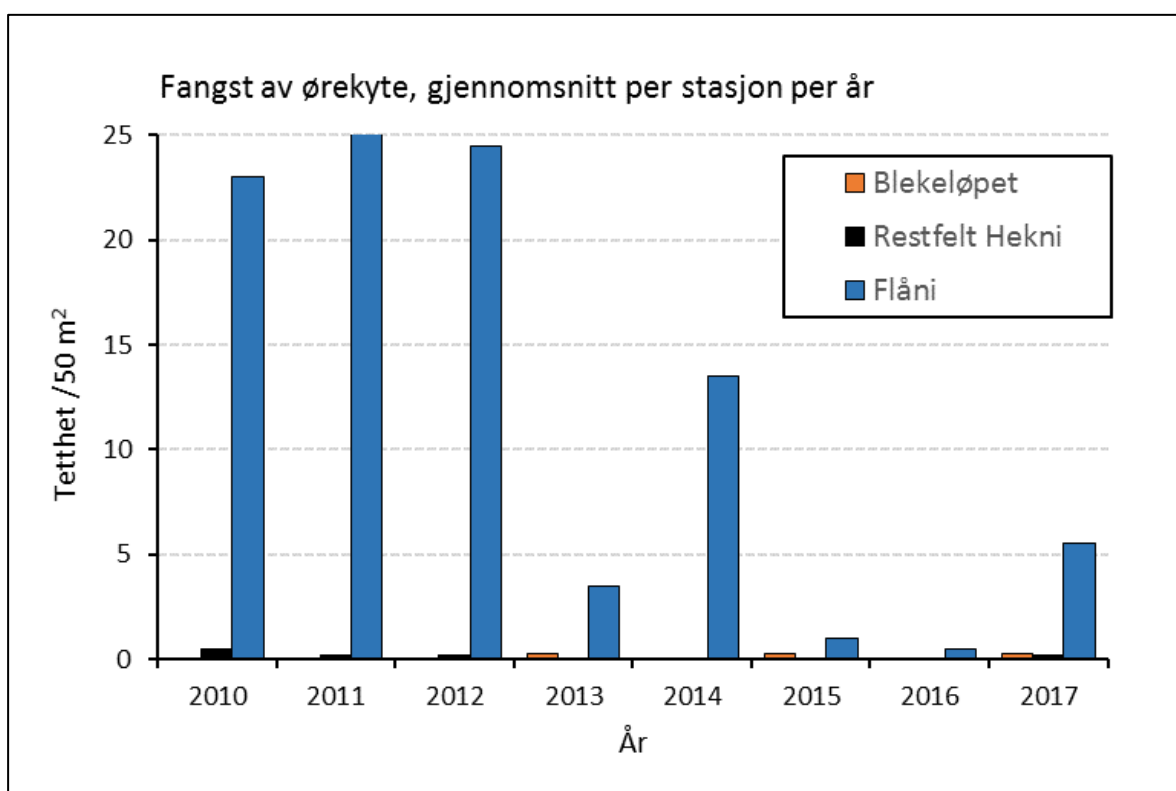
Figur 70. Lengdefordeling av bleke og aure innfanget ved elektrisk fiske på de fire stasjonene i det nyetablerte blekeløpet i årene 2013-2017.

12.Andre forhold

12.1 Ørekyte og krypsiv

Ørekyte

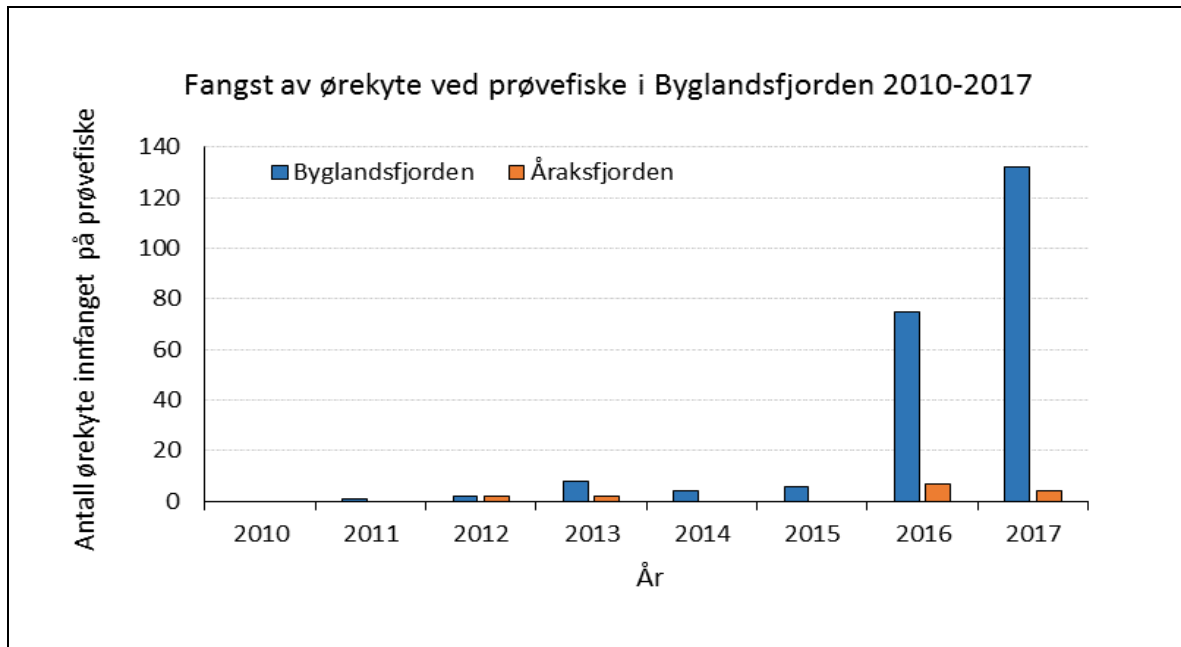
Tidligere undersøkelser har vist hvordan ørekyta det siste tiåret har spredd seg nedover Otra til Byglandsfjorden (Kleiven mfl. 2008). Ved det elektriske fiske i Otra oppstrøms Byglandsfjorden er det hvert år påvist ørekyte på stasjonene ved Flåni og i flere av årene har tetthetene vært høye (opptil 73,5 ørekyte per 50 m² elfisket areal). I restfeltet ved Hekni inkl. blekeløpet er ørekyte påvist i hvert av årene i perioden 2010-2017 med unntak av 2014 og 2016. I motsetning til situasjonen ved Flåni er det funnet lave tettheter av ørekyte i restfeltet (**Figur 71**). På stasjonen i restfeltet og blekeløpet er stasjonene med elektrisk fiske dominert av steinbunn og relativt hurtigrennende vann og dette er nok en av forklaringene til de lave registrerte tetthetene av ørekyte på denne strekningen. Samlet sett viser resultatene at ørekyte har vært relativt vanlig forekommende i Otra oppstrøms Byglandsfjorden i perioden 2010-2017.



Figur 71. Totalt antall ørekyte registret på de ulike stasjonene med elektrisk fiske oppstrøms Byglandsfjorden i perioden 2013-2017.

I Byglandsfjorden er etter hvert også ørekyta blitt vanlig forekommende. Dette gjenspeiles ved at den årlig er registret på prøvefiske i perioden 2011-2017 (**Figur 72**). Fram til 2015 var fangstene lave, men i 2016 og 2017 var det en markert økning i fangstene som kan tyde på en generell økning i forekomst. Høsten 2017 var det også første gang det ved snorkling ble registrert ørekyte på gyteplassen til bleka ved Vassenden. Vannstandsendingene i fjorden kan bidra til at noe ørekyte strander, men det er ikke kjent noe om omfanget og betydningen av dette. Det er kjent at ørekyta har en såkalt "boom & burst" bestandsutvikling ved etablering dvs. at den raskt vokser til svært høy tetthet for deretter å kollapse

og stabilisere seg på et lavere nivå. Det er ikke kjent hvor i en slik bestandsutvikling ørekyta i Byglandsfjorden befinner seg, men resultatene fra prøvefiske tyder på en økende trend. Sommeren 2015 ble ørekyta registrert ved Moseid nedstrøms Byglandsfjorden, og i 2016 ble den også registret ved elfiske ved Evjekilen og Evje kirke. Det er også nevnt at ørekyte er observert i Kilefjorden, men dette er så langt ikke dokumentert. I Kilefjorden er det ikke vannstandsendringer og dette kan muligens bidra til en mer tett bestand av ørekyte.



Figur 72. Antall ørekyte innfanget ved prøvefiske i Byglandsfjorden i perioden 2010 til 2017.

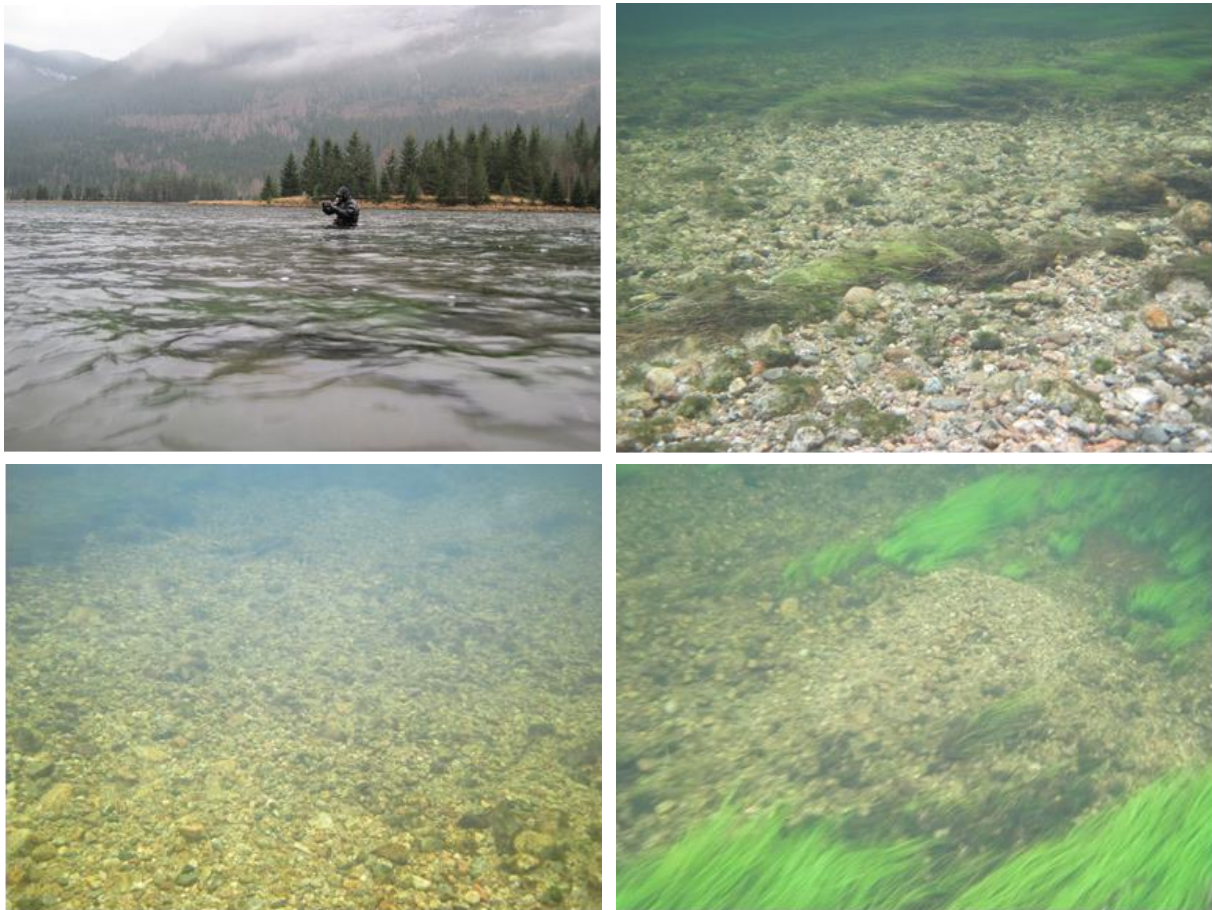
Krypsiv

Flere steder i Otra er det en omfattende problemvekst av krypsiv, og det har vært knyttet usikkerhet til hvorvidt fremveksten av krypsiv påvirker gyte- og oppvekstforholdene til bleka. Krypsivet kan ødelegge gyteområder ved å dekke gytegrusen eller ved å endre strømforholdene slik at en får økt sedimentering av organisk materiale på gyteplassen. Denne problemstillingen er spesielt aktuell med tanke på ønsket restaureringen av bleke på elvestrekningen i Otra oppstrøms Byglandsfjorden, hvor det er registrert omfattende krypsivvekst. Forholdene med tanke på krypsiv har derfor vært fulgt gjennom pågående aktiviteter i blekeprosjektet, og nylig belyst gjennom et parallelt prosjekt i regi av Krypsivprosjektet på Sørlandet (Velle m.fl. 2014). I februar 2011 ble det også gjennomført tiltak med innfrysing for å redusere krypsivbegroing i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. NIVA gjennomførte en evaluering av innfrysingen, og blekeprosjektet var med for å vurdere eventuelle effekter på gyteområdene i Otra og Byglandsfjorden (Mjelde m.fl. 2012).

Undersøkelsene i Otra har vist at det forekommer problemvekst av krypsiv i tilknytning til gyteområdene for bleka både oppstrøms Byglandsfjorden og noen steder i selve Byglandsfjorden. I områdene oppstrøms Byglandsfjorden er det, selv om krypsiv forekommer på store deler av strekningen, områder hvor grusen ligger fri. Det er på disse områdene en finner egnede gyteplasser for bleke og aure. Med tanke på en ønsket reetablering av bleke på strekningen, er det viktig at disse gyteområdene forblir intakte og ikke ytterligere forringes av krypsiv. Typisk for gyteområdene er at grusflekkene hvor det foregår gyting danner en mosaikk med flater som er dekket av krypsivvekst (dekningsgrad av krypsiv 30 -70 %). I selve Byglandsfjorden finnes det områder med tett krypsivvekst (dekningsgrad > 80 %), samt områder hvor krypsivveksten ikke er like tett (dekningsgrad 0 – 10 %). Samlet tilsier resultatene imidlertid at krypsivet i liten grad utgjør en begrensning for blekas

gytemuligheter på de undersøkte områdene i Otra og Byglandsfjorden. Dette er et viktig og positivt resultat med tanke på den videre utviklingen av blekebestanden. Men undersøkelserne kan i liten grad avdekke om områdene som i dag er gjengrodd med krypsiv tidligere var etablerte og viktige gyteplasser for bleka. Eventuelt tap av opprinnelige gyteplasser som følge av krypsivvekst kan vise seg å være et problem etter hvert som bleka ekspanderer til større deler av sitt gamle utbredelsesområde. Det er derfor viktig å følge utviklingen og ta med tiltak mot krypsiv som et aktuelt virkemiddel i det videre arbeidet med å reetablere bleka (Velle et al. 2014).

I tillegg til mulige effekter på gyteforholdene for laks og aure, er det sannsynlig at krypsiv også kan påvirke oppvekstforholdene til ungfisk av laks og aure. Begroing på elvebunnen kan ha både positive og negative effekter på ungfisk. Det er blitt påvist høyere tettheter av ungfisk av både laks og aure i områder med krypsiv enn på områder hvor elvebunnen er utelukkende dominert av grus. Dette skyldes trolig at krypsivplantene gir muligheter for ungfisk til å finne skjul, noe som kan være begrensende på steder der elvebunnen ellers består av fin grus. Bunndyrsanalyser har også vist at det er større tettheter av bunndyr i krypsiv (100 % dekning – ca. 30 000 dyr/m²) enn i grus (ca. 10 000 dyr/m²). Det er derfor sannsynlig at moderate mengder krypsiv kan være positivt for ungfiskproduksjon. Dette gjelder særlig på områder der krypsivet danner et mosaikkhabitat på en elvebunn som ellers er preget av homogene grusflater (Velle et al. 2014).



Strekningen Granheim-Sordal i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. Elvebunnen består typisk av mosaikk med grus og krypsiv (oppe til høyre). Bildet nede til venstre viser en stor grusflate som trolig helt eller delvis er et resultat av isskuringen som fulgte av innfrysingen. Bilde nede til høyre viser en gytegrøp. Grusen vist på samtlige bilder er typisk for fiskens gyteområder på strekningen. Foto Uni Research Miljø.

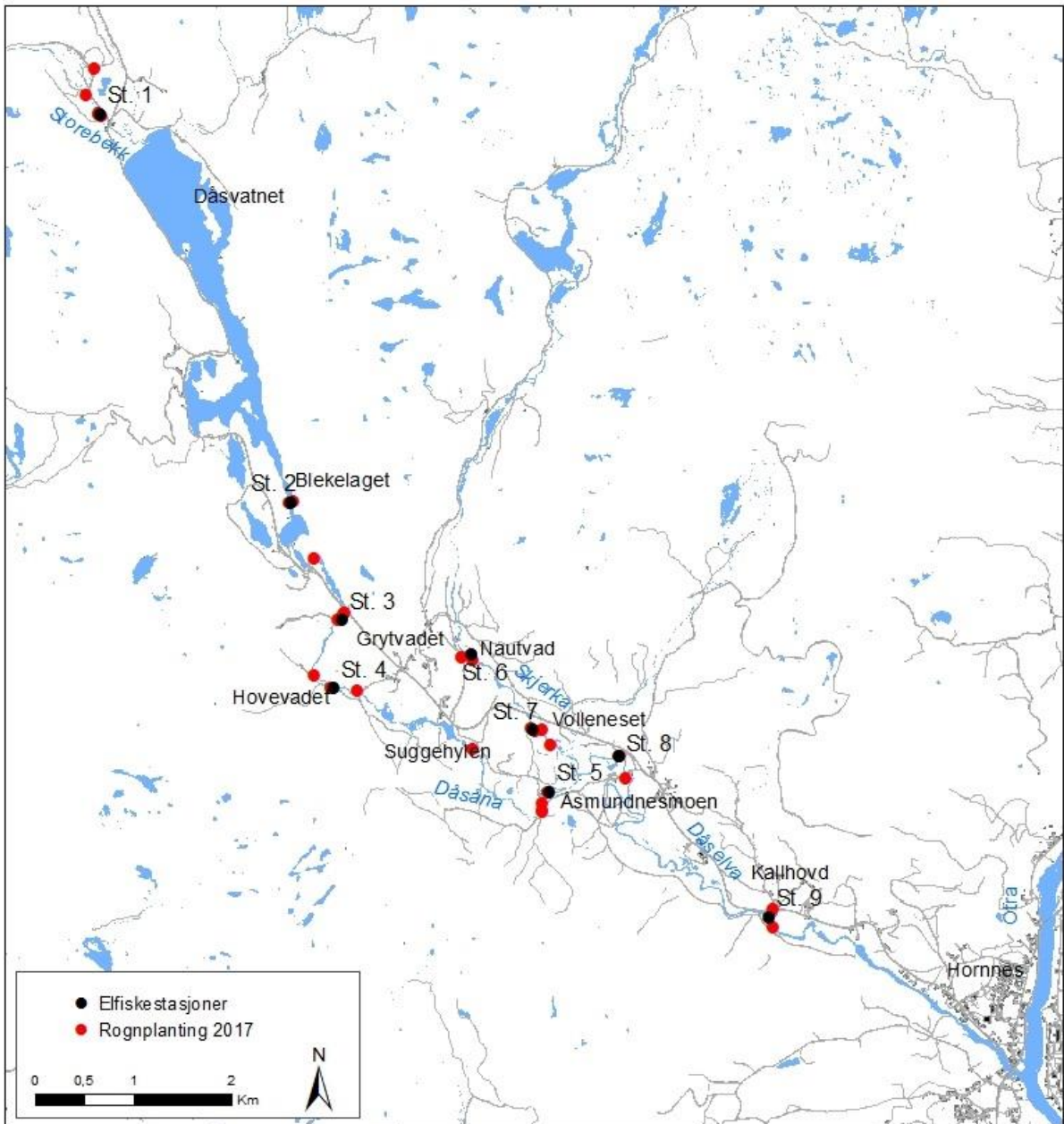
12.2 Kalking og reetablering av bleke i Dåsana

Dåsånassdraget er et sidevassdrag som munner ut i Otra ved Hornnes, og var opprinnelig en del av utbredelsesområdet til bleka. Etter at bleka forsvant som følge av forsurening har det kun vært sporadiske forekomster av bleka i vassdraget. For å styrke bestanden av bleka er det vedtatt å kalke vassdraget og reetablere bleka. Dette er gjort i henhold til prioriteringer gitt i «Plan for kalking av vann og vassdrag i Norge 2011-2015» (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Kalkingen startet opp med innsjøkalking av Dåsvatn i 2013, og doseringsanlegg ble satt i gang i januar 2018. Reetablering av bleke i vassdraget ble startet opp vinteren 2014 ved utplanting av 100 000 blekerogn og etterfulgt av utplanting av ca. 100 000 rogn i 2015, 2016 og 2017.

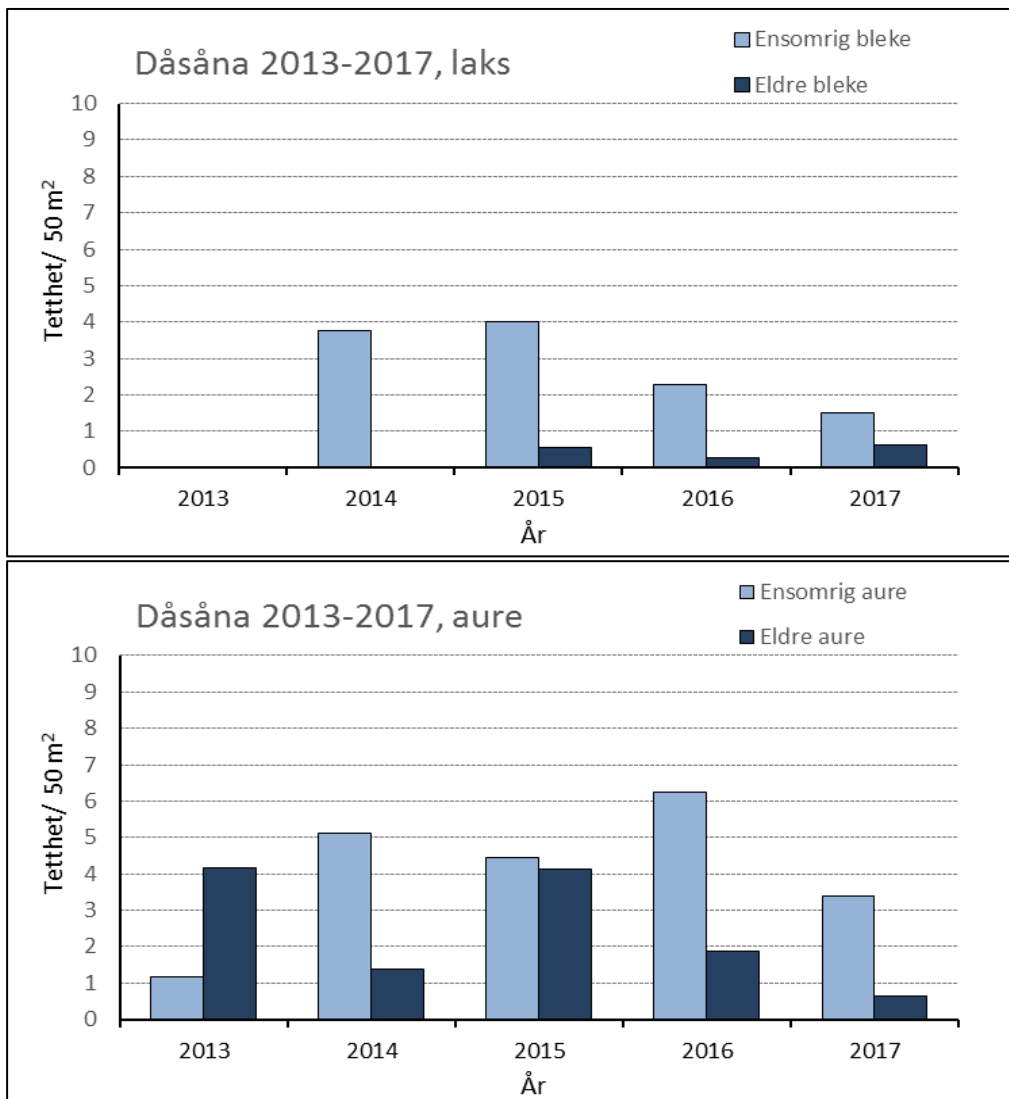
I løpet av 2013 ble det gjennomført en kartlegging av potensielle gyte- og oppvekstområder for bleke i vassdraget (Skoglund m.fl. 2013). Vassdraget varierer fra lette strykpartier til mer stilleflytende, meanderende elvetyper. Flere svært gode gyte- og oppvekstområder i ulike deler av vassdraget ble identifisert i både Skjerka og Dåsana, som er de to hovedgrenene i vassdraget, samt i Dåselva fra samløpet og ned til utløpet i Otra. Dersom kalkingen gjennomføres som planlagt vil bleka igjen få tilgang til egnede gyte- og oppvekstområder fordelt på en elvestrekning på om lag 15 km. I tillegg til dette er det gode rekrutteringsmuligheter i flere av innløpsbekkene til Dåsvatn, samtidig som bleka kan benytte Dåsvatn som oppvekstområde. Dersom det lykkes å reetablere en selvreproduserende blekebestand i Dåsånassdraget, kan dette fungere som en sikringsbestand, og dermed som en «levende genbank» i forhold til bestanden i Byglandsfjorden.

Høsten 2013, dvs. før rognplantingen startet, ble det utført elektrisk fiske på 6 stasjoner for å undersøke hvorvidt det da forekom naturlig rekruttert bleke i Dåsånassdraget. I 2013 ble det benyttet andre stasjoner enn i etterfølgende år ettersom det i perioden 2014-2017 ble fisket i forbindelse med rognplantingsstasjonene. I 2013 ble det bare fanget aure på stasjonsnettene og det ble ikke påvist bleke. Fra høsten 2014 har det årlig blitt utført elektrisk fiske for å evaluere rognplantingen. Det har blitt fisket 8 (2014 og 2016 da stasjon 6 ble utelatt) eller 9 stasjoner (2015 og 2017), hver på 50 m². Frem til 2016 ble stasjonene fisket med en gangs overfiske, mens det i 2017 ble overfisket tre ganger. Lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk. En oversikt over stasjonsnettene for elektrisk fiske er gitt i **Figur 73**, mens en oversikt over ungfisk av bleke og aure registret på stasjonene er gitt i

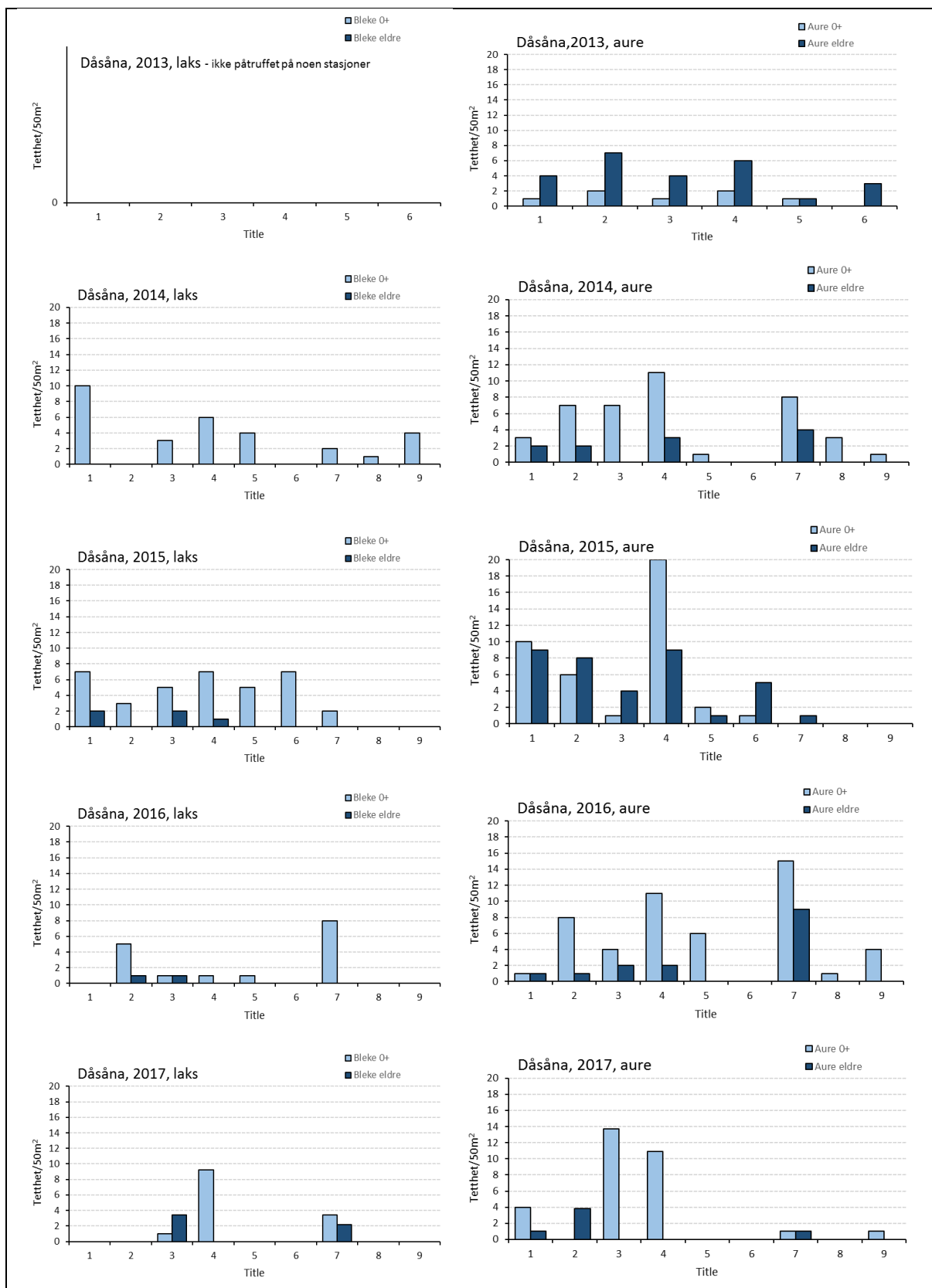
Figur 74 og **Figur 75** med lengdefordeling i **Figur 76**. Det har i alle årene etter at rognplantingen ble utført blitt registrert ungfisk av bleke i vassdraget. Tetthetene har imidlertid vært forholdsvis lave, og det er ikke funnet bleke på alle stasjoner i alle år. Forsuringen har trolig bidratt til dette resultatet. De lave tetthetene kan også delvis skyldes at forholdene ved elektrisk fiske ikke har vært optimale, for eksempel i 2017 da vassdraget var preget av flom store deler av høsten. Likevel viser resultatene at rognplantingen har bidratt til å rekruttere flere årsklasser av bleke i Dåsånassdraget. Dette gjenspeiles i fangstene fra rusefiske i Dåsvatnet i 2016 og 2017 hvor det ble registret hhv. 143 og 259 bleker som med stor sannsynlighet stammet fra rognplantingen i foregående år. Dette er bleke som vil gyte de kommende sesongene. De neste årene vil en derfor få svar på hvorvidt en lykkes med å reetablere en selvreproduserende bestand av bleke i Dåsånassdraget.



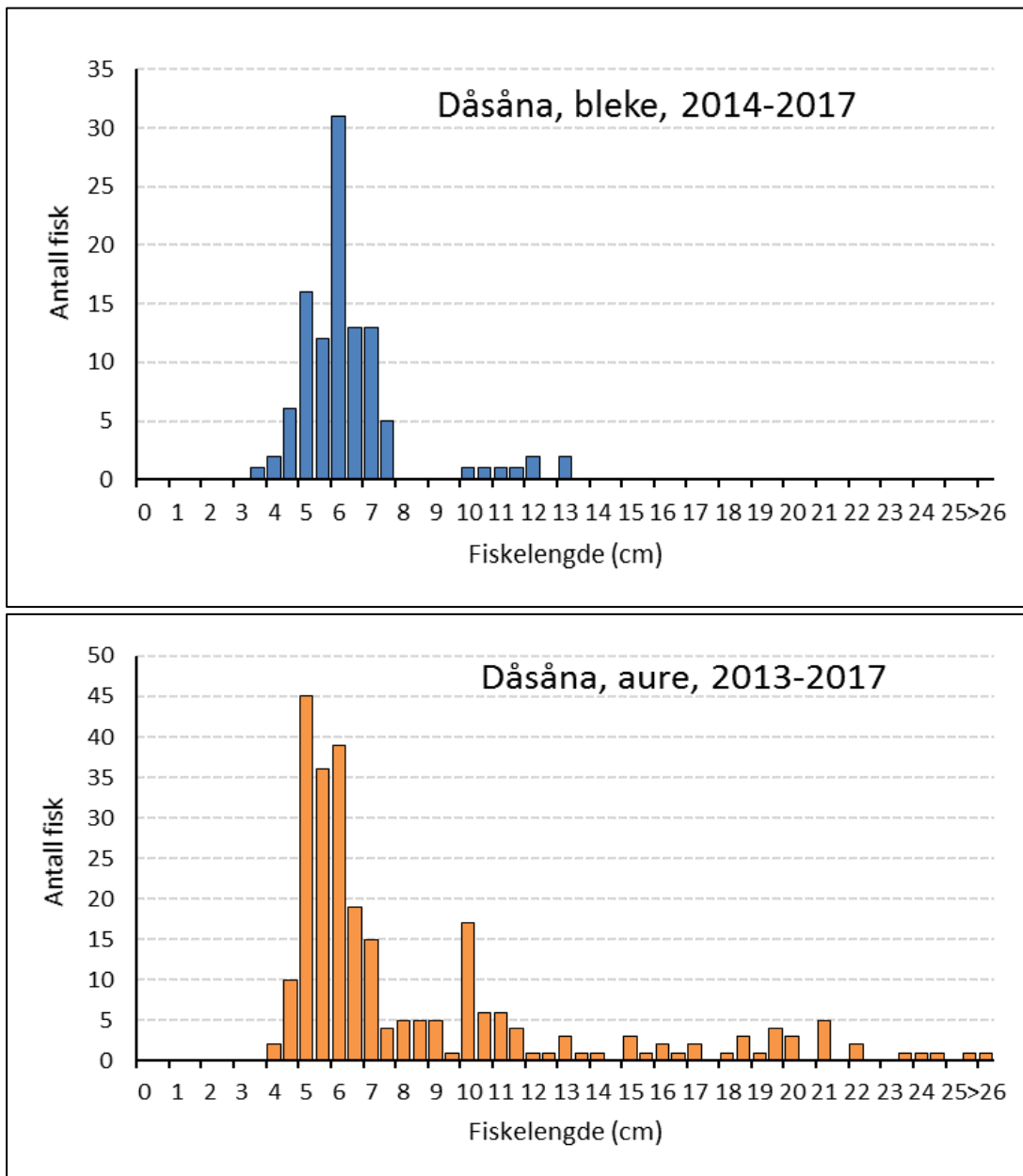
Figur 73. Elfiskestasjoner i Dåsana: 1 = Storebekk, 2 = Blekelaget, 3 = Grytvad, 4 = Hovevadet og 5 = Åsmundsmoen, i Skjerka: 6 = Nautvad og 7 = Volleneset, og i Dåsela: 8 = ved Åsmundsmoen og 9 = ved Kalhovd.



Figur 74. Gjennomsnittlige tettheter av ungfisk for ensomrig og eldre bleke (øverst) og aure (nederst) på stasjonsnettet for elektrisk fiske i Dåsåna i perioden 2013-2017. Plantingen av bleke er gjennomført årlig og ble første gang gjennomført vinteren 2014.



Figur 75. Tettheter av bleke og aure funnet i Dåsåna på stasjonene med elektrisk fiske gjennomført om høsten i årene 2013-2017. Merk at det i 2013 ble fisket på seks stasjoner som hadde en annen beliggenhet enn i etterfølgende år da stasjonsnettet ble lagt i henhold til stasjonen for rognplanting. I 2014 og 2016 ble det ikke fisket på stasjon nr. 6.



Figur 76. Lengdefordeling av bleke og aure innfanget ved elektrisk fiske på stasjonene i Dåsånassdraget i årene 2013-2017.

12.3 Genetiske undersøkelser

I blekeprosjektet er det sendt inn skjellprøver av bleke til NINA som har gjort en genetisk vurdering av blekebestanden sammenliknet med andre laksebestander. Materialet består av 45 umerkede bleker fra 2003 årgangen og 51 umerkede og 20 fettfinne-klippede fra 2008 årgangen. Dette materialet har blitt brukt i en studie for å karakterisere den genetiske strukturen hos Atlantisk laks i hele utbredelsesområdet (Bourret m.fl. 2013). Resultatene viser at både bleka og namsblanken, som begge er relikte laksestammer, har klare genetiske særtrekk som skiller de fra anadrome laksebestander. I

prosjektperioden 2018-2021 vil NINA utføre ytterligere analyser for å få en nærmere beskrivelse av den genetiske variasjonen i blekebestanden.

12.4 Gassovermetning nedstrøms utløpet fra Brokke kraftstasjon

Problemstillingen rundt gassovermettet vann fra Brokke kraftverk gjennomføres i et parallelt prosjekt og det henvises til dette for en detaljert gjennomgang av problemstillingen (se Pulg m.fl. 2016, Velle m.fl. 2017). Her gis en kort orientering om problemstillingen med fokus på mulige effekter på blekebestanden.

Gassovermetning kan oppstå når gass løses i vann under trykk og trykket deretter synker, samt ved raske temperaturforandringer i vannet. Overmetning kan skje naturlig i dype fossekulper, men også kunstig som følge av luftinnblanding i vannkraftverk eller nedenfor demninger. Bekkeinntak, for små inntaksbassenger, og delvis tilstoppete inntaksrister som trekker luft er kjente kilder for slik luftinnblanding. Gassovermetning skader fisk ("gassblæresyke"), deriblant laks. Verdier over 110-120 % kan være akutt dødelig (Heggberget et al. 1984). Også lavere verdier (101-110 %) kan skade fisk, men disse skadene er ofte subletale med kroniske effekter, særlig i bassenger der fiskene ikke kan unngå til større vanddyp for å kompensere for overmetningen. Gassovermetning kan også føre til en atferdsendring med endringer i habitatbruk, siden fiskene kan flykte til dypere områder (Beeman et al. 2006). Gassovermetning kan kompenseres med ca. 10 % pr. meter vannsøyle (Henry 1803). Habitatforholdene, og særlig vanddyp, er derfor viktig for å kunne bedømme eventuelle effekter på fisk. Canadian Council of Ministers of the Environment (1999) har anbefalt 110 % som grenseverdi for elver dypere enn 1 m og 103 % for grunnere elver. Ved verdier mellom 110 % og 120 % over flere døgn må det regnes med akutt dødelighet dersom fisk ikke kan unngå. Ved større verdier må det regnes kortere kritisk eksponeringstid og større kompenseringdyp. Feltundersøkelser i tilknytning til Brokke gir også klare indikasjoner på at bunndyrsamfunnet påvirkes negativt av gassovermetningen (Velle m. fl. 2017).

Gassovermetning har blitt målt siden februar 2011 ved utløpet ved Brokke kraftverk. I årene etter 2011 har overvåkingen i Otra blitt utvidet omtrent årlig til å inkludere stasjoner så langt som 30 km nedstrøms Brokke kraftverk ved Ose bro i Åraksfjorden. Gassmetningsforløpende ved utløp Brokke Kraftverk har gjennom årene siden 2011 vist noenlunde likt mønster, hvor det vanligvis ikke forekommer overmetning om vinteren (januar-mars). Under vårløsningen (april) registreres en til to episoder (3-15 dager) med overmetning, mens det fra mai juni-juli forekommer gjennomgående overmetning med varige og høye verdier (opptil 172 %) over flere uker. Utover høsten forekommer gassovermetning periodisk frem til desember. Stasjonene som ble satt opp i årene etter 2011 nedstrøms Brokke, og supplerende håndmålinger, indikerte at gassovermetning forekommer også her, men at gassovermetningen avtar nedstrøms. Gassmetningstoppene nedstrøms Brokke fulgte i hovedsak overmetningsbølgene fra Brokke, med verdier opp til 169 %, 168 %, 142 % og 128 % hhv. 1,2 km, 1,5 km, 8 km og 11 km nedstrøms Brokke i perioder med kronisk overmetning.

Skadelige nivåer, dvs. mellom 110-120 % overmetning, kan oppstå i restfeltet når Hekni kraftstasjon stanses og/eller det går overløp inn i restfeltet. De skadelige verdiene forekom da hovedsakelig i den øvre delen av restfeltet, og ble luftet ut slik at de var mindre skadelige på den nedre delen av den ca. 8 km lange strekningen. På strekningen nedstrøms utløpet fra Hekni kraftstasjon synes skadelige verdier (mellom 110 og 120 % overmetning) å gjelde strekningen fra utløpet og ned mot Storøy, en strekning på ca. 2 km. Imidlertid er begge disse strekningene, øvre del av restfeltet og de første km nedstrøms utløpet fra Hekni, ansett som viktige gyte- og oppvekstområder for bleka.

Våren 2016 ble det plassert ut bur med bleke på strekningene fra Brokke til Ose. Her ble det funnet dødelighet på strekningen nedstrøms Brokke og på den første strekningen nedstrøms utløpet av Hekni kraftstasjon. Det ble ikke funnet dødelighet i restfeltet i forsøksperioden da det var minstevannsføring og ikke forekom overløp. Det ble også funnet gassblærer i fisken på nær samtlige stasjoner helt ned til Ose. Unntaket var fisk satt i bur i restfeltet i Hekni hvor det hverken ble funnet dødelighet eller gassblæredannelse. Med bakgrunn i loggedata og resultatene fra burforsøkene vurderes det som svært viktig å definere influensområde for skadelige effekter av gassovermetning på blekas gyte- og oppvekstområder og å finne fram til tiltak som kan redusere gassovermetningen på disse strekningene.

For å følge situasjonen blir loggingen av gassovermetning opprettholdt og det er iverksatt utredninger for å vurdere tiltak for redusert gassovermetningen. Den delen som utføres i regi av Agder energi, vil vurdere tiltak for å motvirke at bekkeinntakene drar med seg luft. Her har en tidligere analyse av gassmetningsforløpet, data fra kraftverket og vannføring fra bekkeinntakene gjort det mulig å identifisere bekkeinntakene som bidrar mest til overmetningen. Videre vil Uni Research utrede muligheten for å øke utluftingen av gassen nedstrøms Brokke. Dette kan trolig gjøres ved å skape økt turbulens på strekningen nedstrøms utløpet fra Brokke kraftverk. Potensialet for et slikt tiltak og muligheten for praktiske gjennomføringen utredes nå ved hjelp av hydraulisk modellering. Om det lar seg gjøre å dempe overmetningen med f.eks. 10 % så vil dette trolig være et betydelig skritt i retning av å forhindre negative effekter av gassovermetning på bleka i nåværende utbredelsesområde nedstrøms Hekni.

Et paradoks i resultatene er at målingene av gassovermetning viser at strekningen nedstrøms Storøy (ca. 2 km nedstrøms utløpet fra Hekni) i all hovedsak har målte verdier av gassovermetning < 110 %. Dette tyder på at overmetningen på denne strekningen i liten grad skal påvirke bleka. På den annen side viste burforsøk som nevnt at det ble påvist gassblæredannelse på bleker satt i bur helt ned til Ose ved innløpet av Byglandsfjorden (ca. 12 km nedstrøms utløpet fra Hekni). Det er derfor svært viktig å definere influensområde for gassovermetningen siden det har stor relevans i forhold til reetablering av bleka i Otra oppstrøms Byglandsfjorden og reetableringsstrategi bl.a. valg av strekninger for rognplanting. I denne sammenheng er det også viktig å ta i betraktning en mulig kombinert effekt av gassovermetning og forsuring. Dette kan forårsake spesielt negative effekter av gassovermetningen på strekningen nedstrøms Brokke. Den planlagte kalkingen kan dermed bidra til å bedre ikke bare den vannkjemiske situasjonen, men også fiskens tåleevne i forhold til påvirkning fra gassovermetning.

På bakgrunn av resultatene er det en klar anbefaling fra blekeprosjektet at Hekni kraftverk ikke stenges ned når det forekommer episoder med gassovermetning. Stenging av Hekni for vedlikehold mm. bør derfor legges til perioder i året når det normalt ikke forekommer gassovermetning fra Brokke. En slik miljøbasert kjøring av kraftverket vil bidra til å forhindre overløp med gassovermettet vann inn i restfeltet. Uni Research gjennomfører nå en analyse av historiske data for hvor ofte det forekommer overløp inn i restfeltet. I tillegg gjennomfører Uni Research i løpet av 2017 et prosjekt på oppdrag for Miljødirektoratet for å eksponere laks for ulike nivå av gassovermetning i kontrollerte laboratorieforsøk. Dette vil gi kunnskap som er svært relevant med tanke på effekter og tiltak i forhold til hvordan bleka påvirkes av gassovermetning.

13.Litteratur

- Anon. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 213 s.
- Anon 2011. Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk. Utvalg utnevnt i brev av 26.10.10 fra Direktoratet for naturforvaltning: Ketil Skår, Bjørn Barlaup, Gunnbjørn Bremset, Helge Axel Dyrendal, Rune Limstrand og Vidar Wennevik. DN-utredning 11-2011.
- Araki, H. & Schmid, C. 2010. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. – *Aquaculture* 308, 2-11.
- 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.
- Barlaup BT. (red.) 2014. Blekeprosjektet 2010-2015 – Statusrapport 2014. LFI - UNI MILJØ rapport 02.06.2014, ISSN NR: -1892-889, 66 s.
- Barlaup, B.T., Sandven, O.R., Skoglund, H. Kleiven, E., Kile, N.B., Vethe, A., Martinsen, B.O., Gabrielsen, S.-E. & Wiers, T. 2009. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008. DN-utredning 5-2009. 86 s.
- Barlaup, B.T. (red.), Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen S.E., Halvorsen, G.A., Isaksen, T.E., Haraldstad, T., Hobæk, A., Høgberget, R., Kroglund, F., Lehmann, G.B., Martinsen, B.O., Normann, E.S., Kaste, Ø., Kile, N.B., Kleiven, E., Pulg, U., Skancke, L.B., Velle, G., Vollseth, K.W., Vethe, A. & Wiers, T. 2015. Blekeprosjektet. Status og tiltak 2010-2014. LFI-rapport nr. 249
- Beeman JW, Maule AG (2006) Migration depths of juvenile Chinook salmon and steelhead relative to total dissolved gas supersaturation in a Columbia river reservoir. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 584-594.
- Berg, OK. 1985. The formation of non-anadromous populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Europe. *Journal of Fish Biology* 27: 805-815.
- Borgestad, P. og Kile, N.B. 2000. Driftsplan for fisk og fiske i Byglandsfjorden. Høringsutkast pr. 10. desember 2000. 41 s.
- Bourret V, Kent MP, Primmer CR, Vasemägi A, Karlsson S, Hindar K, McGinnity P, Verspoor E, Bernatchez L, and Lien S. 2012. SNP-array reveals genome-wide patterns of geographical and potential adaptive divergence across the natural range of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Molecular Ecology* 22: 532-551.
- Brittain, J.E., 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensing i rennende vann. LFI-Rapport 118, Univ. i Oslo, 70 sider.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved gas supersaturation. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2011. Plan for kalking av vann og vassdrag i Norge 2011-2015. DN-rapport 2-2011.

- Fivelstad, S., Waagbø, R., Zeitz, S. F., Hosfeld, A. C. D., Olsen, A. B., & Stefansson, S. (2003). A major water quality problem in smolt farms: combined effects of carbon dioxide, reduced pH and aluminium on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts: physiology and growth. *Aquaculture*, 215(1), 339-357.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G., 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, 96: 57-66.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E., 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.*, 49: 167-173.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I. A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W. C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B. H., Youngson, A. F., Webb, J. H., Vøllestad, L. A., Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T. P. (2007). A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Reviews* 82, 173-211.
- Heggberget TG. 1984. Effect of Supersaturated Water on Fish in the River Nidelva, Southern-Norway. *Journal of Fish Biology* 24: 65-74.
- Henriksen, A., Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., 1984. Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian river. *Vatten* 40:255-260.
- Henry, W. 1803. Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 93: 29-274. doi:10.1098/rstl.1803.0004.
- Karlsson, S., Bjørn, B., Holthe, E., Lo, H. & Ugedal, O. 2016. Veileder for utsetting av fisk for å ivareta genetisk variasjon og integritet - NINA Rapport 1269. 25 s.
- King, T.L., Verspoor, E., Spidle, A.P., Gross, R., Phillips, R.B., Koljonen, M.-L., Sanchez, J.A. & Morrison, C.L. 2007. Biodiversity and population structure. / *The Atlantic salmon – genetics conservation and management* (red. Verspoor, E., Stradmeyer L. & Nilsen, J.). Blackwell publishing Ltd.
- Kleiven, E., Vethe, A. og Homme, T.A. 2008. Ørekyte *Phoxinus phoxinus* i Øvre Setesdal har spreidd seg nedover Otra til Byglandsfjorden, Aust-Agder. *Fauna* 61: 64-73.
- Kroglund, F., Høgberget, R., Hindar, K., Østborg, G., Balstad, T., 2008. Laks og vannkvalitet i Otra, 1990-2006. NIVA- rapport løpenummer 5531. 49 s. + vedlegg.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Lucassen, E., 2001d. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water Air And Soil Pollution* 130(1-4):911-916.
- Kroglund, F., Høgberget, R., Hindar, K., Østborg, G., & Balstad, T. (2008). Laks og vannkvalitet i Otra, 1990-2006.
- Madaro, A., Olsen, R. E., Kristiansen, T. S., Ebbesson, L. O., Nilsen, T. O., Flik, G., & Gorissen, M. (2015). Stress in Atlantic salmon: response to unpredictable chronic stress. *Journal of Experimental Biology*, 218(16), 2538-2550.
- Mjelde, M., Kaste, Ø., Haraldstad, T., Moe, T.F., Barlaup, B.T., Pulg, U. 2012. Innfrysing av krypsiv nedstrøms Brokke kraftverk vinteren 2011; vurdering av drift og sedimentasjon av løserevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket. NIVA RAPPORT L.NR. 6337-2012, Oslo, 33 s.

- Møkkelgjerd, P.I. og Gunnerød, T.B. 1986. Fiskeribiologiske undersøkelser i Byglandsfjord, 1974-1985. Direktoratet for naturforvaltning, reguleringsundersøkelsene. DN-rapport 9-1986. 46 s.
- Pulg, U. & Opitz, P. 2012. Gassmetning ved Brokke kraftverk - feltnotat fra undersøkelser gjennomført 03.-04. oktober. Notat III. LFI-notat, 4 s.
- Pulg, U., Stranzl, S., Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Olsen, E., & Skår, B. 2016: Gassmetning i Otra nedenfor Brokke kraftverk. LFI-rapport nr. 271, 43 s
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes, p. 7-16, In Raddum, G.G., Rosseland, B.O., and Bowman, J. (eds). *Workshop on biological assesment and monitoring; evaluation and models*, NIVA Report SNO 4091/1999, ICP Waters Report 50/1999, 96 pp.
- Sandlund, O.T., Karlsson, S., Thorstad, E.B., Berg, O.K., Kent, M.P., Norum, I.C.J., et al., 2014. Spatial and temporal genetic structure of a river-resident Atlantic salmon (*Salmo salar*) after millennia of isolation. *Ecol. Evol.* 4, 1538–1554.
- Sandven, O.R., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Halvorsen, G.A., Kleiven, E., Gabrielsen, S-E., & Wiers, T. 2007. Forventede effekter av Fennefoss Kraftverk på fiskebiologiske forhold. LFI-Rapport 145. 46 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B. & Skår, B. 2013. Kartlegging av potensielle gyte- og oppvekstforhold for bleke i Dåsånassdraget. LFI Rapport nr. 225. 24 s.
- Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. - Direktoratgruppen for gjennomføring av vanddirektivet: 263 s.
- Velle, G., Skoglund, H., Skår, B. & Barlaup, B.T. 2014. Påvirkning av krypsiv på anadrom fisk og biologisk mangfold av bunndyr. LFI rapport nr. 231.
- Velle, G., Halvorsen, G.A., Pulg, U. & E. Olsen. 2017. Påvirkning fra gassovermetning på bunndyr i Otra nedstrøms Brokke, LFI rapport 283, 26 sider.
- Vethe, A. 1997. Bleka I byglandsfjorden. Prøvefiske- stamfiske og undersøking av zooplankton 1986-1997. Fiskebiologiske undersøkingar i otravassdraget. Rapport nr. 4. Fiskebiologen for Otravassdraget.
- Vethe, A., Kleiven, E. & Barlaup, B.T. 2006. Fiskebiologiske undersøkingar på strekninga Fennefoss Hodne i Otravassdraget. LFI-Unifob. Rapport 137. 35 s.
- Witters, H. E., VanPuymbroeck, S., Stouthart, A. J., & Bonga, S. E. W. (1996). Physicochemical changes of aluminium in mixing zones: mortality and physiological disturbances in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(6), 986-996.
- Wright, R.F., R.M. Couturea, A.B. Christiansen, J.L. Guerreroa, Ø. Kaste. B.T. Barlaup. 2016. Effects of multiple stresses hydropower, acid deposition and climate change on water chemistry and salmon populations in the River Otra, Norway. *Science of The Total Environment*. Vol. 574, 1 January 2017, Pages 128–138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.044>

Vedlegg 1.

Vedleggstabell. Primærdata vannkjemi 2016

Forkortelser:

Kond	Konduktivitet	Tot-N	Total nitrogen	Cl	Klorid	Al/R	Reaktivt aluminium	K	Kalium
Alk	Alkalitet i mmol/l	NO ₃ -N	Nitrat	SO ₄	Sulfat	Al/II	Ikke-labilt aluminium	Mg	Magnesium
Alk-E	Alkalitet i µekv/l	TOC	Totalt organisk karbon	Ca	Kalsium	LAl	Labilt aluminium	Na	Natrium
								ANC	Syrenøytraliserende kapasitet

St. nr	St. navn	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	Tot-N µg/l N	NO ₃ -N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAl µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	ANC1 µekv/l
1	Øvre Flåni	10/01/16	6,38									46	37	9	1,23				
1	Øvre Flåni	28/01/16	6,59									18	8	10	1,54				
1	Øvre Flåni	04/04/16	6,15	2,30	0,068	40	255	120	2,3	3,26	1,5	56	42	14	1,35	0,41	0,31	1,91	55
1	Øvre Flåni	02/05/16	6,38									33	20	13	1,26				
1	Øvre Flåni	06/06/16	6,32									31	23	8	0,68				
1	Øvre Flåni	04/07/16	6,38									33	24	9	0,86				
1	Øvre Flåni	03/08/16	6,39									36	19	17	1,11				
1	Øvre Flåni	05/09/16	6,51									18	14	4	1,02				
1	Øvre Flåni	04/10/16	6,23	1,79	0,070	42	290	100	4,4	1,89	1,35	85	71	14	1,28	0,27	0,26	1,42	65
1	Øvre Flåni	07/11/16	6,45									29	21	8	1,17				
1	Øvre Flåni	05/12/16	6,30									77	67	10	1,33				
2	Nedstr Brokke	10/01/16	6,34									15	12	3	0,68				
2	Nedstr Brokke	01/02/16	6,30									13	5	8	0,68				
2	Nedstr Brokke	07/03/16	6,60									14	7	7	0,61				
2	Nedstr Brokke	04/04/16	6,24	1,20	0,058	29	127	54	0,8	1,6	0,66	16	11	5	0,73	0,11	0,16	1,03	34
2	Nedstr Brokke	02/05/16	6,32									13	9	4	0,78				
2	Nedstr Brokke	06/06/16	6,15									29	19	10	0,49				
2	Nedstr Brokke	04/07/16	5,81									36	19	17	0,29				
2	Nedstr Brokke	03/08/16	6,15									28	15	13	0,67				
2	Nedstr Brokke	05/09/16	6,34									20	15	5	0,65				
2	Nedstr Brokke	04/10/16	6,20	1,01	0,056	27	160	26	2,4	1,24	0,62	39	30	9	0,68	0,14	0,14	0,88	38
2	Nedstr Brokke	05/12/16	6,28									14	11	3	0,77				
51	Herpelsandsåni	10/01/16	5,37									105	59	46	0,29				
51	Herpelsandsåni	01/02/16	5,21									108	57	51	0,30				
51	Herpelsandsåni	07/03/16	5,72									110	55	55	0,32				
51	Herpelsandsåni	04/04/16	5,27	1,73	0,036	5	205	110	2,5	2,74	0,86	135	69	66	0,43	0,11	0,21	1,63	9
51	Herpelsandsåni	02/05/16	5,18									120	70	50	0,36				

St. nr	St. navn	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	Tot-N µg/l N	NO ₃ -N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAl µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	ANC1 µekv/l
51	Herpelandsåni	06/06/16	5,39									59	37	22	0,15				
51	Herpelandsåni	04/07/16	5,27									130	100	30	0,22				
51	Herpelandsåni	03/08/16	5,31									120	84	36	0,26				
51	Herpelandsåni	05/09/16	5,41									110	73	37	0,29				
51	Herpelandsåni	04/10/16	5,26	1,13	0,036	5	150	20	4	1,45	0,63	130	87	43	0,36	0,05	0,13	1,05	20
51	Herpelandsåni	07/11/16	5,46									117	72	45	0,36				
51	Herpelandsåni	05/12/16	5,43									110	74	36	0,33				
7	restfelt v/Terskel 7a	10/01/16	5,77									64	27	37	0,64				
7	restfelt v/Terskel 7a	28/01/16	5,87									57	30	27	0,62				
7	restfelt v/Terskel 7a	07/03/16	6,26									22	12	10	0,68				
7	restfelt v/Terskel 7a	04/04/16	5,86									60	42	18	0,73				
7	restfelt v/Terskel 7a	02/05/16	6,08									40	27	13	0,72				
7	restfelt v/Terskel 7a	06/06/16	6,16									33	23	10	0,57				
7	restfelt v/Terskel 7a	04/07/16	5,98									60	43	17	0,52				
7	restfelt v/Terskel 7a	03/08/16	6,12									46	28	18	0,69				
7	restfelt v/Terskel 7a	05/09/16	6,29									21	17	4	0,67				
7	restfelt v/Terskel 7a	04/10/16	5,91									75	56	19	0,68				
7	restfelt v/Terskel 7a	07/11/16	6,19									25	16	9	0,77				
7	restfelt v/Terskel 7a	05/12/16	6,12									31	22	9	0,81				
12	Ose bru	10/01/16	6,20									21	15	6	0,77				
12	Ose bru	28/01/16	6,30									16	5	11	0,91				
12	Ose bru	07/03/16	6,14									36	22	14	0,60				
12	Ose bru	04/04/16	6,03	1,26	0,055	26	135	60	1,6	1,77	0,75	40	33	7	0,70	0,13	0,17	1,13	32
12	Ose bru	02/05/16	6,26									29	20	9	0,81				
12	Ose bru	06/06/16	6,11									30	21	9	0,59				
12	Ose bru	04/07/16	5,98									68	53	15	0,56				
12	Ose bru	03/08/16	6,23									42	29	13	0,83				
12	Ose bru	05/09/16	6,37									18	14	4	0,73				
12	Ose bru	04/10/16	6,20	1,24	0,066	38	170	40	3	1,36	0,83	58	46	12	0,89	0,15	0,17	1,08	51
12	Ose bru	07/11/16	6,38									14	8	6	0,97				
12	Ose bru	05/12/16	6,03									46	36	10	0,74				
15	Skåmåni	10/01/16	5,36																
15	Skåmåni	01/02/16	5,17																
15	Skåmåni	07/03/16	5,72																
15	Skåmåni	04/04/16	5,22									120	80	40	0,37				

St. nr	St. navn	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	Tot-N µg/l N	NO ₃ -N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAl µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	ANC1 µekv/l
15	Skåmåni	02/05/16	5,17																
15	Skåmåni	06/06/16	5,59																
15	Skåmåni	04/07/16	5,29																
15	Skåmåni	03/08/16	5,49																
15	Skåmåni	05/09/16	5,91																
15	Skåmåni	04/10/16	5,40									130	85	45	0,50				
15	Skåmåni	07/11/16	5,62																
15	Skåmåni	05/12/16	5,47																
16	Storstraumen	10/01/16	6,03																
16	Storstraumen	01/02/16	6,15																
16	Storstraumen	07/03/16	6,21																
16	Storstraumen	04/04/16	5,99									32	25	7	0,65				
16	Storstraumen	02/05/16	6,11																
16	Storstraumen	06/06/16	5,92																
16	Storstraumen	04/07/16	6,06																
16	Storstraumen	03/08/16	6,13																
16	Storstraumen	05/09/16	6,24																
16	Storstraumen	04/10/16	6,23									27	20	7	0,75				
16	Storstraumen	07/11/16	6,00																
16	Storstraumen	05/12/16	6,11																
17	Kvålsåna Bygland	10/01/16	5,47																
17	Kvålsåna Bygland	01/02/16	5,18																
17	Kvålsåna Bygland	07/03/16	5,58																
17	Kvålsåna Bygland	04/04/16	5,17									110	82	28	0,49				
17	Kvålsåna Bygland	02/05/16	5,09																
17	Kvålsåna Bygland	06/06/16	5,68																
17	Kvålsåna Bygland	04/07/16	5,33																
17	Kvålsåna Bygland	08/08/16	5,31																
17	Kvålsåna Bygland	05/09/16	5,77																
17	Kvålsåna Bygland	04/10/16	5,52									110	82	28	0,71				
17	Kvålsåna Bygland	07/11/16	5,62																
17	Kvålsåna Bygland	05/12/16	5,54																
24	Byglandsfjorden utløp	04/01/16	6,13									41	31	10	0,73				
24	Byglandsfjorden utløp	01/02/16	5,94									42	27	15	0,69				
24	Byglandsfjorden utløp	07/03/16	6,06									37	25	12	0,64				

St. nr	St. navn	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	Tot-N µg/l N	NO ₃ -N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LA1 µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	ANC1 µekv/l
24	Byglandsfjorden utløp	04/04/16	6,10	1,24	0,056	27	160	62	1,7	1,67	0,77	38	29	9	0,64	0,12	0,17	1,11	30
24	Byglandsfjorden utløp	02/05/16	6,13									36	26	10	0,77				
24	Byglandsfjorden utløp	06/06/16	6,19									40	29	11	0,66				
24	Byglandsfjorden utløp	04/07/16	5,97									45	31	14	0,69				
24	Byglandsfjorden utløp	01/08/16	6,11									41	30	11	0,66				
24	Byglandsfjorden utløp	05/09/16	6,11									36	29	7	0,62				
24	Byglandsfjorden utløp	03/10/16	6,22	1,13	0,056	27	160	42	1,9	1,47	0,72	32	25	7	0,78	0,12	0,15	1,03	40
24	Byglandsfjorden utløp	07/11/16	6,19									28	19	9	0,71				
24	Byglandsfjorden utløp	05/12/16	6,03									35	27	8	0,70				
26	Fennefoss v/bru	04/01/16	6,12																
26	Fennefoss v/bru	01/02/16	5,98																
26	Fennefoss v/bru	07/03/16	6,10																
26	Fennefoss v/bru	04/04/16	6,02									44	34	10	0,67				
26	Fennefoss v/bru	02/05/16	6,18																
26	Fennefoss v/bru	06/06/16	6,23																
26	Fennefoss v/bru	04/07/16	6,05																
26	Fennefoss v/bru	01/08/16	6,23																
26	Fennefoss v/bru	05/09/16	6,15																
26	Fennefoss v/bru	03/10/16	6,17									33	24	9	0,73				
26	Fennefoss v/bru	07/11/16	6,21																
26	Fennefoss v/bru	05/12/16	6,14																
27	Dåsåna v/Kallhovd	04/01/16	5,26									115	77	38	0,52				
27	Dåsåna v/Kallhovd	01/02/16	5,25									110	67	43	0,54				
27	Dåsåna v/Kallhovd	07/03/16	5,26									100	57	43	0,43				
27	Dåsåna v/Kallhovd	04/04/16	5,16									120	78	42	0,41				
27	Dåsåna v/Kallhovd	02/05/16	5,19									105	68	37	0,50				
27	Dåsåna v/Kallhovd	06/06/16	5,47									86	51	35	0,40				
27	Dåsåna v/Kallhovd	04/07/16	5,35									135	103	32	0,50				
27	Dåsåna v/Kallhovd	01/08/16	5,46									130	95	35	0,54				
27	Dåsåna v/Kallhovd	05/09/16	5,74									96	73	23	0,59				
27	Dåsåna v/Kallhovd	03/10/16	5,49									120	85	35	0,67				
27	Dåsåna v/Kallhovd	07/11/16	5,68									105	75	30	0,75				
27	Dåsåna v/Kallhovd	05/12/16	5,63									110	87	23	0,73				
36b	Kilefjorden bru	04/01/16	5,89									56	41	15	0,71				
36b	Kilefjorden bru	01/02/16	5,71									74	50	24	0,71				

St. nr	St. navn	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	Tot-N µg/l N	NO ₃ -N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAl µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	ANC1 µekv/l
36b	Kilefjorden bru	07/03/16	5,96									41	27	14	0,63				
36b	Kilefjorden bru	04/04/16	5,79	1,39	0,048	19	210	73	2,2	1,98	0,87	52	40	12	0,64	0,18	0,18	1,30	29
36b	Kilefjorden bru	02/05/16	6,07									44	32	12	0,72				
36b	Kilefjorden bru	06/06/16	6,18									41	30	11	0,66				
36b	Kilefjorden bru	04/07/16	6,00									56	41	15	0,63				
36b	Kilefjorden bru	01/08/16	6,04									52	37	15	0,60				
36b	Kilefjorden bru	05/09/16	6,16									39	31	8	0,65				
36b	Kilefjorden bru	03/10/16	6,07	1,29	0,053	24	190	55	2,6	1,76	0,8	47	37	10	0,73	0,15	0,17	1,19	36
36b	Kilefjorden bru	07/11/16	6,14									34	24	10	0,76				
36b	Kilefjorden bru	05/12/16	6,27									45	35	10	0,78				

Vedlegg 2. Bunndyr funnet i sparkeprøvene i Otra den 14.06.2016.

*** svært sensitiv for forsurening **moderat sensitiv * litt sensitiv

Stasjon:	St.1 Otra v/ utløp Kilefjorden	St. 4 Skjerka	St. 5 Dåsåna ved utløp	St. 6 Dåsåna v/Søylen	St. 7 Otra v/ Kvestad	St. 8 Otra 200 m nedstrøms Brokke	St.10 Otra v/ Besteland	St. 12 Ved Brygge	St. 17 Otra ved T7	St. 25 Otra, 700 m nedstrøms Brokke	St. 26 b Otra v/ Storøy	St. 30 Otra v/Langeid	St. 31 Herpeldsåna
Nematoda		3	2	6		6			2	2	5	1	
Bivalvia													
<i>Pisidium</i> sp. *								12			1		
Gastropoda													
<i>Radix balthica</i> ***					1			1					
Oligochaeta	3	10	3	26	36	15	9	13	25	69	5	4	1
Crustacea													
<i>Asellus aquaticus</i>	2												
<i>Eurycerus lamellatus</i>				6							2		
Acari	4	10	11	6	1		2	1	3		4	7	1
Ephemeroptera													
<i>Baetis rhodani</i> ***					9		17	1	8		1	16	
<i>Ephemerella aurivilli</i> ***					1								
Plecoptera													
<i>Amphinemura sulcicollis</i>										1		2	4
<i>Amphinemura borealis</i>	1				2		10					14	3
<i>Amphinemura standfussi</i>													10
<i>Leuctra fusca /digitata</i>	14	34	2	90	2		9	45	5		1	78	
<i>Leuctra hippopus</i>										1			1
<i>Leuctra fusca</i>	1	8		12				1					
<i>Nemoura cinerea</i>	2												8
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>								1					
<i>Brachyptera risi</i>													2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		1		13				1	1				
<i>Diura nanseni</i> **												1	
<i>Isoperla grammatica</i> **					1		2						
Anisoptera													
<i>Cordulegaster boltoni</i>		2											
Coleoptera													
<i>Elmis aenea</i>					1								
<i>Limnius volckmari</i>								5					
Trichoptera													
<i>Apatania</i> sp. **											6		
<i>Athripsodes albifrons</i>					1								
<i>Athripsodes cinereus</i>								2					
<i>Athripsodes</i> sp.								1					
<i>Halesus radiatus</i>		1									1		
<i>Hydropsyche siltalai</i> **	13			2				1					
<i>Ithytrichia lamellaris</i> **					12								
<i>Lepidostoma hirtum</i> **											1		
Limnephilidae indet.									1				
<i>Mystacides azurea</i>		1											
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	53		40					11					
<i>Oecetis testacea</i> **			1										
<i>Oxyethira</i> sp.							2	2	1		1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1							1	1				7
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	14	6	37	1			7	23	4		1	5	

Vedlegg 2 fortsetter

Stasjon:	St.1 Otra v/ utløp Kilefjorden	St. 4 Skjerka	St. 5 Dåsåna ved utløp	St. 6 Dåsåna v/Søylen	St. 7 Otra v/ Kvestad	St. 8 Otra 200 m nedstrøms Brokke	St.10 Otra v/ Besteland	St. 12 Ved Brygga	St. 17 Otra ved T7	St. 25 Otra, 700 m nedstrøms Brokke	St. 26 b Otra v/ Storøy	St. 30 Otra v/Langeid	St. 31 Herpelandsåna
<i>Polycentropus irroratus</i>		1	4				1						
<i>Potamophylax</i> sp.													1
<i>Rhyacophila nubila</i>		6	8	12	3		7		3			1	6
<i>Sericostoma personatum</i> **									1				
Diptera													
Chironomidae indet.	305	84	108	98	115	9	204	222	182	4	162	205	180
Ceratopogonidae indet.						3				1			
Simuliidae indet.	28	4	5	47	2		7		14	2		10	56
<i>Tipula</i> sp.		1				4		3					
<i>Dicranota</i> sp.					1		1				2		4
<i>Pedicia rivosa</i>		1											
Limonidae indet.						1					1		
Empididae indet.	5	1	1	3			8	1	2	1	17	6	3
Antall individ	446	174	222	322	188	38	289	345	253	81	211	350	287
Antall arter / taxa	14	17	12	13	15	6	17	17	15	8	16	13	15
Antall EPT taxa	8	8	6	6	8	0	10	9	9	2	7	7	9
Forsuringsindeks 1	0.5	0	0.5	0.5	1	0	1	1	1	0	1	1	0
Forsuringsindeks 2	0.5	0	0.5	0.5	1	0	1	1	1	0	1	0.67	0
RAMI	3.09	3.21	2.49	3.31	5	0	3.69	3.75	4.04	2.23	4.04	4.13	2.38
EQR (RAMI) (svært kalkfattig, klar)	0.760	0.79	0.61	0.81	1.23	0	0.9	0.92	0.99	0.55	0.99	1.01	0.58

Vedlegg 3. Bunndyr funnet i sparkeprøvene i Otra den 21.09.2016.

*** svært sensitiv for forsurening **moderat sensitiv * litt sensitiv

Stasjon:	St. 1 Otra v/ Kilefjorden	St. 4 Skjerka	St. 5 Dåsåna ved utløp	St. 6 Dåsåna v/Støylen	St. 7 Otra v/ Kvestad	St. 8 Otra nedstrøms Brokke (200m)	St. 10 Otra v/Besteland	St. 12 Otra v/Bryggja	St. 17 Otra nedstrøms terskel T7	St. 25 Otra nedstrøms Brokke (700 m)	St. 26 b Otra v/Storøy	St. 30 Otra ved Langeid	St. 31 Herpelandsåna
Nematoda		3		1	4	3	1	2		1	3		
Gastropoda													
<i>Radix balthica</i> ***								4					
Bivalvia													
<i>Pisidium</i> sp. *	3				2			14					
Oligochaeta	2	29	5	19	14	8	8	13	15	54	10	11	1
Crustacea													
<i>Eurycerus lamellatus</i>									1		4	1	
Calanoida indet.	1												
Chydoridae indet.	4				2							2	
Cyclopoida indet.	1		2		1				1			1	
Acari	4	14	12	6	8		8		14		3	14	2
Ephemeroptera													
<i>Baetis rhodani</i> ***					6				29			22	
<i>Baetis</i> sp. ***													
<i>Centroptilum luteolum</i> ***					3								
<i>Ephemerella aroni</i> ***					1								
<i>Heptagenia</i> sp.					1								
<i>Kageronia fuscogrisea</i>													
<i>Leptophlebia marginata</i>	1											2	
<i>Leptophlebia vespertina</i>					3								
<i>Nigrobaetis niger</i> ***					59								
Plecoptera													
<i>Amphinemura borealis</i>			1	9	23				1				10
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		4		7	1		1						25
<i>Brachyptera risi</i>				1									164
<i>Diura nanseni</i> **				1								1	
<i>Isoperla</i> sp. **			3	11									
<i>Leuctra fusca</i>											1		
<i>Leuctra hippopus</i>				20			2		1			5	62
<i>Leuctra nigra</i>													1
<i>Nemoura cinerea</i>													121
<i>Nemurella pictetii</i>					2								
<i>Protonemura meyeri</i>									1				5
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		2		3	2								
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		1	1	1	1		1	2	2			2	
Nemouridae indet.													

Vedlegg 3 fortsetter

Stasjon:	St. 1 Otra v/ Kilefjorden	St. 4 Skjerka	St. 5 Dåsåna ved utløp	St. 6 Dåsåna v/Støylen	St. 7 Otra v/ Kvestad	St. 8 Otra nedstrøms Brokke (200m)	St. 10 Otra v/Besteland	St. 12 Otra v/Bryggja	St. 17 Otra nedstrøms terskel T7	St. 25 Otra nedstrøms Brokke (700 m)	St. 26 b Otra v/Storøy	St. 30 Otra ved Langeid	St. 31 Herpelandsåna
Odonata													
<i>Cordulegaster boltoni</i>		2											
Coleoptera													
<i>Elmis aenea</i>					12	1							
<i>Limnius volckmari</i>								15					
<i>Olimnius tuberculatus</i>	2												
Trichoptera													
<i>Hydropsyche pellucidula</i> **					3								
<i>Hydropsyche siltalai</i> **				14									
<i>Hydroptila</i> sp.	1				1								
<i>Itytrichia lamellaris</i> **		1			26								
<i>Lepidostoma hirtum</i> **		1		1	6			4				1	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	172		58					17					
<i>Oecetis testacea</i> **	1		1					1					
<i>Oxyethira</i> sp.	4	7	2	3	14		11	11	46		4	67	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	4								3			4	8
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	73	12	28	4	2		15	20	12			23	
<i>Polycentropus irroratus</i>			3										
<i>Rhyacophila nubila</i>		2	1	13	2		7		5			2	11
<i>Sericostoma personatum</i> **											2		
Limnephilidae indet.						1							5
Polycentropodidae indet.							1	3					
Diptera													
Chironomidae indet.	96	53	153	41	92	32	90	28	53	7	128	156	76
Ceratopogonidae indet.		1	1		1	1	1	1			1		
Simuliidae indet.	13		1	30	5			1	10		1	3	114
<i>Tipula</i> sp.						1		1					
<i>Dicranota</i> sp.		1							1				1
Limonidae indet.										1			
Empididae indet.		4	2	6			3	2	2		2	1	3
Antall individ	382	137	274	191	297	47	149	139	197	63	159	318	609
Antall arter / taxa	16	16	16	19	28	7	12	16	17	4	11	18	16
Antall EPT taxa	7	8	9	13	18	1	6	6	9	0	3	10	10
Forsuringsindeks 1	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0	0	1	1	0	0.5	1	0
Forsuringsindeks 2	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0	0	1	1	0	0.5	1	0
RAMI	2.91	3.19	2.52	3.48	4.64	6	2.58	3.86	3.51	0	4.31	4.16	2.59
EQR (RAMI) (svært kalkfattig, klar)	0.71	0.78	0.62	0.853	1.14	1.47	0.63	0.95	0.86	0.00	1.06	1.02	0.64
ASPT	5.4	6.8	6.5	6.9	6.6	4	6.3	5.6	5.9	1.5	5.7	6.8	6.1