

Bleka i Byglandsfjorden 2018-2021

-Status, trusler og anbefalte tiltak



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

I 2018 ble Uni Research en del av NORCE (Norwegian Research Center)

NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, Tel: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN 2535-6623

LFI-rapport nr: 422

Mijødirektoratets referanse: M – 2103 I 2021

Tittel: Bleka i Byglandsfjorden 2018-2021 – Status, trusler og anbefalte tiltak

Dato: 20.08.2021

Forfattere/bidragstere:

NORCE: Bjørn T. Barlaup (redaktør), Helge Skoglund, Elisabeth Stöger, Turid M. Helle, Ina Birkeland, Christoph Postler, Trond Einar Isaksen, Shad Mahlum, Gaute Velle, Ulrich Pulg, Sebastian Stranzl, Jessica Louise Ray, Rachel Lima, Espen Olsen Espedal, Arne Johannessen, Eirik S. Normann, Sven-Erik Gabrielsen, Bjørnar Skår & Tore Wiers

NIVA: Øyvind Kaste, Liv Bente Skancke, Rolf Høgberget, Erik Höglund, Lifen Zhou Loland, Anders Hobæk, Sondre Kvalsvik Stenberg, Einar Kleiven

NINA: Sten Karlsson

Fiskebiologen i Bygland: Arne Vethe

Syrtveit Fiskeanlegg: Nils B. Kile og Bernt Olaf Martinsen

Lokale fiskere: Jon Løyland, Ola Gullsmedmoen og Hasso Hannås

Bilder/forsidefoto: Fotografier er tatt av forfatterne ved LFI om ikke annet er nevnt i bildeteksten. Forsidefoto viser gytemoden bleke ved Vassenden i desember 2020, rogn som er strandet på gyteområde ved Vassenden og ett av område hvor de er lagt ut grus for å reetablere gyteplasser for bleka (foto: NORCE v/B.T. Barlaup).

Geografisk område: Agder, Norge

Oppdragsgiver: Otteraaens Brugseierforening

Antall sider: 208

Emneord: Relikt laks, restaurering, habitat, vannkraft, forsuring, gassovermetning

Sammendrag:

Bleka i Byglandsfjorden gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann og er sammen med Namsblanken Norges eneste gjenlevende relikte laksestamme. De kombinerte effektene av forsuring og vassdragsregulering førte bestanden til randen av utryddelse på slutten av 1960-tallet. I de femti årene som har gått siden sammenbruddet har miljøforvaltningen sammen med vassdragsregulanten og Bygland kommune iverksatt en rekke tiltak for å sikre bleka. Disse tiltakene har sammen med avtagende forsuring, gjort at bleka er på vei til å reetableres som en naturlig bestand. Blekeprosjektet ble startet opp i 1999 og har gjennomført undersøkelser og tiltak for å sikre en selvreproduserende, og på sikt, også en høstbar blekebestand. Her rapporteres status for bleka våren 2021. Rapporten er basert på resultater fra undersøkelser av fisk, bunndyr, dyreplankton og vannkjemi med hovedvekt på årene 2018 til 2020.

Forord

På slutten av 1960-tallet var bleka i Byglandsfjorden på randen av utryddelse. For å redde bleka ble det satt i gang et stort arbeid som sikret en stamfiskbestand og etterfølgende utsettinger av settefisk fra 1979. Et av målene for denne rapporten har vært å sammenstille informasjon om blekas bestandsutvikling, nåværende forekomst og iverksatte tiltak. Den overordnede målsettingen har vært å frambringe kunnskap om hvilke tiltak som på sikt er best egnet til å sikre en selvreproduserende og på sikt høstbar blekebestand. Det nåværende Blekeprosjektet har pågått siden 1999 og er tidligere rapportert gjennom Miljødirektoratet i DN utredning 2005-3 og 2009-5, og i status rapporter fra Uni Research Miljø (nå en del av NORCE) i 2015 og 2018.

Foreliggende rapport har fokus på resultatene i årene 2018-2020 hvor undersøkelsene i all hovedsak har vært finansiert av Otteraaens Brugseierforening, men også Statsforvalteren i Agder og Bygland kommune har bidratt med støtte. Et eget gassmetningsprosjekt med relevans for bleka er i tillegg finansiert av Otra kraft. Blekeprosjektet har vært organisert som et samarbeid mellom NORCE LFI (Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske), NIVA, NINA, Fiskebiologen i Bygland og Syrtveit Fiskeanlegg.

Undersøkelsene som er utført i Byglandsfjorden og Otravassdraget i regi av prosjektet hadde ikke vært mulig uten et omfattende bidrag 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 næringsfisket. 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, og for opprettholdelse av lange tidsserier for registrering av bleke, og for hans bidrag som alltid beredt kjentmann og båtfører. Vi vil også takke Olav Guldsmedmoen for hans langvarige registreringer av fisk samlet inn i storruse ved Senum, og Hasso Hannås som har bidratt med tilsvarende lange tidsserier med fangstdata fra Moisund og Dåsvatnet. Videre vil vi takke Frode Kroglund hos Statsforvalteren i Agder for faglige diskusjoner, og miljørådgiver Aleksander L. Andersen ved Agder Energi Vannkraft for god oppfølging.

Vi vil takke alle for et godt samarbeid!

Bergen, august 2021



Bjørn T. Barlaup
Forskningsleder
NORCE LFI

Sammendrag

Fra nær utryddelse til selvreproduserende bestand

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 forsuring og vassdragsreguleringer på slutten av 1960-tallet. I de femti årene som har gått siden sammenbruddet har miljøforvaltningen sammen med vassdragsregulanten og Bygland kommune iverksatt en rekke tiltak for å sikre bleka. Disse tiltakene har sammen med avtagende forsuring, gjort at bleka er på vei til å reetableres som en naturlig bestand. De kommende årene vil være en overgangsfase hvor blekebestanden skal klare seg helt uten utsetninger av yngel eller rogn. I denne reetableringsfasen vurderes sannsynlighet for et nytt bestandssammenbrudd som lav. På grunn av blekas høye vernestatus er det for årene 2021-2025 etablert en beredskapsplan for innsamling av bleke i tilfelle bleka igjen skulle bli truet av utryddelse.

Blekeprosjektet – koordinerte tiltak for å reetablere bleka

Blekeprosjektet ble startet opp i 1999 og fokuserer på ulike tiltak for å sikre en selvreproduserende, og på sikt, også en høstbar blekebestand. Her rapporteres status for bleka per våren 2021. Rapporten er basert på resultater fra undersøkelser av fisk, bunndyr, dyreplankton og vannkjemi med hovedvekt på årene 2018 til 2020. Følgende konkrete tiltak er iverksatt de siste 20 årene for å sikre bleka:

- Overgang fra bruk av settefisk til planting av blekerogn fra stamfisk ved Syrtveit Fiskeanlegg som virkemiddel for å få i gang naturlig rekruttering på kjente gyteplasser. Deretter gradvis utfasing av kultiveringstiltak (settefisk og rognplanting) som resultat av økt naturlig rekruttering
- Restaurering og sikring av gyte- og oppvekstområder som er forringet av vassdragsreguleringen. Tilførsel av gytegrus for å reetablere gyteplasser. Innføring av miljøbasert vannstandsregime i Byglandsfjorden for å hindre tørrlegging av gyteplasser.
- Styrke gytebestanden ved utfasing av næringsfiske etter bleke
- Overvåking av vannkjemiske forhold, bunndyr og dyreplankton med spesiell fokus på effekter av forsuring og iverksatte kalkingstiltak. Det er en klar sammenheng mellom mindre sur nedbør og den positive utviklingen i blekebestanden siden midten av 1990-tallet
- Tiltak for å reetablere bleka på de gamle gyteområdene i Otra oppstrøms Byglandsfjorden ved hjelp av rognplanting
- Bygging av eget blekeløp for å lette vandring opp på strekningen med minstevannføring ved Hekni, og gjennomføring av habitattiltak på samme strekning
- Undersøke gassovermetningen fra Brokke kraftverk med fokus på effekter og tiltak i forhold til bleke, bl.a. bygging av en egen deflektor for utlufting av gassovermetning i Tjurrmodammen
- Kontinuerlig kalking av vannet fra Brokke kraftstasjon fra 2021
- Tiltak for å reetablere bleka i Dåsånassdraget ved hjelp av rognplanting og kontinuerlig kalking fra 2018
- Eksperimentelle forsøk for å bestemme blekas tålegrenser for surt, aluminiumsrikt vann, og gassovermettet vann

Summen av de iverksatte tiltakene gjør det realistisk å nå målsettingen om en selvreproduserende blekebestand. De mange ulike tiltakene iverksatt for å styrke blekebestanden gjenspeiler også mange påvirkninger. Det er derfor avgjørende med en fortsatt helhetlig tiltaksplan hvor biologiske, fysiske og vannkjemiske tiltak sees i sammenheng og koordineres.

Kultiveringstiltak – overgang fra fiskeutsettinger og rognplanting til naturlig gyting

For 50 år siden førte forsuring og regulering til at bleka var på randen av utryddelse. Tross iherdig innsats lyktes det bare å sikre 16 stamfisk som igjen ga grunnlag for klekkeridrift og utsettinger av blekeyngel fra 1979. Totalt er det siden 1979 satt ut om lag 2,22 millioner ensomrig blekeyngel og det er siden 1999 plantet ut 3,58 millioner blekerogn. I løpet av 1990-tallet skjedde det en markert bedring i miljøbetingelsene da forsuringen avtok som følge av internasjonale avtaler om å begrense svovelutslipp, og fra 2000-tallet er det iverksatt en rekke tiltak for å dempe effektene vassdragsreguleringen har på bleka. Det siste tiåret er både fiskeutsettinger og planting av rogn faset ut som følge av økt naturlig rekruttering. Denne utviklingen er et sikkert tegn på at den samlede kultiveringsinnsatsen over en periode på 50 år har gitt grunnlaget for at bleka ikke ble utryddet, men i stedet er i ferd med å bli reetablert som en selvreproduserende bestand.



Fra 1979 ble blekeyngelen produsert ved Bygland fiskeanlegg på Bygland før driften ble flyttet til Syrtveit fiskeanlegg (bilde) tidlig på 1990-tallet. Bestyrer Bernt Olaf Martinsen har sikret produksjonen av bleke siden starten av 1980-tallet.

Blekas genetik

Vi har undersøkt genetisk variasjon i 474 individer av bleka innsamlet i årene 2017 til 2019 fra ulike områder i utbredelsen fra nord til sør i Byglandsfjorden og i Otra nedstrøms dammen i Byglandsfjorden. Bleka har forholdsvis lav genetisk variasjon, men ut fra en hypotese om at all bleka i dag stammer fra 16 stamfisk samlet in i 1972 og 1973 for å redde bestanden fra utryddelse er variasjonen forholdsvis høy og indikerer at det kan ha vært en liten rest av bleka igjen som har bidratt til reetableringen. Vi estimerte den effektive bestandsstørrelsen til 163 individer og viser at med denne lave effektive bestandsstørrelsen vil mye genetisk variasjon gå tapt som følge av genetisk drift. I forhold til observert heterozygositet og en antatt mutasjonsrate anslår vi at den effektive bestandsstørrelsen naturlig har vært og bør være omkring 1000 individer. Det ble ikke observert noen genetiske forskjeller mellom de ulike geografiske områdene og ut fra parvise slektskapsforhold ser det ikke ut som det har blitt etablert begrenset genflyt mellom gyteområder. Det er ikke kjent hvorvidt det tidligere (naturlig) har vært flere delbestander av bleka, men det kan ikke utelukkes at det over tid med en økt bestand vil kunne utvikle seg en struktur med flere delbestander. **Anbefalte tiltak:** For å sikre at den gjenværende genetiske variasjonen i bleka ivaretas er det viktig å følge bestandsutviklingen og utviklingen av den genetiske variasjonen.

Restaurering av gyteområder ved Vassenden sør i Byglandsfjorden

Undersøkelser av gytegroper 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 ble forringet som følge oppdemmingen av fjorden i 1905 og av kanalisering og oppmudring på 1950- og 1960-tallet. For å restaurere gyteplassene har det i perioden 2005 til 2020 blitt tilført over 20 tonn egnet gytegrus. I 2013, 2015 og 2020 ble det også gjennomført en restaurering av gyteområdene ved tilbakeføring av grus- og steinmasser fra vollene som ble lagt på tørt land i forbindelse med oppmudring av fjorden på 1950-tallet. Undersøkelser viser at bleka hvert år siden 2005 har gytt i den utlagte gytegrusen. Samtlige nye gyteplasser ligger under kote 200,0 noe som sikrer at gyteplassene blir vanndekt ved nedregulering av fjorden vinterstid.

Anbefalte tiltak: Resultatene viser at det kan gjøres tiltak for å restaurere større deler av det tidligere gyte- og oppvekstområdene ved Vassenden.



Kanalisering og oppmudring av områder på Vassenden i søndre delen av Byglandsfjorden ble foretatt på 1950- og 1960-tallet. Restaurering av disse områdene ved storskala tilbakeføring av grus og stein har vært et viktig tiltak for 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.

Gyteområder ned til ca 10 m dyp

Registreringer med bruk av kamera og lys senket ned på større dyp (> 3 m) har sammen med snorkelobservasjoner i årene 2015 til 2020 vist at bleka gyter ned til ca 8 - 10 m dyp både ved Vassenden og ved Store- og Lislestraumen. I gytetida i desember framstår disse gyteområdene som flekker med grus hvor det står gytebleke. Ved Vassenden er det de siste årene lokalisert et slikt område på strekningen fra Vassendbrua ned til sørenden av Sagøya. På denne strekningen er det også funnet mer sammenhengende, større gyteområder, hvor det flere ganger er registrert bleker og gytegroper. Dette har trolig vært et viktig gyteområde for bleka både før og etter oppdemmingen i 1905 og er nå stadig i bruk. På dette gyteområde ble det også fanget inn stamfisk på 1980-tallet i henhold til førstehånds opplysninger fra B.O. Martinsen v/Syrtveit Fiskeanlegg.

Miljøbasert manøvrering av vannstand for å hindre tørrlegging av viktige gyteområder

På begynnelsen av 2000-tallet ble det påvist omfattende stranding av blekas grunne gyteområder ved Vassenden. Dette skyldes et typisk reguleringsregime hvor vannstanden i blekas gytetida i desember var høy og at fjorden i påfølgende vinter ble tappet ned slik at gytegroperne strandet, og eggene ble tørrlagt og døde. Etter at disse svært uheldige konsekvensene av reguleringsregime ble dokumentert 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. Etter at tiltaket ble innført i 2005 har omfanget av stranding blitt kraftig redusert, og eggoverlevelsen har følgelig generelt vært høy (>85 %). 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. De senere år har mye nedbør om høsten gjort det vanskelig å holde Byglandsfjorden på kote 200,5 i gytetida. På denne bakgrunn har det med tillatelse fra NVE i perioden 2012-2021 vært gjort forsøk med et nytt og mer realiserbart vannstandsregime, som består i å holde vannstanden i gytetida på kote 201,5. Dette prøveregimet har vist at selv ved uvanlig høy vannstand i gytetiden vil bleka i all hovedsak gyte 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. En omlegging hvor målet for vannstanden i gytetida økes fra kote 200,5 til kote 201,5 ivaretar derfor hensynet til naturlig rekruttering og en unngår stranding av gytegroper.

Anbefalte tiltak: Formalisering av gjeldende prøveregime for miljøbasert vannstand.



Utplanting av rogn på gyteområder er et tiltak for å få i gang den naturlige rekrutteringen. Tanken er at bleke som stammer fra 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 viser et område med utlagt grus på Vassenden. På bildet ser en hvordan gytefiske enkelte steder har bearbeidet grusen og fjernet alger og moser når den graver gytegroper.

Status for reetablering av bleke i Byglandsfjorden og øvrige deler av utbredelsesområde

Forekomsten av bleke er registrert i rusefiske, prøvefiske med garn og elektrisk fiske. I tillegg er gyteområder undersøkt ved hjelp av snorkling og observasjon av gytefiske, og ved prøvetaking av gytegroper med artsbestemmelse av rogn. Generelt viser resultatene at forekomsten av bleke og status for naturlig rekruttering varierer mye i de ulike delene av utbredelsesområde. I Byglandsfjorden som er kjerneområdet for bleka, viser resultatene at blekebestanden nå med stor sannsynlighet er selvreproduserende og i ferd med å reetableres. Dette begrunnes med resultatene fra lange tidsserier med storruse- og garnfiske som viser en stabil forekomst av naturlig rekruttert bleke, sammen med dokumentert gyting på kjente gyteplasser som Vassenden, Lisle- og Storestraumen, og Fugløyeni. Forbeholdet en må ta i denne sammenheng er at det vil gå flere år før blekene som stammer fra kultiveringstiltak er helt ute av bestanden siden den siste rognplantingen ble foretatt i Byglandsfjorden

i 2015 og i Otra i 2017. Aldersanalysene viser at bleka sjeldent blir eldre enn sju år slik at 2015 årgangen i all hovedsak vil være faset ut av bestanden i år 2022. Det gjenstår derfor å se hvordan fraværet av kultiveringstiltak vil påvirke årsklassestyrke og bestandsutviklingen de kommende årene.



Prøvetaking og artsbestemmelse av rogn fra gytegrøper har vist at bleka gyter på kjente gyteplasser som Vassenden, Lisle- og Storestraumen, og ved Fugløyne. Ulik størrelse og farge på rogn fra samme grop som vist på bilde viser at det er flere hofisk som har gytt i samme gytegrøp. Undersøkelsene viser at auren gyter på de samme gyteområdene som bleka, men auren gyter tre-fire uker før bleka som gyter i desember.

Status for bleke på den viktige strekningen i hovedløpet av Otra oppstrøms Byglandsfjorden

Før bestandssammenbruddet var det kjent at store mengder bleka foretok en gytevandring fra Byglandsfjorden og opp i Otra til kjente gyte- og oppvekstområder. En reetablering av bleka i Otra oppstrøms fjorden vil gi en betydelig styrking av bestanden som helhet. Det er derfor plantet ut blekerogn på strekningen i årene 2010-2017. Per 2020 er ikke bleka reetablert på strekningen, men sporadisk påvisning av gyting og registrering av gytefisk tyder på en begynnende reetablering. Etter byggingen av Hekni elvekraftverk er blekas vandring i Otra begrenset opp til Tjurrmodammen som ligger ca 20 km oppstrøms Byglandsfjorden. På den ca 13 km lange strekningen fra Ose hvor Otra renner inn i Byglandsfjorden og opp til utløpet av Hekni kraftverk, er det til dels store forekomster av krypsiv men det er også innslag med tilsynelatende gode gyte- og oppvekstområder. Et viktig spørsmål er om denne viktige strekningen går fra å være et elvehabitat i gytetiden til å være et mer innsjøhabitat når Byglandsfjorden har høy vannstand og vannet blir stuet opp i Otra oppstrøms. I så fall kan strekningen ha blitt betydelig forringet som oppveksthabitat for bleka. **Anbefalte tiltak:** Bestemme om hovedløpet av Otra på strekningen fra Ose og opp til utløpet av Hekni kraftverk er egnet for gyting- og oppvekst av bleke.

Strekningen med minstevannføring ved Hekni kraftverk

På den ca 7,5 km lange strekningen med minstevannføring fra Tjurrmodammen til samløpet med Otra (ved utløpet av Hekni kraftstasjon) har bonitering vist at det er parti med gode oppvekstområder, men svært få gyteområder. Flere av de 11 tersklene på strekningen har en negativ effekt på habitatet og terskelbassengene utgjør ca 45 % av det ca 53 000 m² store elvearealet. Stopp i Hekni kraftverk kan på kort varsel gi store overløp i restfeltet og raske vannstandsendringer. Ved hjelp av rognplantingen er det etablert åtte årsklasser (2010-2017) med bleke på strekningen og registrering av ungfisk fra disse årsklassene vurderes som positivt i forhold til målet om å reetablere bestanden. Et viktig spørsmål er om bleka gjenopptar det gamle vandringmønsteret mellom gyteplassene i Otra og Byglandsfjorden. For å bedre forutsetningene for en slik vandring ble det i 2012 ferdigstilt et eget «blekeløp» som gjør det lettere for bleka å vandre opp fra hovedløpet til strekningen med minstevannføring. **Anbefalte tiltak: 1)** Modifisere eller rive terskler og tilføre gytegrus for å bedre gyte- og oppvekstområder. **2)** Bestemme forekomst av store overløp og vannstandsendringer på strekningen, hvilken effekt dette har på fisk, og muligheten for å redusere slike hendelser.

Negative effekter av gassovermetning og forsuring nedstrøms utløpet av Brokke kraftverk

Undersøkelsene har vist at det forekommer episoder med gassovermetning og forsuring fra utløpet av Brokke kraftstasjon. Selv om dette ikke er noen kronisk tilstand, kan episodene hemme reetableringen av bleke på strekningen nedstrøms kraftverket. Det er iverksatt kalking av utløpet fra Brokke kraftverk fra våren 2021 og det pågår arbeid for å overvåke og redusere gassovermetningen. For å dempe gassovermetningen ble det i 2018 installert en deflektor på Tjurrmodammen som effektivt luffer vannet som passerer over dammen. Dette tiltaket har redusert gassovermetningen i restfeltet betydelig. **Anbefalte tiltak:** Undersøke effekt og mulige tiltak for å dempe effektene av gassovermetning på strekningen nedstrøms utløpet av Brokke kraftverk inkl. nedstrøms Tjurrmodammen, og nedstrøms utløpet av Hekni kraftverk, dvs. viktig å definere influensområde for gassovermetningen.



Dronebilde av terskelbasseng på strekningen med minstevannføring nedstrøms inntaket til Hekni kraftverk. Før kraftverksutbyggingen var dette strekninger med flere viktige gyte- og oppvekstområder for bleka som vandret opp fra Byglandsfjorden. Resultatene viser at rognplanting i perioden 2010-2017 foreløpig ikke har ført til at bleka er reetablert på strekningene og det påpekes behov for flere tiltak.



Hovedløpet av Otra rett nedstrøms utløpet av Hekni kraftverk.

Strekningen i øverste del av det opprinnelige utbredelsesområdet: Flåni nedstrøms Hallandsfossen

I tillegg til rognplantingen i Otra opp til vandringshinderet ved Tjurrmodammen er det også satt ut bleke helt nord 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 deretter er det satt ut ca 5000 ensomrige bleke i årene 2018-2020. Utsettingen ble avsluttet i 2020 og oppfølgende undersøkelser vil vise om bleka kan reetableres på strekningen til tross for at reguleringen ikke lenger gjør det mulig å gjennomføre en toveis vandring til Byglandsfjorden. **Anbefalte tiltak:** På sikt vurdere å etablere vandringsvei/passasje forbi Tjurrmodammen dersom blekebestanden reetableres og gjenopptar det gamle vandringsmønsteret mellom Otra og Byglandsfjorden.

Strekningen i Otra nedstrøms Byglandsfjorden fra utløpsdammen til Gåseflådammen

På strekningen nedstrøms dam Byglandsfjord er det jevnlig funnet naturlig rekruttert bleke og det er sannsynlig at bestanden delvis opprettholdes av fisk som gjennomfører hele livssyklusen på strekningen. Påvisning av merket bleke viser at det også er noe bleke som slipper seg ned fra fjorden (under utløpsdammen). Bleka har derimot ikke mulighet til å gjennomføre sitt opprinnelige vandringsmønster fra strekningen og inn i Byglandsfjorden siden dam Byglandsfjord er regnet som et absolutt vandringshinder. Før dammen ble etablert kunne bleka vandre fritt mellom viktige gyte- og oppvekstområdene på strekningen og Byglandsfjorden. **Anbefalte tiltak:** Etablering av en vandringsvei/passasje forbi dammen vil være et første skritt mot å reetablere et gammelt vandringsmønster og gi bleka tilgang til viktige gyte- og oppvekstområder nedstrøms dammen. Om en lykkes med et slikt tiltak vil det føre til en betydelig styrking av bestanden.

Denne strekningen kan være av spesiell interesse med tanke på blekas genetikk. Det er en mulighet at strekningen ble skjermet for de verste forsuringsepisodene på 1960-/70-tallet fordi vannkvaliteten på strekningen vil være noe bufret av den lange oppholdstiden vannet har i Byglandsfjorden. Dette kan derfor være en del av utbredelsesområdet hvor en eventuell restbestand har hatt størst mulighet til å overleve forsuringen. På grunn av varierende vannslipp forbi dam Byglandsfjord forekommer det episoder med relativt raske vannstandsendringer som kan føre til stranding av fisk. Det er ved slike episoder flere ganger funnet strandet bleke og aure på strekningen. Det er planlagt en egen analyse av vannføringsregime og vannstandsendingene og effekten dette har på blekebestanden på strekningen. **Anbefalt tiltak:** Bruke resultatene fra analysen av vannstandsendingene for å vurdere behov for et mer miljøvennlig tapperegime.

På strekningen nedstrøms Fennefoss til Gåseflådammen viser resultatene fra rusefiske i perioden fra 2000 til 2020 at det i all hovedsak ble gjenfanget bleke satt ut som yngel fra Syrtveit fiskeanlegg og at det forekom svært lite naturlig rekruttering. Forsuring har trolig vært en medvirkende årsak til denne situasjonen. Kalkingen av Dåsåna og Brokke vil redusere problemet med forsuring på strekningen og det er forventet at bleka vil respondere positivt på de bedrede vannkjemiske forholdene.

Kalking og rognplanting for å reetablere bleke i Dåsåna

Dåsånassdraget er en sideelv som renner inn i Otra fra vest nedenfor Evje. Dåsvatnet ble innsjøkalket første gang i 2013 og kontinuerlig dosering av Dåsånassdraget igangsatt i 2018. Det ble årlig plantet ut ca 100 000 blekerogn i femårsperioden 2014 til 2018, noe som har resultert i en markert økning av bleke registret i rusefiske i Dåsvatnet i perioden 2016 til 2020. Basert på fangstene i Dåsvatnet er det rimelig å anta at bleke som stammer fra rognplantingen vil gi opphav til kjønnsmoden bleke fra 2019 og fram til ca år 2024. For at reetableringen skal lykkes er en avhengig av at bleka i denne perioden klarer overgangen til naturlig reproduksjon. Høsten 2020 ble det ved snorkling med lys observert gytemoden bleke på flere gyteplasser på rennende vann i sørenden av Dåsvatnet. **Anbefalte tiltak:** Basert på de foreløpige resultatene er det anbefalt at eksisterende kalkingsstrategi suppleres med

utlegging av kalkgrus eller skjellsand på innløpsbekkene til Dåsvatnet hvor det kan forekomme gyting av bleke.

Vannkjemiske forhold i Otravassdraget

Stasjonene i Otra hadde lavere pH-verdier og høyere konsentrasjoner av labilt aluminium i 2020 enn det som ble registrert i 2018 og 2019. En må tilbake til 2017 for å finne tilsvarende lave pH-verdier ved Ose, og i utløpet av Byglandsfjorden er pH-verdiene som er målt i 2020 faktisk lavere enn de var ti år tidligere. Det har heller ikke skjedd en forbedring med hensyn til konsentrasjoner av labilt aluminium ved Ose og utløpet av Byglandsfjorden siden 2010. Det betyr at effekten av redusert forurenset luft og nedbør er i ferd med å flate ut, og at år-til-år variasjon i klimatiske forhold i større grad spiller inn på vannkvaliteten.

Seks av åtte sidebækker som overvåkes i programmet hadde pH-verdier under 5,5 på april-runden i 2020, med konsentrasjoner av labilt aluminium i intervallet 23-43 µg/l. På oktober-runden samme år hadde seks av bekkene pH-verdier på 5,2 eller lavere. Aller surest på høstrunden var Oddebekken og Kleppåna, med pH-verdier på 4,7. De hadde også de høyeste konsentrasjonene av labilt aluminium, 70 µg/l, noe som indikerer stor sannsynlighet for at vannkvaliteten er skadelig for fisk og andre vannlevende organismer. Resultatene viser at mange av sidefeltene til Otra nedstrøms Brokke fortsatt er sterkt forsuret og at de også kan bidra til forsurening og forhøyete aluminiumskonsentrasjoner i hovedelva.

Selv om dagens vannkemi 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 også tidvis kan ha forsureningsepisoder som potensielt kan være skadelige for bleke. Forsureningsepisodene i hovedelva kan bli ekstra kraftige under flom i sidevassdragene og når vann fra lokale sideelver og bekker (takrennesystemet) utgjør en vesentlig del av vannføringen gjennom Brokke kraftverk. **Anbefalte tiltak:** Resultatene fra den vannkjemiske overvåkingen viser at det er et stort behov for kalkingstiltak som nylig er iverksatt både i den øvre og nedre delen av vassdraget.

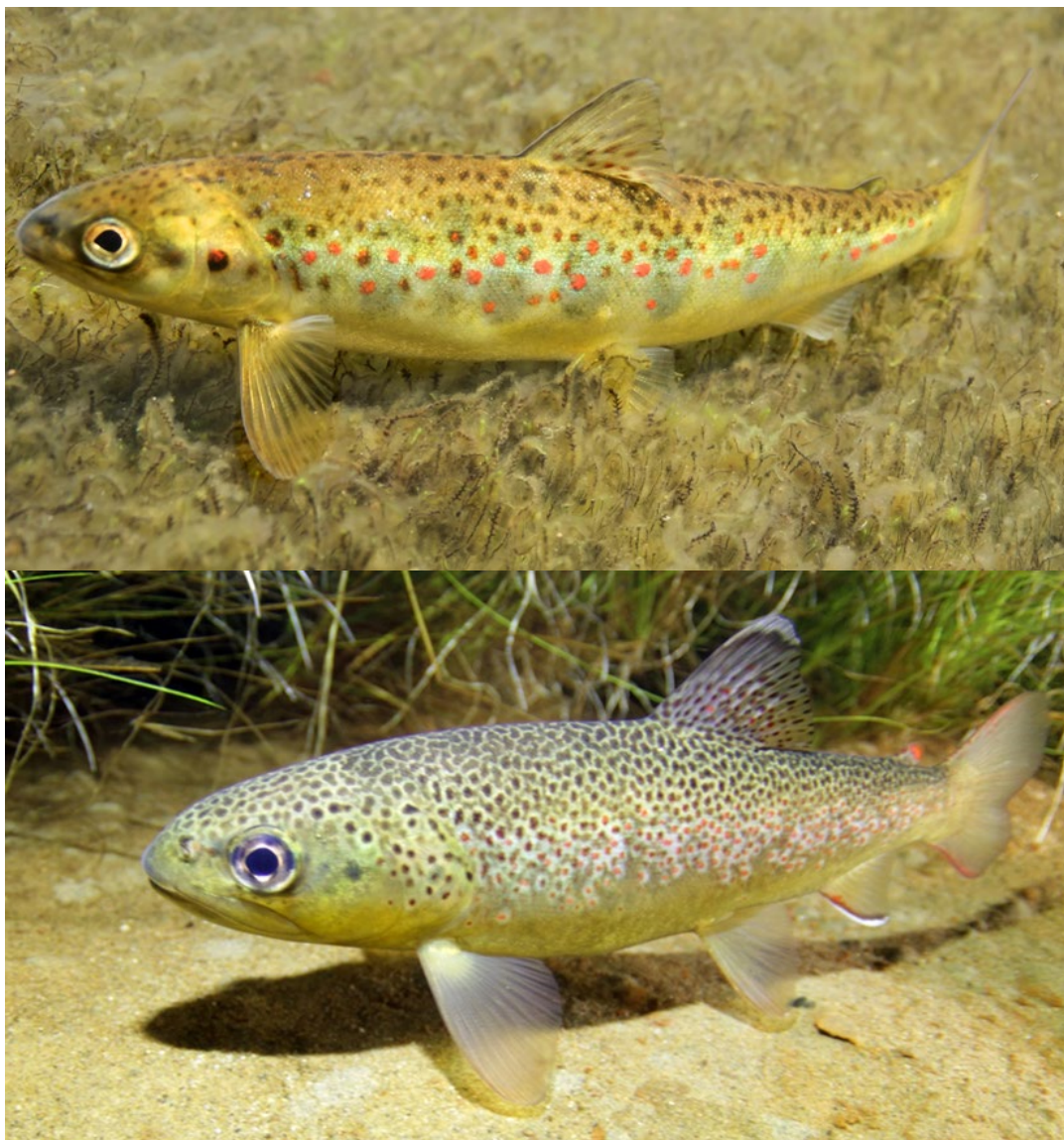
Bunndyr og dyreplankton

Bunndyrsamfunnet i Otra ovenfor Brokke Kraftverk viser ingen antydning til forurensningsproblemer eller organisk forurensning. På strekningen mellom Brokke Kraftverk og bassenget ved Rysstad er bunndyrene negativt påvirket. Dette knyttes til gassovermetning fra Brokke kraftverk, i tillegg forekommer det episoder med lav pH som kan føre til forurensingsskader på bunndyrene på strekningen. I restfeltet med minstevannføring nedstrøms Tjurrmodammen er det i 2020 ikke tegn på forurensningsproblemer men to stasjoner viser tegn til organisk belastning.

Stasjonen i hovedløpet av Otra nedstrøms Hekni kraftverk viser at den økologiske tilstanden til bunndyrsamfunnet varierer fra «svært god» i vårprøven til «dårlig» i høstprøven og også tidligere år har prøvesvarene variert på denne stasjonen. Stasjonene nedstrøms Byglandsfjorden har vist moderate forurensingsskader på flere tidspunkt tidligere i tidsserien men i 2020 viser begge stasjonene tegn til sterk forurensning og «dårlig» økologisk tilstand, men det er usikkert om dette skyldes forurensning eller om begge lokalitetene har sakteflytende vann og dermed lite egnet bunnssubstrat for bunndyrundersøkelser.

I Dåsånassdraget viser resultatene kraftige til moderate forurensingsskader på bunndyrsamfunnet og foreløpig synes det ikke som kalkingen har ført til en større bedring av forurensingssituasjonen for den kalkede strekningen sammenlignet med ukalket strekning. Et klart unntak var høstprøven tatt i 2020 ved stasjonen nedstrøms utløpet av Dåsvatnet som for første gang i løpet av overvåkingsperioden viser god tilstand, noe som skyldtes at det ble funnet 22 individer av den svært forurensingsfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani*. Felles for stasjonene med ulik tilstand på vår- og høstprøver var at vårprøvene gjenspeilte dårligst forurensningstilstand.

I Både Byglandsfjorden og Åraksfjorden er dyreplanktonsamfunnene ganske like og det har ikke forekommet større endringer i sammensetningen i undersøkelsesperioden som startet i 2010. Totalt er det så langt påvist 51 arter vannlopper og krepsdyr i Byglandsfjorden og Åraksfjorden. Blant de påviste artene er det et betydelig innslag av arter som er moderat forsurningsfølsomme, noe som tyder på at forsuringen i innsjøene er moderat. 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.



Sammenlikning av bleke (øverste bilde) og aure i Otra. Bleke er typisk mer langstrakt, har som regel en eller flere karakteristisk svarte flekker på gjellelokket og har ofte et annerledes prikkemøster sammenliknet med auren som ofte har mange og små prikker. Auren har også ofte en typisk hvit flekk øverst på ryggfinen og en rød flekk på fettfinen. Begge artene skifter til en viss grad utseende etter omgivelsene og får ofte kraftigere farger og mønster i gytetiden, jmf. forsidefoto som viser en gyteklar hobleke. Foto: NORCE v/B.T. Barlaup.

Innhold

FORORD	3
SAMMENDRAG	4
1 BAKGRUNN OG HENSIKT	15
2 BLEKA I BYGLANDSFJORDEN – EN RELIKT LAKS	16
2.1 LIKHETER OG ULIKHETER MELLOM ULIKE LAKSEBESTANDER.....	16
2.2 BLEKAS BIOLOGI OG ØKOLOGI	17
2.3 UTSETTING AV BLEKEYNGEL OG BLEKEROGN FRA BYGLAND FISKEANLEGG OG SYRTVEIT FISKEANLEGG	23
2.4 UTFASING AV KULTIVERINGSTILTAK	28
3 BLEKAS GENETIKK	29
3.1 MATERIALE OG METODER	29
3.2 RESULTATER.....	30
3.2.1 Genetisk variasjon innen bestander	30
3.2.2 Genetisk variasjon mellom bestander	32
3.2.3 Effektiv populasjonsstørrelse og tap av genetisk variasjon.....	33
3.2.4 Opphavet til bleka etter reetablering	34
4 VANNKJEMISKE FORHOLD	36
4.1 PRØVETAKINGSPROGRAM	36
4.2 RESULTATER.....	38
4.2.1 Kontinuerlig logging av pH og temperatur.....	38
4.2.2 Stikkprøver vannkjemi.....	42
4.2.3 Kalking av Dåsåna	46
4.3 SAMLET VURDERING	48
5 GASSOEVERMETNING NEDSTRØMS UTLØPET FRA BROKKE KRAFTSTASJON	49
6 POTENSIELLE EFFEKTER AV GASSOEVERMETNING OG FORSURING PÅ BLEKAS TILPASNINGSEVNE	56
6.1 INNLEDNING	56
6.2 MATERIALE OG METODE.....	58
6.3 RESULTATER.....	58
6.4 DISKUSJON	62
7 BUNNDYR OG DYREPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ VANNKJEMISK TILSTAND	63
7.1 BUNNDYR.....	63
7.2 DYREPLANKTON OG LITORALE KREPSDYR	77
8 FOREKOMST OG UTBREDELSE AV BLEKE	82
8.1 FOREKOMST AV BLEKE	82
8.2 UNDERSØKELSE OG REETABLERING AV GYTEOMRÅDER	84
8.3 INNSLAG AV MERKET OG UMERKET BLEKE I PERIODEN 2002-2020	88
8.4 BESTANDSUTVIKLING I BYGLANDSFJORDEN	91
8.5 INNSLAG AV BLEKE I PRØVEFISKE MED GARN	95
8.6 SAMMENLIKNING AV BLEKEFANGSTENE I GARN- OG STORRUSEFISKE.....	100
8.7 BESTANDSESTIMAT FOR BLEKEBESTANDEN SØR I BYGLANDSFJORDEN	104
8.8 HVOR STOR ANDEL AV BLEKEBESTANDEN STAMMER FRA ROGNPLANTING?	106
8.9 BLEKAS VEKST, ALDER OG LENGDE	108
8.10 REDUKSJON AV FANGSTUTTAK I FORBINDELSE MED NÆRINGSFISKE	113
8.11 SNORKLING MED LYS FOR Å TELLE GYTEFISK AV BLEKE I ULIKE DELER AV UTBREDELSESOMRÅDE	114
8.12 KAMERAOVERVÅKING FOR Å REGISTRERE VANDRENDE BLEKE.....	122
8.13 MILJØSTYRT VANNSTAND FOR Å MOTVIRKE STRANDING AV GYTEGROPER.....	129
9 BRUK AV MILJØ-DNA METODER FOR KARTLEGGING AV BLEKE	134

10 PARASITTER HOS BLEKE OG AURE I BYGLANDSFJORDEN	140
10.1 GJELLEPARASITTER	143
10.2 PARASITTER I BUKHULEN.....	144
10.3 BLINDSEKK OG TARM	147
11 REETABLERING AV BLEKE I OTRA VED HEKNI OG FLÅNI	155
11.1 EL-FISKE PÅ ROGNPLANTINGSSTASJONER I RESTFELTET VED HEKNI.....	155
11.2 BLEKELØPET	163
11.3 REGISTRERING AV FISKEVANDRING I BLEKELØPET VED BRUK AV KAMERA	170
11.4 EL-FISKE PÅ ROGNPLANTINGSSTASJONER VED FLÅNI	174
12 KALKING OG REETABLERING AV BLEKE I DÅSÅNA.....	176
12.1 ROGNPLANTING OG ELFISKE ETTER BLEKE I DÅSÅNA.....	176
12.2 BLEKE I DÅSVATN.....	180
13 ØREKYTE.....	184
14 KRYPSIV	186
15 REFERANSER.....	189
16 VEDLEGG	195

1 Bakgrunn og hensikt

Bleka i Byglandsfjorden gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann og er sammen med Namsblanken Norges eneste gjenlevende relikte laksestamme. Bleka har spesialisert seg på å utnytte dyreplanktonet i den 35 km² store Byglandsfjorden og er en unik laksestamme i nasjonal og internasjonal sammenheng. Med en vekt på ca 200 gram ga bleka grunnlag for et omfattende fiske fram til bestandssammenbruddet som skjedde på slutten av 1960-tallet. De kombinerte effektene av forsuring og vassdragsregulering førte bestanden mot utryddelse, men bleka ble heldigvis reddet takket være en lokal redningsaksjon med bidrag fra Direktoratet for Vilt og ferskvannsfisk tidlig på 1970-tallet. Dette sikret en fåtallig stamfiskbeholdning som grunnlag for fiskeutsettinger. I de femti årene som har gått siden sammenbruddet har miljøforvaltningen sammen med vassdragsregulanten og Bygland kommune iverksatt en rekke tiltak for å sikre bestanden.

Det nåværende blekeprosjektet har pågått siden 1999 og har hatt som langsiktig mål å bidra til å reetablere en naturlig reproduserende blekebestand. Prosjektet har beskrevet status for bestanden og pekt på behov for ulike tiltak i en rekke rapporter gitt ut av Miljødirektoratet i DN utredning 2005-3 og 2009-5, og i status rapporter fra Uni Research Miljø (nå NORCE) i 2015 og 2018. I foreliggende rapport gis en oppdatert status for blekebestanden og følgende iverksatte konkrete tiltak:

- Overgang fra bruk av settefisk til planting av blekerogn fra stamfisk ved Syrtveit Fiskeanlegg som virkemiddel for å få i gang naturlig rekruttering på kjente gyteplasser. Deretter gradvis utfasing av kultiveringstiltak (settefisk og rognplanting) som resultat av økt naturlig rekruttering
- Restaurering og sikring av gyte- og oppvekstområder som er forringet av vassdragsreguleringen. Tilførsel av gytegrus for å reetablere gyteplasser. Innføring av miljøbasert vannstandsregime i Byglandsfjorden for å hindre tørrlegging av gyteplasser.
- Styrke gytebestanden ved utfasing av næringsfiske etter bleke
- Overvåking av vannkjemiske forhold, bunndyr og dyreplankton med spesiell fokus på effekter av forsuring og iverksatte kalkingstiltak. Det er en klar sammenheng mellom mindre sur nedbør og den positive utviklingen i blekebestanden siden midten av 1990-tallet
- Tiltak for å reetablere bleka på de gamle gyteområdene i Otra oppstrøms Byglandsfjorden ved hjelp av rognplanting
- Bygging av eget blekeløp for å lette vandring opp på strekningen med minstevannføring ved Hekni, og gjennomføring av habitattiltak på samme strekning
- Undersøke gassovermetningen fra Brokke kraftverk med fokus på effekter og tiltak i forhold til bleke, bl.a. bygging av en egen deflektor for utlufting av gassovermetning i Tjurrmodammen
- Kontinuerlig kalking av vannet fra Brokke kraftstasjon fra 2021
- Tiltak for å reetablere bleka i Dåsånassdraget ved hjelp av rognplanting og kontinuerlig kalking fra 2018
- Eksperimentelle forsøk for å bestemme blekas tålegrenser for surt, aluminiumsrikt vann, og gassovermettet vann

Summen av disse tiltakene gjør det realistisk å nå målsettingen om at blekebestanden igjen skal bli selvreproduserende etter over 30 års avhengighet av fiskeutsettinger. I denne rapporten gis en gjennomgang av resultatene fra undersøkelsene i 2018-2020 sett i sammenheng med tidligere års undersøkelser.

2 Bleka i Byglandsfjorden – en relikte laks

Av Bjørn T. Barlaup¹, Helge Skoglund¹, Einar Kleiven², Arne Vetthe³, Nils B. Kile⁴ og B.O. Martinsen⁴

¹ NORCE LFI, ²NIVA, ³Bygland kommune, ⁴Syrteveit Fiskeanlegg

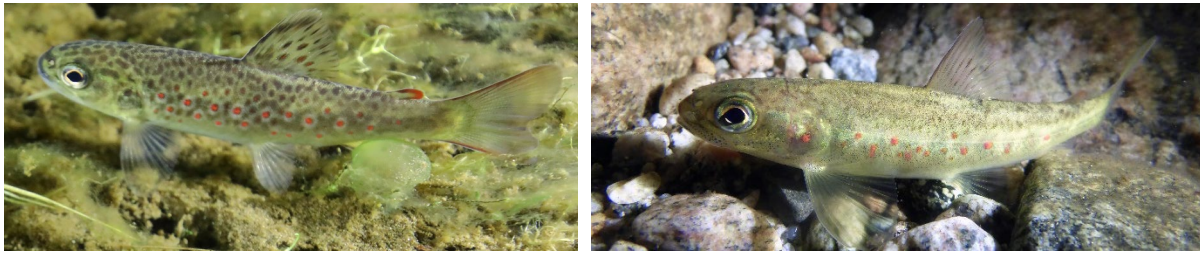
2.1 Likheter og ulikheter mellom ulike laksebestander

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 livsmønstret 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 (sympatrisk) med anadrome bestander (King mfl. 2007, Hutchings mfl. 2019). 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 mfl. 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 mfl. 2005, 2009) og småblank i Namsenvassdraget (Thorstad mfl. 2011, Sandlund mfl. 2014, Davidsen mfl. 2020). De to som er gått tapt er 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 mfl. 2015).

Mens de ulike relikte laksebestandene deler den egenskapen at de gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann, varierer bestandene mye 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 småblanken i Namsen, 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 mfl. 2007). Småblanken er den eneste elvelevende bestanden av relikte laks i Europa (Thorstad mfl. 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 mfl. 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 mfl. 2003, 2007). Småblanken og andre elvelevende bestander beholder ungfiskutseende (parrdrakt) gjennom hele livet.



Bildene viser ensomrig yngel av aure til venstre og bleke til høyre. Auren har typisk mye prikker, en hvit flekk på toppen av ryggfinnen og en rød fettfinne. I motsetning til auren har bleka en mer langstrakt kroppsform, store brystfinner og mer sparsom pigmentering og er svært lik en vanlig lakseyngel. Et særtrekk for bleka er at den ofte har en eller to karakteristiske mørke flekker på gjellelokket som i dette tilfelle sees som en rød flekk. Foto: NORCE v/B.T. Barlaup.

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 Småblank er 18-20 cm, og gjennomsnittlig alder ved kjønnsmodning er om lag 3,7 år for hanner og 4,5 år for hunner (Thorstad mfl. 2011). Tilsvarende størrelser er også vanlig hos elvelevende bestander i Nord-Amerika (Webb mfl. 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 opphold seg 1-5 år i innsjøen Väneren i Sverige, og det fanges regelmessig fisk >8 kg (Hedenskog mfl. 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 mfl. 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 mfl. 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 mfl. 2007).

Forskjeller i størrelse ved kjønnsmodning mellom ulike relikte bestander gir seg også utslag i eggmengde. Hos småblanken produserer hunfisken i gjennomsnitt ca. 100 egg (variasjon 36-360 egg, Thorstad mfl. 2011), mens tilsvarende antall egg per hunnfisk i bestander av små relikte laks i Nord-Amerika variere fra 33-268 egg (Webb mfl. 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).

2.2 Blekas biologi og økologi

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 næringsementene består av vannloppene *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* og *Bythotrepeus longimanus*, og hoppekrepsen *Heterocope saliens* (Barlaup mfl. 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 fri vannmassene i fjorden, mens auren i større grad bruker strandsonen i sitt næringssøk (Barlaup mfl. 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 småblanken i Namsen, men det er fortsatt ikke bekreftet om bleka kan gjennomføre en utelukkende elvelevende livssyklus.

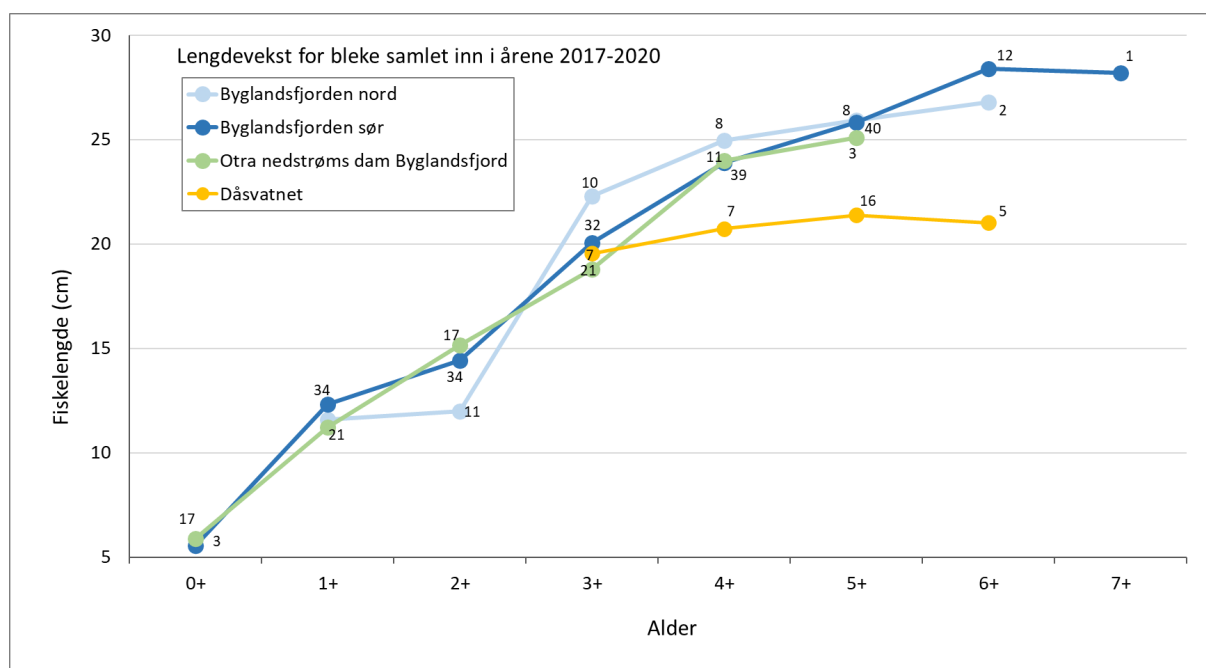


Etter to tre år vandrer bleka ut i de åpne vannmassene i Byglandsfjorden hvor den beiter på dyreplankton. Bilde viser en gytemoden hobleke sør i Byglandsfjorden. Foto: NORCE v/B.T. Barlaup.

Størrelse, alder, vekst

Ved å gjennomføre hele livssyklusen i ferskvann har bleka lagt om til en livssyklus som er mer lik livssyklusen til aure enn anadrom laks. 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 i Byglandsfjorden som først stagnerer ved en lengde på ca. 25-28 cm (**Figur 1**). I Dåsvatnet, viser foreløpige resultater at bleka ikke oppnår samme størrelse som i Byglandsfjorden.

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 28-30 cm og om lag 150-200 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. Resultatene tyder også på at de fleste blekene ikke blir særlig eldre enn 6 år, men en må ta et forbehold om at stagnert vekst hos eldre fisk kan være vanskelig å detektere og at dette kan føre til at antallet eldre bleke blir underestimert.



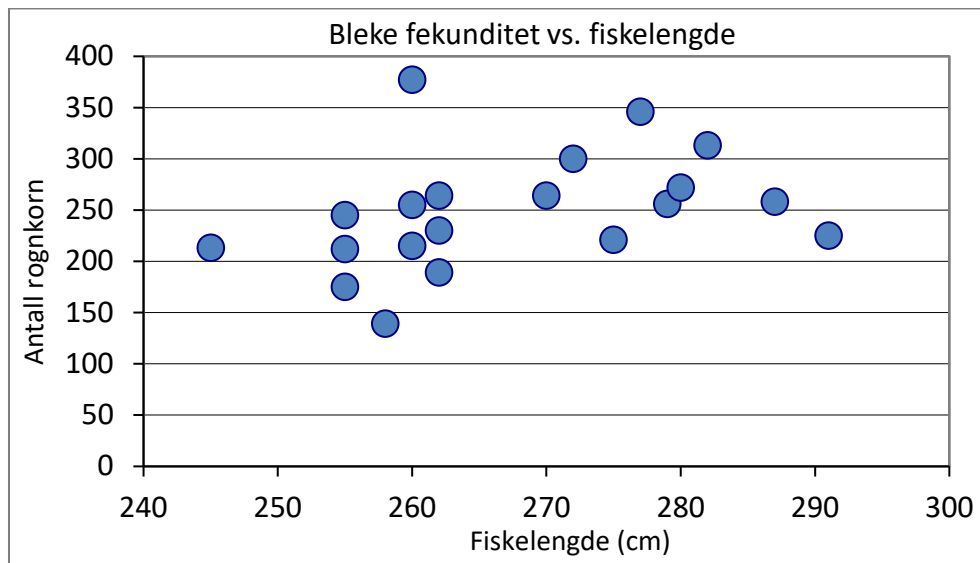
Figur 1. Lengdevekst for bleke i Byglandsfjorden, i Otra nedstrøms dam Byglandsfjord v/Syrtveit og i Dåsvatn basert på aldersbestemt materiale samlet inn med garn, ruser eller elektrisk fiske om høsten, fra medio august til desember, i årene 2017-2020. Figuren viser gjennomsnittlig lengde, tall ved hvert punkt gir antallet fisk aldersbestemt i hver aldersgruppe og inkluderer bare umerket fisk dvs. fisk som stammer fra naturlig reproduksjon eller rognplanting.

Kjønnsmodning, gyting og egg-utvikling

Bleka 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 hunnfiskenes hadde en gjennomsnittlig lengde og vekt på hhv. ca. 26 cm og 144 gram, og at hver hunn i gjennomsnitt hadde 248 rognkorn (**Figur 2**). Gytetiden for bleka er desember og hovedandelen av gytingen finner trolig sted i midten av desember. For bleka, 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 bunnsubstratet, vannhastighet og vanddyb. Undersøkelsene av gyte plassene i Byglandsfjorden viste at bleka 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.

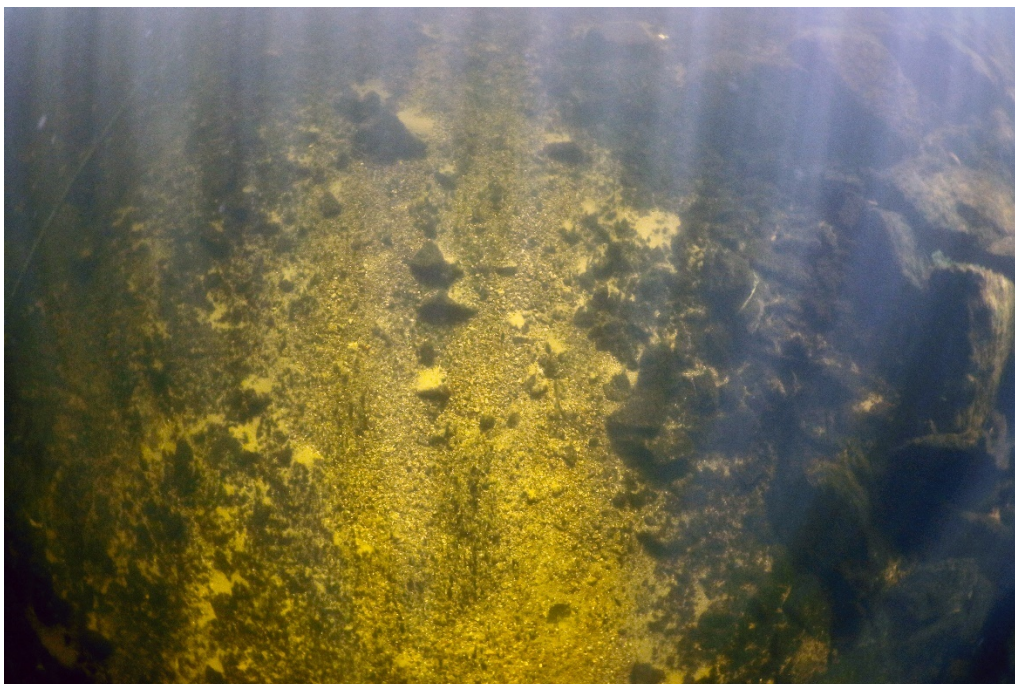
De viktigste gyteområdene fra gammelt av er omtalt som områdene med rennende vann ved Vassenden, dvs. utløpsområdet ved Byglandsfjorden, og i Otra oppstrøms Byglandsfjorden/Åraksfjorden (Dahl 1927), men det er sannsynlig at det også forekom gyting andre

steder i utbredelsesområdet. I Otra oppstrøms Byglandsfjorden var områdene ved Langeid og Helle kjent som viktige gyteplasser (Kleiven mfl. 2012).



Figur 2. Antall rognkorn i 20 gytemodne bleker med ulik lengde. Den gjennomsnittlige lengde for blekene i dette utvalget var 26,7 cm og gjennomsnittlig antall rognkorn funnet per bleke var 248.

Ved kartlegging av gytegroper i perioden 2001-2020 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 Storøy (Langeid). De fleste gyteområdene har blitt registrert på vandyp 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.



Dypt gyteområde på ca 8 m dyp i en renne nedstrøms brua på Vassenden sør i Byglandsfjorden.



Typisk grunt gyteområde (0,5-2 m dyp) for bleka i sørenden av Vassenden. Prøvetaking av gytegroper og artsbestemmelse av rogn viser klart at bleka og auren bruker mye av de samme gyteområdene.

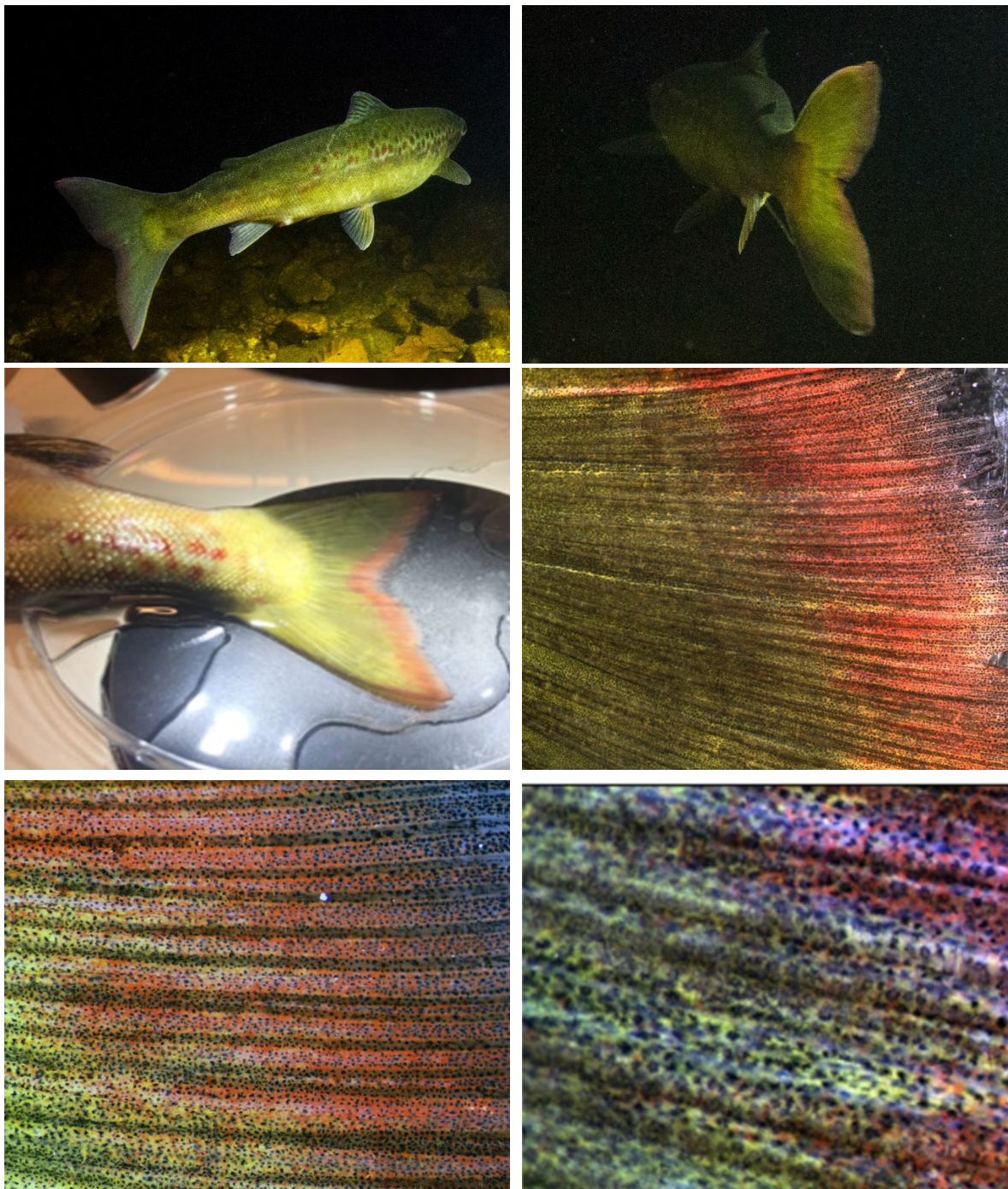
Siden bleka opprinnelig var utbredt i et stort område er det sannsynlig at det tidligere fantes ulike delpopulasjoner. Det er kjent at det forekom markerte gytevandring til gyteområder ved Vassenden sør i Byglandsfjorden og i Otra oppstrøms fjorden og dette kan ha gitt opphav til mer eller mindre adskilte populasjoner med separate gyteområder. Ved bestandssammenbruddet på slutten av 1960-tallet ble gyteplassene oppstrøms fjorden mest negativt påvirket av både forurening og av Brokke reguleringen. Stamfisken som la grunnlaget for fiskeutsettingene fra 1979 ble samlet inn ved Vassenden sør i fjorden og det er rimelig å anta at det er denne delen av blekebestanden som i hovedsak danner grunnlaget for dagens blekebestand.

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 gytt 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 stillestående vann i strandsonen Byglandsfjorden, men så langt har det kun vært registrert gytegroper av aure i selve innsjøen. Innsjøgyting hos aure er kjent fra en rekke innsjøer i Norge (Kleiven & Barlaup, 2004).

Ved undersøkelsene høsten 2020 ble det ved gjennomgang av foto tatt av gytebleke oppdaget at noen av fiskene hadde en spesiell rød rand på enden av sporden. Ved nærmere undersøkelse i stereolupe kommer den røde randen tydelig fram som vist i bildeserien på neste side.

Vi kjenner foreløpig ikke til andre laksestammer med en slik karakteristisk pigmentering. På grunnlag av genetiske undersøkelser utført av NINA v/Sten Karlsson kan det også utelukkes at pigmenteringen er et resultat av hybridisering med aure. Foreløpig synes dette derfor å være et særtrekk for bleka.

For å få et mål på forekomsten av den røde sporden ble et utvalg bleker tatt i storruse ved Blekeskjæret i begynnelsen av november 2020 undersøkt. Av 14 hobleker, alle gytemodne og med en lengde fra 25 til 29 cm, hadde 11 stk. (79 %) den røde randen mens tre stk. hadde helt normalt spord. Av 15 hannfisk, fra 21 til 29 cm, hadde 11 stk. (73 %) rød spord. Tre av de som hadde normal spord var fra 21 til 23 cm, og en var 28 cm, mens de med rød spord hadde en lengde fra 24-29 cm.



Bildeserie som viser den karakteristiske røde randen på sporden til gytemoden bleke. Bildeserien viser økende grad av forstørrelse hvor svarte, grønn-gule og røde pigmenter på enden av sporden. Foto: NORCE v/B.T. Barlaup og T.E. Isaksen.

2.3 Utsetting av blekeyngel og blekerogn fra Bygland Fiskeanlegg og Syrtveit Fiskeanlegg

Blekebestanden er per 2020 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. I tillegg gis det en beskrivelse av hvordan disse tiltakene er blitt faset ut fra 2013 som et tiltak for å etablere en selvreproduserende blekebestand.

Utsetting av blekeyngel

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, reddet trolig bleka fra utryddelse siden den sikret stamfisk som senere ga grunnlag for utsetting av ensomrig yngel fra Bygland fiskeanlegg fra 1979 til 1990 (Barlaup mfl. 2005 med referanser). I denne perioden ble det totalt produsert og satt ut om lag 500 000 yngel fra Bygland fiskeanlegg. Deretter ble klekkeridriften og yngelproduksjonen overført til det mer moderne Syrtveit Fiskeanlegg som ble bygget ved Syrtveitfossen rett nedstrøms utløpet av Byglandsfjorden. Anlegget er eid 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 (i underkant av 30 000) men fra 1997 til 2012 har utsettingene vært stabilt på om lag 100 000 bleke årlig fram til og med 2012. For å ta hensyn til den økende naturlige rekrutteringen av bleke i Byglandsfjorden ble det søkt om et løyve for midlertidig opphør av storskala utsettinger av blekeyngel fra og med 2013. Dette ble innvilget av forvaltningen og det ble ikke satt ut fisk i årene 2013-2015, og deretter er det bare satt ut 10000 yngel i Byglandsfjorden i 2016 og et mindre antall, 5000 årlig, ved Flåni/Kveste nedstrøms Hallandsfossen i Valle i årene 2018-2020. I hele perioden fra 1995 til 2020 er det totalt produsert og satt ut i overkant av 1,7 millioner blekeyngel fra Syrtveit Fiskeanlegg. Siden de første utsettingene kom i gang i 1979 er det fra Bygland- og Syrtveit Fiskeanlegg satt ut 2,2 millioner blekeyngel (**Tabell 1, Figur 3**).

På 1980-tallet ble utsettingene gjort i Byglandsfjorden men etter at produksjonen kom i gang på Syrtveit ble det også satt ut yngel på strekningene nedstrøms Byglandsfjorden. Fordelingen av yngel 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.

For å kunne identifisere gjenfangster av bleke som stammet fra utsetting ble all yngelen produsert ved Syrtveit Fiskeanlegg fettfinneklipp 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 1. Totalt antall settefisk satt ut fra Syrtveit Fiskeanlegg for perioden 1995 til 2020. 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.

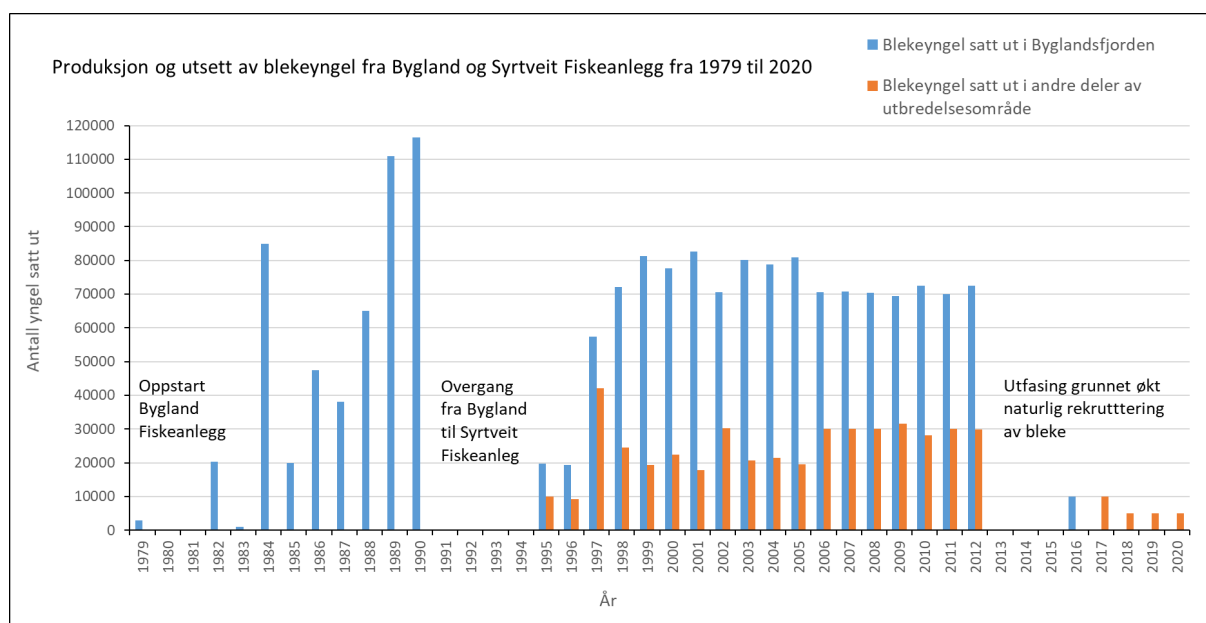
År	Fiskeanlegg	Byglands- fjorden sør	Åraks- fjorden	Sum Byglands- fjord	Fra dam Byglands- fjord til Fennefoss	Fra Fenne- foss til Kilefjorden	Flårenden v/Hallands- foss, Valle	Totalt antall satt ut
1979	Bygland			3000	0	0	0	3000
1980	Bygland			0	0	0	0	0
1981	Bygland			0	0	0	0	0
1982	Bygland			20300	0	0	0	20300
1983	Bygland			1000	0	0	0	1000
1984	Bygland			85000	0	0	0	85000
1985	Bygland			20000	0	0	0	20000
1986	Bygland			47500	0	0	0	47500
1987	Bygland			38082	0	0	0	38082
1988	Bygland			65100	0	0	0	65100
1989	Bygland			110900	0	0	0	110900
1990	Bygland			116450	0	0	0	116450
1991	Syrtveit			0	0	0	0	0
1992	Syrtveit			0	0	0	0	0
1993	Syrtveit			0	0	0	0	0
1994	Syrtveit			0	0	0	0	0
1995	Syrtveit	15905	3863	19768	0	9942	0	29710
1996	Syrtveit	15791	3630	19421	0	9187	0	28608
1997	Syrtveit	53956	3348	57304	0	42113	0	99417
1998	Syrtveit	54254	17912	72166	0	24597	0	96763
1999	Syrtveit	50767	30611	81378	0	19403	0	100781
2000	Syrtveit	52923	24751	77674	0	22476	0	100150
2001	Syrtveit	55567	27088	82655	0	17788	0	100443
2002	Syrtveit	49222	21308	70530	0	30174	0	100704
2003	Syrtveit	54490	25744	80234	0	20772	0	101006
2004	Syrtveit	51949	26773	78722	0	21475	0	100197
2005	Syrtveit	56306	24588	80894	0	19623	0	100517
2006	Syrtveit	46322	24209	70531	12000	18000	0	100531
2007	Syrtveit	44499	26351	70850	10079	20045	0	100974
2008	Syrtveit	48215	22143	70358	10000	20130	0	100488
2009	Syrtveit	50927	18607	69534	11958	19596	0	101088
2010	Syrtveit	44810	27660	72470	9826	18321	0	100617
2011	Syrtveit	44016	25984	70000	9032	20968	0	100000
2012	Syrtveit	45724	26699	72423	9528	20271	0	102222
2013	Syrtveit	0	0	0	0	0	0	0
2014	Syrtveit	0	0	0	0	0	0	0
2015	Syrtveit	0	0	0	0	0	0	0
2016	Syrtveit	6000	4000	10000	0	0	0	10000
2017	Syrtveit	0	0	0	0	10000	0	10000
2018	Syrtveit	0	0	0	0	0	5000	5000
2019	Syrtveit	0	0	0	0	0	5000	5000
2020	Syrtveit	0	0	0	0	0	5000	5000
Sum		841643	385269	1734244	72423	384881	15000	2206548



Etter redningsaksjonen på begynnelsen av 1970-tallet ble Bygland fiskeanlegg etablert med produksjon av settefisk fra og med 1979. På begynnelsen av 1990-tallet ble produksjonen overført til Syrtveit Fiskeanlegg ved Syrtveit.

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 (ved såkalt «homing») til disse stedene for å gyte. Plantingen er derfor 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 2018. I denne perioden er det totalt plantet ut 3,58 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 gyteplasset sør i Årkfjorden ved Fugløyni (Tabell 2, Figur 4).



Figur 3. Totalt antall blekeyngel satt ut fra Bygland- og Syrtveit Fiskeanlegg i perioden 1979 til 2020. Utsettingene er fordelt på Byglandsfjorden og andre deler av utbredelsesområde til bleka (se tekst).

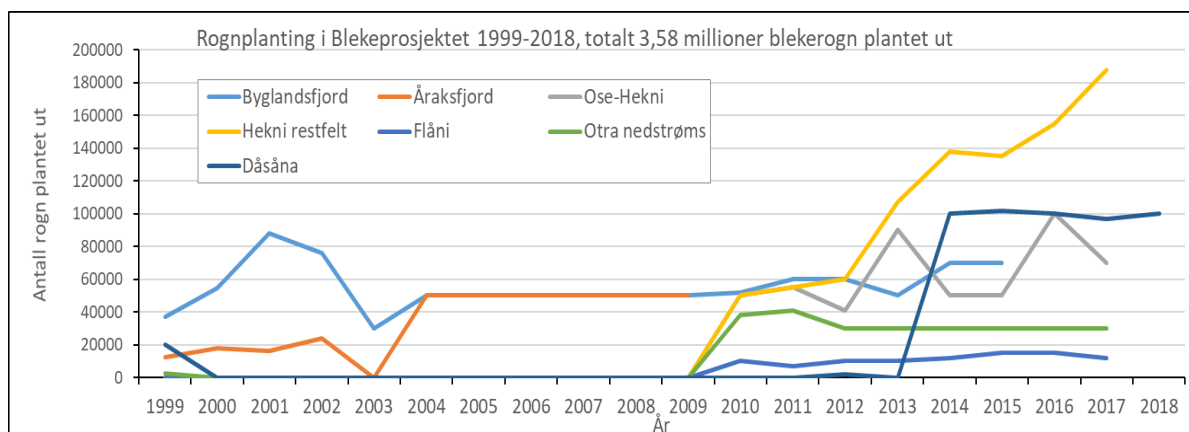
Med utvidelsen av prosjektet fra 2010 kom også prosjektet i gang med å plante rogn i Otra oppstrøms Byglandsfjorden med mål om å reetablere bleka i denne viktige delen av det tidligere utbredelsesområde. En stor andel av rognene har derfor vært plantet ut på strekningen fra Ose til øverst i restfeltet ved Hekni (Tjurrmodammen) i perioden 2010-2017 (Tabell 2, Figur 4). 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 ble fullkalket fra og med 2018.

Tabell 2. Antall øyeroegn av bleke plantet ut på ulike lokaliteter i årene 1999-2007 (øverste tabell) og i årene 2008 til 2018 (nederste tabell).

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

Lokalitet (fra sør):	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Nedstrøms Fennefoss			38000	41000	30000	30000	30000	30000	30000	30000	
Dåsåna					2000		100000	102000	100000	97000	100000
Vassenden	50000	50000	52000	60000	60000	50000	70000	70000			
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	402000	400000	397000	100000



Figur 4. Antall rogn plantet ut i de ulike delene av blekas opprinnelige utbredelsesområde i årene 1999 til 2018.

2.4 Utfasing av kultiveringstiltak

Det pågående blekeprosjektet som ble startet opp i 1999 har som målsetting å reetablere en selvreproduserende, livskraftig og høstbar blekebestand. I den forbindelse er det gjennomført en rekke ulike tiltak for å styrke den naturlige rekrutteringen til bestanden. Andelen bleker med opphav i utsetninger av settefisk er fulgt gjennom registreringer i storruser i perioden 2002 til 2020. I denne perioden er det påvist en økende andel umerket bleke og etter at storskala yngelutsetninger opphørte fra 2013 har det vært registrert 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. Tallmaterialet bak denne utviklingen er nærmere beskrevet i etterfølgende kapittel om blekas forekomst.

Med bakgrunn i den positive utviklingen innvilget forvaltningen et midlertidig stopp i kultiveringen (dvs. rognplantingen og utsett av yngel) i fireårsperioden 2018-2021. Unntaket er strekningen lengst oppstrøms, dvs. fra utløpet av Brokke kraftstasjon til Hallandsfossen, hvor det i perioden har blitt satt ut et mindre antall (ca. 5000) fettfinneklipte ensomrige yngel, og Dåsåna hvor det i 2018 ble plantet ut 100 000 rogn. Samtidig er det opprettholdt en stamfiskbestand og beredskap ved Syrtveit Fiskeanlegg slik at det årlig har vært tilgang på 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 utsatt yngel eller rogn.

Ved 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 og høstbar 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 mfl. 2016) som omhandler bevaringsbiologi i forhold til truede stammer av Atlantisk laks.

For 50 år siden førte forsuring og regulering til at bleka var på randen av utryddelse. Den gang og i flere etterfølgende tiår var produksjon og utsetting av settefisk et viktig virkemiddel for å sikre at bleka ikke ble utryddet. I løpet av 1990-tallet skjedde det en bedring i miljøbetingelsene da forsuringen avtok som følge av internasjonale avtaler om å begrense svovelutslipp, og fra 2000-tallet er det iverksatt en rekke tiltak for å dempe effektene vassdragsreguleringen har på bleka. Utsetting av blekeyngel og rogn har vært et langsiktig virkemiddel for å sikre bleka. Når disse utsettingene nå fases ut som følge av økt naturlig rekruttering er det et sikkert tegn på at den samlede innsatsen over en periode på 50 år har gitt grunnlaget for at bleka ikke ble utryddet, men i stedet er i ferd med å bli reetablert som en selvreproduserende bestand.

3 Blekas genetik

Av Sten Karlsson, NINA

3.1 Materiale og metoder

Ferskvannsstasjonære laksebestander har som forventet forholdsvis lav genetisk variasjon (Ståhl 1987, Verpoor mfl. 2005, Sandlund mfl. 2014) og bleka har spesielt lav genetisk variasjon ved at en stor andel av SNP-markører undersøkt er fiksert for én av to alleler. Det ble derfor besluttet at i tillegg til SNP-markører analysere bleka for genetisk variasjon i 10 hypervariable mikrosatelitt-markører. Totalt ble 474 individer av bleka innsamlet i perioden 2017-2019 analysert for 96 SNP-markører og 10 mikrosatelitt-markører og for 460 av individene var genotypingsuksessen for disse markørene høyere enn 80 % og disse individene ble benyttet i videre analyser. I tillegg ble det identifisert tre hybrider mellom ørret og bleka. Fra tidligere analyser av anadrom laks hadde vi tilsvarende genotypedata for 40 anadrome lakser fra Otravassdraget og disse ble benyttet for å undersøke hvor forskjellig bleka er i forhold til sitt anadrome opphav (Tabell 1).

Tabell 1. Antall individer analysert for genetisk variasjon i 96 SNP-markører og 10 mikrosatelitt-markører i bleka som blitt innsamlet i tre ulike områder (Nord, Sør og nedstrøms dammen i Byglandsfjorden) i årene 2017-2019 og av anadrom laks fra Otravassdraget. N score > 0,8 betyr antall individer der genotypingen har vært vellykket i mer enn 80 % av markørene.

Område	År	N tot	N score >0,8	Kommentar
Bleka Nord	2017, 2018, 2019	144	140	1 ørret/laks hybrid
Bleka Sør	2017, 2018, 2019	241	234	2 ørret/laks hybrid
Bleka Nedstrøms	2018, 2019	89	86	
Otra Anadrom	2014	40	40	
Totalt		514	500	

SNP-markørene som ble analysert består av 68 nøytrale markører i kjerne DNA, 15 markører i det mitokondrielle arvestoffet og de resterende er markører som er koplede til funksjonelle genetiske egenskaper. De 10 mikrosatelitt-markørene er såkalt hypervariable genetiske markører som oppviser stor genetisk variasjon ved at de opptrer med mange ulike genvarianter og denne variasjonen antas også være nøytral ved at frekvensen av de ulike variantene påvirkes kun av tilfeldige genetiske prosesser (genetisk drift og genflyt mellom bestander). Det mitokondrielle arvestoffet nedarves i sin helhet og kun fra mor til avkom og variasjoner i dette arvestoffet er nyttig for å undersøke mor-linjer i bestanden.

Arvestoffet (DNA) ble ekstrahert fra spritfikserte vevsprøver fra bleka med hjelp av Dneasy-kit fra Qiagen. SNP genotyping ble utført med en EP1™ 96.96 Dynamic array IFCs (Fluidigm, San Fransisco, CA.) og mikrosatelittgenotyping ble utført som beskrevet av Baranski mfl. (2014).

Statistiske analyser

Genetiske variasjon i form av heterozygositet og hvor stor andel av markørene som var polymorfe (variable) ble undersøkt i programmet Genalex 6.502 (Peakall & Smouse 2006). Allelrikdom (allelic richness) som er et mål på antall alleler (genvarianter) uavhengig av stikkprøvestørrelse ble estimert for mikrosatelitt-markørene i programmet Fstat 2.9.3.2. (Goudet 2001). Variasjon i det mitokondrielle

arvestoffet ble undersøkt ved å sette sammen observerte varianter i de 15 undersøkte SNP-markørene til en sammensatt haplotype.

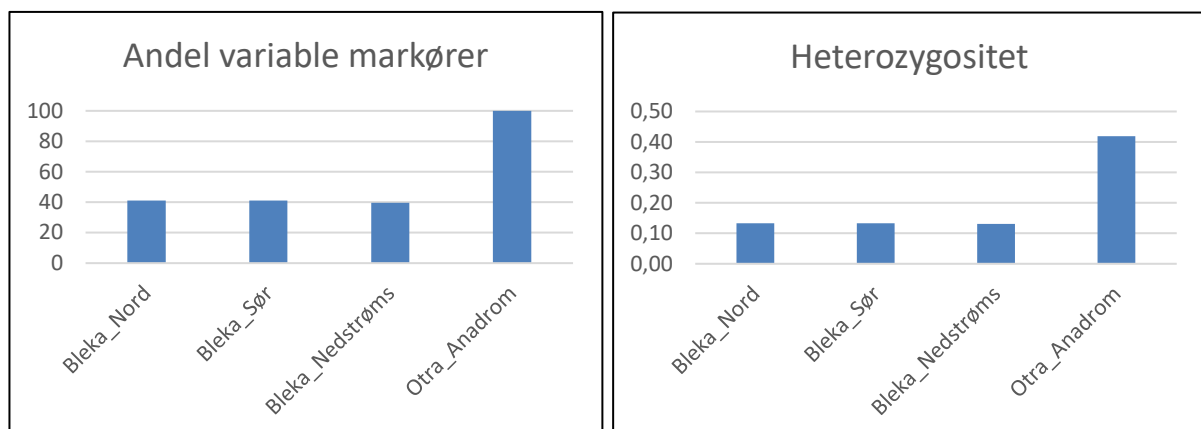
Genetiske forskjeller mellom grupper av individer samlet inn områdene nord i Byglandsfjorden, sør i Byglandsfjorden og i Otra nedstrøms dammen i Byglandsfjorden, ble undersøkt med programmet Genepop 4.1.4. (Raymond & Rousset 1995) ved parvise F_{ST} -estimer (Weir & Cockerham 1984) og tester av allelfrekvensforskjeller. Parvise slektskapsforhold innen og mellom de tre ulike innsamlingsområdene ble undersøkt ved å estimere relatedness mellom par av individer ved hjelp av programmet Coancestry 1.0.1.8. (Wang 2011). Relatedness er et mål på genetisk likhet i form av hvor mange varianter av et gen (alleler) individer har til felles.

Effektiv populasjonsstørrelse ble beregnet med LD-metoden (koblingsulikevekt-metoden) (Hill 1981) i programmet LDNe-programmet (Waples & Do 2008). Ved lav effektivt bestandsstørrelse (N_e) vil tilfeldig genetisk drift være sterk og tap av genetisk variasjon vil skje raskt, og heterozygositeten vil bli redusert med en faktor $1/2N_e$ per generasjon (Kimura & Ohta 1969). Ut fra denne enkle sammenheng visualiserer vi hvordan den genetiske variasjonen i form av heterozygositet forventes bli redusert ved ulike effektive bestandsstørrelser. Tap av genetisk variasjon vil imidlertid bli balansert av tilførsel av genetisk variasjon i form av mutasjoner og oppnå en likevekt. Vi tok utgangspunkt i observasjoner av heterozygositet i mikrosatelittmarkørene og en stegvis-mutasjons-modell (stepwise-mutation-model, SMM-modell) som er tilpasset måten mikrosatelittmarkører muterer på (Ohta & Kimura 1973) og en ofte antatt mutasjonsrate for mikrosatelitter på 0,001 (én mutasjon per 1000 gener per generasjon), for å vurdere forventet stabilisert heterozygositet ved ulike effektive populasjonsstørrelser.

3.2 Resultater

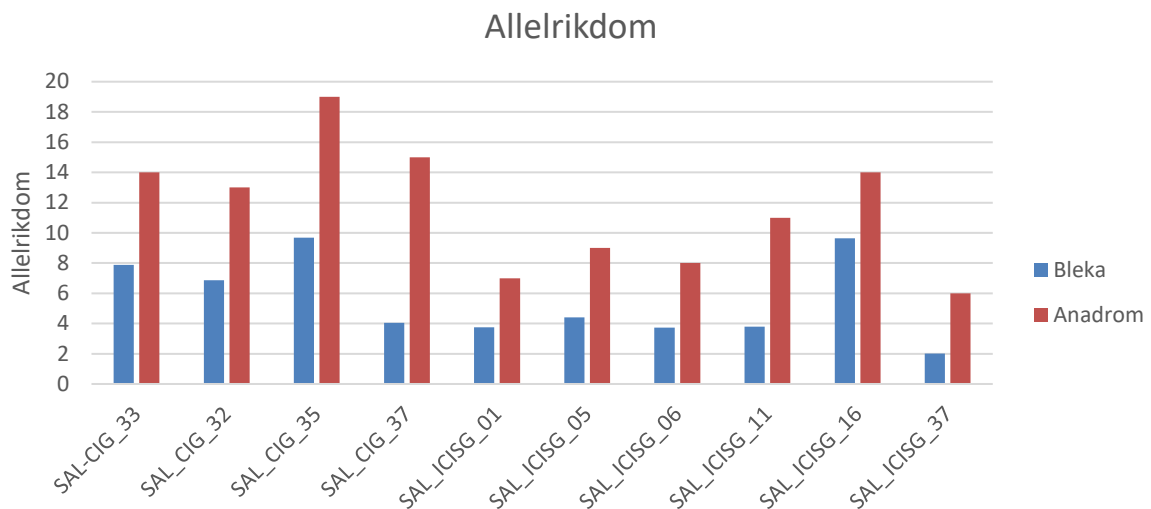
3.2.1 Genetisk variasjon innen bestander

Som forventet var det betydelig lavere genetisk variasjon i bleka sammenliknet med en anadrom laks, både i form av hvor stor andel av de undersøkte genetiske markørene som var variable (polymorfe) og nivå av heterozygositet (Figur 1).

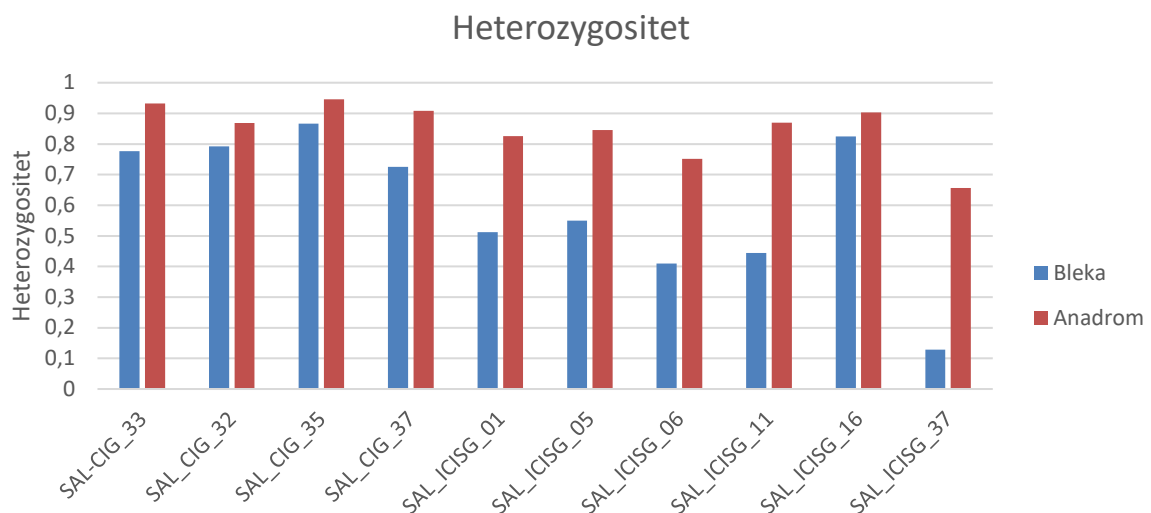


Figur 1. Andel (%) av 68 SNP-markører og 10 mikrosatelitt-markører som var variable og heterozygositet i stikkprøver av bleka fra tre ulike områder (nord i byglandsfjorden, sør i Byglandsfjorden og nedstrøms dammen i Byglandsfjorden) og i en stikkprøve av anadrom laks i Otra.

Fordi SNP-markørene kun opptrer med to ulike varianter (to alleler) og disse er blitt identifisert som variable basert på analyser av anadrom laks gir sammenlikningen av genetisk variasjon med bleka ikke et objektivt bilde over variasjonsforskjeller. Hypervariable mikrosatelittmarkører som alle er variable både i anadrom laks og i bleka vil gi en mere objektiv sammenlikning, og også med disse markørene er det betydelig lavere genetisk variasjon i bleka sammenliknet med anadrom laks både i form av antall ulike genvarianter (alleler) (Figur 2) og i form av heterozygositet (Figur 3).

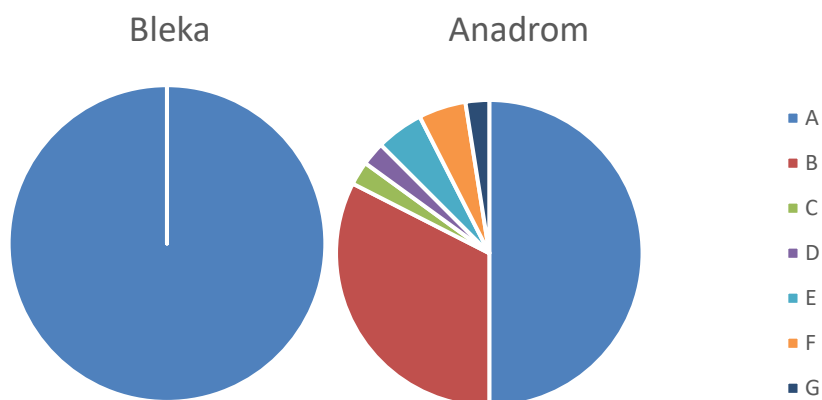


Figur 2. Allelrikdom ved 10 ulike mikrosatelittmarkører i bleka og i anadrom laks. Allelrikdom er antall alleler justert utfra en stikkprøve på 22 individer.



Figur 3. Forventet heterozygositet i 10 ulike mikrosatelitt-markører i bleka og i anadrom laks.

Det ble kun identifisert én haplotype i det mitokondrielle arvestoffet blant 469 undersøkte individer. I stor kontrast til dette ble det identifisert syv ulike haplotyper blant de 40 analyserte individene av anadrom laks (Figur 4). Til sammenlikning har det blitt identifisert to ulike haplotyper i småblank med en frekvens av den ene av de to haplotypene mellom 0,15 og 0,80 avhengig av delbestand (Sundt-Hansen mfl. 2019). Fravær av genetisk variasjon i 15 SNP-markører i det mitokondrielle arvestoffet indikerer at bleka har opphav i et meget begrenset antall ho-laks.



Figur 4. Haplotypefordeling bland 469 individer av bleka og 40 individer av anadrom laks identifisert fra variasjon i 15 SNP-markører i det mitokondrielle arvestoffet.

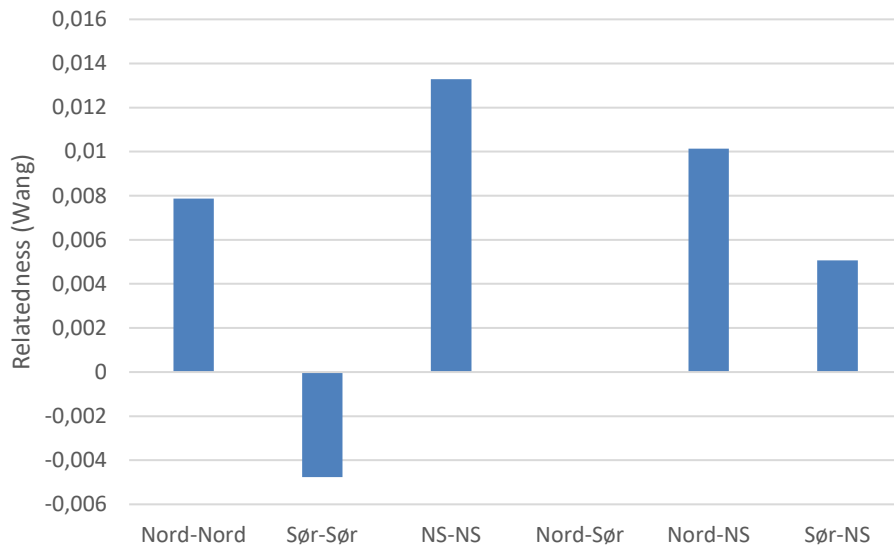
3.2.2 Genetisk variasjon mellom bestander

Som forventet var det veldig store genetiske forskjeller mellom bleka og anadrom laks, men ingen genetiske forskjeller mellom bleka fra de ulike delområdene (nord, sør og nedstrøms) (tabell 2).

Tabell 2. Parvise genetiske distanser (F_{ST}) mellom bleka fra tre ulike områder (nord, sør og nedstrøms) og en stikkprøve av anadrom laks fra Otra (nedenfor diagonalen) og sannsynlighet for at de er forskjellige (P-verdi) (ovenfor diagonalen).

FST\P	Bleka_Nord	Bleka_Sør	Bleka_Nedstrøms	Otra_Anadrom
Bleka_Nord	*	ns	ns	~0
Bleka_Sør	0.0012	*	ns	~0
Bleka_Nedstrøms	0.0009	-0.0004	*	~0
Otra_Anadrom	0.4111	0.4414	0.3846	*

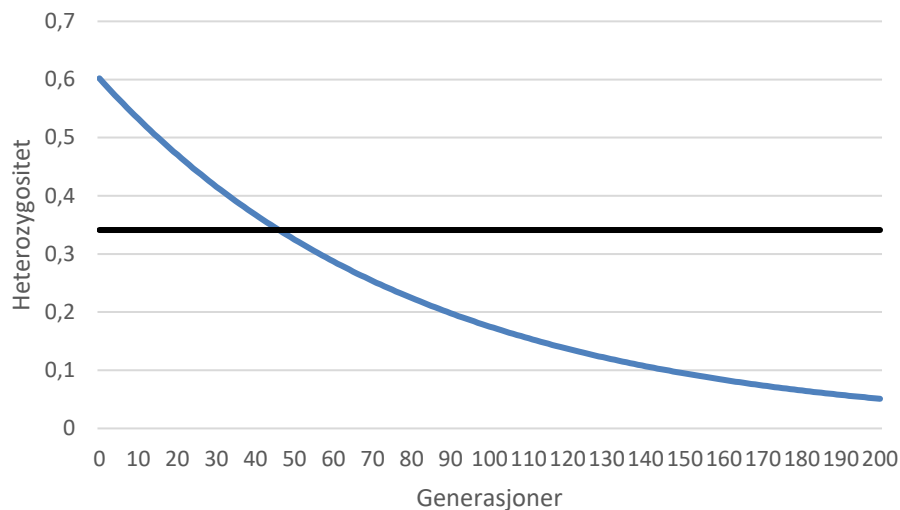
Sammenlikninger av generelle genetiske forskjeller i form av allelfrekvensforskjeller (tabell 2) sier noe om hvorvidt det er etablert egne delbestander, men i en tidlig reetableringsfase med bleka av felles opphav vil slike forskjeller ennå ikke blitt etablert til tross for et begrenset genflyt mellom disse tre områdene. For å undersøke hvorvidt det var begrenset utveksling av individer mellom de tre områdene undersøkte vi slektskap mellom par av individer innenfor og mellom disse områdene. Det var ingen tydelig sammenheng mellom slektskap (relatedness) mellom par av individer og område, unntatt i området nedstrøms dammen i Byglandsfjorden som hadde noe høyere slektskap mellom individer innen dette området enn mellom individer fra dette området og individer fra område nord eller sør i Byglandsfjorden (Figur 5).



Figur 5. Gjennomsnittlig relatedness (slektsakp) mellom individer av bleka fanget i tre ulike områder: Nord i Byglandsfjorden, Sør i Byglandsfjorden og i Otra nedstrøms dammen i Byglandsfjorden (NS).

3.2.3 Effektiv populasjonsstørrelse og tap av genetisk variasjon

Den effektive populasjonsstørrelsen (N_e) ble estimert til 163 (95 % CI: 145-183) med hjelp av LD-metoden. Estimert av effektiv bestandsstørrelse med denne metoden forventes å gi et underestimat noen generasjoner etter en reduksjon i effektiv bestandsstørrelse (bottleneck) (Waples 2006). Hvor stort underestimatet av N_e er avhenger av hvor mange generasjoner siden og hvor kraftig flaskehalsen har vært. Bleka har utvilsomt gjennomgått en kraftig flaskehals og estimert forventes derfor å kunne være kraftig underestimert. En effektiv populasjonsstørrelse på 163 må anses som uvanlig lavt for bleka og ved en slik lav effektiv bestandsstørrelse forventes den genetiske variasjonen som finnes i dag raskt gå tapt som følge av sterk genetisk drift. Heterozygositeten målt med mikrosatelitter i bleka i dette prosjektet er 0,602. Med en effektiv populasjonsstørrelse på 163 forventes denne heterozygositeten bli redusert til under 0,1 innen 150 generasjoner (eller 900 år med en generasjonstid på seks år) (Figur 6). Imidlertid vil det tilføres ny genetisk variasjon fra mutasjoner og om vi antar en mutasjonsrate på 0,001 for mikrosatelitter forventes heterozygositeten bli stabilisert på 0,34, det vil si betydelig lavere enn den genetiske variasjonen som finnes idag. Ved en effektiv bestandsstørrelse på 1000 forventes heterozygositeten bli stabilisert rundt 0,67 ved en likevekt mellom genetisk drift og mutasjon. Dette nivået av heterozygositet i mikrosatelitter er sannsynligvis et realistisk nivå ut fra at den er lavere enn den estimerte i anadrom laks og noe høyere enn den estimerte i bleka etter at den i mange generasjoner hatt en uvanlig lav effektiv bestandsstørrelse før og etter bestanden kollapset.



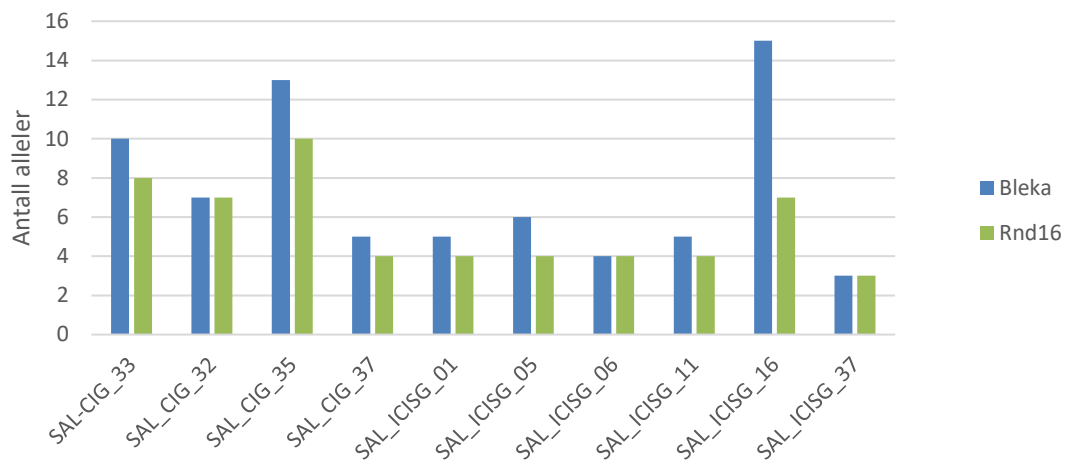
Figur 6. Forventet reduksjon av heterozygositet over generasjoner som en følge av genetisk drift med en effektiv bestandsstørrelse på 163 individer (blå linje). Svart linje angir forventet heterozygositet ved likevekt mellom genetisk drift og mutasjon med en mutasjonsrate på 0,001 og en effektiv bestandsstørrelse på 163.

Det mest alvorlige og akutte problemet for bleka er tap av sjeldne genvarianter. Tap av sjeldne genvarianter i nøytrale mikrosatelitter forventes ikke å påvirke overlevelsen til bleka, men de representerer hva som vil kunne skje i gener med stor genetisk variasjon med stor betydelse for overlevelsen som for eksempel i gener som styrer immunforsvaret (Dionne mfl. 2009). Tar vi utgangspunkt i frekvensen av 15 genvarianter observert i den mest variable markøren i bleka (SAL_ICISG_16) (Figur 7) er forventningen med en effektiv populasjonsstørrelse på 163 at en av disse genene går tapt, allerede etter én generasjon. Fordi bleka er en isolert bestand som ikke kan motta gener fra andre bestander er det spesielt viktig å ivareta den genetiske variasjonen som finnes i bleka, og betydning av dette for overlevelsen og evnen til genetisk tilpasning bør ikke undervurderes. Det blir derfor meget viktig å overvåke bestandsutviklingen med oppfølgende analyser av effektiv populasjonsstørrelse, genetisk variasjon og populasjonsstruktur. Den siste rognplantingen av bleka ble gjennomført i 2015 i Byglandsfjorden og i 2017 i Otra rett oppstrøms fjorden. Siden de fleste blekene ikke lever lenger enn 6, 7 år vil blekene som direkte stammer fra rognplantingen i 2015 og 2017 i hovedsak være ute av bestanden i henholdsvis 2022 og 2024. Bestanden etter dette vil bestå av kun naturlig rekrutterte individer og en oppfølgende analyse av disse vil bli viktig.

3.2.4 Opphavet til bleka etter reetablering

I 1972 og 1973 ble det fanget stamfisk for å redde bleka fra utryddelse og rogn fra denne stamfisken ble fordelt på fire anlegg. I tre av de fire anleggene døde rognen eller yngelen og det var kun i anlegget på Reinsvoll som gjensto med bleke og disse hadde opphav i kun åtte hunner og åtte hanner innfanget på Vassenden ved utløpet av Byglandsfjorden i desember 1972. Utsettinger av bleka (yngel) som startet i 1979 og påfølgende år har derfor med stor sannsynlighet hatt opphav i kun 16 stamfisk (Barlaup mfl., 2005), men det kan ikke utelukkes at ny stamfisk som over tid ble tatt inn kan ha hatt opphav i annen fisk enn de opprinnelige 16 fiskene. Fordi vi ikke har prøver av de 16 opprinnelige stamfiskene kan vi ikke med sikkerhet si om den bleka som finnes i dag også har annet opphav enn de opprinnelige 16 stamfiskene. Ved å se på den genetiske variasjonen som finnes i bleka i dag kan vi imidlertid si at det ikke er umulig at de kan ha opphav i kun 16 stamfisk, men også at dersom dette er riktig så har man i stor grad lyktes med å videreføre den genetiske variasjon man startet med på en god måte. Hvis en tar utgangspunkt i allelfrekvensfordelingen hos bleka undersøkt i dette prosjektet

og tilfeldig trekker 16 individer fra denne ser man at et ikke ubetydelig antall alleler går tapt, men også at et forholdsvis stort antall vil kunne videreføres (Figur 7).



Figur 7. Antall alleler i 10 ulike mikrosatelittmarkører observert i 468 bleka fanget i perioden 2017-2019 (blå stolper) og i 16 tilfeldige individer fra de samme individene (grå stolper).

Ved en kraftig flaskehals der kun et fåtall individer overlever vil det i all hovedsak være de sjeldne allelene som går tapt. Mikrosatelitter som forekommer med et stort antall alleler i en bestand vil bestå av mange sjeldne alleler og det største tapet av alleler forventes i disse markørene som vist for markør SAL_ICISG_16 i Figur 7. Hvor mange alleler som fantes for denne markøren i bleka før det ble tatt ut 16 stamfisk for å redde bleka fra utryddelse vet vi ikke, men for at det skulle bli igjen så mange som 15 alleler i dette utvalget må allelvariasjonen ha vært meget stor og sannsynligvis større enn det som ble observert i noen av markørene i anadrom laks. Vi kan som nevnt ikke utelukke at bleka som finnes i dag har opphav i kun de 16 stamfiskene som ble samlet inn i 1972 for produksjon av yngel for utsetting. Dersom dette er riktig må videreføringen av den genetiske bredden i disse 16 stamfiskene betraktes som meget vellykket. Ut fra den høye alleliske variasjonen i noen av markørene er det imidlertid sannsynlig at det i årene med utsettinger av bleka fra anlegg har blitt tatt inn stamfisk med annet opphav enn den fra de opprinnelige 16 stamfiskene.

4 Vannkjemiske forhold

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

Det vannkjemiske måleprogrammet i Blekeprosjektet ble påbegynt i 2010. Både den historiske og dagens forekomst av bleke kan være begrenset av vannkjemi, av reguleringene, eller en kombinasjon av de to. Selv om dagens vannkjemi 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 går lite vann gjennom Brokke kraftverk og sure sidevassdrag får dominere vannføringen nedover i hovedelva. Gassovermetning er også en mulig tilleggsbelastning for fisk nedstrøms Brokke kraftverk.

4.1 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. 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

Stasjonsutvalget for vannkjemi har variert siden 2010, men for lettere å se endringer mellom år har stasjonsnettet vært holdt konstant siden 2018. De siste tre årene har følgende stasjoner i hovedelva blitt prøvetatt:

- **1b** Sandhøl, nedstrøms Flåni, **2** Nedstrøms Brokke, **7** Restfelt v/terskel 7a, **12** Ose bru, **16** Storstraumen, **24** Byglandsfjorden utløp, **26** Fennefoss v/bru og **36b** Kilefjorden bru.

I tillegg har det vært prøvetaking i følgende sidebekker:

- **51** Herplandsåni, **15** Skåmåni, **17** Kvålsåna Bygland, **21** Dalsåni, **22** Grendiåni, **23** Bøåni, **25** Oddebekken og **31** Kleppåna v/Hannås.

De aktive stasjonene er markert i stasjonsoversikten i **Tabell 1**. Prøvetakingsfrekvensen har vært månedlig i perioden 2018-2020.

Prøvene har i 2018-2020 vært analysert etter tre ulike analyseprogram, avhengig av stasjon og tid på året. Lang serie består av pH, konduktivitet, alkalitet, totalt nitrogen, nitrat, totalt organisk karbon, klorid, sulfat, reaktivt aluminium, ikke-labilt aluminium, kalsium, kalium, magnesium og natrium. Kort serie inkluderer pH, reaktivt aluminium, ikke-labilt aluminium og kalsium. Noen prøver er kun analysert for pH. Fem av stasjonene i hovedelva (st. 1b, 2, 12, 24, 36b) ble analysert for lang serie om våren (april) og høsten (oktober) og kort serie ellers i året. Tre andre stasjoner i hovedelva (st. 7, 16, 26) hadde, i likhet med sidebekkene, kort analyseprogram vår og høst og kun analyse av pH de øvrige månedene. For flere detaljer, se primærdata gitt i **Vedlegg 1**.

Tabell 1. Stasjoner med stikkprøver for analyse av vannkjemi i prosjektperioden 2010-2020. Stasjoner i hovedelva er markert med blå bakgrunn. Fet skrift markerer stasjonene som ble prøvetatt i 2018 - 2020. De fleste koordinatene ble korrigert i årsrapporten for 2017, mens koordinatene for st. 1b og 12 ble endret i årsrapporten for 2018.

St. nr.	Stasjonsnavn	UTM Øst meter	UTM Nord meter	UTM Sone	Side av elva vest/øst
1	Øvre Flåni	416024	6559954	32	
1b	Sandhøl, nedstrøms Flåni	414983	6554480	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	Herplandsåni	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	424454	6535173	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	Meleåni	429350	6516930	32	V
19	Lauvdal	432141	6516855	32	Ø
20	Longerakåni	433483	6513401	32	Ø
21	Dalsåni	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	Bjoråa 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	

4.2 Resultater

4.2.1 Kontinuerlig logging av pH og temperatur

Historikk

Kjemisk oppfølging av vannkvaliteten er basert på prøver innhentet ved rutinemessig fastsatte tidspunkter. Ulempen med et slikt system, er at det fanger dårlig opp kortvarige episoder med forringet vannkvalitet. Sannsynligheten for å oppdage slike tilfeller øker med antall analyserte prøver. Dette var tilfellet også i Otra, som ved vurdering av mange prøveresultater viste at noen ganger var det en tendens til dårlig vannkvalitet i deler av Otra oppstrøms Straumsfjorden. For bedre oversikt over fluktuasjoner i vannkvaliteten ble det etablert kontinuerlig pH-overvåking i 2011. Denne overvåkingen har vært operativ sammenhengende til og med 2020. To stasjoner ble først etablert, en i utløpet av Byglandsfjord (Syrtveit), og en ved Nomeland nedstrøms utslaget fra Brokke kraftverk (Brokke). Ved Syrtveit settefiskanlegg ble det allerede tidligere tatt daglige manuelle prøver. pH ved utløpet av Byglandsfjord var dermed godt dokumentert selv uten automatisk overvåking. pH-stasjonen ved Syrtveit ble derfor flyttet til utløpet av Øvre Otra mot Straumsfjorden (Ose). To forhold gjorde flyttingen faglig forsvarlig:

- Kvalitetssikringsarbeid av de manuelle målingene ble etablert ved at pH-meteret som ble benyttet ble tilknyttet NIVAs interkalibreringsarbeid for pH-metere benyttet for justering av pH-prosess-signaler.
- Vannkvaliteten i utløpet av Otra forandres med langsomme svingninger. Den er påvirket av forholdene i Byglandsfjordens øvre vannlag. Dette er langsomme prosesser som lett fanges opp av manuelle målinger

Manuelle og automatiske pH-målinger var godt samstemte i tiden før pH-stasjonen ble flyttet (**Figur 1**). Ose-stasjonen ble etablert i 2015. Data fra begge overvåkingsstasjoner har hvert år blitt kvalitetssikret og overført for rapportering i Blekeprosjektets rapportserie.

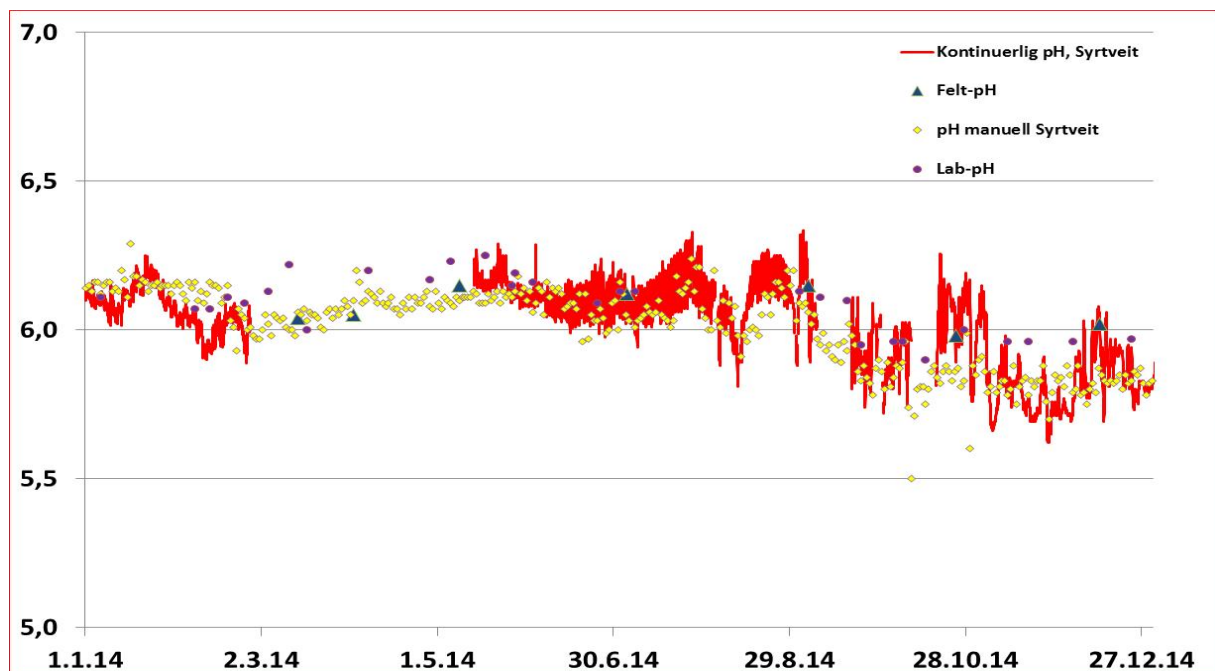
Resultater

Allerede første år (2011) ble det avdekket dyp forsurening av Otra ved Brokke i april (pH 5,2). Også om høsten ble det registrert lav pH første halvdel av september (pH 5,6). I de to påfølgende år (2012-2013) ble det registrert 7 tilfeller med moderat forsuret vann (pH ca. 5,8) og et tilfelle den første uka i mai 2013, da pH var spesielt lav (pH 5,2). I 2014 ble pH-regimet endret ved hyppigere og dypere forsureningsepisoder. Ved tilsvarende tidsperiode (2014-2015) ble det registrert 26 tilfeller med pH < 5,8, 6 tilfeller med pH < 5,5. Fra midt i april 2015 foreligger pH-data også fra Ose. Disse viser gjennomgående lavere pH i forsureningsepisodene enn Brokke. Forskjellene varierte mye, med ca. 0,2 enheter som ofte observert pH-endring. De påfølgende år gjentok forløpet seg med varierende frekvens og forsureningsnivå, med 2017 som unntaksåret, da det ble ekstra stor forsurening i forbindelse med en ekstrem høstflom. Åtte store forsureningsepisoder med pH < 5,4 gjennom året toppet seg den 2. oktober da pH ved Ose ble registrert til pH 5,1. Ved Brokke var pH 5,3. pH gjennom hele perioden for Syrtveit, Ose og Brokke er gjengitt i **Figur 2**, daglige pH-målinger ved Syrtveit er gjengitt i **Figur 3**.

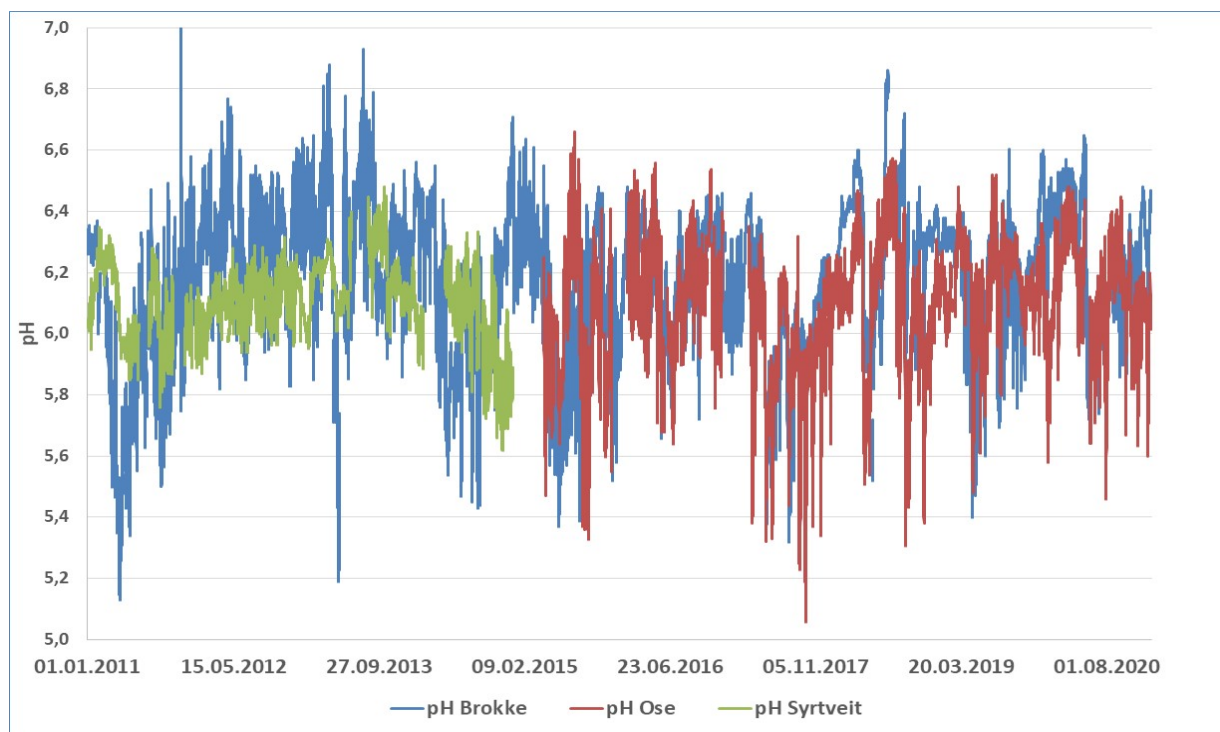
Usikkerheter

På Ose kan plasseringen av pH-overvåkingsstasjonen ha vært suboptimal. Kraftverket på Heistad tilfører Otra 11 m³/s når det er i drift. Dette vannet drenerer fra spesielt sure områder rundt Hovatn. Det er mulig at homogen innblanding av kraftverksvannet ikke oppnås ved pH-overvåkingsstasjonen på Ose selv om avstanden er lang (ca. 5 km) og elva svinger en gang i begge retninger mellom kraftverksutslaget og overvåkingsstasjonen. Innblanding på tvers av elvestrømmen burde da være god, men elva er grunn og bred i det aktuelle området, noe som kan hindre effektiv homogenisering av vannet. En annen usikkerhetsfaktor er Kvernåni. Nedbørfeltet er 16 km² og ligger i de samme sure områdene som vannet fra Heistad kraftverk. I regnvær kan vannføringen i Kvernåni øke til > 10 m³/s.

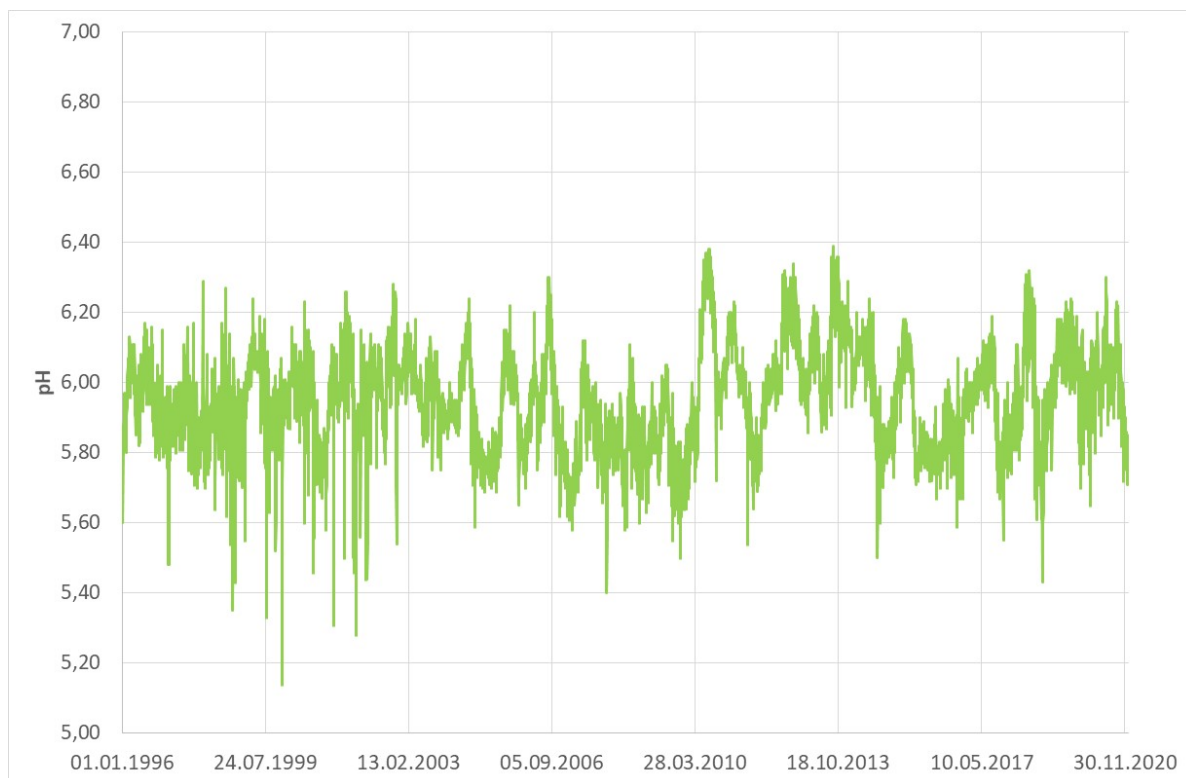
Utløpet til Otra er ca. 650 m oppstrøms inntaket til pH-overvåkingsstasjonen. I tillegg kan andre små bekker og diffus avrenning tilføre bredden av Otra surt vann. Mangelfull innblanding kan i slike tilfeller medføre overrepresentasjon av lokalt vann langs elvebredden.



Figur 1. Manuelle pH-målinger ved Syrtveit sammenlignet med automatisk pH-logg, NIVA-feltmålinger og pH målt på laboratorium.



Figur 2. pH målt på automatiske pH-overvåkingsstasjoner fra 2011 til 2021.



Figur 3. Daglige manuelle pH-målinger ved utløpet av Byglandsfjord (Syrteveit) gjennom 30 år.

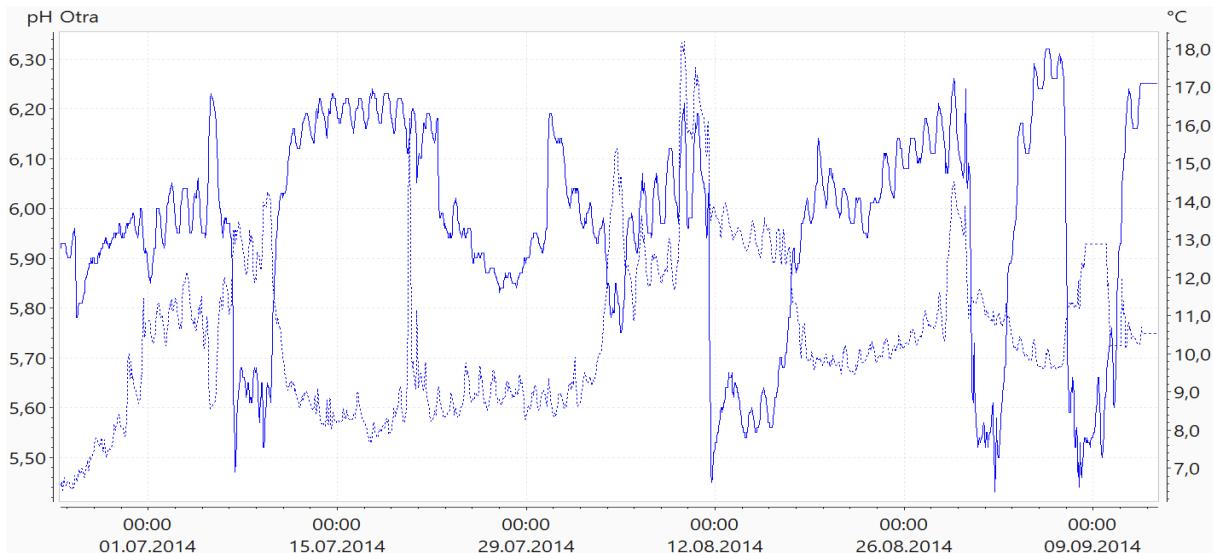
Vurderinger

Vannkvaliteten er god i øvre deler av Otra. I disse nedbørfeltene finnes metamorfe og sedimentære bergarter som består av noe kalkholdig fjell. Dette vannet dominerer vanligvis vannkvaliteten inn mot Brokke kraftstasjon. Bergartene lenger sør i Setesdalen består vesentlig av gneis og granitt, som gir liten bufferevne mot forsuring (Kaste og Hindar 1994). Disse forholdene danner grunnlaget for variasjonen i vannkvalitet nedstrøms Brokke kraftverk. Forsuringsepisodene oppstår ofte spontant, og varer vanligvis 2-3 dager, men kan også vare mer enn en uke. Felles for alle slike pH-dropp er at vanntemperaturen samtidig stiger noe, (**Figur 4**). Dette indikerer at vann fra forskjellige kilder blir tilført Otra nedstrøms kraftverket. Da den automatiske loggen viste disse temperaturendringene sammen med pH-dropp, var mistanken stor til at dette hadde sammenheng med tilførsel av vann fra sure kilder gjennom Brokke kraftverk.

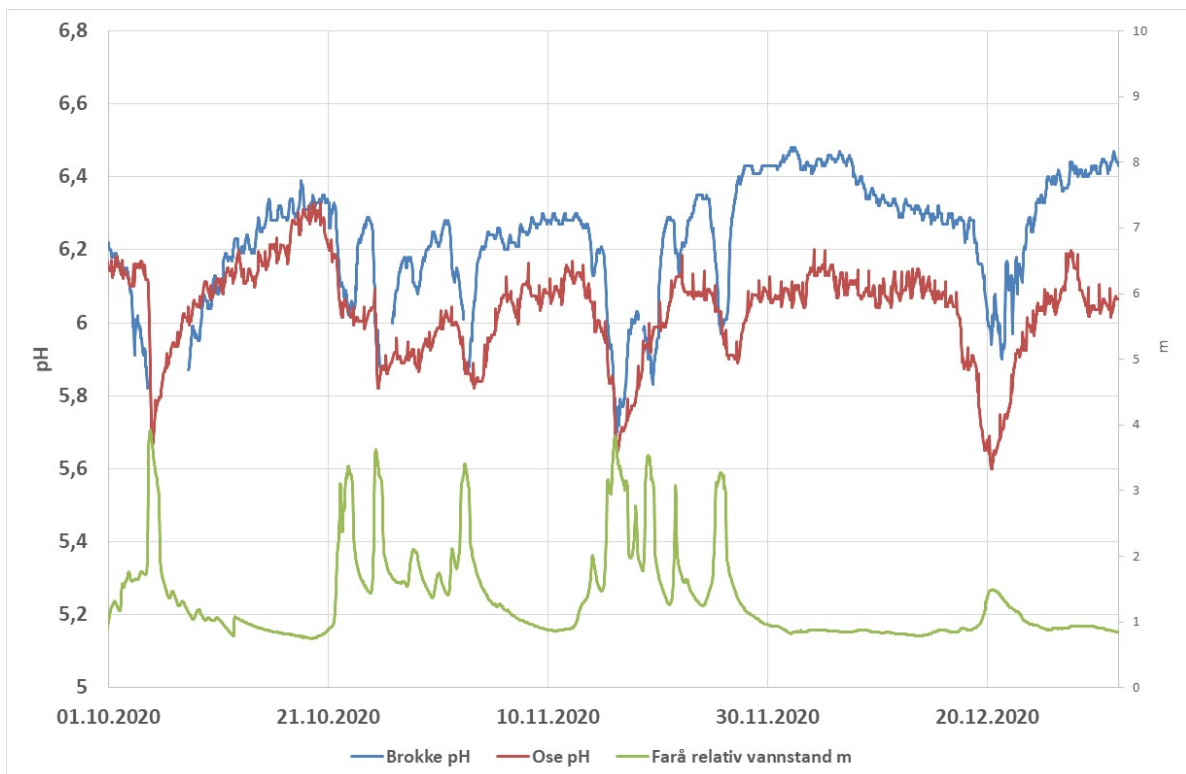
I forbindelse med tilførsler av vann til Brokke kraftverk er det bygget ett system av små dammer og tunneler som fører vann fra lokale bekker og små-elver inn mot tunnelinntaket til Brokke kraftverk, heretter kalt «takrennesystemet». Bidraget fra disse påvirker til tider vannkvaliteten betydelig i hele Otra. Denne sammenhengen spores i de brå forandringene i temperaturregimet, men vises mer tydelig ved introduksjon av vannføringsdata fra en slik lokal tilførselsbekk, Farå. **Figur 5** viser tydelig hvordan pH varierer direkte med vannføringen i sidebekken. Frekvensen på kortvarige periodiske forsuringsepisoder økte ved innfasing av «Brokke sør» i april 2014. Dette var en utvidelse av antall tilførsler til Brokke kraftstasjon ved å benytte vann for lokale heiområder sør for Brokke. De periodiske forsuringstilstandene var utgangspunkt for to sett av kontrollerte forsøk ved Syrteveit settefiskanlegg for å kartlegge blekas respons på slik situasjoner (se etterfølgende kapittel).

Det lokale vannet er langt surere enn vann fra øvre deler av vassdraget. Forsuring på Brokke oppstår når stor vanntilførsel fra takrennesystemet delvis skyver vann fra Botsvatn tilbake i den store innløpstunnelen vekk fra kraftverket slik at det lokale sure vannet dominerer inn til kraftverket på Brokke. Dette er mulig fordi det hydrauliske trykket er høyere på dette takrennesystemet enn

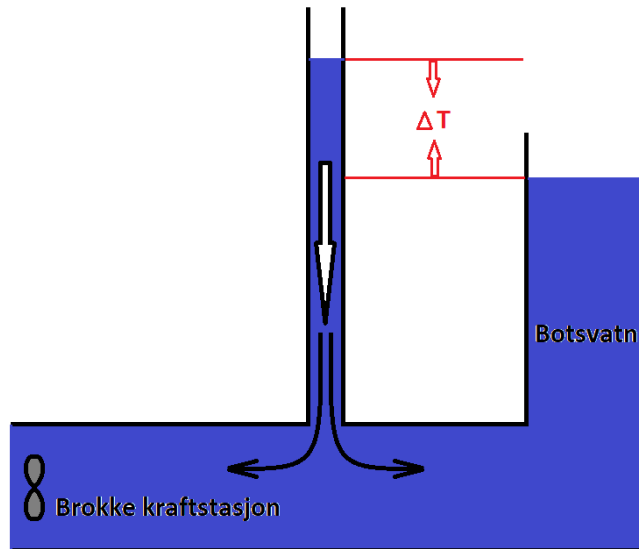
tunnelvannet fra Botsvatn (**Figur 6**). På Ose synes i tillegg forsuringseffekter av bidrag fra lokale vanntilførsler fra nedbørfeltet mellom Brokke og Ose. Dette fører til ytterligere forsuring i en allerede sur elv. Vannkvaliteten mellom Brokke og Ose under slike flommer er skadelig for bleke (Høgland mfl. 2021). Periodevis meget lav pH kan derfor fortsatt være et hinder for gode resultater i restaureringsarbeidet for blekebestanden i disse områdene. Tiltak for bedring av disse forholdene er foreslått (Vethe og Høgberget 2017), og det arbeides pr. dato med etablering av et kalkdoseringsanlegg på Brokke.



Figur 4. Eksempel på spontane pH-dropp ved Brokke i forbindelse med plutselige temperatur-økninger i ellevannet. (Stiplet graf er temperaturutviklingen.)



Figur 5. Økning av relativ vannstand i Farå sammen med pH i Otrå ved Brokke og Ose høsten 2020.



Figur 6. Prinsippskisse som viser hvordan mye vann fra lokale nedløp, «takrennesystemet», kan tvinge vann i tunnelen mellom Botsvatn og Brokke kraftstasjon tilbake mot Botsvatn. Vanntrykket i tunnelnedløpet overstiger da vannspeilet i Botsvatn.

4.2.2 Stikkprøver vannkjemi

Hovedelva 2020

Det er utvidet analyseprogram for alle stasjonene på én prøverunde om våren og én om høsten. **Figur 7** viser resultater for pH og labilt aluminium (LAI) for vårrunden 13. april og høstrunden 5. oktober i 2020.

På stasjonene oppstrøms Byglandsfjorden var pH-verdiene på vårrunden (6,2-6,4) generelt høyere enn på høstrunden (5,6-6,2). Dette har trolig sammenheng med at våren 2020 var preget av forholdsvis mildt og tørt vær fra midten av mars, mens tiden i forkant av høstprøven var preget av mye nedbør. Det falt hhv. 40 og 32 mm nedbør i Valle og på Byglandsfjorden samme dag som høstprøven ble tatt (se klima.met.no2021). De laveste pH-verdiene på høstrunden ble målt på stekningen med minstevannføring forbi Hekni kraftverk (stasjon 7) og ved Ose bru. Konsentrasjonene av labilt aluminium (LAI) i oktober-prøven fra stasjon 7 og ved Ose var hhv. 33 og 17 $\mu\text{g/l}$. Den høyeste LAI-konsentrasjonen ved Ose i 2020 ble målt til 24 $\mu\text{g/l}$ den 3. august (**Tabell 2**). Grensen mellom god og moderat tilstand mht. LAI i anadrome elvestrekninger¹ er 10 $\mu\text{g/l}$ jf. Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018).

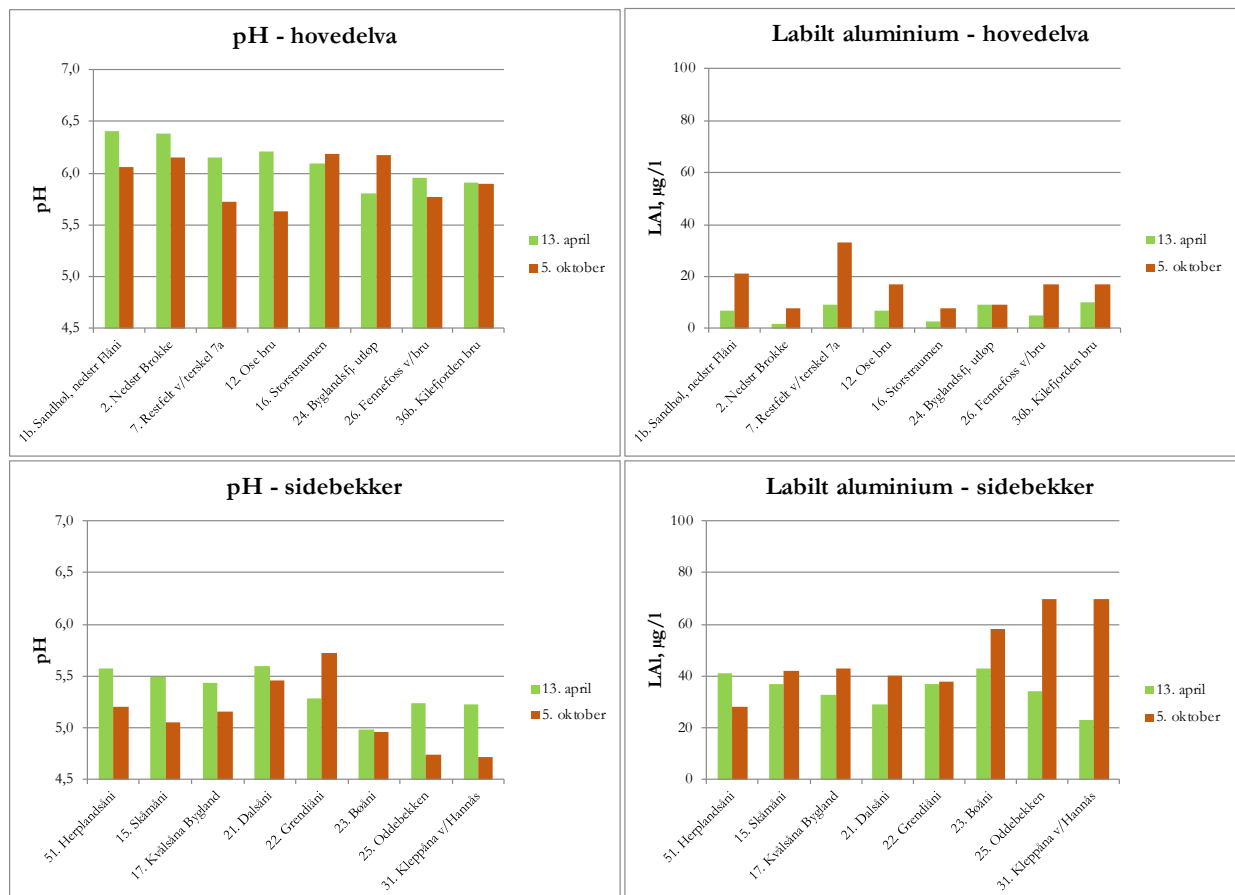
Ved Storstraumen og i utløpet av Byglandsfjorden var pH høyere i høstprøvene enn i vårprøvene (**Figur 7**), noe som trolig har sammenheng med at vannet forsinkes på grunn av oppholdstiden i innsjøene. Ved utløpet av Byglandsfjorden var pH nede i 5,8 i vårprøven, noe som trolig skyldes akkumulering av surt vann fra sidebekkene i løpet av vinteren. Konsentrasjonen av labilt aluminium var imidlertid moderat, 9 $\mu\text{g/l}$, mens den høyeste konsentrasjonen for året, 13 $\mu\text{g/l}$, ble målt i mars (**Tabell 2**).

¹ Det er ikke utviklet egne grenseverdier for bleke, men da fiskearten antas å være mer følsom for labilt aluminium enn innlandsørret er det brukt grenseverdier satt for anadrome laksefisk.

På de to stasjonene nedenfor Byglandsfjorden, hhv. Fennefoss og innløp Kilefjorden lå pH-verdiene i underkant av 6,0 både på vårrunden og høstrunden (**Figur 7**). Ved Fennefoss var pH noe lavere i høstprøven enn i vårprøven, mens nivået var ganske likt ved innløpet til Kilefjorden. Både Fennefoss og Kilefjorden hadde årets høyeste konsentrasjon av labilt aluminium i oktober-prøven, 17 µg/l på begge stasjoner (**Tabell 2**).

Sammenligning med tidligere år

Resultatene fra 2018 og 2019 er tidligere rapportert i Barlaup mfl. (2020), mens resultater tilbake til 2010 er presentert i Barlaup mfl. (2015, 2017). **Figur 8** viser pH målt på stasjoner i hovedelva i hele overvåkingsperioden fra 2010 til 2020. Flere av stasjonene hadde lavere pH-verdier og høyere konsentrasjoner av labilt aluminium i 2020 enn det som ble registrert i 2018 og 2019. En må tilbake til 2017 for å finne tilsvarende lave pH-verdier ved Ose, og i utløpet av Byglandsfjorden er pH-verdiene som er målt i 2020 faktisk lavere enn de var ti år tidligere. Det har heller ikke skjedd en forbedring med hensyn til konsentrasjoner av labilt aluminium ved Ose og utløpet av Byglandsfjorden siden 2010 (**Figur 9**). Det betyr at effekten av redusert forurenset luft og nedbør er i ferd med å flate ut, og at år-til-år variasjon i klimatiske forhold i større grad spiller inn på vannkvaliteten. Den våte høsten i 2020 med stor avrenning fra sure sidefelt har trolig medvirket til at pH generelt sett var lavere i 2020 sammenlignet med de to foregående årene. Samtidig må det understrekes at månedlige stikkprøver bare representerer øyeblikksbilder av vannkvaliteten, og at overvåking med sensorer slik som presentert tidligere i kapittelet er nødvendig for å fange opp episodisk forurensning forårsaket av flommer og/eller manøvrering av kraftverk.



Figur 7. Resultater fra vår- (13. april) og høstrunden (5. oktober) i 2020 på stasjoner i hovedelva og i sidebekker.

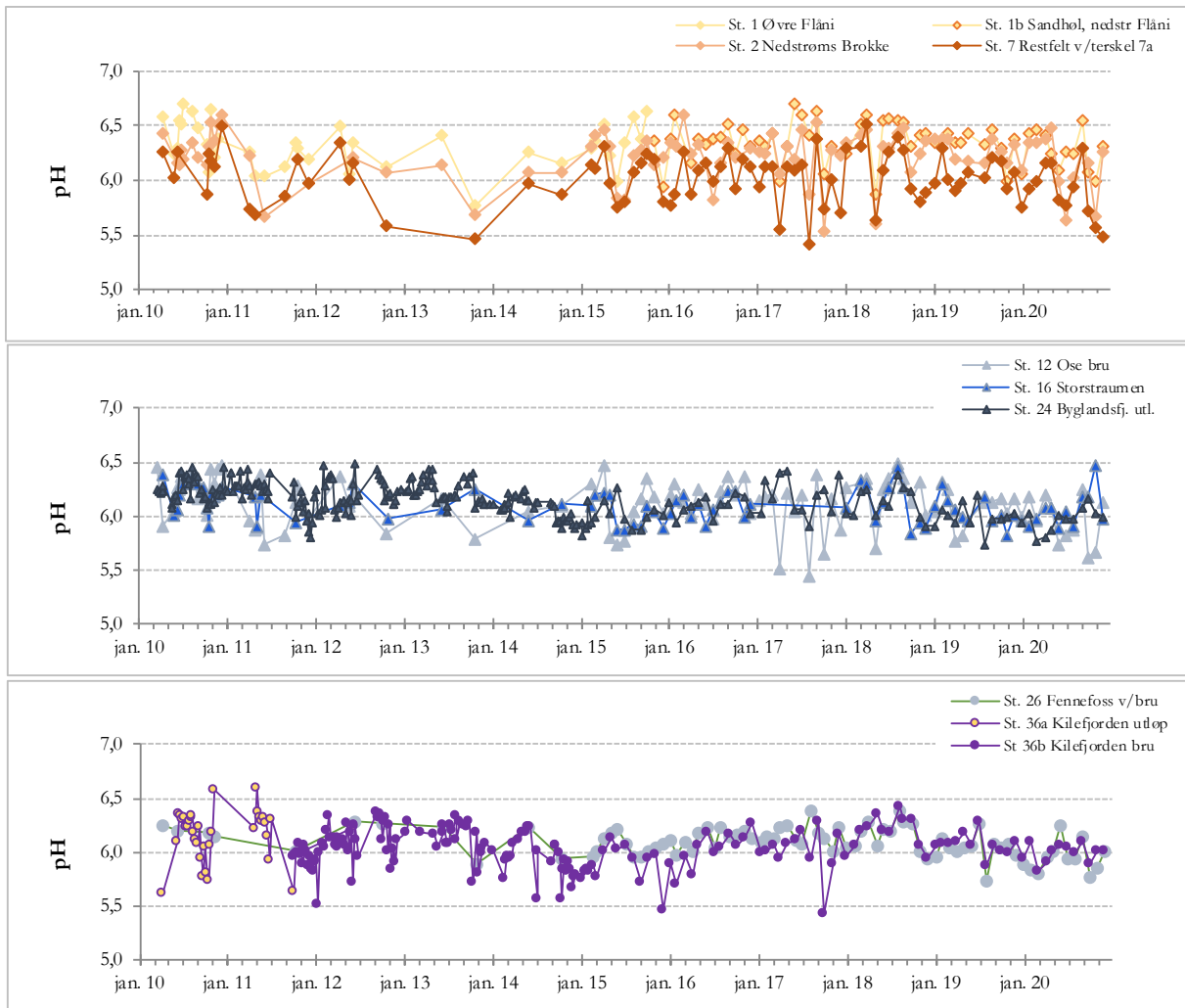
Sidebekkene 2020

Som i 2018 og 2019 ble det tatt månedlige vannprøver i 8 sidebækker. Prøvene fra vårrunden (13. april) og høstrunden (5. oktober) ble analysert med hensyn til pH, kalsium og aluminiumsfraksjoner (kort serie). I de øvrige månedene ble det kun målt pH. Herpelandsåni ligger på strekningen mellom stasjon 7 (Restfelt) og Ose. Skåmåni renner inn i Åraksfjorden, mens Kvålsåna, Dalsåni, Grendiåni og Bøåni renner inn i Byglandsfjorden. Oddebekken ligger på strekningen mellom Byglandfjorden og Fennefoss, mens Kleppåna renner inn i Otra oppstrøms Kilefjorden.

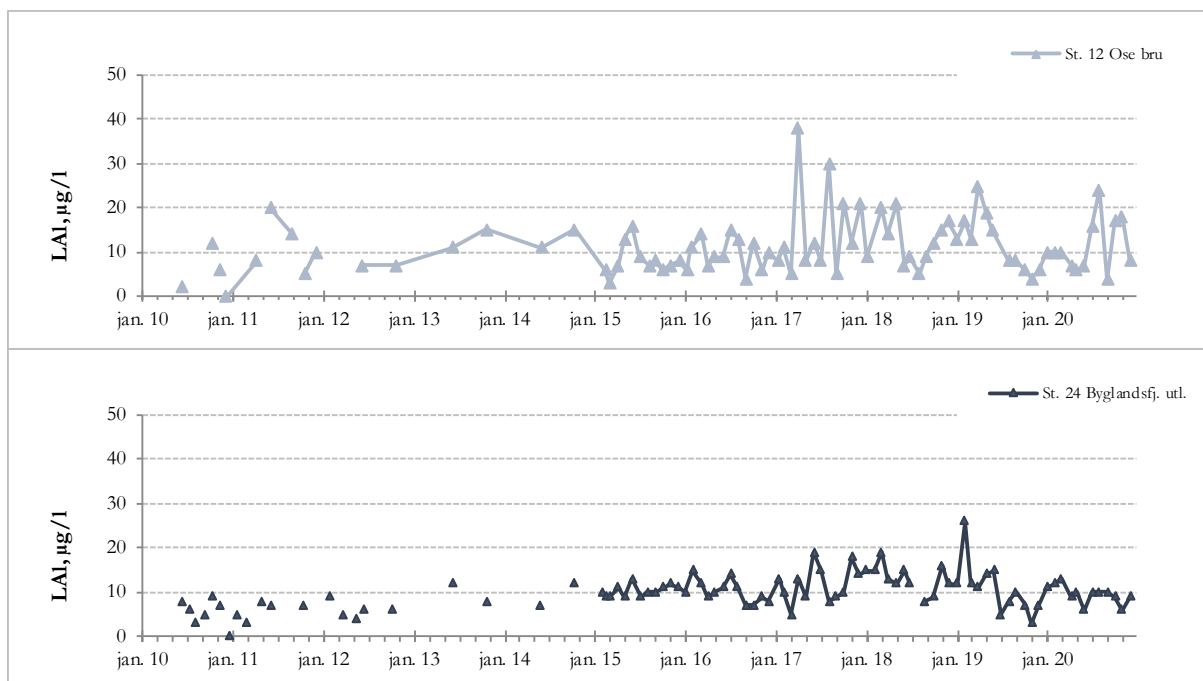
Alle sidebekkene, bortsett fra Grendiåni, hadde lavere pH-verdier under høstrunden enn på vårrunden i 2020 (**Figur 7**). I alt seks av de åtte bekkene hadde pH-verdier under 5,5 på vårrunden, og konsentrasjonene av labilt aluminium lå i intervallet 23-43 µg/l. På høstrunden hadde seks av bekkene pH-verdier på 5,2 eller lavere. Aller surest på høstrunden var Oddebekken og Kleppåna, begge med pH-verdier på 4,7. Den førstnevnte er i tillegg til langtransporterte forurensninger også påvirket av gruveavrenning, noe som kan sees ved at kalsiumkonsentrasjonen her er betydelig høyere enn i de andre sidebekkene (**Tabell 2**). Oddebekken og Kleppåna hadde også de høyeste konsentrasjonene av labilt aluminium på høstrunden. Det ble målt 70 µg/l i begge bekkene, noe som indikerer dårlig tilstand i forhold til forsuringspåvirkning i kalkfattige, klare elver uten anadrom fisk (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Det er dermed stor sannsynlighet for at vannkvaliteten er skadelig for fisk og andre vannlevende organismer i disse bekkene. Resultatene viser at mange av sidefeltene til Otra nedstrøms Brokke fortsatt er sterkt forsuret og at de også kan bidra til forsuring og forhøyete aluminiumskonsentrasjoner i hovedelva. De aller laveste middelverdiene for pH gjennom året ble registrert i Bøåni (5,08), Oddebekken (5,10) og Kleppåna (5,11) (**Tabell 2**).

Sammenligning med tidligere år

De åtte sidebekkene er overvåket på tilsvarende måte i 2018 og 2019 (Barlaup mfl. 2020). Bekkene var surere og hadde høyere konsentrasjoner av labilt aluminium ved prøvetakingene i 2020 enn det som var tilfellet i de to foregående årene. Selv om månedlige stikkprøver bare representerer øyeblikksbilder av vannkvaliteten i en vannforekomst, demonstrerer dataene at mange av sidebekkene fortsatt er sterkt påvirket av forsuring selv om avsetningen av sure forbindelser fra langtransporterte forurensninger er betydelig lavere i dag enn for 20-30 år siden. Det viser at feltene har svært lav tålegrense for sur nedbør og at det tar svært lang tid å bygge opp igjen bufferkapasiteten etter mange tiår med betydelige overskridelser av tålegrensene for atmosfæriske tilførsler.



Figur 8. pH målt på stasjoner i hovedelva i 2010-2020. Stasjon 36 ble flyttet fra utløpet av Kilefjorden og til brua (st. 36b) høsten 2011 pga. vanskelige prøvetakingsforhold vinterstid. Stasjon 1 ble flyttet til Sandhol (st. 1b) senhøstes 2015.



Figur 9. Labilt aluminium (LAI) målt på stasjonene Ose og Utløp Byglandsfjorden i 2010-2020.

4.2.3 Kalking av Dåsåna

Fra desember 2017 ble det satt i gang kontinuerlig dosering fra to nye kalkingsanlegg i Dåsåna, som er det største sidevassdraget til Otra nedstrøms Byglandsfjorden. Samtidig ble det opprettet vannkjemistasjoner under Tiltaksovervåkingen i regi av Miljødirektoratet for å følge utviklingen. Stasjon 27 Dåsåna v/Kallhovd ble derfor tatt ut av stasjonslisten for Bleke-prosjektet etter prøvetakingen i desember 2017.

I 2018, 2019 og 2020 ble det dosert hhv. 1265, 1631 og 1471 tonn Biokalk 75 fra de to anleggene, Engen og Skjerka (data fra Statsforvalteren i Agder). pH målet for vassdraget er 6,2 hele året målt ved Dåsnes.

Tabell 2. Middel-, minimums- og maksimumsverdi samt antall analyserte prøver i 2020 for pH, kalsium, og labilt aluminium, er vist for stasjoner i hovedelva (venstre kolonne) og sidebekker (høyre kolonne).

Hovedelva					Sidebekker				
St. navn		pH	Ca mg/l	LAl µg/l	St. navn		pH	Ca mg/l	LAl µg/l
1b. Sandhøl, nedstrøms Flåni	Mid	6,22	1,09	11	51. Herplandsåni	Mid	5,39	0,58	35
	Min	5,99	0,55	0		Min	5,15	0,27	28
	Maks	6,55	1,52	23		Maks	5,68	0,89	41
	N	12	12	12		N	12	2	2
2. Nedstr Brokke	Mid	6,04	0,62	8	15. Skámáni	Mid	5,35	0,39	40
	Min	5,62	0,22	0		Min	5,03	0,36	37
	Maks	6,47	0,92	26		Maks	5,92	0,41	42
	N	12	12	12		N	12	2	2
7. Restfelt v/terskel 7a	Mid	5,81	0,76	21	17. Kvålsåna Bygland	Mid	5,39	0,59	38
	Min	5,48	0,69	9		Min	5,03	0,59	33
	Maks	6,28	0,83	33		Maks	6,26	0,59	43
	N	12	2	2		N	12	2	2
12. Ose bru	Mid	5,92	0,77	11	21. Dalsåni	Mid	5,61	0,68	35
	Min	5,63	0,36	4		Min	5,19	0,56	29
	Maks	6,26	1,37	24		Maks	6,32	0,79	40
	N	12	12	12		N	12	2	2
16. Storstraumen	Mid	6,04	0,81	5	22. Grendiáni	Mid	5,50	0,74	38
	Min	5,90	0,71	3		Min	5,28	0,42	37
	Maks	6,47	0,91	8		Maks	6,15	1,06	38
	N	12	2	2		N	12	2	2
24. Byglandsfjorden utløp	Mid	5,96	0,68	10	23. Bøåni	Mid	5,08	0,28	51
	Min	5,78	0,40	6		Min	4,85	0,25	43
	Maks	6,17	1,03	13		Maks	5,51	0,30	58
	N	12	12	12		N	12	2	2
26. Fennefoss v/bru	Mid	5,93	0,83	11	25. Oddebekken	Mid	5,10	1,30	52
	Min	5,77	0,80	5		Min	4,74	0,90	34
	Maks	6,26	0,85	17		Maks	5,81	1,69	70
	N	12	2	2		N	12	2	2
36b. Kilefjorden bru	Mid	5,99	0,80	12	31. Kleppåna v/Hannås	Mid	5,11	0,51	47
	Min	5,83	0,52	6		Min	4,72	0,48	23
	Maks	6,10	1,17	17		Maks	5,83	0,54	70
	N	12	12	12		N	12	2	2

4.3 Samlet vurdering

Stasjonene i hovedelva hadde lavere pH-verdier og høyere konsentrasjoner av labilt aluminium i 2020 enn det som ble registrert i 2018 og 2019. En må tilbake til 2017 for å finne tilsvarende lave pH-verdier ved Ose, og i utløpet av Byglandsfjorden er pH-verdiene som er målt i 2020 faktisk lavere enn de var ti år tidligere. Det har heller ikke skjedd en forbedring med hensyn til konsentrasjoner av labilt aluminium ved Ose og utløpet av Byglandsfjorden siden 2010. Det betyr at effekten av redusert forurenset luft og nedbør er i ferd med å flate ut, og at år-til-år variasjon i klimatiske forhold i større grad spiller inn på vannkvaliteten.

Seks av åtte sidebekker som overvåkes i programmet hadde pH-verdier under 5,5 på april-runden i 2020, med konsentrasjoner av labilt aluminium i intervallet 23-43 µg/l. På oktober-runden samme år hadde seks av bekkene pH-verdier på 5,2 eller lavere. Aller surest på høstrunden var Oddebekken og Kleppåna, med pH-verdier på 4,7. De hadde også de høyeste konsentrasjonene av labilt aluminium, 70 µg/l, noe som indikerer stor sannsynlighet for at vannkvaliteten er skadelig for fisk og andre vannlevende organismer. Resultatene viser at mange av sidefeltene til Otra nedstrøms Brokke fortsatt er sterkt forsuret og at de også kan bidra til forsuring og forhøyete aluminiumskonsentrasjoner i hovedelva.

Selv om dagens vannkjemi 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 også tidvis kan ha forsuringsepisoder som potensielt kan være skadelige for bleke. Forsuringsepisodene i hovedelva kan bli ekstra kraftige under flom i sidevassdragene og når vann fra lokale sideelver og bekker (takrennesystemet) utgjør en vesentlig del av vannføringen gjennom Brokke kraftverk. Resultatene fra den vannkjemiske overvåkingen viser at det er et stort behov for å iverksette planlagte kalkingstiltak både i den øvre og nedre delen av vassdraget.

5 Gassovermetning nedstrøms utløpet fra Brokke kraftstasjon

Av Ulrich Pulg¹, Sebastian F. Stranzl¹, Espen O. Espedal¹ og Sondre Kvalsvik Stenberg²

¹NORCE LFI, ²NIVA

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 mfl., 2016; Velle mfl., 2017, Pulg mfl. 2019). 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 mfl. 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. Dette ble påvist for stillehavslaks som flyktet til dypere områder (Beeman mfl., 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 kompenseringsdyp. Feltundersøkelser i tiknytning til Brokke gir også klare indikasjoner på at bunndyrsamfunnet påvirkes negativt av gassovermetningen (Velle m. fl. 2017). I en kunnskapsoppsummering anbefales at gassmetning skal holdes under 109 % (langsiktig) og under 114 % i maks. 10 timer i grunne habitater (0,3 m vanddyp) dersom ungfisk av Atlantisk laks skal beskyttes (Pulg mfl. 2018).

Gassovermetning har blitt målt siden februar 2011 ved utløpet av Brokke kraftverk. I årene etter 2011 har overvåkingen i Otra blitt utvidet til å inkludere stasjoner så langt som 30 km nedstrøms Brokke kraftverk ved Ose bro i Åraksfjorden. Gassmetningsforløpene 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 én til to episoder (3-15 dager) med overmetning, mens det fra mai juni-juli forekommer gjennomgående overmetning med varige og høye verdier over flere uker (opptil 209 % i 2020). Utover høsten forekommer gassovermetning periodisk frem til desember.

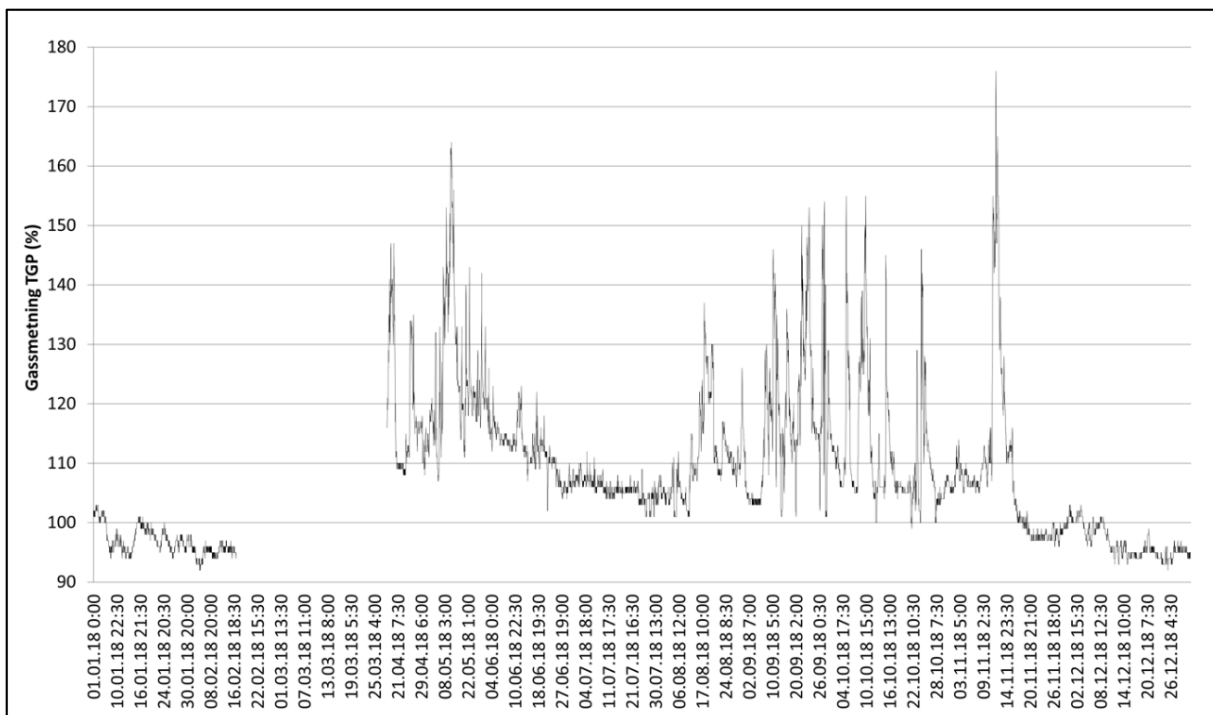
I 2018 varierte gassmetning ved utløpet av Brokke kraftverk mellom 92 % og 176 % TGP i overvåkingsperioden (Pulg mfl. 2019). I starten av året varierte verdiene fra lett undermettet til lett overmettet vann. Grunnet tekniske problemer var loggerne ute av drift i perioden mellom 17.02 - 18.04 (en logger sluttet å sende og en logger var ødelagt og sendte urealistiske verdier). De første overmetningstoppene ble registrert like etter loggeren ble reparert i april. Gassmetningsverdiene lå på vårparten hovedsakelig over 110 % TGP helt frem til slutten av juni. Fra slutten av juni til ca. midten av august steg verdiene sjelden over 110 % TGP. Første uken i september lå verdiene relativt sett lavt rundt 103 – 105 % TGP. Etter dette kom det en rekke nye bølger med høyeste verdier målt til 155 % TGP. Den 11. november ble det registrert en ny bølge som steg opp til 176 % TGP, som var den høyeste målte verdien i 2018. Denne bølgen vedvarte til 16. november da verdiene gikk markant ned og holdt

seg mellom 93 – 103 % TGP ut året. **Figur 1** gir en grafisk fremstilling av gassmetningsdata ved utløpet av Brokke kraftverk i 2018, mens **Tabell 1** viser verdier for Brokke kraftverk i 2017-2019.

Tabell 1. Oversikt over gassmetningsverdiene ved utløpet av Brokke kraftverk fra januar 2017 frem til august 2019. Tabellen viser persentiler (50, 75 og 95), antall gassmetningstopper med mer enn én times varighet over 110 % TGP og prosentandelen tid av det respektive årets overvåkingsperiode hvor det var over 110 % gassovermetning.

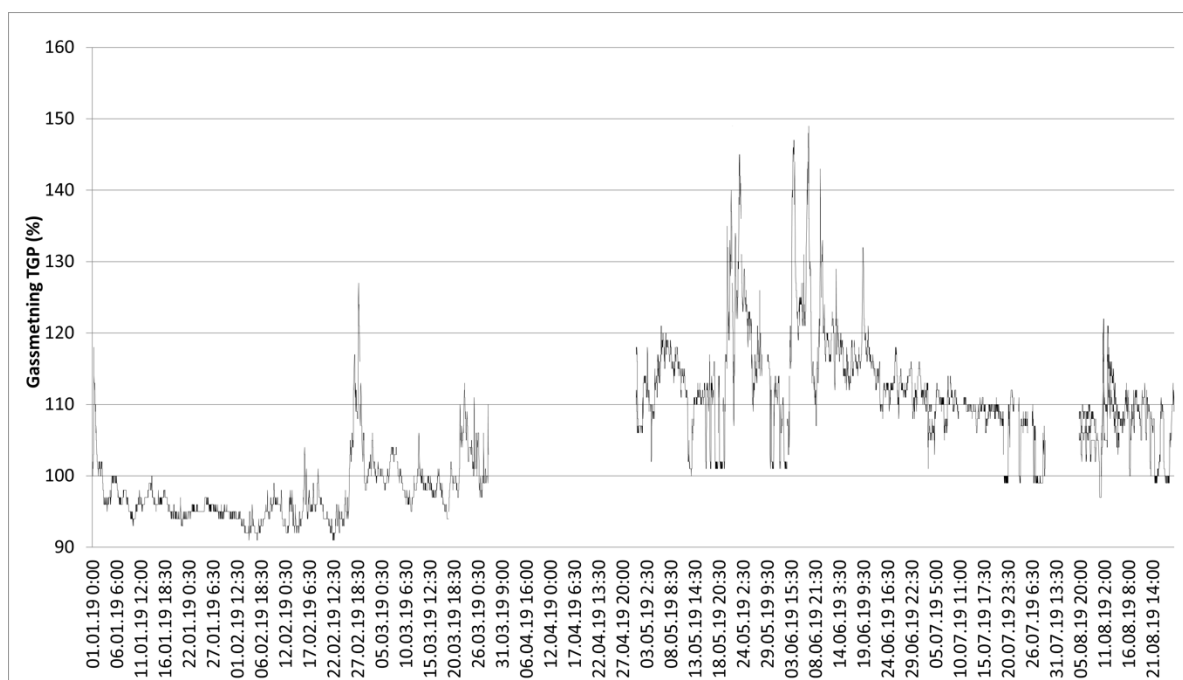
		Utløp kraftstasjon			Utløp kraftsta
2017	min	89 %	2019	min	91 %
	maks	169 %		maks	149 %
	middel	105,3 %		middel	103,87 %
	x5	92 %		x5	95 %
	x25	96 %		x25	101 %
	x50	103 %		x50	102 %
	x75	111 %		x75	106 %
	x95	133 %		x95	115 %
	Antall topper over 110 % TGP	21		Antall topper over 110 % TGP	24
	% tid over 110 % TGP	28,9 %		% tid over 110 % TGP	35 %
2018	min	92 %			
	maks	176 %			
	middel	104,9 %			
	x5	95 %			
	x25	98 %			
	x50	103 %			
	x75	108 %			
	x95	124 %			
	Antall topper over 110 % TGP	19			
% tid over 110 % TGP	33,1 %				

I 2019 varierte gassmetning ved Brokke kraftverk mellom 91 til 149 % TGP i overvåkingsperioden mellom 01.01.2019 og 26.08.2019. Helt i starten av året var det en bølge som strakk seg opp mot 120 % TGP, før gassverdiene utover i januar og februar for det meste viste lett undermetning. I månedsskiftet februar/mars oppstod en ny bølge som strakk seg over ca. 4 dager og nådde en maksverdi av 127 % TGP. I etterkant av denne lå gassmetningen under 110 % TGP frem til slutten av mars hvor det oppstod en ny bølge hvor gassmetningen gikk over 110 % over en kort periode. I tidsrommet 28.03 – 30.04.2019 var loggerne ute av drift grunnet teknisk feil. I starten av mai oppstod en bølge av ca. 2 ukers varighet hvor verdiene steg opp til 121 % TGP. Denne bølgen ble tett etterfulgt av en ytterligere bølge hvor verdiene i stor grad var over 110 % TGP, før det den 20. juli oppstod en større bølge med over 1 ukes varighet der verdiene steg opp til 145 % TGP. Bølgen med de høyeste målte verdiene i 2019 oppstod kort tid etter denne, i starten av juni. Da nådde verdiene et maksimum på 147 % TGP og verdiene var generelt over 110 % frem til 23. juni. Frem til slutten av juli varierte verdiene i hovedsak mellom 106 og 114 % TGP. I månedsskiftet juli/august var loggerne igjen ute av drift i en ukers tid grunnet tekniske problemer. Den 10. august forekom en overmetningsbølge hvor verdiene steg opp til 122 % TGP, og denne bølgen varte omtrent 5 dager. Etterfulgt av denne kom en rekke mindre bølger utover i august hvor gassmetningen steg opp til 113 %. **Figur 2** gir en grafisk fremstilling av gassmetningsdata i utløp Brokke kraftverk 2019.



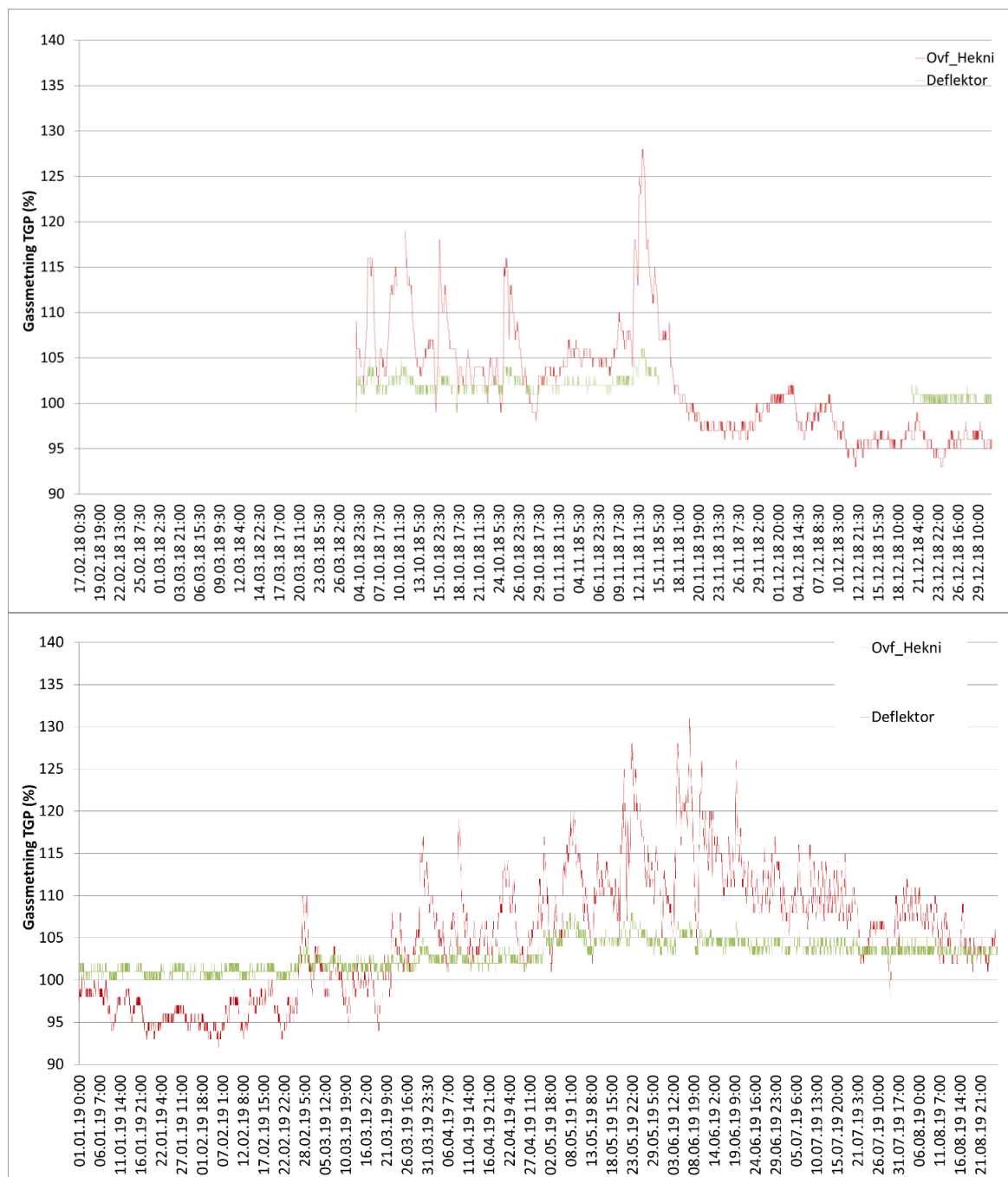
Figur 1. Gassmetning ved utløp Brokke kraftverk 2018.

Målingene 2019 ble gjennomført i beskyttelsesrøret installert av Otra Kraft for å unngå at sondene ble ødelagt av bevegelse i strømmen. Det viste seg imidlertid at de målte verdiene i røret ikke kunne overstige 149 % trolig grunnet bobledanning på sensoren og for lave strømhastigheter. Basert på målte verdier nedenfor (ovf. Tjurrmo dam, ovf. Hekni) er det lite sannsynlig at gassverdiene fra Brokke var mindre enn 150 % i 2019. Tvert imot, dataene tyder på at maksimalverdiene var i samme størrelsesorden som i 2018 (176 %).



Figur 2. Gassmetning ved utløp Brokke kraftverk 2019 (1-9 reduserte toppverdier grunnet feil i beskyttelsesrør).

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 forekommer da hovedsakelig i den øvre delen av restfeltet, og blir luftet ut slik at de er 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. I 2018 er det som mottiltak bygget en deflektor på Tjurrmodammen. Denne øker utluftingen og har redusert gassovermetningen i restfeltet betydelig i 2018-2019 (**Figur 3**). Det ble ikke observert TGP verdier over 110% nedenfor deflektoren. Utluftingseffekten ligger mellom 74 % og 82 % ved kortvarige overmetningsbølger (< 5 dager) og 65 % og 77 % ved langvarige overmetningsbølger.



Figur 3. Gassovermetning rett ovenfor (rød linje) og rett nedenfor (grønn linje) deflektor i 2018 (øverst) og 2019 (nederst).

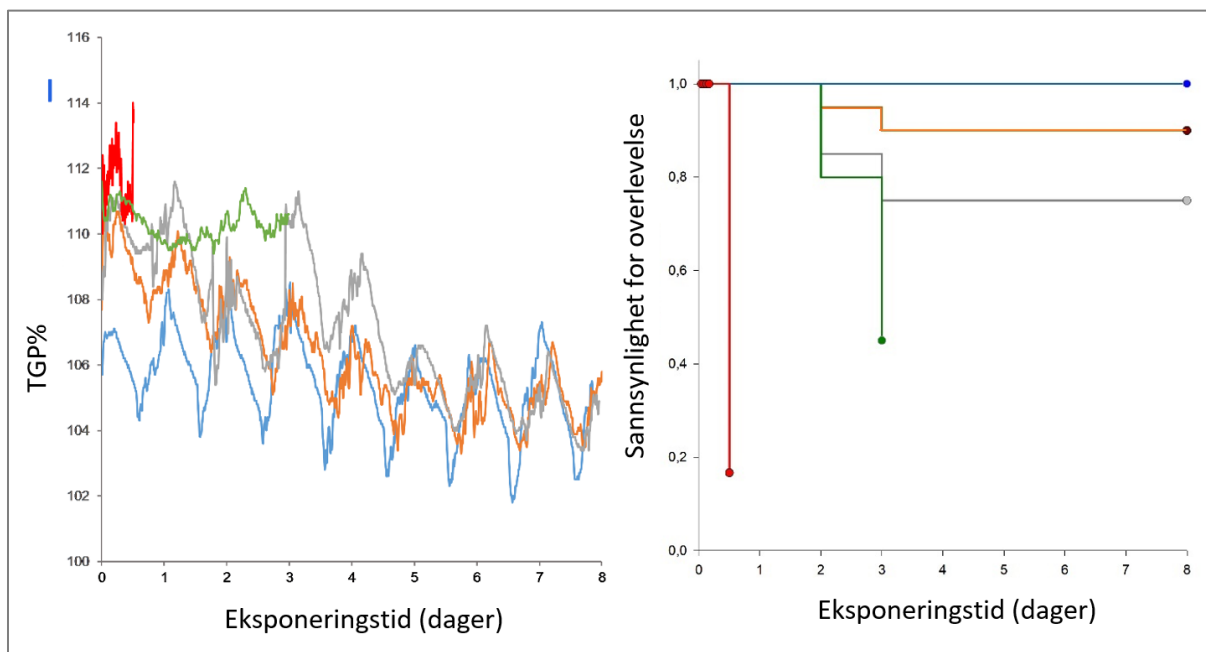


Deflektor montert i dam Tjurrmo i 2018 bidrar til å lufte ut overmettet vann som renner inn i på strekningen med minstevannføring som er et viktig habitat for bleka.

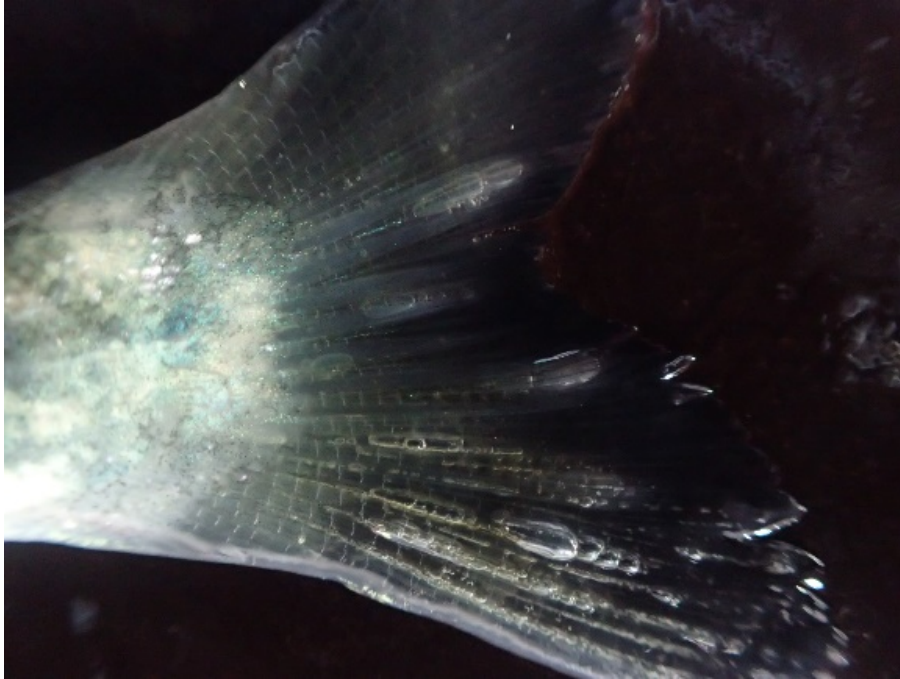
NORCE har tidligere (2016) gjennomført eksperimentelle forsøk som støtter tidligere antagelser om at det er skadelig for fisken med nivåer med gassovermetning $> 110\%$. Videre viser disse forsøkene at skadevirkningene var tydelige og til dels dødelige på nivåer $> 114\%$. Forsøkene med bunndyr viste også at de blir påvirket av gassovermetning og at dette trolig kan forklare det observerte fraværet av flere arter på den første strekningen nedstrøms Brokke kraftverk. Med bakgrunn i loggedata og resultatene fra forsøkene og tidligere burforøk er det svært viktig å 1) definere nærmere influensområde for skadelige effekter av gassovermetning på blekas gyte- og oppvekstområder og 2) finne fram til mulige tiltak som kan redusere gassovermetningen på disse strekningene.

Bleke finnes i dag i Otra nedenfor Tjurrmo dam og Hekni kraftverk. Restfeltet nedenfor Tjurrmo dam er vanligvis ikke påvirket etter at deflektoren ble installert som lufter vannet som ledes i restfeltet (Pulg mfl. 2018), men kan bli påvirket når Hekni stanses og vannet ledes inn i restfeltet. Nedenfor kraftutløp Hekni kan gassmetning ligge opptil ca. 125-130 % og dette er skadelig for bleke i habitater grunnere enn 2 m.

Målingene av gassovermetning viser at vannet luftes sakte, men nedstrøms Storøy (ca 2 km nedstrøms utløpet fra Hekni) er målte verdier av gassovermetning i hovedsak under 110 %. Dette tyder på at overmetningen mellom Hekni og Storøy sannsynligvis påvirker bleke negativt i perioder. Nedenfor Storøy avtar effekten. På den annen side viste tidligere utførte burforsøk 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 (Stenberg mfl. 2018, 2020; **Figur 4** og **Figur 5**). Også denne studien kunne vise til en klar gradient med lavere dødelighet med økt distanse nedstrøms Brokke kraftverk (**Figur 4B**). Fiskene i forsøket kunne imidlertid ikke flykte til dypere områder hvor gassmetning kan kompenseres for, men måtte bli i de grunne burene (0-0,55 m dype bur). For å kunne bedømme effekten på frittstående bleke og aure i elven er det derfor nødvendig å definere influensområde for gassovermetningen, inkludert fiskens adferd. Dette har stor relevans for reetablering av bleka i Otra oppstrøms Byglandsfjorden.



Figur 4. (A) Gassovermetning (TGP%) målt i løpet av burforsøket og (B) sannsynlighet for overlevelse (0-1; 1 tilsvarer 100%) for de respektive gassmetningsverdiene for eksponeringstidene ved utløp brokke vannkraftverk (rød), øvre restfelt (nedfor Tjurrmo dam; blå), utløp Hekni vannkraftverk (grønn), Sandtaket (grå) og Ose (oransje). Forsøket ble gjennomført våren 2016.



Figur 5. Bleke med gassblæresyke registrert ved Ose i forbindelse med burforsøk i juni 2016.

Anbefalinger:

Dersom dagens blekehabitat skal beskyttes mot skadelige nivåer av gassovermetning er det en klar anbefaling å fortsette utlufting med deflektoren på Tjurrmo dam og at det ikke ledes overmettet vann over Tjurrmo dam andre steder enn ved deflektoren. Dette betyr at Hekni kraftverk ikke bør stenges ned når det forekommer episoder med gassovermetning (mai-juni, samt ved mye regn i fjellet ellers i året). Stenging av Hekni for vedlikehold og revisjon 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 som er et grunt habitat for bleke.

For å kunne beskytte bleke mot gassmetning nedenfor Hekni bør gassmetningsnivåene senkes med minst 10-20 %. Dette kan skje ved økt utlufting i og nedenfor Brokke, som bla. beskrevet i Pulg mfl. 2018. Hvis ikke denne senkningen kan gjennomføres bør influensområdet nedenfor Hekni utredes nærmere ved hjelp av flere loggere og fiskens atferd undersøkes. Samarbeid med forskningsprosjektene SUPERSAT (undersøker fiskens tåleevne for gassovermetning) og DEGAS (undersøker utluftingsmetoder) kan gi verdifull informasjon.

For å følge situasjonen bør loggingen av gassovermetning fra Brokke opprettholdes videre.

6 Potensielle effekter av gassovermetning og forsurening på blekas tilpasningsevne

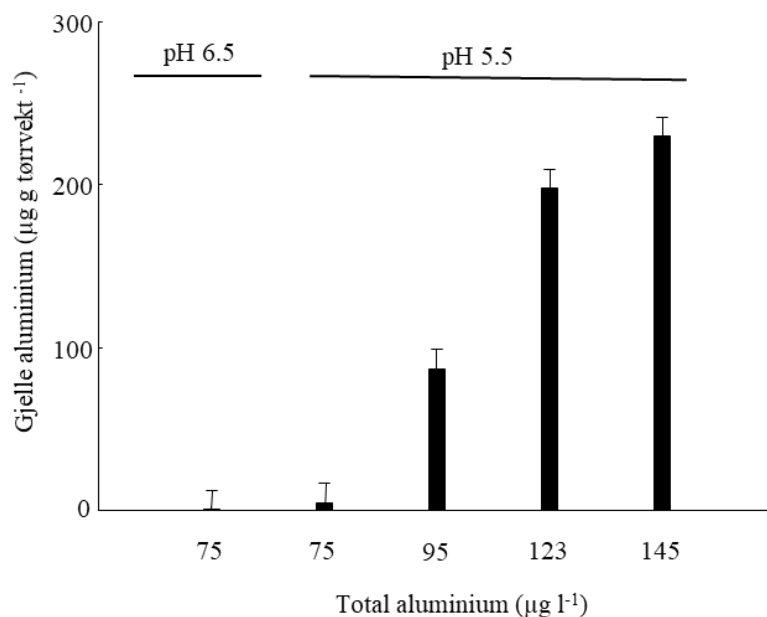
Av Erik Höglund¹, Lifen Zhou Loland² og Rolf Høgberget¹

¹NIVA, ²Universitetet i Agder

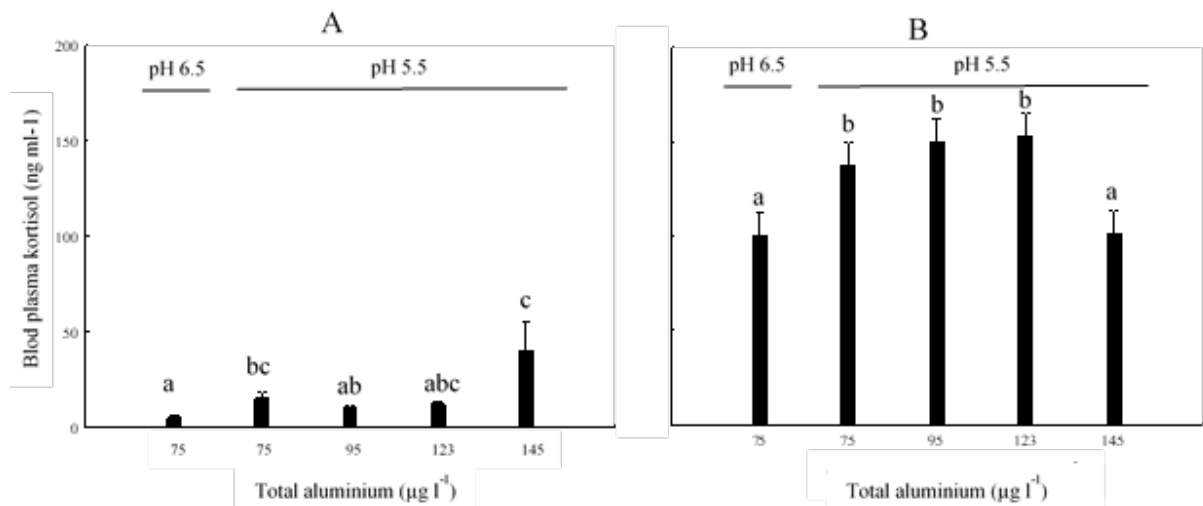
6.1 Innledning

Det er kjent at lav pH i kombinasjon med aluminium resulterer i akutte effekter som økt dødelighet og aktivering av den fysiologiske stressresponsen hos brunørret og atlantisk laks (Witterset, et. al., 1996 og Fivelstad, et. al., 2003). Madaro, et. al. (2015) viste at en langvarig eksponering til suboptimale forhold påvirker fiskens motstandsdyktighet ved ytterligere stress. Dette tyder på at ikke bare de akutte effektene av dårlig vannkvalitet kan påvirke fiskens overlevelse. Lengre eksponeringer påvirker fiskens evner til å tilpasse seg andre stressfaktorer som gassovermetning og temperaturfluktasjoner. 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 på fisk.

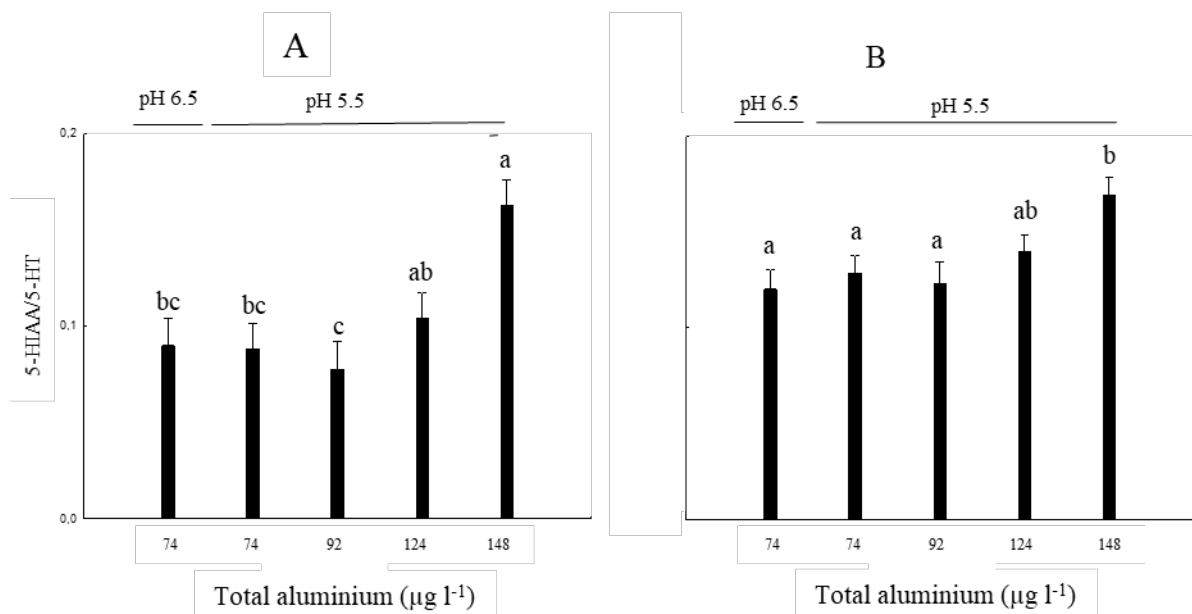
Høsten 2016 ble det gjennomført et eksperiment på Syrtveit fiskeanlegg der vi viste at lav pH og økende aluminiumskonsentrasjoner resulterer i subletale nivåer av gjelle-aluminium (**Figur 1**), noe som påvirker fiskens følsomhet ved ytterligere stress. Dette er dokumentert ved at serotoninaktiviteten ikke fulgte kortisolnivåene i stresstestet fisk ved en konsentrasjon av gjelle-aluminium på 230 µg g-l gjelle (**Figur 2 A og B**, og **Figur 3 A og B**; Höglund mfl., 2020).



Figur 1. Gjelle-aluminium målt på bleke testet i vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH 6,5 eller surgjort med H₂SO₄ til pH 5,5 og tilsatt ulike mengder AlCl₃).



Figur 2. Plasma kortisol i bleke før (A) og etter (B) en standardisert stresstest. Før stresstesten ble fisken eksponert i vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH 6,5 eller surgjort med H₂SO₄ til pH 5,5 og tilsatt ulike mengder AlCl₃). Verdier med felles små bokstaver skiller seg ikke statistisk fra hverandre.



Figur 3. Serotoninaktivitet, målt som forholdet mellom serotonin (5-HT) metabolitten 5-hydroxyindoleacetic acid (5-HIAA) og 5-HT, før (A) og etter (B) en standardisert stresstest. Før stresstesten ble fisken eksponert i vann fra Otra (total aluminium 75 µg l⁻¹ og pH 6,5 eller surgjort med H₂SO₄ til pH 5,5 og tilsatt ulike mengder AlCl₃). Verdier med felles små bokstaver skiller seg ikke statistisk fra hverandre.

Det finnes ingen norske grenseverdier for gassovermetning, men anbefalinger om at det totale gasstrykket (TG) ikke bør overstige 110 %.

Resultater fra Höglund mfl. (2020) sine studier på bleke og anbefalingen knyttet til gassovermetning, ligger til grunn for denne studien der vi ønsket å undersøke effektene av langtidseksponering av aluminium (Al) i kombinasjon med lav pH og gassovermetning og hvordan dette påvirker blekas fysiologi og stressmestringskapasitet. Dette ble gjort gjennom å eksponere grupper av bleke i seks dager i vann fra Otra (pH 6,5 + 100 % TG), vann fra Otra med 110 % gassovermetning (pH 6,5 + 110% TG), vann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt 65 µg Al l-1 (pH 5,5 Al + 100 % TG), eller vann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt 65 µg Al l-1 og 110 % gassovermetning (pH 5,5 Al + 110 % TG). Deretter ble blodprøver tatt før og etter akutt stresstest. Plasma kortisol før den akutte stresstesten (basale forhold) ble brukt som et mål på kronisk stress mens kortisol respons til den akutte stresstesten ble brukt som mål på tilpasningsdyktighet for stress.

6.2 Materiale og metode

Det ble benyttet 1+ bleke med vekt på 54 g ± 11 g (middelerdi ± standardavvik), og vanntemperatur på 8-10 oC i dette forsøket.

I gruppene pH 5,5 Al + 100 % TG og pH 5,5 Al + 110 % TG ble pH ble justert ned til 5,5 med H₂SO₄, og det ble tilsatt aluminium i form av aluminiumklorid (AlCl₃) for å oppnå en konsentrasjon på 65 µg l-1. Dette er en Al-konsentrasjon der det kan forventes at blekas tilpasningsdyktighet for stress begynner å påvirkes (Höglund mfl., 2020). I gruppene med gassovermetning (110 % TG) ble vann med 130 % gassovermetning kontinuerlig produsert og blandet med driftsvann fra Syrtveits anlegg (pH 6,5 + 100 % TG).

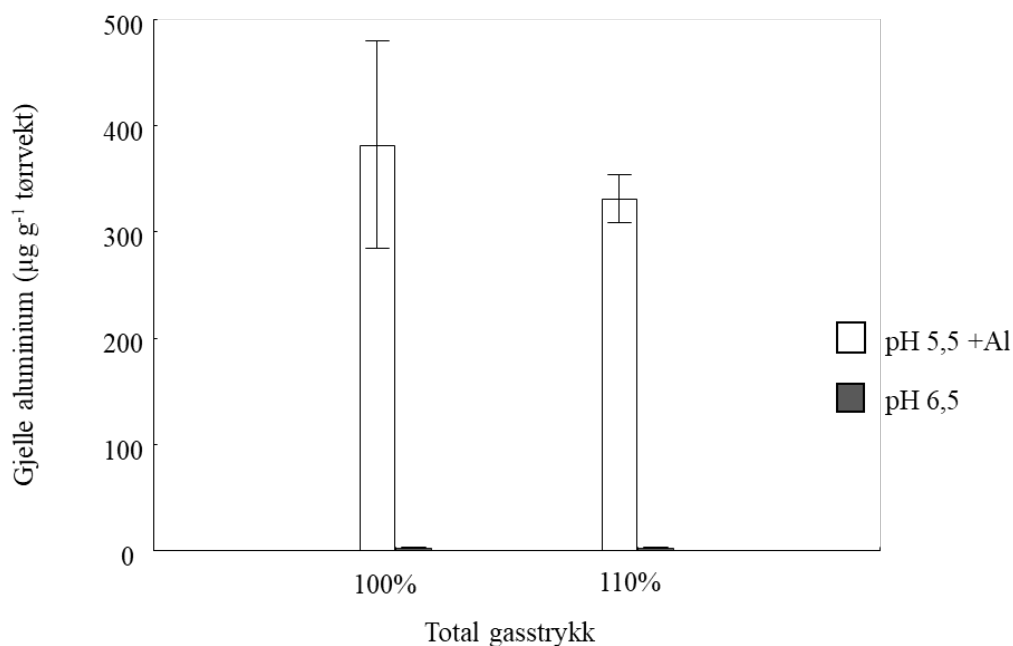
Prøver for gjelle-aluminium og plasma kortisol ble tatt etter seks dagers eksponering. For å undersøke fiskens tilpassingsdyktighet og stressfølsomhet, ble fisken utsatt for en standardisert stresstest på slutten av forsøksperioden. I denne testen ble fisken flyttet til et akvarium på 10 l, med vannivå tilsvarende høyden på fiskens ryggfinne. Fisken ble holdt i akvariet i 30 min, og før og etter testen ble det tatt blodprøver. Blodprøvene ble analysert for plasma kortisol. Plasma kortisol før den akutte stresstesten (basale forhold) ble brukt som et mål på kronisk stress og kortisol respons på den akutte stresstesten ble brukt som mål på tilpasningsdyktighet for stress.

Den eksponerte fisken ble også undersøkt for symptomer på gassovermetning. De undersøkte symptomene var; gassbobler i finner, rundt øynene og i gjeller, eksoftalmus (utstående øyne pga. trykk) og indre blødninger.

6.3 Resultater

Gjelle-aluminium

Fisk eksponert i testvann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt 65 µg Al l-1 viste en generell økning av gjelle-Al til cirka 350-380 µg g-1 tørrvekt. Det var ingen signifikant effekt av gassovermetning på gjelle-Al eller interaksjonseffekt mellom gasstrykk og lav pH. Statistikk sammen med middelerdier og standardavvik er presentert i **Figur 4**.



Two-way ANOVA

pH: $F_{(1,12)}=50, p<0.001$

Total gasstrykk: $F_{(1,12)}=0.25, p<0.62$

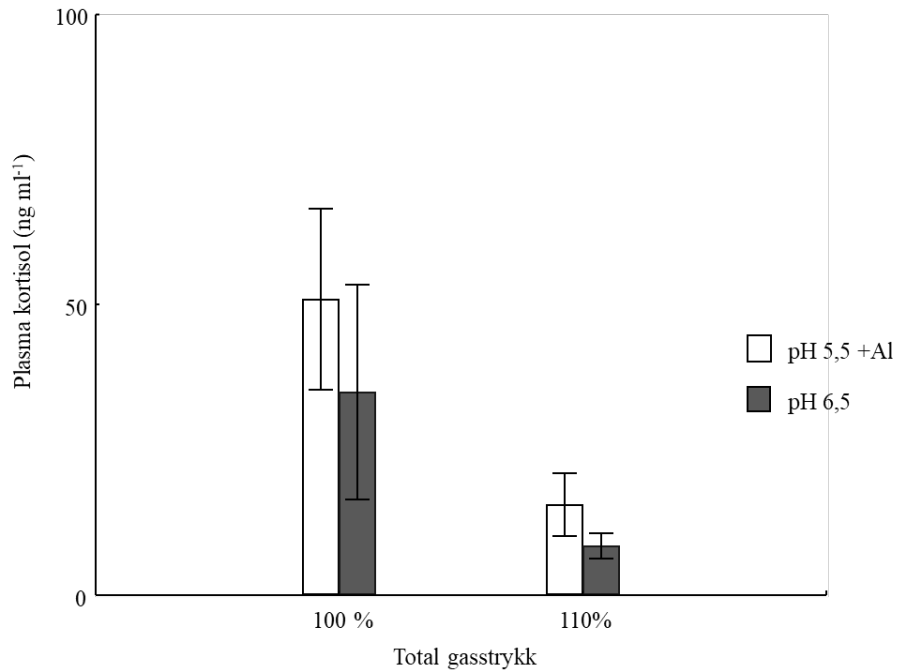
pH x total gasstrykk: $F_{(1,12)}=0.25, p<0.63$

Figur 4. Gjelle-aluminium målt på bleke eksponert i vann fra Otra (pH 6,5, 100 % TG), vann fra Otra med 110 % gassovermetning (pH 6,5 + 110 % TG), vann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt Al til $65 \mu\text{g Al l}^{-1}$ (pH 5,5 Al + 100 % TG) eller vann fra Otra surgjort til pH 5,5, tilsatt Al til $65 \mu\text{g Al l}^{-1}$ og 110 % gassovermetning (pH 5,5 Al + 110 % TG) i seks dager. Fet tekst indikerer signifikant effekt og verdiene i figuren er middelerdi \pm standardavvik.

Plasma kortisol

Eksponering i testvann med tilsetning av Al i kombinasjon med lav pH ga en økning i basale plasma kortisolverdier. Økningen var uavhengig av det totale gasstrykket. Det var også en signifikant effekt av totalt gasstrykk som var uavhengig av pH. Resultatet fra forsøket med eksponering i testvann med 110 % totalt gasstrykk, viste lavere verdier sammenlignet med 100 % totalt gasstrykk. Statistikk sammen med middelerdier og standardavvik er presentert i **Figur 5**.

Resultatet fra den akutte stresstesten viste en generell økning i plasma kortisolverdiene. Verdiene var høyere i fiskene som var eksponert for Al i kombinasjon med lav pH, sammenlignet med individer som ble eksponert for vann med pH 6,5. Effekten var uavhengig av det totale gasstrykket. Det var ingen signifikant effekt av gassovermetning eller interaksjonseffekter mellom gasstrykk og lav pH på kortisolresponsen på stresstesten. Statistikk sammen med middelerdier og standardavvik er presentert i **Figur 6**.



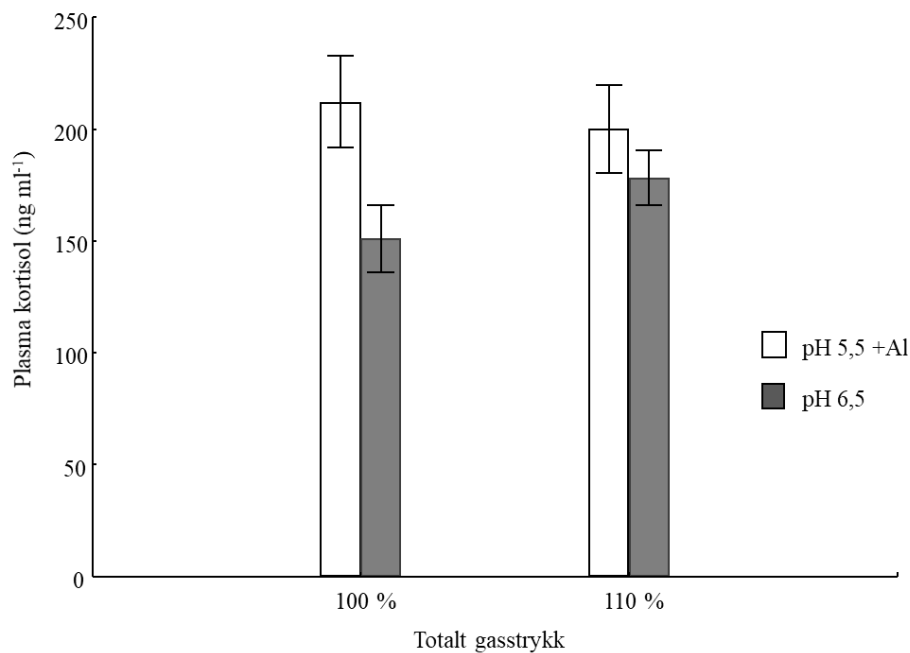
Two-way ANOVA:

pH: $F_{(1,36)}=5,6, P<0,05$

Gass overtrykk: $F_{(1,36)}=7,4, P<0,01$

pH x Gass overtrykk: $F_{(1,36)}=0,11, P<0.74$

Figur 5. Basale plasma kortisolnivåer i bleke i testvann fra Otra (pH 6,5, 100 % TG), vann fra Otra med 110 % gassovermetning (pH 6,5 + 110 % TG), vann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt Al til $65 \mu\text{g Al l}^{-1}$ (pH 5,5 Al + 100 % TG) eller vann fra Otra surgjort til pH 5,5, tilsatt Al til $65 \mu\text{g Al l}^{-1}$ og 110 % gassovermetning (pH 5,5 Al + 110 % TG) i seks dager. Fet tekst indikerer signifikante effekter og verdiene i figuren er middelerdi \pm standardavvik.



Two-way ANOVA

Totalt gasstrykk: $F_{(1,34)}=0,18, P<0,67$

pH: $F_{(1,34)}=5,4, P<0,05$

Totalt gasstrykk x pH: $F_{(1,34)}=1,2, p=0,28$

Figur 6. Plasma kortisolrespons hos bleke i en akutt stresstest i vann fra Otra (pH 6,5, 100 % TG), vann fra Otra med 110 % gassovermetning (pH 6,5 + 110 % TG), vann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt Al til 65 $\mu\text{g Al l}^{-1}$ (pH 5,5 Al + 100 % TG) eller vann fra Otra surgjort til pH 5,5, tilsatt Al til 65 $\mu\text{g Al l}^{-1}$ og 110 % gassovermetning (pH 5,5 Al + 110 % TG) i seks dager. Fet tekst indikerer signifikante effekter og verdiene i figuren er middelerdi \pm standardavvik.

Symptom på gassovermetning

Det var ingen statistisk forskjell i frekvens av gassovermetningsskade hos gruppen som var eksponert for bare gassovermetning kontra gruppen som var eksponert for en kombinasjon av gassovermetning, lav pH og aluminium (χ^2 test; $P<0,30$). Antall fisk med symptom på gassovermetning under forsøket er vist i **Tabell 1**.

Tabell 1. Antall fisk med symptom på gassovermetning. Bleke eksponert i vann fra Otra (pH 6,5 + 100 % TG), vann fra Otra surgjort til pH 5,5 og tilsatt Al til konsentrasjon på 65 $\mu\text{g l}^{-1}$ (pH 5,5 Al + 100% TG), vann fra Otra med gassovermetning (pH 6,5 + 110 % TG), vann fra Otra med gassovermetning, surgjort til pH 5,5 og tilsatt til Al på 65 $\mu\text{g l}^{-1}$ (pH 5,5 Al + 110 % TG).

Exponering	Undersøkte fisker (n)	Fisk med symptom (n)				Total	Fisk med usikre symptom
		Gass bobler	Exphothalmia	Interne blødninger			
pH 6,5+ 110% TG	10	9	2	0	9	0	
pH 5,5 Al+ 110 % TG	10	6	0	0	6	2	
pH 5,5 Al+ 100 % TG	10	0	0	0	0	0	
pH 6,5 +100% TG	10	0	0	0	0	1	

6.4 Diskusjon

I denne studien ga eksponering i vann fra Otra tilsatt $65 \mu\text{g Al l}^{-1}$ og pH på 5,5 verdi for gjelle-Al på omkring $350\text{-}380 \mu\text{g g}^{-1}$ tørrvekt. Det er høyere enn det som kan forventes etter resultatene presentert i en studie av Höglund mfl. (2020). Ettersom tilstandsformen til Al-ionene og deres toksisitet er avhengig av temperatur (Lydersen mfl., 1990) er differansen i gjelle-Al mest sannsynlig relatert til at Höglund mfl. (2020) sin studie ble utført ved 1-3 °C mens dette forsøket foregikk ved 8-10 °C.

Aluminiumberiket vann ved pH 5,5 resulterte i høyere basale kortisolnivåer. Dette er i tråd med andre studier som viser et høyere stressnivå hos fisk ved eksponering i vann påvirket av sur nedbør (Goss and Wood 1988; Whitehead mfl., 1996). Et uventet resultat var generelt lavere basalnivåer av plasma kortisol i bleke som ble eksponert for gassovermetning, til tross at fisken viste symptom på skade av gassovermetningen. I vår studie ble fisken eksponert til relativ lav gassovermetning (110 % TG), noe som reflekteres i at fisken ikke viste alvorlige symptomer på gassovermetning i form av adferdsendringer og indre blødninger (Pulg mfl., 2018). Andre studier av effekter av gassovermetning på fisk viser ingen klar trend for hvordan gassovermetning og stressresponsen henger sammen (Stenberg S.K., 2016), men det er sannsynlig at et høyere nivå av gassovermetning aktiverer den neuroendokrine stressresponsen. Vår studie indikerer stressreducerende effekt ved en relativt lav gassovermetningsgrad, men det er behov for flere studier med høyere gassovermetningsnivåer for å klarlegge de underliggende fysiologiske mekanismene for relasjonen mellom stressrespons og skade av gassovermetning.

Bleka som ble eksponert for aluminiumberiket vann ved pH 5,5 viste en høyere kortisolrespons ved stresstesten enn de som ble eksponert for gassovermetning. Det er tidligere vist at kronisk stress undertrykker responsen ved akutt stress (Madaro, et. al., 2015; Moltesen mfl., 2016). Det er også vist at en lav kronisk stressintensitet kan gi en additiv effekt på den akutte stressresponsen (Höglund mfl., 2020). I studien vår hadde bleke som ble eksponert i aluminiumberiket vann ved pH 5,5 også høyere basalnivåer av kortisol. Dette kan tyde på at det basale stressnivået ikke var høyt nok til at responsen til den akutte stressresponsen skulle undertrykkes. Det er også mulig at de lavere kortisolnivåene i bleke som ble eksponert til gassovermetning, er relatert til en undertrykt respons til den akutte stresstesten. Dette støttes ikke ved at de viser lavere basal kortisol. At stressresponsen var undertrykt i Höglund mfl. (2020) sin studie bekreftes ved det positive forholdet mellom serotonin-aktivitet i hjernen og kortisolresponsen til en akutttest ble borte ved en høyere intensitet av det kroniske stresset. Dette understreker at flere fysiologiske parametere trengs for å finne ut hvordan eksponering for gassovermetning og sur nedbør påvirker stressfølsomhet og -mestring.

Konklusjon

Basale og stressinduserte plasma kortisolnivåer indikerer ingen effekter ved 110 % totalt gasstrykk på blekas stressfølsomhet og -mestring, men ytterligere forsøk med stressfysiologiske parametere trengs for å bekrefte resultatene. Det kan heller ikke påvises noen interaksjonseffekter mellom aluminiumberiking, lav pH og gassovermetning ved totalt gasstrykk på 110 %.

7 Bunndyr og dyreplankton som indikator 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 2018-2020 ble det tatt bunndyrprøver ved ni lokaliteter i Otra og i to sidevassdrag – Dåsåna med tre lokaliteter, og Herpelandsåna (1 lokalitet). Det ble også tatt prøver av dyreplankton i Byglandsfjorden og Åraksfjorden i 2019.

7.1 Bunndyr

Av Ina Bakke Birkeland og Gaute Velle, NORCE LFI

Materiale og metode

Bunndyr er prøvetatt i regi av Blekeprosjektet i perioden 2010-2020. Fra og med 2018 er bunndyrprøvene tatt i eget prosjekt og stasjonsnettet i Dåsånassdraget er utvidet fra to til seks stasjoner. Stasjon 1 og 3 i Dåsåna ligger oppstrøms den kalkede elvestrekningen, mens stasjon 2 og 4-6 ligger nedstrøms. I perioden 2018 -2020 er det årlig tatt prøver fra alle stasjonene, både vår og høst. I 2018 ble bunndyrprøvene tatt 29.05 og 05.11, i 2019 06.05 og 22.10, og i 2020 14.06. og 14.10. En oversikt over stasjonene er vist i **Tabell 1**, og stasjonsnettet er vist på kart i **Figur 1** og **Figur 2**.

På hver lokalitet ble det tatt en sparkeprøve (Frost mfl. 1971). Metodikken er den samme som i forsurnings- og kalkingsovervåkingen (Direktoratsgruppen Vanndirektivet 2018). Prøvene ble samlet inn med en håv med åpning på 30x25 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 alle mikrohabitater, og dermed flest mulig arter. Grovt regnet utgjorde hver sparkeprøve en strekning på ca. 3 m.

Prøvene ble lagt på alkohol og sortert 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 nøyaktig beregning av ASPT-indeksen.

For å kontrollere forsurnings situasjonen på lokalitetene ble Forsurningsindeks 1 og 2 beregnet etter Fjellheim & Raddum (1990) og Raddum (1999) som beskrevet i Forsurningsveileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018. RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) er en ny forsurningsindeks først beskrevet i Veileder 02:2013. Denne indeksen vil trolig bli brukt i framtiden i overvåking av forsuring selv om noe utprøving og testing av indeksen gjenstår. Vi har anvendt RAMI, men baserer tolkingen av bunndyrdataene først og fremst på Forsurningsindeks 2. Grenseverdiene for Forsurningsindeks 2 og RAMI EQR (EQR = Økologisk kvalitetskvotient) er gitt i **Tabell 2**. Disse er basert på en ny revisjon av veilederen versjon 02:2018. Referanseverdien som er brukt i Otravassdraget i utregningen av RAMI EQR er for svært kalkfattige elver.

Tabell 1. Lokalteter for bunndyrprøver, referanse til eventuelle lokaliteter i blekeprosjektet og tilhørende GPS-koordinater. Prøvene fra Blekeprosjektet gir mulighet for å finne trender i forsurening over tid.

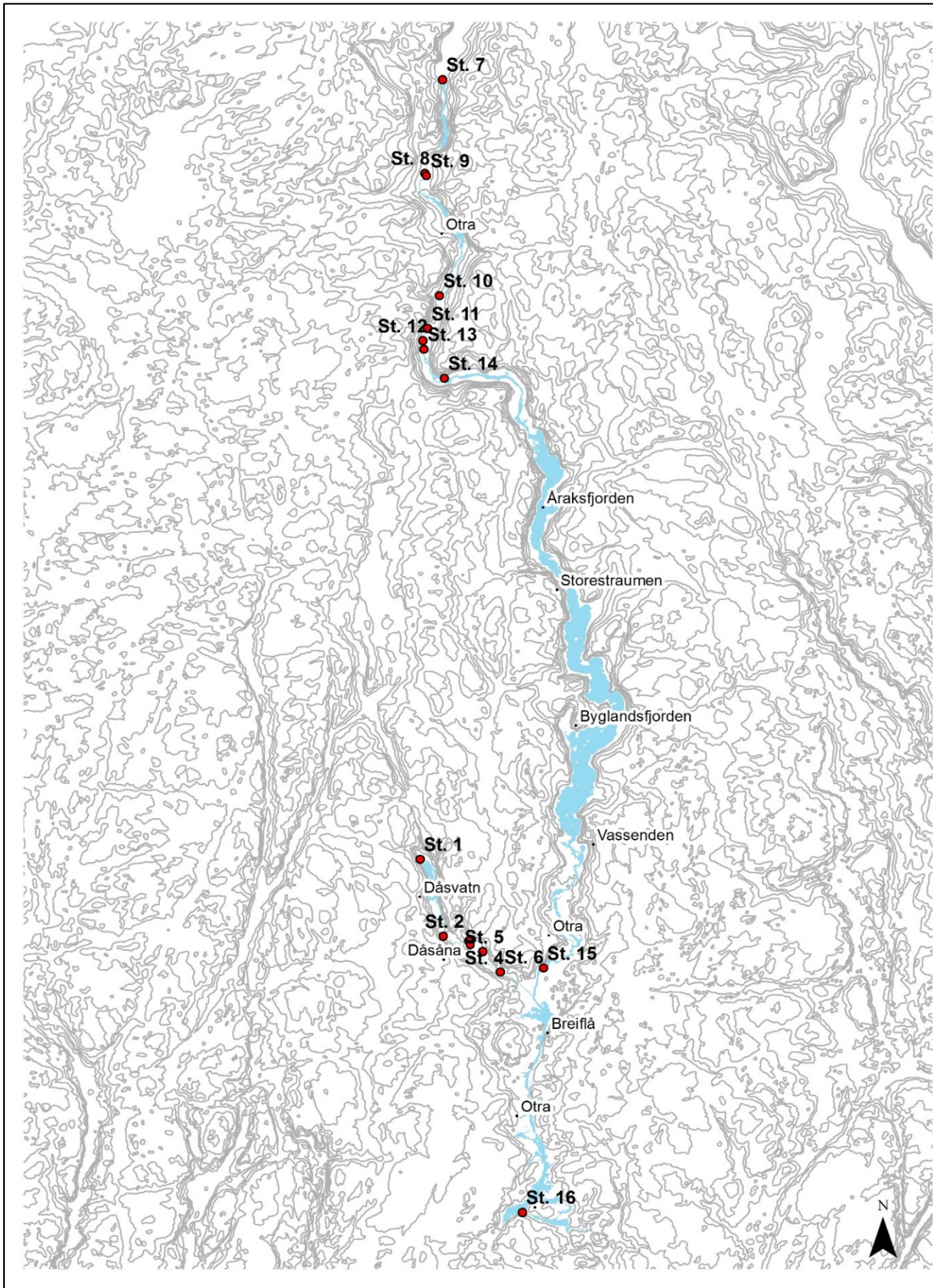
Stasjon	Lokalitetsnavn	Tilsvarende lokalitet i Blekeprosjektet	GPS-koordinater
St. 1	Storebekk		58.646635, 7.609679
St. 2	Dåsåna	St. 5	58.595668, 7.650740
St. 3	Skjerka oppstrøms doserer	St. 4	58.594260, 7.684341
St. 4	Skjerka nedstrøms doserer		58.591897, 7.686746
St. 5	Dåsåna v/Støylen	St. 6	58.588047, 7.703648
St. 6	Dåsåna v/Kallhovd		58.575340, 7.729218
St. 7	Otra v/Kveste	St. 7	59.182571, 7.523584
St. 8	Otra 200 m nedstrøms utløp Brokke	St. 8	59.117137, 7.514485
St. 9	Otra 700 m nedstrøms utløp Brokke	St. 25	59.115478, 7.517107
St. 10	Otra v/Besteland	St. 10	59.034272, 7.551999
St. 11	Otra nedstrøms Heknifossen	St. 17	59.010850, 7.541078
St. 12	Herpelandsåni	St. 31	59.002227, 7.536756
St. 13	Otra v/Langeid	St. 30	58.996425, 7.539555
St. 14	Otra v/Storøy	St. 26b	58.978041, 7.570350
St. 15	Otra v/Bryggja	St. 12	58.581109, 7.783808
St. 16	Otra v/utløp Kilefjorden	St. 1	58.412230, 7.791455

Den organiske belastningen på elvene (påvirkning fra jordbruk og eventuelt kloakkutslipp) ble undersøkt med ASPT – indeksen ('Average Score Per Taxon') (Armitage mfl. 1983), basert på bunndyrene i kvalitative prøver. 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. Grenseverdiene for ASPT-indeksen er gitt i **Tabell 4**.

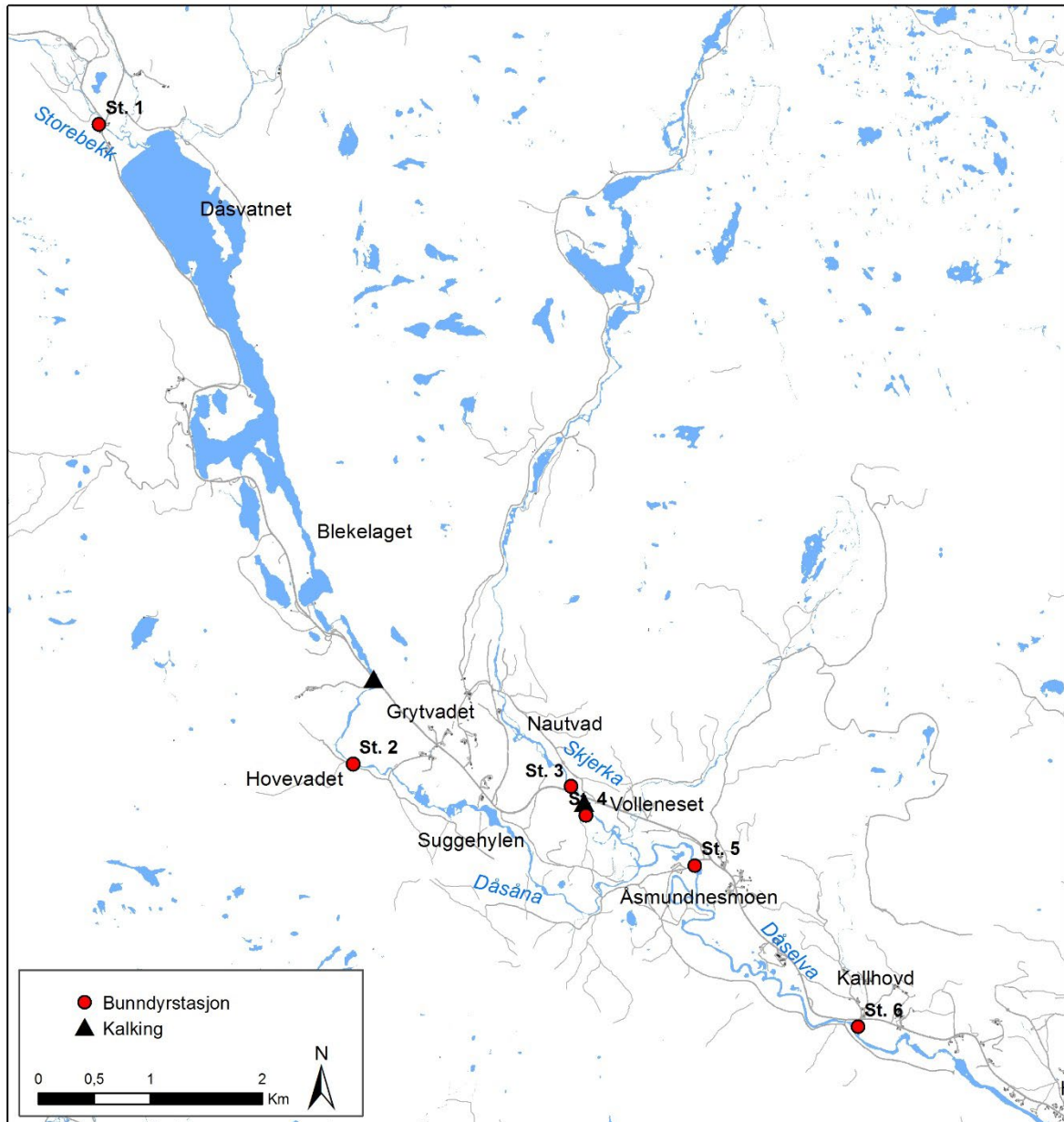
Tabell 2. Grenseverdier for forsurening basert på Forsuringsindeks 2 og RAMI, og grenseverdier for organisk påvirkning basert på ASPT indeksen.

Indeks	Økologisk status				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Forsuringsindeks 2	1	> 0,77-1,0	> 0,5-0,77	> 0,25-0,5	≤ 0,25
EQR RAMI*	> 0,85	> 0,81-0,85	> 0,75-0,81	> 0,71-0,75	≤ 0,71
EQR ASPT	> 0,99	0,99-0,87	0,87-0,75	0,75-0,64	< 0,64

* Svært kalkfattig, klare elver



Figur 1. Kart over lokalisering av stasjoner for bunndyrundersøkelser, både i Otra og i Dåsåna 2019. For bedre oppløsning over lokaliteter i Dåsåna med kalkdoserere, se etterfølgende **Figur 2**.



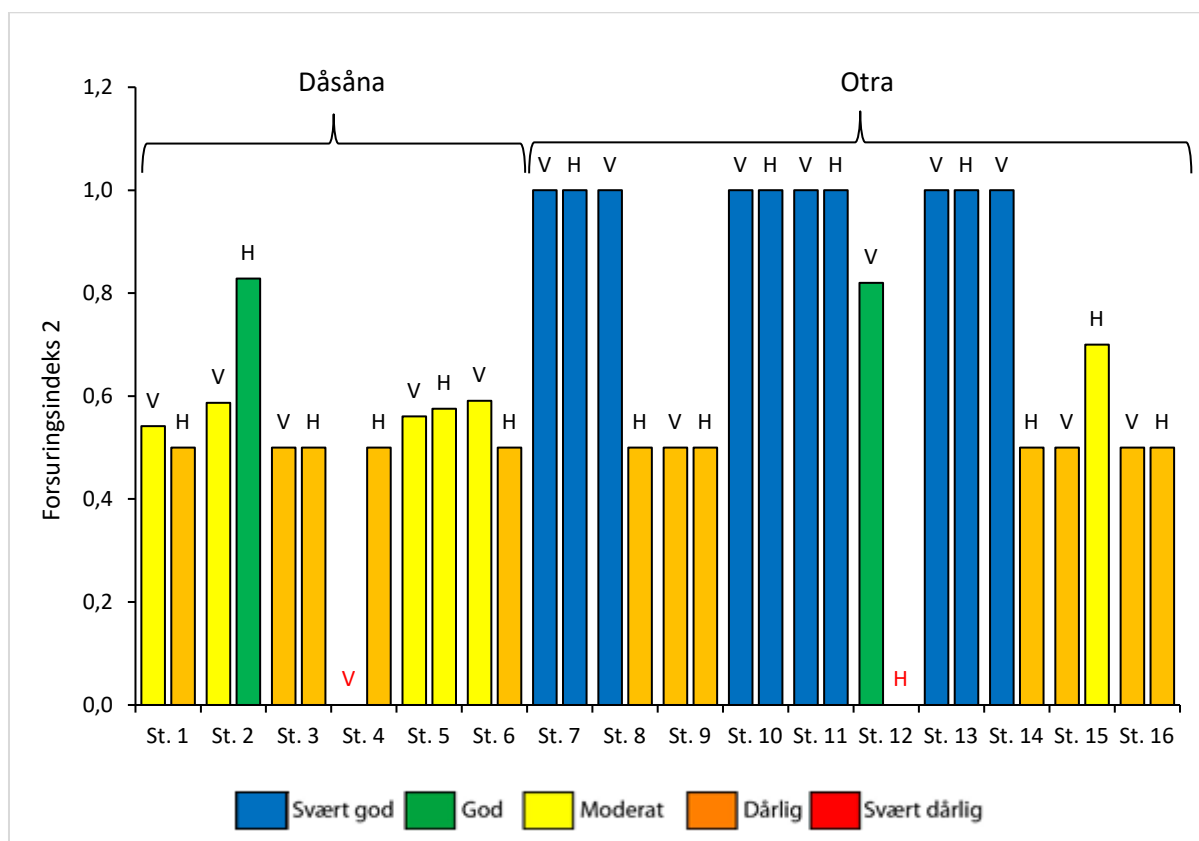
Figur 2. Kart over lokalisering av stasjoner for bunndyrundersøkelser, samt plassering av kalkdoserere, i Dåsåna 2019.

Resultater

Forsuring

Vi har valgt å fokusere på Forsuringsindeks 2 for å si noe om økologisk tilstand. Bakgrunnen for dette er at tidligere data er vurdert ut fra denne indeksen, samt at erfaring med RAMI foreløpig er liten ettersom dette er en forholdsvis ny indeks.

Oversikt over Forsuringsindeks 2 for de undersøkte lokalitetene i Dåsånassdraget og Otra 2020 er vist i **Figur 3**. Trender i forsuringssituasjonen ved de ulike stasjonene for Dåsåna og Otra er vist i hhv. **Figur 4** og **Figur 5**. Data fra årene 2010-2017 er hentet fra Barlaup m. fl. 2018. Fullstendige artslistene fra 2020 finnes i **vedlegg 2**, for 2018-2019 år henvises til Birkeland mfl. 2019 og Birkeland mfl. 2020. I **vedlegg 3, 4 og 5** følger en fullstendig oversikt over prøvetaking siden 2010, inkludert stasjoner som er byttet ut eller flyttet gjennom årene.



Figur 3. Oversikt over økologisk tilstand ved stasjonene i Dåsåna (st. 1-6) og Otra (st. 7-16) i 2020, vist ved Forsuringsindeks 2. For fullstendig oversikt over stasjonsnavn se Tabell 1. Lokaliteter for bunndyrprøver, referanse til eventuelle lokaliteter i blekeprosjektet og tilhørende GPS- koordinater. Prøvene fra Blekeprosjektet gir mulighet for å finne trender i forsuring over tid.. Verdier ≥ 1 er satt som 1 for å illustrere «svært god» økologisk tilstand. Tegnforklaringer: V = vårprøve, H = høstprøve. Forsuringsindeks 2 er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018.

Dåsånnavassdraget bærer preg av å være forsuret i 2020, da Forsuringsindeks 2 i all hovedsak indikerer «dårlig» til «moderat» tilstand (**Figur 3**). Dette gjelder ikke høstprøven ved stasjon 2, som indikerer god tilstand. Dette er første gang i løpet av overvåkingsperioden at Forsuringsindeks 2 viser god tilstand ved noen av stasjonene i Dåsåna, noe som skyldtes at det ble funnet 22 individer av den svært forsuringsfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani*. Denne har tidligere blitt funnet både ved stasjon 2 og ellers i Dåsåna, men i mye mindre antall. Den ble også funnet ved stasjon 1, 5 og 6 i 2020. Ved stasjon 4 indikerer Forsuringsindeks 2 «svært dårlig» tilstand i vårprøven og dette skyldtes at det ikke ble funnet moderat forsuringsfølsomme arter.

Figur 4 fremstiller trendene i Forsuringsindeks 2 og RAMI (vist ved EQR verdier) for stasjonene i Dåsånnavassdraget i perioden 2010-2020. Felles for alle stasjonene er at RAMI i all hovedsak indikerer bedre økologisk tilstand enn Forsuringsindeks 2 og ligger ofte over grensen for hva som defineres som «god» økologisk tilstand, mens dette ikke er tilfelle for Forsuringsindeks 2. Det ser ut til at de to indeksen til en viss grad følger de samme trendene ved flere av stasjonene.

Ved Stasjon 1 Storebekk indikerer Forsuringsindeks 2 «dårlig» til «moderat» tilstand i perioden 2018-2020 (**Figur 4**). Verdiene ligger på grensen mellom de to tilstandsklassene og er så vidt over i årene 2019 og 2020. RAMI ligger nær/på grensen for «god» tilstand gjennom perioden 2018-2020.

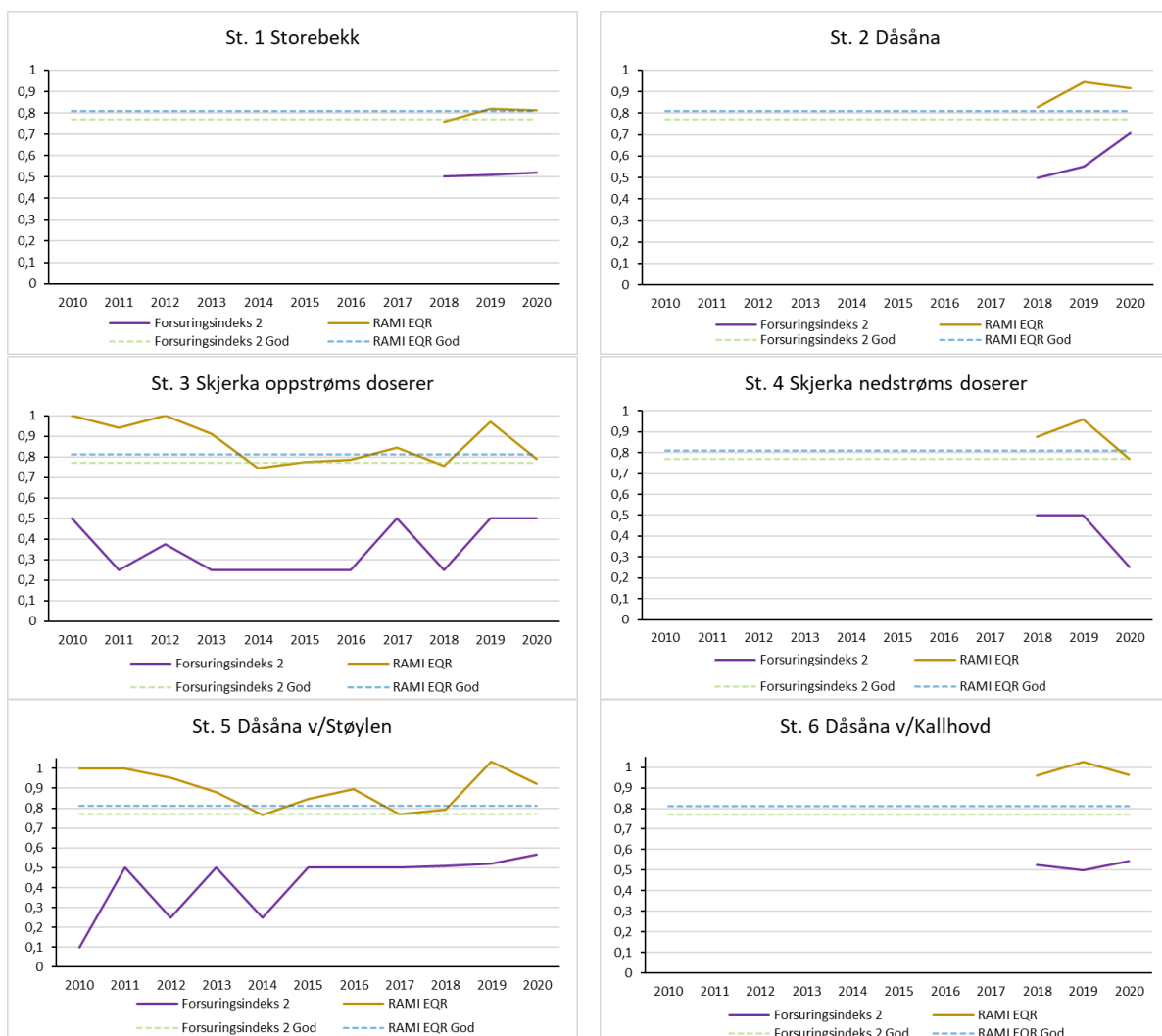
Forsuringsindeks 2 indikerer en bedring av den økologiske tilstanden ved Stasjon 2 Dåsåna i perioden 2018-2020, fra dårlig i 2018 til moderat i 2020 (**Figur 4**). Dette skyldtes, som nevnt over, en betraktelig økning i antall *B. rhodani* ved denne stasjonen sammenlignet med tidligere år. RAMI derimot indikerer en liten nedgang fra 2019-2020, selv om verdiene er over grensen for «god» økologisk tilstand i hele perioden.

Stasjon 3 Skjerka oppstrøms doserer har vært prøvetatt siden 2010. Forsuringsindeks 2 indikerer «svært dårlig» tilstand stort sett gjennom hele overvåkingsperioden, med enkelte år hvor indeksen indikerer «dårlig» tilstand (**Figur 4**). Verdiene ligger hele tiden på grensen mellom de ulike tilstandsklassene «svært dårlig/dårlig» og «dårlig/moderat». I 2019 og 2020 har tilstanden vært dårlig, men dette er første gangen gjennom perioden man ser et slikt resultat to år etter hverandre. Ved denne stasjonen indikerer RAMI tilsvarende trend som Forsuringsindeks 2 gjennom perioden, selv om den ligger høyere, men det har i motsetning vært en nedgang i tilstand fra «svært god» til «moderat» fra 2019 til 2020.

Kalkingen av Dåsånnavassdraget startet opp i 2018 (se kalkingsstasjoner i **Figur 2**), og foreløpig indikerer ikke Forsuringsindeks 2 at kalkingen har ført til en bedring av forsuringsssituasjonen for den kalkede strekningen sammenlignet med stasjon 1 og stasjon 3 på ukalket strekning. På stasjon 4 Skjerka nedstrøms doserer indikerer Forsuringsindeks 2 nedgang i tilstand fra «dårlig» i 2018 og 2019 til «svært dårlig» i 2020 (**Figur 4**). Dette er også dårligere tilstand enn hva indeksen indikerer på stasjonen oppstrøms dosereren. Også RAMI indikerer en nedgang i tilstand fra 2019 til 2020, men fra «svært god» til «moderat».

Forsuringsindeks 2 indikerer «dårlig» tilstand ved stasjon 5 Dåsåna v/Støylene i perioden fra 2015 frem til og med 2019, for å så stige til «moderat» i 2020 (**Figur 4**). RAMI indikerer en litt mer varierende trend i perioden fra 2015-2020 sammenlignet med Forsuringsindeks 2, men indikerer i 2020 «svært god» tilstand ved stasjon 5.

Ved stasjon 6 Dåsåna v/Kallhovd indikerer Forsuringsindeks 2 «moderat» tilstand i 2018 og 2020, men «dårlig» tilstand i 2019 (**Figur 4**). Indeksverdiene ligger derimot på grensen mellom de to tilstandsklassene hele veien. RAMI indikerer «svært god» tilstand gjennom hele perioden 2018-2020.



Figur 4. Forsuringstrender ved stasjonsnettet (St. 1 - St. 6) i Dåsånassystemet i perioden 2010-2020, vist ved Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR. Grønn og blå stiplede linje indikerer grenseverdien for «god» økologisk tilstand for hhv. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018.

I Otra (St. 7-16) ble det ikke funnet samme grad av forsuringsskader på bunndyrfaunaen som i Dåsånassystemet, selv om faunaen ved flere stasjoner indikerer skader som følge av forsuring i 2020 (**Figur 3**). På stasjon 7 Otra v/kveste, 10 Otra v/Besteland, 11 Otra nedstrøms Heknifossen, og 13 Otra v/Langeid indikerer Forsuringsindeks 2 «svært god» tilstand både vår og høst, mens ved stasjon 9 Otra 700 m nedstrøms Brokke og 16 Otra v/utløp Kilefjorden indikerer indeksen «dårlig» tilstand både vår og høst. Ved stasjon 8 Otra 200 m nedstrøms Brokke indikerer vårprøven «svært god» tilstand, og ikke siden 2014 har Forsuringsindeks 2 indikert svært god tilstand ved denne stasjonen, mens høstprøven indikerer «dårlig» tilstand. Forklaringen ligger i at det i 2020 ble det funnet like mange individer av *B. rhodani* som summen av forsuringfølsomme steinfluer i vårprøven. Det gjør at forholdstallet mellom døgnfluer og steinfluer settes lik 1 og dermed blir Forsuringsindeks 2 også lik 1. Også ved stasjon 14 Otra v/storøy indikerer Forsuringsindeks 2 «svært god» tilstand i vårprøven og «dårlig» tilstand i

høstprøven. Forsuringsindeks 2 ved stasjon 12 Herpelandsåni indikerer «god» og «svært dårlig» økologisk tilstand hhv. vår og høst. Dette er første gangen det er indikert «god» tilstand i en prøve ved denne lokaliteten. Det ble funnet 8 individer av *B. rhodani* i vårprøven og dette er også første gangen denne arten er registrert ved denne stasjonen siden den ble inkludert i prøvetakingen i 2015. Det blir derfor spennende å se i årene som kommer om arten fortsetter å dukke opp. *B. rhodani* finnes ellers ved alle stasjoner som blir prøvetatt i restfeltet ved Hekni, hvor Herpelandsåni har utløp. Ved St. 15 Otra v/Bryggja (nedenfor Fennefoss) viser Forsuringsindeks 2 «dårlig» økologisk tilstand på våren og «moderat» om høsten (**Figur 3**).

Figur 5 fremstiller trendene i Forsuringsindeks 2 og RAMI (vist ved EQR verdier) for stasjonene i Otra i perioden 2010-2020. Sammenlignet med stasjonene i Dåsånnavassdraget er det i mindre grad store forskjeller mellom Forsuringsindeks 2 og RAMI i Otra, og på flere av stasjonene indikerer de to indeksene samme økologiske tilstand.

På stasjon 7 indikerer både Forsuringsindeks 2 «svært god» økologisk tilstand gjennom hele overvåkingsperioden 2010-2020, foruten en liten nedgang til «god» tilstand i 2018 (**Figur 5**). Det er funnet flere svært forsuringfølsomme arter ved denne stasjonen gjennom årene bl.a. *B. rhodani*, *B. fuscatu*s/*scambu*s og *Nigrobaetis niger*. RAMI indikerer også «svært god» økologisk tilstand gjennom hele overvåkingsperioden 2010-2020.

På de to lokalitetene mellom utløpet av Brokke kraftverk og dammen ved Rysstad (stasjon 8 og stasjon 9) kan det se ut som at forsuring har vært et problem gjennom overvåkingsperioden da Forsuringsindeks 2 indikerer «svært dårlig» til «moderat» økologisk tilstand (**Figur 5**). Det som karakteriserer bunndyrfaunaen på denne strekningen er at den er svært fåtallig, dvs. vi finner lite dyr i prøvene. Dette ble også dokumentert i en kvantitativ undersøkelse (Velle mfl. 2017) som sammenlignet prøver fra stasjon 9 og fra en lokalitet like ovenfor utløpet av kraftverket. Det var lavt antall dyr pr. m², og lav diversitet på lokaliteten nedstrøms kraftverket. Det har tidligere blitt rapportert om problemer med gassovermetning fra kraftverket på denne strekningen (Barlaup mfl. 2015; Pulg mfl. 2016; Pulg mfl. 2018), og Velle mfl. 2017 konkluderte med at gassovermetning kan være hovedårsaken til redusert økologisk tilstand ved lokalitetene, og at forsuring også kan være en medvirkende faktor. Målinger av gassovermetning viser også at det våren 2019 forekom episoder med gassovermetning på denne strekningen. RAMI indikerer varierende grad av forsuring ved både stasjon 8 og stasjon 9 gjennom perioden, fra «svært dårlig» tilstand i enkelte år til «svært god» i andre.

I restfeltet nedstrøms Tjurrmodammen (stasjon 10, 11 og 13) indikerte Forsuringsindeks 2 «god» til «svært god» økologisk tilstand i perioden 2010-2020 (**Figur 5**). Det har vært rapportert gode forhold ved disse stasjonene, med unntak av noen indikasjoner på forsuringproblemer på stasjon 10 i 2011 og 2015-2016. Indikasjonene på forsuring har tidligere blitt knyttet til gassovermetning fra Brokke kraftverk og fra inntaket til Hekni kraftverk ved Tjurrmodammen (Barlaup mfl. 2018). Hadde vannet fra Tjurrmodammen vært så surt at faunaen på stasjon 10 hadde fått sterke forsuringsskader, ville vi også ha sett forsuringsskader på bunndyrfaunaen på de to andre lokalitetene nedstrøms i restfeltet (stasjon 11 og stasjon 13).

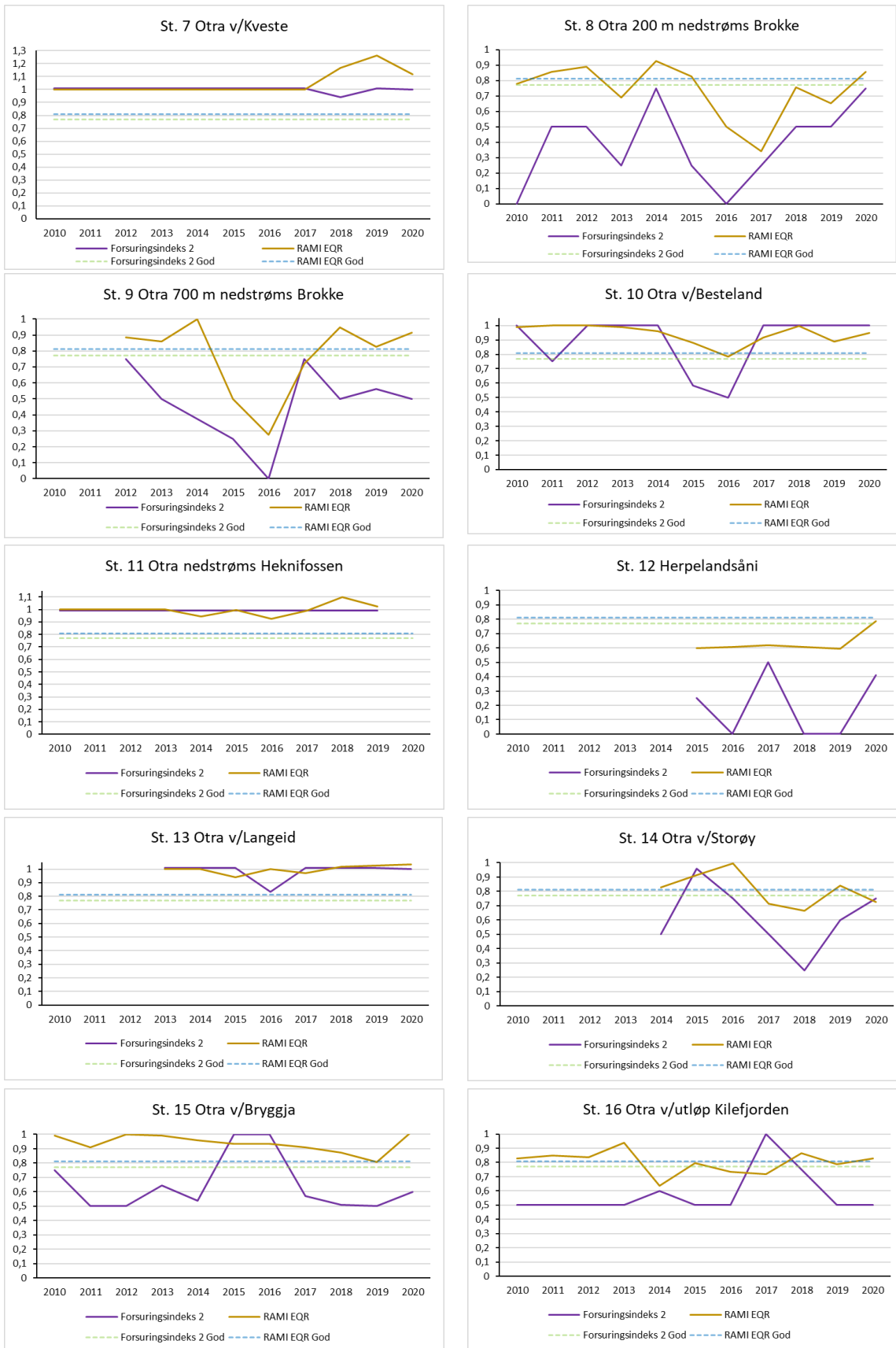
Forsuringsindeks 2 i Herpelandsåni (stasjon 12) indikerer «svært dårlig» til «dårlig» tilstand gjennom overvåkingsperioden (**Figur 5**). Herpelandsåni er den eneste større elven som renner ut i restfeltet ved Hekni etter at Kvernåna ved Besteland ble overført til Brokke sør. Det ser imidlertid ikke ut som det sure vannet fra Herpelandsåni får noen effekt på bunndyrfaunaen i restfeltet.

At det ikke er oppdaget konsistente forsuringsskader på bunndyrfaunaen i restfeltet tyder også på at det ikke er forsuring 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, så kunne vi forvente at faunaen i restfeltet også var skadet.

Nedenfor restfeltet og utløpet av Hekni kraftverk (stasjon 14) indikerer Forsuringsindeks 2 en økning fra «dårlig» til «moderat» tilstand i perioden 2018-2020 (**Figur 5**). Fra 2015 til 2018 indikerer forsuringsindeks 2 en jevn forverring av forsuringssituasjonen ved denne stasjonen. Det er usikkert hva disse lave verdiene skyldes. Episoder med sur nedbør kan være en forklaring, og f.eks. i 2017 var det ganske kraftige episoder med surt vann som ble knyttet til lave indeksverdier for forsuring (Barlaup mfl. 2018). En annen medvirkende årsak 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 lengre nede var elva breiere, dypere og mer sakteflytende og med finere substrat. Dette kan muligens ha påvirket indeksverdiene etter flyttingen. Vi ønsket å teste hypotesen om at habitatet påvirker økologisk tilstand i 2019, men på grunn av høy vannføring på prøvetakingstidspunktet var det ikke mulig å ta prøve ved gammel lokalitet. Vi ønsker å prøve igjen på dette i 2020.

Ved stasjon Otra ved Bryggja (nedenfor Fennefoss) indikerer Forsuringsindeks 2 «dårlig» til «moderat» tilstand gjennom overvåkingsperioden, med unntak av 2015 og 2016 hvor indeksen indikerte svært «svært god» tilstand (**Figur 5**). RAMI har indikert ingen forsuringproblemer for bunndyra på denne lokaliteten til alle tidspunkt tidligere. Selv om det foreløpig er lite erfaring med den nye indeksen, skyldes det sannsynligvis at RAMI inkluderer flere bunndyrarter/grupper enn Forsuringsindeks 2. Den sistnevnte er også mer knyttet til strykstrekninger, og lokaliteten ved Bryggja er sakteflytende med sand og grusbunn der sand dominerer.

Ved utløp til Kilefjorden (St. 16) har Forsuringsindeks 2 indikert «dårlig» økologisk tilstand gjennom perioden 2010-2020, foruten i 2014, 2017 og 2018 hvor indeksen indikerer «moderat» til «svært god» tilstand (**Figur 5**). RAMI varierer stort gjennom perioden 2010-2020 og er i løpet av årene innom alle tilstandsklasser. For årene 2018-2020 indikere RAMI hhv. «svært god», «moderat» og «god» tilstand.

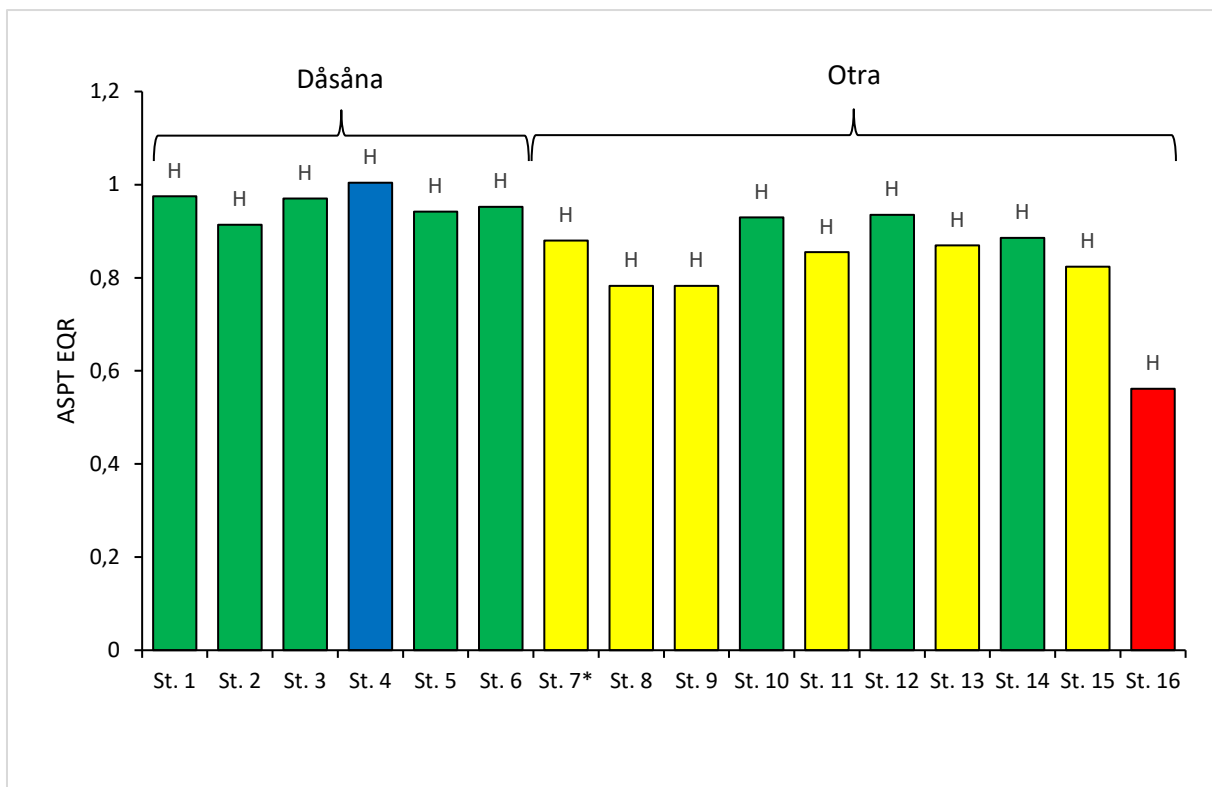


Figur 5. Forsuringstrender ved stasjonsnettet (St. 7 - St. 16) i Otra i perioden 2010-2020, vist ved Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR. Grønn og blå stiptet linje indikerer grenseverdien for «god» økologisk tilstand for hhv. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018.

Organisk belastning

ASPT (vist ved EQR verdier) for lokaliteter i Dåsånassdraget og Otra 2020 er vist i **Figur 6**. Trender i eutrofieringssituasjonen ved de ulike stasjonene i Dåsåna og Otra er vist i hhv. **Figur 7** og **Figur 8**. Data fra årene 2010-2017 er hentet fra Barlaup m. fl. 2018. I **vedlegg 3** og **4** følger en fullstendig oversikt over prøvetaking siden 2010, inkludert stasjoner som er byttet ut eller flyttet gjennom årene. Resultatene fra utregningen av ASPT-indeksen må tolkes med forsiktighet siden de bare er basert på en prøve per lokalitet.

I Otra indikerer ASPT-indeksen at majoriteten av stasjonene er moderat påvirket av organisk belastning i 2020. Det er kun stasjon 10, 12 og 14 hvor indeksen indikerer «god» tilstand, mens den indikerer «svært dårlig» tilstand på stasjon 16 (**Figur 6**).

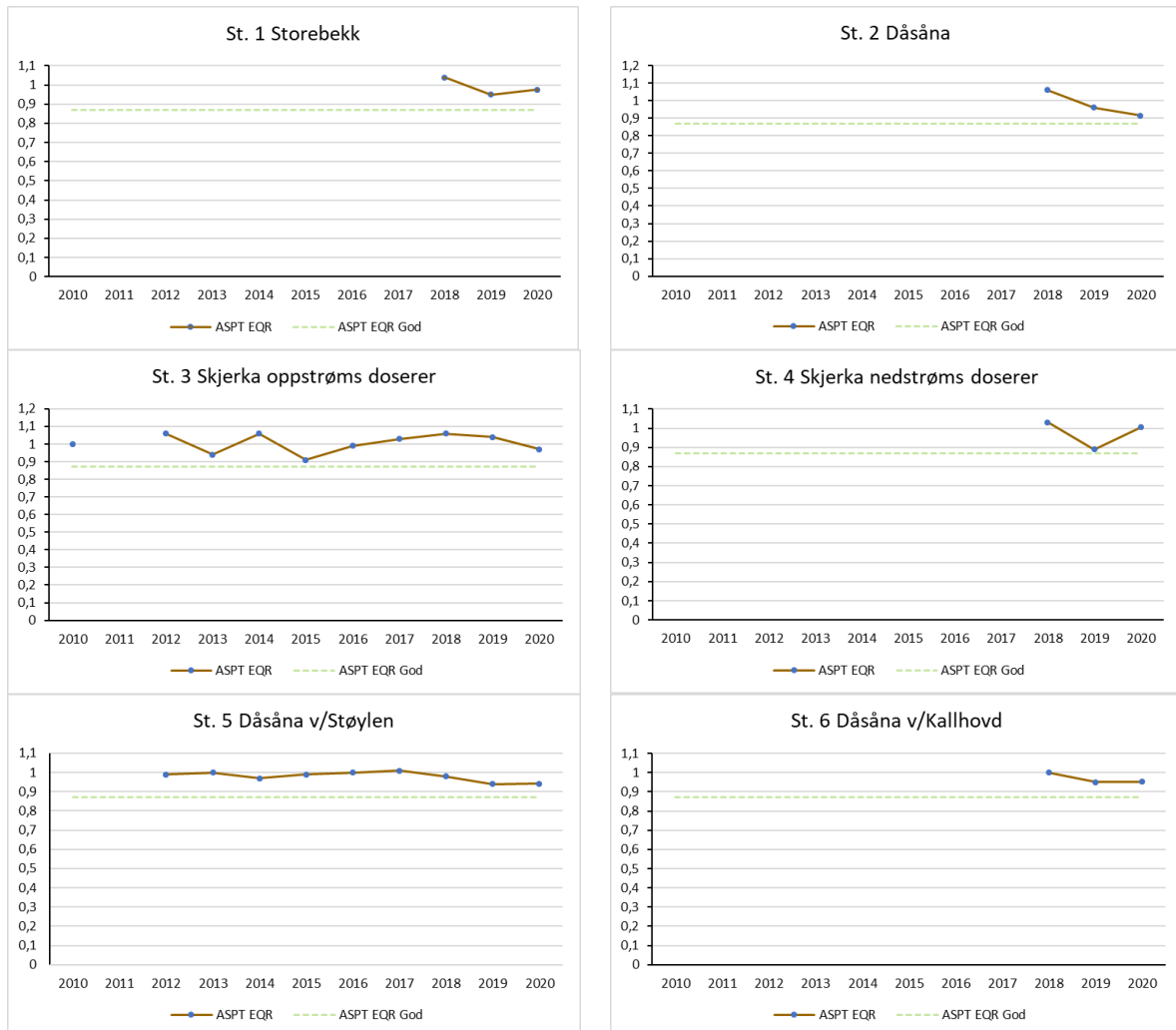


Figur 6. Oversikt over den økologiske tilstanden på de ulike stasjonene i Dåsåna (stasjon 1-6) og Otra (stasjon 7-16) 2020 vist ved ASPT-indeks (EQR-verdier). For fullstendig oversikt over stasjonsnavn se Tabell 3. Tegnforklaringer: H = høstprøve, * = indeksverdi ligger på grensen mellom to tilstandsklasser og den dårligste er fremstilt i grafen. ASPT EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018.

I Dåsånassdraget har det ikke vært noen indikasjon på organisk belastning i 2020 (**Figur 6**). Økologisk tilstand har vært «god» for alle stasjoner utenom stasjon 4 hvor det fremgår «svært god» økologisk tilstand mtp. organisk belastning. Det er heller ikke rapportert om organisk belastning i Dåsåna tidligere (**Figur 7**).

Det har vært indikert varierende grad av eutrofiering i Otra gjennom årene (**Figur 8**) og ASPT indeksen har i all hovedsak variert rundt grenseverdien for «god» tilstand ved de fleste stasjoner. Dette indikerer at eutrofiering ikke er et stort problem i Otra. Ved St. 8 og St. 9 nedstrøms Brokke kraftverk kan problemene knyttet til gassovermetning påvirke indeksen. I de fleste år har ASPT indeksen indikert redusert økologisk tilstand, i noen år mer enn andre. Enn så lenge vet man for lite om gassovermetning til å konkludere med at det vil påvirke ASPT-indeksen. Gassovermetning kan i utgangspunktet føre til

lavere biologisk mangfold ved lokalitetene slik at grupper som er følsomme for organisk belastning mangler. Ved St. 14 (Otra ved Storøy) indikerer ASPT «god» økologisk tilstand.



Figur 7. Trender for organisk belastning ved stasjonsnettet (St. 1 - St. 6) i Dåsånnavassdraget i perioden 2010-2020, vist ved ASPT EQR. Grønn stiplet linje indikerer grenseverdien for «god» økologisk. ASPT EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018.

Ser en på ASPT-indeksen for tidligere år ser man år til år variasjon i økologisk tilstand basert på denne indeksen. Dette kan skyldes at vi befinner oss i sjiktet mellom de ulike klassegrensene, noe som var spesielt tydelig i 2018. Det er noe landbruk oppstrøms St. 14, for eksempel hold av storfe rett nedstrøms lok 13 (Otra ved Langeid). Det er også mulig at ASPT er påvirket av habitatet, på tilsvarende måte som for Forsuringsindeks 2 (som beskrevet ovenfor). Vi ønsker å ta en ekstra prøve ved den gamle lokaliteten på elvestrekningen for bedre å vurdere hva som påvirker indeksene.

I Herpeldalsåni (St. 12) er det ikke tegn på organisk belastning gjennom undersøkelsesperioden.

I Otra nedenfor Byglandsfjord viser indeksen en nedgående trend i årene 2017-2020 på lokaliteten nedenfor Fennefoss (St. 15) og tilsvarende på den nederste lokaliteten på utløpet av Kilefjorden (St. 16) i perioden 2018-2020. Denne lokaliteten har hatt flere år med dårlig og moderat økologisk tilstand, foruten i 2018 hvor lokaliteten hadde «svært god» økologisk tilstand. Om nedsatt økologisk tilstand 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.



Figur 8. Trender for organisk belastning ved stasjonsnettet (St. 7 - St. 16) i Otrå i perioden 2010-2020, vist ved ASPT EQR. Grønn stiple linje indikerer grenseverdien for «god» økologisk tilstand. ASPT EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018.

Samlet vurdering

I Dåsånassdraget viser resultatene at bunndyrsamfunnet er påvirket av forsuring. Dette gjenspeiles i kraftige til moderate forsuringsskader på bunndyrsamfunnet og foreløpig indikerer Forsuringsindeks 2 at kalkingen ikke har ført til en større bedring av forsuringssituasjonen for den kalkede strekningen sammenlignet med stasjon 1 og stasjon 3 på ukalket strekning. Et klart unntak var høstprøven tatt i 2020 ved stasjon 2, som indikerer god tilstand. Dette er første gang i løpet av overvåkingsperioden at Forsuringsindeks 2 viser god tilstand ved noen av stasjonene i Dåsåna, noe som skyldtes at det ble funnet 22 individer av den svært forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani*.

Felles for stasjonene med ulik tilstand på vår- og høstprøver var at vårprøvene gjenspeilte dårligst forsuringstilstand. Det er ingen tegn på organisk belastning i Dåsånassdraget.

Prøvetaking av bunndyrsamfunnet i Otra ovenfor Brokke Kraftverk viser ingen antydning til forsuringproblemer eller organisk forurensing. På strekningen mellom Brokke Kraftverk og bassenget ved Rysstad indikerer forsuringsindeks 2 «dårlig» økologisk tilstand, dvs. kraftige forsuringproblemer. ASPT-indeksen indikerer «moderat» økologisk tilstand i 2020. Det er gassovermetning som knyttes til problemene for bunnfaunaen her, men forsuringsskade i forbindelse med sure episoder kan ikke utelukkes da tidvis meget lav pH registreres på vannkjemistasjoner nedstrøms Brokke.

I restfeltet nedenfor Tjurrmodammen er det i 2020 ingen antydninger til forsuringproblemer. To stasjoner i restfeltet viser tegn til organisk belastning. Ved Herpelandssåni som renner inn i restfeltet viser vårprøven i 2020 god økologisk tilstand, noe som er en betydelig endring fra 2019 og flere tidligere år da prøvene viste kraftig forsuring og «svært dårlig» økologisk tilstand. Organisk belastning er ikke et problem her.

Lokaliteten nedstrøms Hekni kraftverk (St. 14) viser i 2020 et bunndyrsamfunn med økologisk tilstand som varierer fra «svært god» i vårprøven til «dårlig» i høstprøven og også tidligere år har prøvesvarene variert på denne stasjonen. Det er usikkert hva dette skyldes, men det kan være at habitatet ved bunndyrstasjonen ikke er godt egnet. For lokalitetene nedstrøms Byglandsfjorden i 2020 viser både stasjon 15 og stasjon 16 tegn til sterk forsuring og «dårlig» økologisk tilstand. Disse stasjonene har vist moderate forsuringsskader på flere tidspunkt tidligere, men det er usikkert på om dette skyldes forsuring eller at begge lokalitetene har sakteflytende vann og dermed lite egnet bunns substrat for bunndyrundersøkelser. Også ASPT-verdiene har variert kraftig på disse lokalitetene, og viser for 2020 mye organisk belastning ved stasjon 16.

7.2 Dyreplankton og litorale krepsdyr

Av Anders Hobæk, NIVA

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. Det ble tatt prøver i juni, juli, september og oktober, til sammen fire ganger. Ved hver dato ble det tatt to håvtrekk, med unntak av Åraksfjorden i september (bare ett trekk). Det ble også tatt prøver av litorale krepsdyr i begge innsjøene. Disse ble tatt som horisontale håvtrekk på en stasjon i hver av innsjøene. På grunn av dårlig vær gikk prøvetaking i august ut, og prøver ble derfor bare tatt i juni og oktober 2019.

Dyreplankton

Ved opparbeidelse av prøver ble begge håvtrekkene slått sammen til en prøve. Prøvene ble gjennomgått under stereolupe (6-50 X forstørrelse), og enkelte artsbestemmelser kontrollert i mikroskop (opp til 400 X forstørrelse). Resultatene er presentert som dominans, dvs. andelen av de enkelte artene i hver prøve. Det var betydelig forskjell i mengden dyr i prøvene, og prøven fra Åraksfjorden i juni skilte seg særlig ut med svært mange individer.

Resultatene viste stor likhet med resultater fra tidligere år (2010 -2016), og også med den mer omfattende prøvetakingen i Byglandsfjord i 2017 i regi av ØKOSTOR-prosjektet (Lyche Solheim mfl. 2019). Dyreplanktonet var 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 kindtii* mer fåtallig. Resultater fra 2019 er vist i **Tabell 3** og **Tabell 4**.

Vannloppen *H. gibberum* var vanlig i Byglandsfjorden, men fantes bare sporadisk i Åraksfjorden. Derimot var vannloppen *D. brachyurum* vanlig i Åraksfjorden til og med juni, men bare tre individer ble funnet i prøver fra Byglandsfjorden. Også for den største av hoppekrepsene, *H. saliens*, var det forskjell mellom innsjøene. Arten fantes i betydelig antall i prøvene fra Byglandsfjorden, men bare enkeltindivider ble registrert i Åraksfjorden. Disse mønstrene er de samme som observert tidligere i 2010 - 2016, og er dermed neppe 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 – 2016. Det skal likevel pekes på at ett enkelt individ av hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* ble funnet i Åraksfjorden. Denne arten er et nytt innslag i disse innsjøene. Arten er moderat forsuringstolerant og har etablert seg i flere innsjøer etter kalking og/eller generell forbedring i vannkvalitet etter at forsuringen har avtatt.

Prøvene fra Åraksfjorden i september og oktober inneholdt mye rusk, trolig virvlet opp fra sedimenter. Her var også mange skallrester fra bunn- og strandlevende vannlopper. Det kan virke som stasjonen i Åraksfjorden er særlig utsatt for dette, da det samme forholdet har forekommet også tidligere år.

Blant de registrerte artene kan *K. hiemalis*, *B. longimanus*, *L. kindtii* og *M. laciniatus* regnes som moderat forsuringstolerante. Forekomst av disse tyder på at forsuringen i innsjøene er moderat. ØKOSTOR-undersøkelsene pekte også på ubetydelig forsuringsskade for faunaen av litorale og planktoniske krepsdyr. I Byglandsfjorden ble også enkelt-individer av hjuldyret *Keratella serrulata* påvist. Denne arten er knyttet til naturlig sure og humøse vannkvaliteter, og er også kjent fra mange forsurete lokaliteter. Arten har også tidligere vært påvist i en eller begge innsjøer ved alle undersøkelser 2010-2016.

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 3. Dyreplankton i Byglandsfjord ved Grendi i 2019. 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). Arter merket 'L' er primært litorale eller bunnlevende former.

Byglandsfjorden	04.06.2019	15.07.2019	19.09.2019	10.10.2019
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Holopedium gibberum</i>	**	**		+
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		+		
<i>Bosmina longispina</i>	***	***	****	***
<i>Polyphemus pediculus</i>		*		
<i>Bythotrephes longimanus</i>	+	+		+
<i>Leptodora kindtii</i>	+	*	*	*
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Cyclops scutifer</i> ad.	**	**	+	
<i>Cyclops scutifer</i> copepoditter	*	**	**	**
Cyclopoide nauplii	*	**	*	*
<i>Eudiaptomus gracilis</i> ad.	**		****	***
<i>Eudiaptomus gracilis</i> copepoditter	+	***		
<i>Heterocope saliens</i> ad.		**	*	*
<i>Heterocope saliens</i> copepoditter	**	*		
Calanoide nauplii	***	+	+	
Hjuldyr (Rotatoria)				
<i>Kellicottia longispina</i>	**	**	*	*
<i>Keratella hiemalis</i>	**	*	+	+
<i>Keratella cochlearis</i>	*			
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	**	***	*	**
Ubestemt art	+	+		

Tabell 4. Dyreplankton i Åraksfjorden ved Visli i 2019. 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		04.06.2019	15.07.2019	19.09.2019	10.10.2019
Vannlopper (Cladocera)					
	<i>Holopedium gibberum</i>	+	+		
L	<i>Sida crystallina</i>	+			
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	+	**		
	<i>Bosmina longispina</i>	*****	***	**	**
	<i>Polyphemus pediculus</i>	*	**		
	<i>Bythotrephes longimanus</i>	+	*		
	<i>Leptodora kindtii</i>	+	*		+
L	<i>Scapholeberis mucronata</i>		+		
L	<i>Acroperus harpae</i>		+	+	+
L	<i>Alonella nana</i>				+
L	<i>Chydorus cf. sphaericus</i>		+		
Hoppekreps (Copepoda)					
L	<i>Megacyclops gigas</i>			+	
	<i>Cyclops scutifer</i> adulte	*	**	+	+
	<i>Cyclops scutifer</i> copepoditter	***	***	*	*
	Cyclopoide nauplii	*	**	*	*
	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>		+		
	<i>Eudiaptomus gracilis</i> adulte	****	*	**	***
	<i>Eudiaptomus gracilis</i> copepoditter		****	**	*
	<i>Hetercope saliens</i> adulte	+	+		+
	<i>Hetercope saliens</i> copepoditter				
	Calanoide nauplii	***	***		+
Hjuldyr (Rotatoria)					
	<i>Kellicottia longispina</i>	*	*	*	*
	<i>Keratella hiemalis</i>	*	**		
	<i>Keratella cochlearis</i>		*		
	<i>Keratella serrulata</i>	+			
L	<i>Lecane</i> sp.			+	
	<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	**	***	*	*
	<i>Ploesoma hudsoni</i>	+	+		
	<i>Polyarthra</i> sp.	+		+	

Litorale krepsdyr

Prøvene av litoral fauna inneholdt få arter og individer sammenlignet med tidligere år. Dette skyldes høy vannstand ved begge prøvetidspunkt. Det ble derfor registrert færre arter enn tidligere. Blant artene registrert i 2019 er alle påvist tidligere (2010-2016) med unntak av vannloppen *Alona intermedia*. Resultatene er sammenstilt i **Tabell 5**.

Tabell 5. Krepsdyr i litorale prøver i Byglandsfjorden ved Grendi og Åraksfjorden ved Visli i 2019. Prøvene er tatt om horisontale håvtrekk i strandsonen. Håvens diameter var 25 cm, maskevidde 90 µm. Mengdeforhold er gitt fra «+» (<10 ind.) via «*» (få) til «*****» (dominerende). Markering 'S' indikerer at arten bare er registrert som skallrester.

	Byglandsfjorden		Åraksfjorden	
	04.06.2019	10.10.2019	04.06.2019	10.10.2019
Vannlopper (Cladocera)				
<i>Holopedium gibberum</i>	*			
<i>Sida crystallina</i>	+			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			*	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>				S
<i>Bosmina longispina</i>	****	***	***	**
<i>Eurycercus lamellatus</i>				*
<i>Alonopsis elongata</i>	+	+	S	*
<i>Acroperus harpae</i>		+	+	*
<i>Alona affinis</i>	+		S	+
<i>Alona intermedia</i>				+
<i>Alonella nana</i>			+	*
<i>Alonella excisa</i>			+	*
<i>Chydorus cf. sphaericus</i>			S	
<i>Graptoleberis testudinaria</i>				+
<i>Polyphemus pediculus</i>	+		**	+
<i>Bythotrephes longimanus</i>			+	
<i>Leptodora kindtii</i>	*			
Hoppekreps (Copepoda)				
<i>Cyclops scutifer</i> ad.	*	+	+	+
<i>Cyclops scutifer</i> copepoditter	+	+	*	*
<i>Acanthocyclops capillatus</i>				+
<i>Macrocyclus albidus</i>			+	
<i>Marocyclops fuscus</i>				+
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+			*
<i>Eucyclops</i> sp. copepoditter		+		+
Cyclopoide nauplii			+	
<i>Eudiaptomus gracilis</i> ad.	*	*	*	***
<i>Eudiaptomus gracilis</i> copepoditter				
<i>Heterocope saliens</i> ad.	+	**	+	
<i>Heterocope saliens</i> copepoditter	**			
Calanoide nauplii	***	+		+

Byglandsfjorden inngår i Miljødirektoratets overvåking av store innsjøer i Norge (prosjekt ØKOSTOR). Programmet omfatter alle biologiske kvalitetselementer som inngår i vannforskriften samt fysisk/kjemiske støtteparametere. Undersøkelser ble første gang utført i 2017 (Lyche Solheim mfl. 2018), og skal gjennomføres igjen i 2021. I programmet inngår både dyreplankton (seks gangers prøvetaking mai-oktober) og litorale krepsdyr (prøvetaking i juni, august og september på 10 stasjoner, hvorav fire ble lagt til Åraksfjorden i 2017). Prøvetakingsprogrammet i ØKOSTOR er altså langt mer omfattende enn det som er gjennomført i blekeprosjektet, og resultater fra ØKOSTOR er relevante for vurderingen her.

For dyreplankton var resultatene fra 2017 identiske med våre registreringer i 2010-2016 med hensyn til registrerte arter, og brakte dermed ikke noe nytt. For de litorale krepsdyrene ble det i 2017 påvist fire arter som ikke er blitt registrert gjennom blekeprosjektet: Vannloppene *Alonella exigua*, og *Pleuroxus truncatus*, samt hoppekrepsene *Diacyclops crassicaudis* og *Mesocyclops leuckarti*. Gjennom blekeprosjektet er det også registrert seks arter i strandsonen som ikke ble fanget opp i 2017. Totalt er det så langt påvist 51 arter vannlopper og krepsdyr i Byglandsfjorden + Åraksfjorden. Det er i tillegg registrert et par muslingkreps, men prøvetakingen har ikke vært egnet for denne gruppen.

Blant de påviste artene er det et betydelig innslag av arter som kan karakteriseres som moderat foruringsfølsomme. I tillegg til de pelagiske artene *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindtii* gjelder dette for *Ophryoxus gracilis*, *Paralona pigra* (ofte kalt *Chydorus piger*), *Simocephalus vetulus*, *Monospilus dispar*, *Pleuroxus laevis*, *Pseudochydorus globosus*, *Alona intermedia*, *Anchistropus emarginatus*, *Camptocercus rectirostris*, *Megacyclops gigas*, *Eucyclops serratus*, *Eucyclops serrulatus*, *Eucyclops denticulatus* og *Macrocyclus albidus*. På den annen side forekommer en rekke moderat foruringsstolerante arter (*Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Alonella excisa*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope saliens*, *Macrocyclus fuscus* og *Acanthocyclus capillatus*), og de svært foruringsstolerante *Acantholeberis curvirostris* og *Alona rustica*. Disse artene forekommer imidlertid også vanlig i lite sure vannforekomster.

Under arbeidet med vannforskriften er det utarbeidet indekser for foruringspåvirkning basert på dyreplankton og litorale krepsdyr (Direktoratets gruppen vanddirektivet 2018). Prøvetakingen innen blekeprosjektet tilfredsstiller ikke kravene til å bruke disse, men basert på ØKOSTOR-resultatene fra 2017 indikerte LAC-1 indeksen svært god tilstand for Byglandsfjord inklusive litorale stasjoner i Åraksfjorden (Lyche Solheim m. fl. 2018). Dette bekrefter vurderingene basert på resultater fra Blekeprosjektet.

Resultatene fra ØKOSTOR i 2017 viste også at Byglandsfjorden er svært næringsfattig, og i samsvar med dette omfatter krepsdyrfaunaen en rekke arter som er følsomme for eutrofiering.

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.

8 Forekomst og utbredelse av bleke

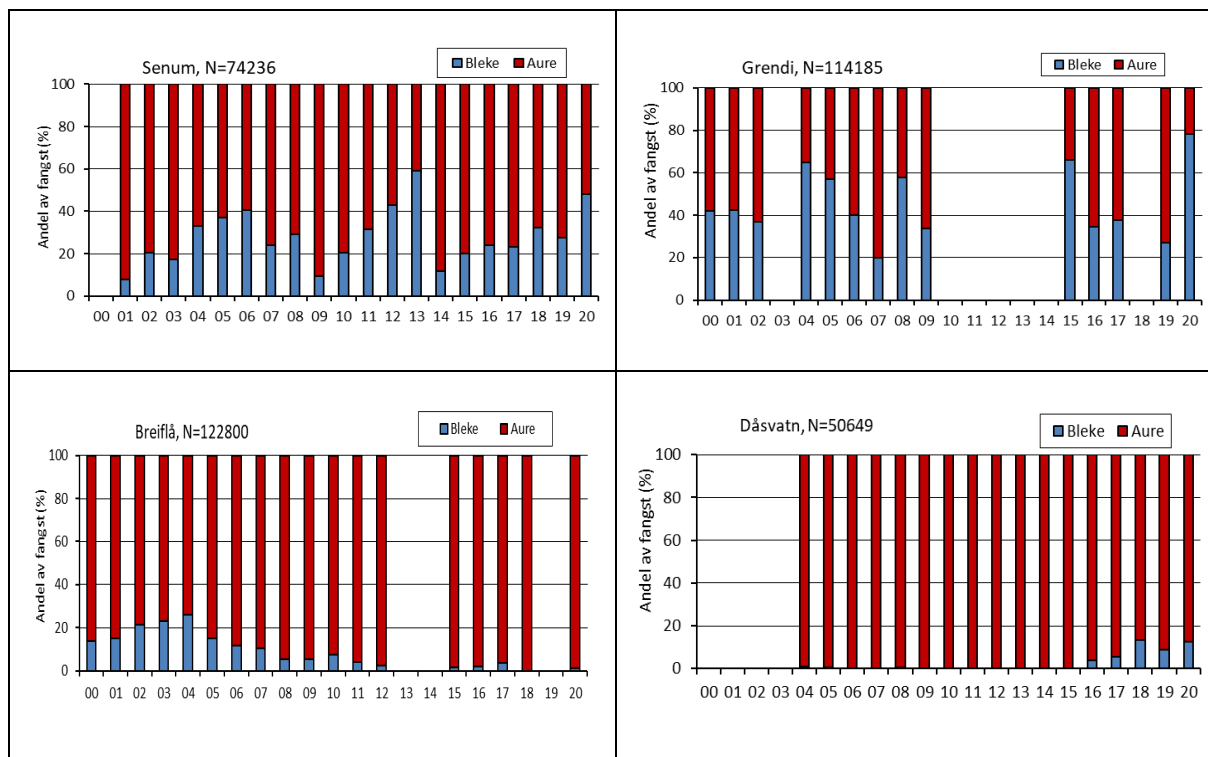
Av Bjørn T. Barlaup¹, Helge Skoglund¹, Ina Bakke Birkeland¹, Elisabeth Stöger¹, Turid Helle¹, Shad Mahlum¹, Arne Vethe², Nils B. Kile³, Bernt Olaf Martinsen³ og Jon Løyland⁴

¹ NORCE LFI, ²Bygland kommune, ³Syrteit Fiskeanlegg, ⁴Dåsvannsdalen 214, 4737 Hornnes

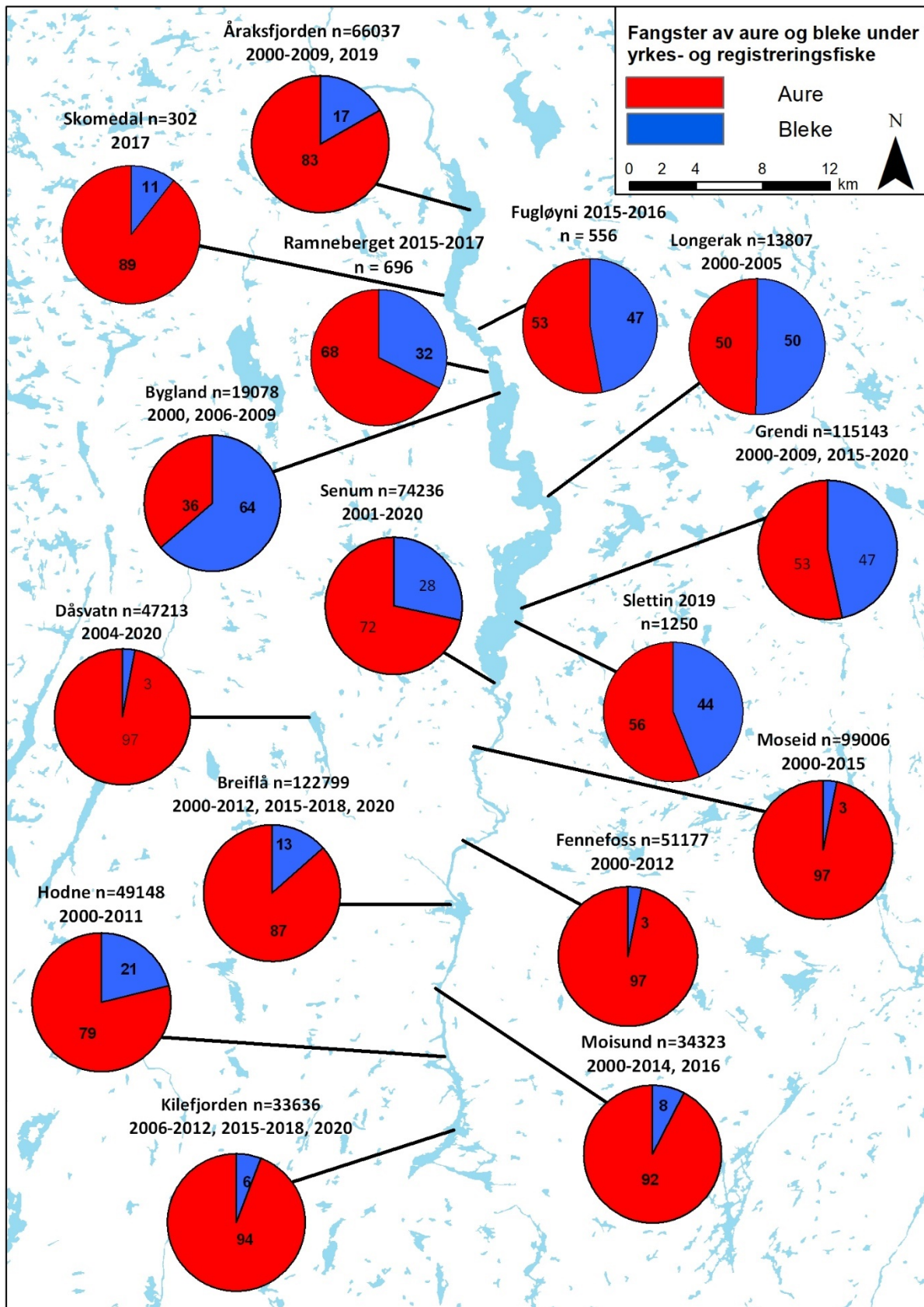
8.1 Forekomst av bleke

I tidsperioden 1999 til 2008 ble det utført et betydelig næringsfiske ved bruk av storruser rettet mot aure fra Kilefjorden i sør til Åraksfjorden i nord. Ved dette fiske ble fangstene av både aure og bleke rapportert. Disse registreringene er blitt videreført som et prøvofiske for noen stasjoner fram til 2020 og samlet danner dette en omfattende tidsserie som gjenspeiler utviklingen i blekebestanden. Hovedbilde er at forekomsten av bleke er størst sør i Byglandsfjorden mens den er betydelig lavere i områdene nedstrøms fjorden (**Figur 1**). Dette er en markert forskjell som har vært opprettholdt i hele perioden. I årene 2018-2020 resulterte fiske med storruse på flere stasjoner i sørenden av Byglandsfjorden (Grendi, Senum, Slettin og Blekeskjæret) et stabilt innslag av bleke både i antall og som andel bleke relativt til aure i fangstene. Nord i Byglandsfjorden, ved Åraksbø, ble det forsøkt med en ny rusestasjon høsten 2019. Her var innslaget av bleke, 7,1% (63 bleke og 815 aure), markert lavere enn på rusestasjonene sør i fjorden slik det også har vært ved tidligere registreringer (**Figur 2**).

I Otra nedstrøms Evje, ved Breiflå og Kilefjorden, ble det fisket med storruse i 2018 og 2020 og det ble da fanget 387 aure og bare ei bleke, mens det ble tatt hele 8168 abbor i rusene. I Dåsvatn som ligger i sidevassdraget som renner ned i Otra fra vest sør for Evje har det derimot de siste årene vært en positiv utvikling for bleke. På grunn av kronisk forurening var bleka utdødd i Dåsvassdraget og kalking ble iverksatt fra 2018 for å starte en mulig reetablering av bleke. Kalkingen og planting av blekerogn i årene 2014 -2018 har ført til at det de senere årene er registrert et betydelig antall bleke ved rusefiske i Dåsvatn (436 stk. i 2020).



Figur 1. Innslaget av bleke i forhold til aure i rusefangstene på to stasjoner i Byglandsfjorden (Senum og Grendi) og ved Breiflå i Otra sør for Evje, og i Dåsvatn som ligger i et sidevassdrag som renner ut i Otra sør for Evje. Nullverdier gjenspeiler år da det ikke er fisket eller hvor det ikke foreligger data.



Figur 2. Andel (%) av bleke og aure registrert i fangstene på de ulike stasjonene hvor det er fisket med storruse eller not for perioden 2000 til 2020. For hver lokalitet er det gitt hvor mange fisk som er registrert (n) i fangstene og i hvilke år registreringene er gjort.

8.2 Undersøkelse og reetablering av gyteområder

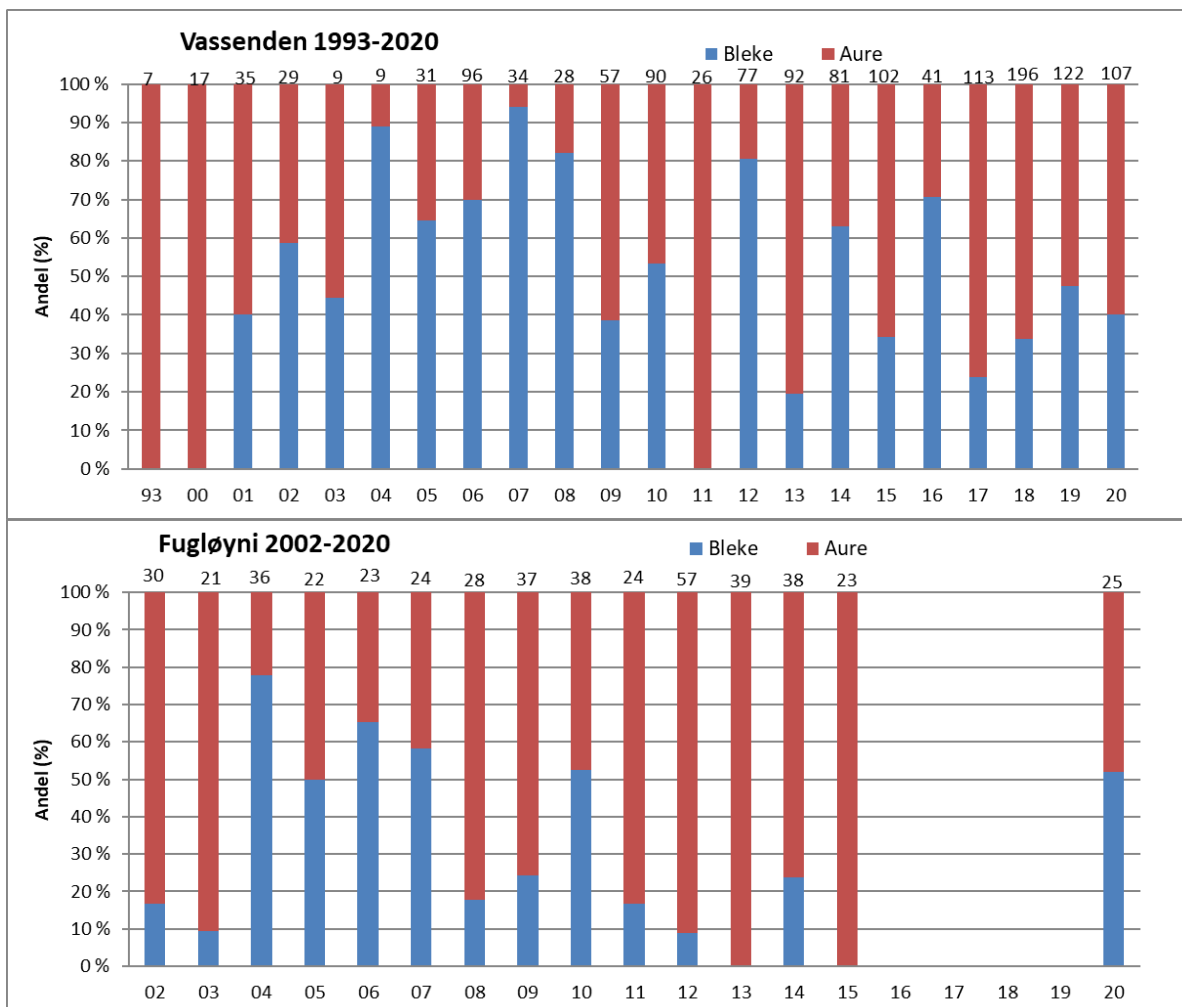
Prøvetaking av gytegroper og innslag av bleke på ulike gyteområder

Det har i løpet av blekeprosjektet blitt utført undersøkelser for å kartlegge blekas gyte- og rekrutteringsområder. Undersøkelsene har blitt utført ved at gytegroper lokaliseres ved snorkling og prøvetaking på senvinteren. 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, ved Lisle- og Storestraumen ved Bygland, i Åraksfjorden ved Fugløyeni, 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 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. De siste årene frem til og med 2020 har det vært varierende innslag av bleke og aure på gyteområdene (**Figur 3**). Årsaken til det varierende innslaget av bleke iblant 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 det er rimelig å anta at Vassenden var et av de absolutt viktigste gyteområdene før bestandssammenbruddet på slutten av 1960-tallet.

I søndre del av Åraksfjorden, på gyteområdet ved Fugløyeni, har andelen blekegroper variert betydelig (**Figur 3**). 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 2016-2019 ble det ikke foretatt prøvetaking på denne gyteplassen. Imidlertid ble det prøvetakingen gjenopptatt i 2020 og det ble da funnet at ca halvparten av gytegroperne var gytt av bleke. Samlet sett viser registreringene at bleka har etablert et naturlig gyteområde ved Fugløyeni.

Strekningen i hovedløpet av Otra oppstrøms Byglandsfjorden ble for første gang undersøkt i 2010. På strekningen nedstrøms utløpet av Hekni kraftverk 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 en begynnende reetablering av bleke på denne viktige strekningen som også tidligere var et av de viktigste rekrutteringsområdene for bleka (Kleiven mfl., 2012). Men i etterfølgende registreringer i Otra oppstrøms Byglandsfjorden (prøvetaking av groper i år 2012 (59 stk.), 2014 (43 stk), 2015 (10 stk) og 2017 (58 stk)) ble det bare funnet gytegroper av aure. I 2018 ble det igjen funnet gytegroper av bleke oppstrøms Byglandsfjorden, denne gangen i nedre del av restfeltet av Hekni (fra Tjurrmo demning til utløpet av kraftverket), hvor det ble funnet 5 gytegroper av bleke og 20 gytegroper av aure, noe som tilsvarer et innslag av bleke på 20 %. I 2019 ble det undersøkt 134 gytegroper oppstrøms Byglandsfjorden, men det ble ikke funnet gytegroper av bleke. Forhold som forsuring og gassovermetning fra kraftverksutløpet på Brokke kan bidra til å hemme en naturlig etablering av bleke på strekningen. I tillegg til de observerte episodene med surt vann (beskrevet i eget kapittel) 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 mfl. 2016). Dette er en av grunnene til at det er vedtatt å kalke utløpsvannet fra Brokke kraftverk.

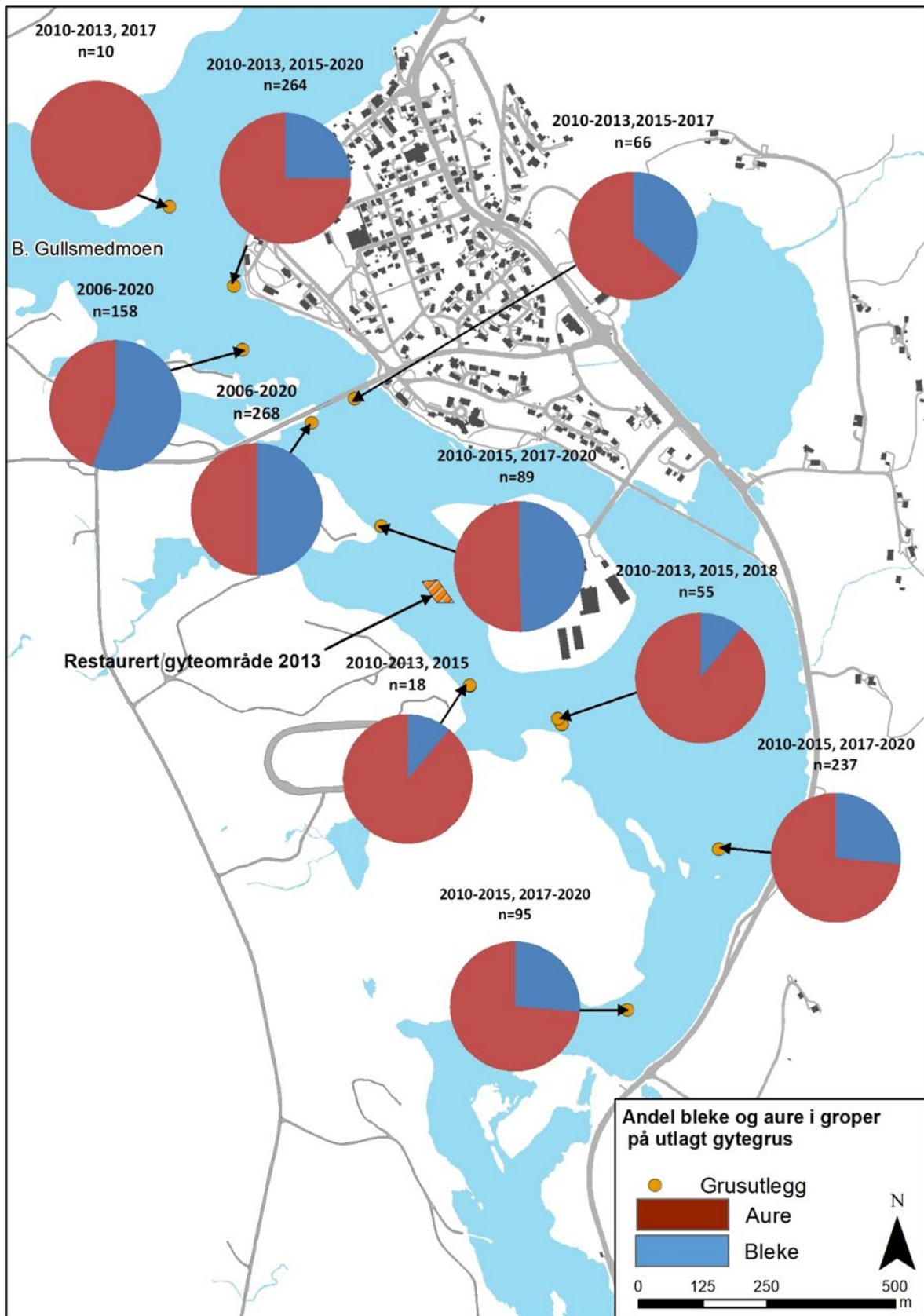


Figur 3. Andel av gytegrøper som stammer fra bleke og aure på de undersøkte gyteområdene ved Vassenden og Fugløyeni. Totalt antall gytegrøper undersøkt er vist i tall på toppen av hver søyle. Det ble ikke undersøkt gytegrøper ved Fugløyeni i perioden 2016-2020.

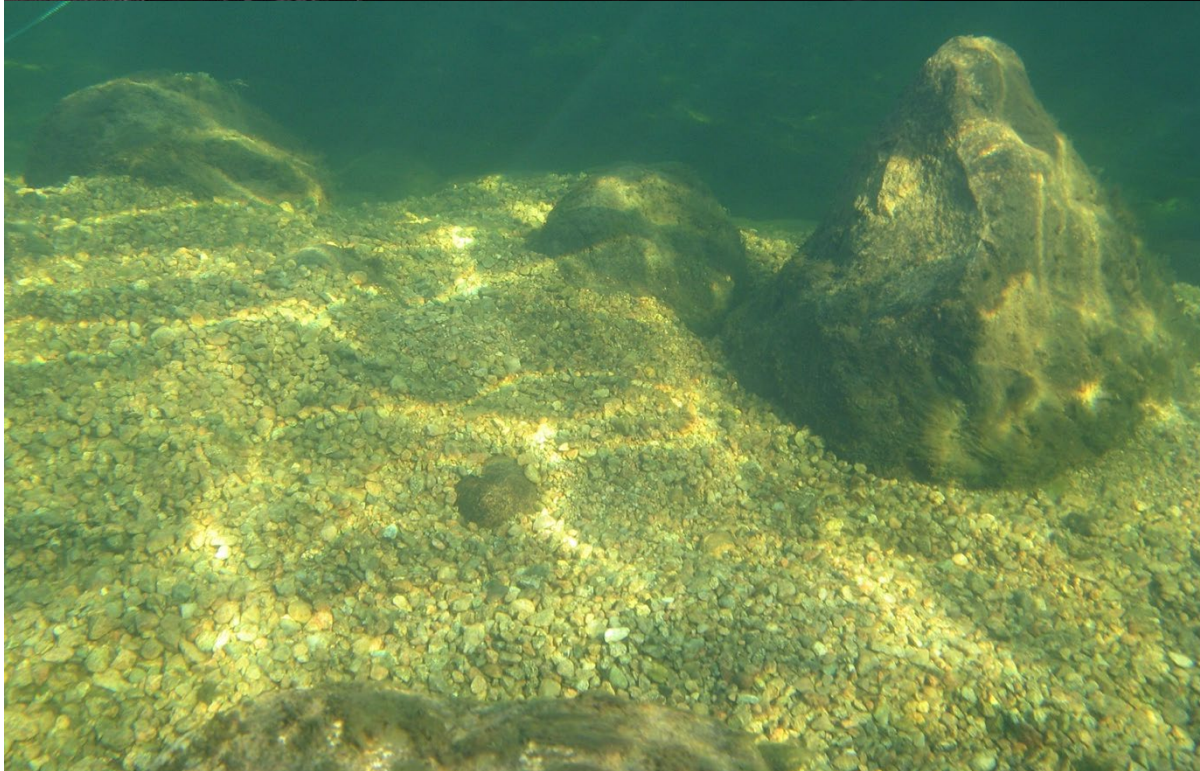
Tillaging av nye gyteområder ved utlegging av grus

For å øke det tilgjengelige gytearealet for bleka 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 gytegrøper og utfra gyteforsøk med bleke (Barlaup mfl. 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 bleka har gytt på disse tillagde gyteområdene (**Figur 4**) og at eggoverlevelsen har vært generelt høy dvs. > 80 %.

I 2013 og 2015 ble tiltakene videreført med 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, 2015 og 2020 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 4. Lokalisering av området med etablering av gyteområder i Byglandsfjorden ved Vassenden, samt oversikt over antall undersøkte gytegrøper og innslag av bleke ved etterundersøkelser i årene etter utlegging fram til vinteren 2020. n=totalt antall bleke og auregrøper undersøkt på den enkelte gyteplass



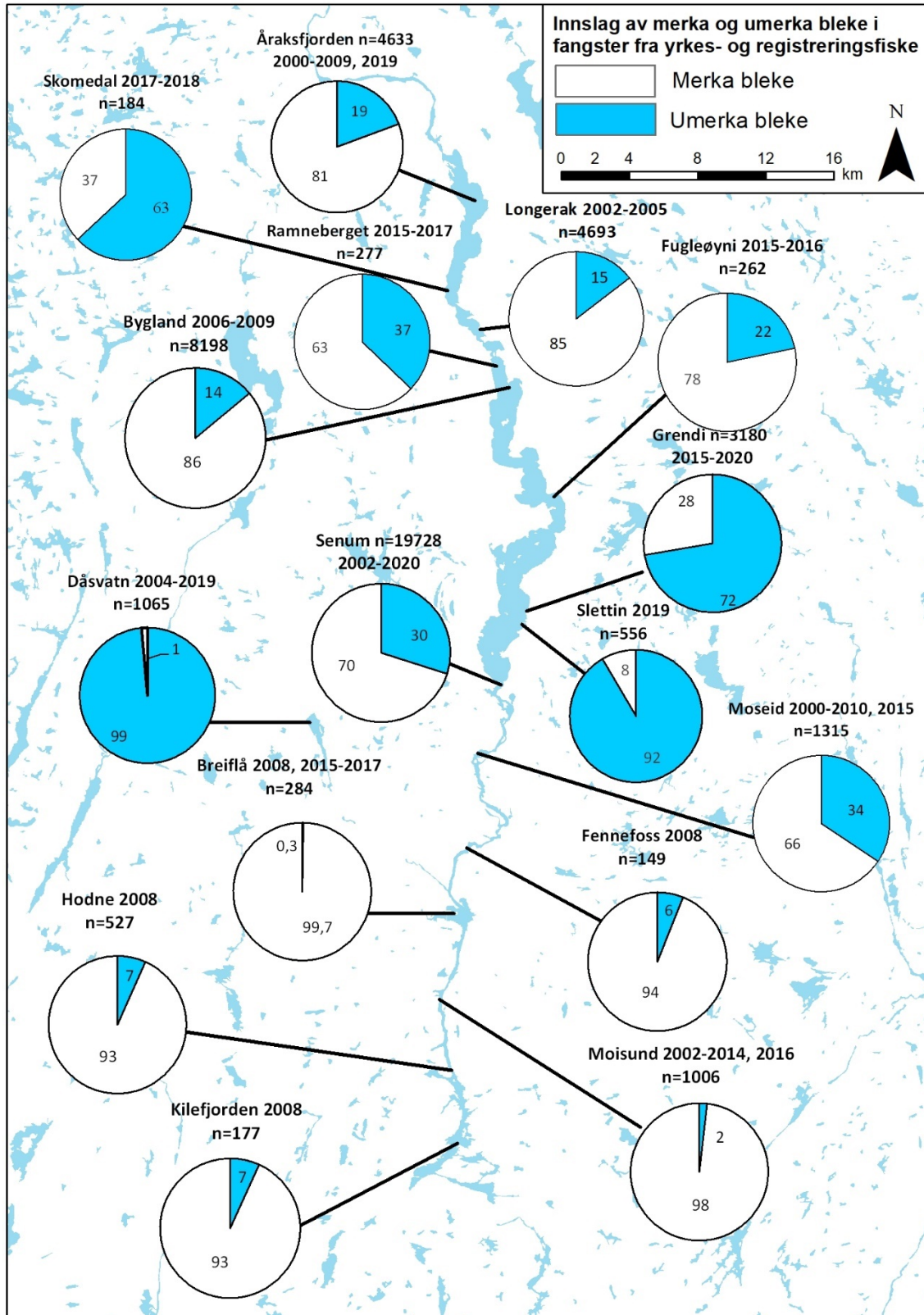
Ved reetablering av gyteplasser legges gytegrusen ut ved hjelp av gravemaskin eller kranbil med storsekk, men grusen legges også ut manuelt fra båt. Det nederste bilde viser en av gyteplassene ved Vassenden hvor det årlig er registrert gyting av bleke fra grusen ble tilført høsten 2005 fram til 2020. Uten gyting av fisk som holder grusen ren vil grusen over tid bli dekket av sedimenter og gro igjen.

8.3 Innslag av merket og umerket bleke i perioden 2002-2020

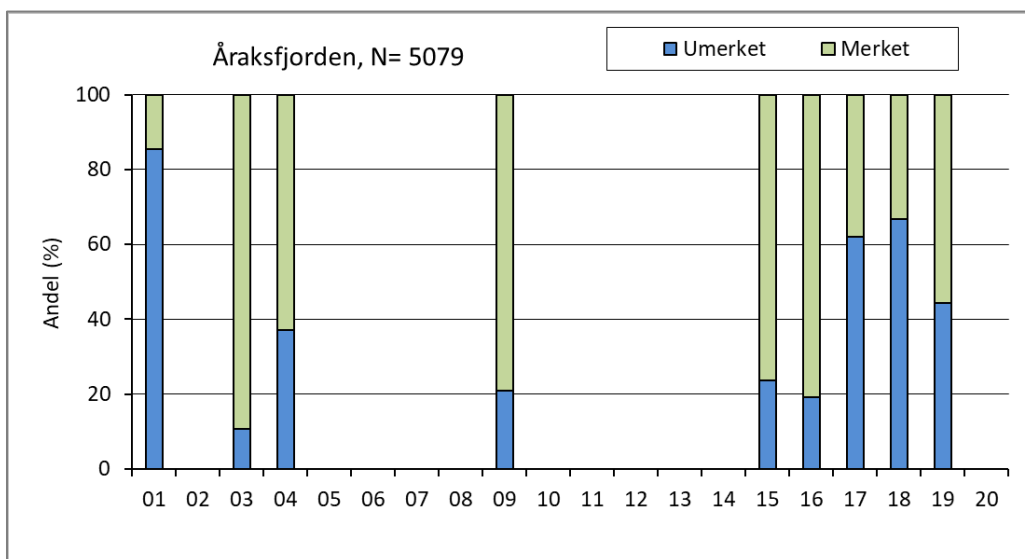
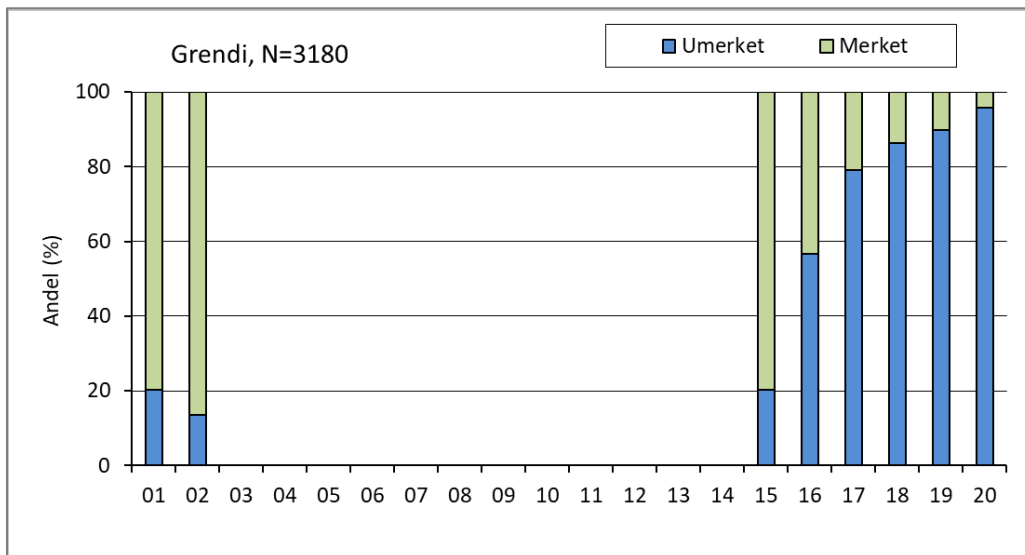
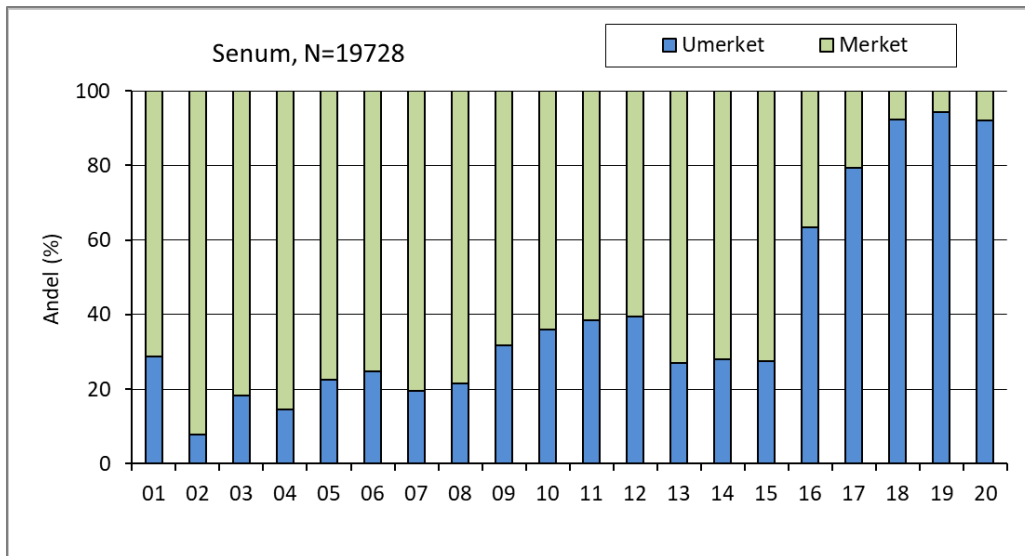
Rusefangstene representerer en tidsserie som gir informasjon om forekomst av bleke over de to siste tiårene. I denne perioden skjedde det en stor endring fra 2012 som var det siste året med storskala utsetninger av ensomrig settefisk av bleke fra Syrtveit Fiskeanlegg. For å kunne identifisere bleke som stammer fra disse utsetningene ble all settefisk fettfinneklippt fra og med 1997. I et utvalg av rusefangstene er det derfor skilt mellom fettfinneklippt bleke som stammer fra utsetninger fra Syrtveit Fiskeanlegg og umerket bleke. De umerkede blekene stammer enten fra rognplantning eller naturlig rekruttering. Registreringene viser at forekomsten av umerket bleke i forhold til fettfinneklippt bleke er høyest i Byglandsfjorden og svært lave på strekningen sør i utbredelsesområde nedstrøms Fennefoss hvor de utgjør < 5 % (**Figur 5**). Et unntak her er Dåsvatn hvor fangstene domineres av bleke som stammer fra rognplantningen i Dåsåna utført årlig i perioden 2014 til 2018 (se senere kapittel om rognplantning).

Den lengste sammenhengende tidsserien med registreringer av merket og umerket bleke kommer fra Senum (Vassenden) helt sør i Byglandsfjorden. På denne stasjonen ble det ved oppstart registrert et innslag på 8 % umerket bleke, dette har deretter økt og stabilisert seg på et nivå fra 20-40 % umerket bleke i perioden fra 2005 til 2015. Etter at fiskeutsettingene opphørte fra 2012 (med unntak av et mindre utsett i 2016) har andelen umerket bleke som forventet økt ettersom settefisken fases ut av bestanden. Følgelig økte innslaget av umerket bleke til 63 % i 2016 til 92 % i 2020 (**Figur 6**). En tilsvarende utvikling speiles også ved Grendi sør i Byglandsfjorden hvor umerket bleke de siste årene har økt markert fra 20 % i 2015 til 97 % i 2020 (**Figur 6**). Nord i Byglandsfjorden, i Åraksfjorden, er det ikke gjennomført like mange innsamlinger. Resultatene herfra tyder på et noe lavere innslag av umerket bleke dvs. 40-60 % de tre siste årene (**Figur 6**).

Økningen av andelen umerket bleke i Byglandsfjorden de siste årene er et naturlig resultat av at de årlige utsettingene av 70 000 fettfinneklippte blekeyngel opphørte fra 2012 med unntak av et mindre utsett på 10 000 fettfinneklippte yngel i 2016. Et viktige oppfølgende spørsmål er om utfasingen av settefisken har ført til en betydelig reduksjon i antallet bleke i rusefangstene, og i hvor stor grad fangstene er et resultat av naturlig rekruttering eller rognplantning. Disse problemstillingene er belyst ved å se på fangst per innsats over tid, analyse av et utvalg bleker for merking utført på rognstadiet før rogn er plantet ut, og forekomst av naturlige gyteplasser for bleke.



Figur 5. Andel (%) av merket (fettfinneklipt) og umerket bleke på lokaliteter med rusefiske/notfiske i Byglandsfjorden og på strekningen nedstrøms til Kilefjorden/Breiflå. For hver lokalitet er det gitt hvor mange bleker som er undersøkt (n) og i hvilke år registreringene er gjort.



Figur 6. Innslag av merket og umerket bleke i perioden 2002-2020 ved Senum og Grendi sør i Byglandsfjorden og Åraksfjorden (inkl. Skomedal, Fugløyni og Åraksbø) nord i Byglandsfjorden. Nullverdier gjenspeiler år da det ikke er fisket eller skilt mellom gruppene.

8.4 Bestandsutvikling i Byglandsfjorden

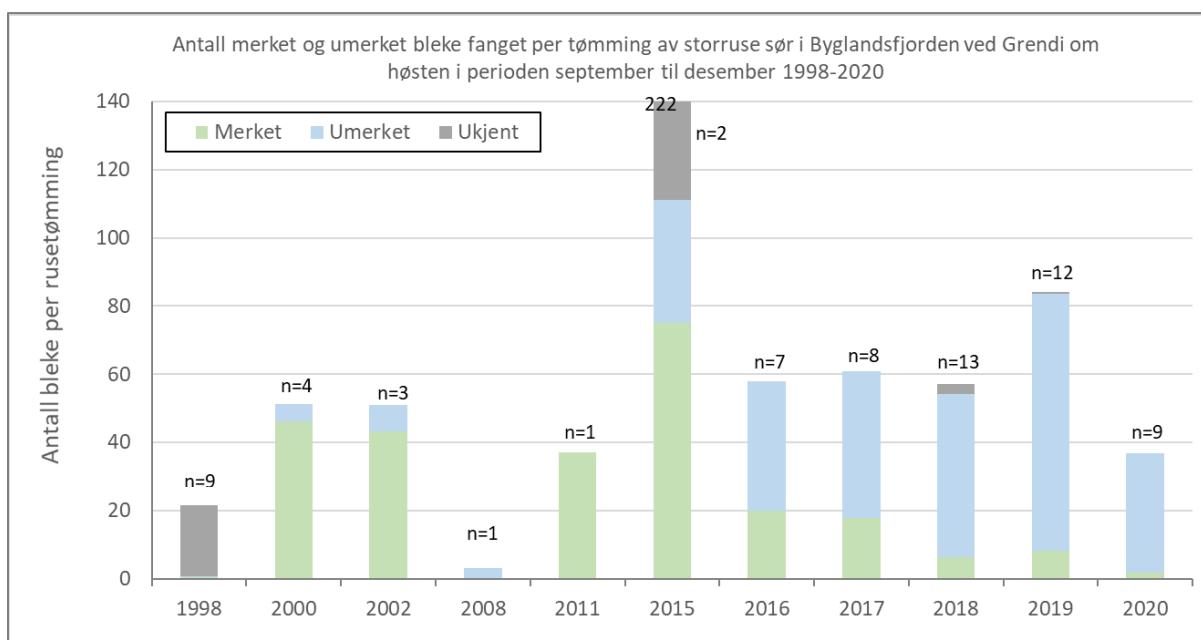
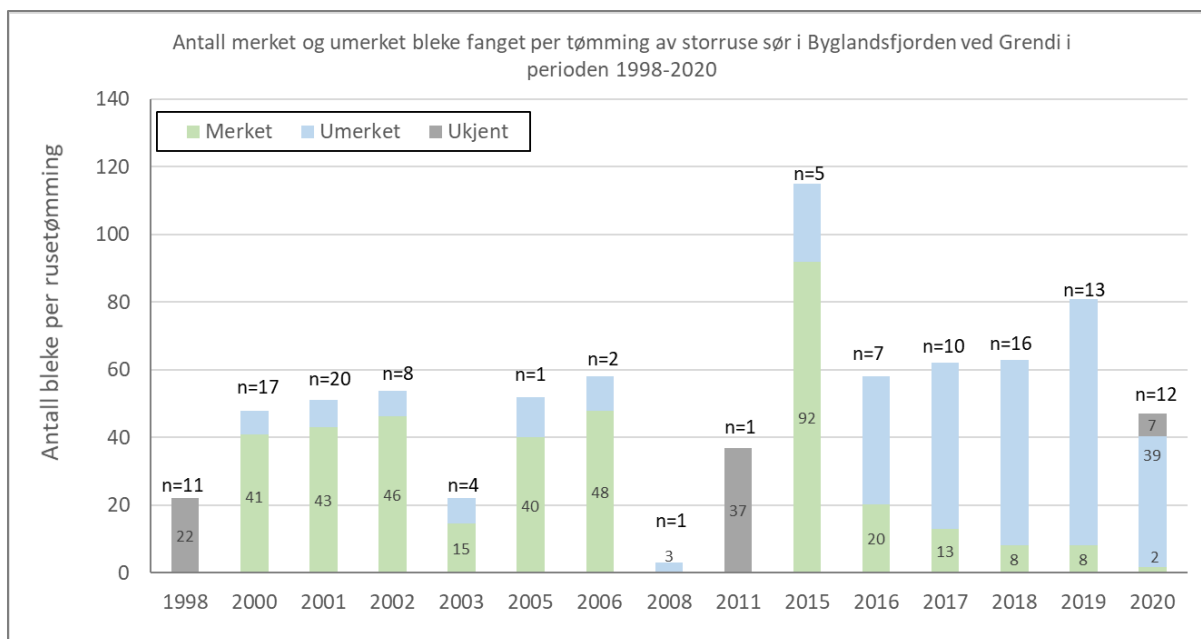
Bestandsutvikling

Vi har brukt antall bleke fanget i rusene per tømning eller per dag med rusefiske som relativt mål på forekomst av bleke og utvikling av bestanden. Her ser vi i første omgang på antallet merket (fettfinneklipt) og umerket bleke fanget per tømning av rusene i søndre del av fjorden ved Grendi og ved Senum som er de to fangststedene med lengst tidsserier. De store årlige utsettingene med 70 000 fettfinneklipte yngel pågikk som nevnt fram til og med 2012, deretter er det bare gjort en mindre utsetting av 10 000 fettfinneklipt yngel i 2016. Fangstutviklingen på de to utvalgte stasjonene er tidligere vist i **Figur 7**.

Ved Grendi er data tilgjengelig for utvalgte år i perioden 1998 til 2020. Resultatene viser at fangstene over tid er relativt stabile da det i flere av årene fanges ca 50 bleker ved tømning av rusene med unntak av noen år da fangsten har vært avvikende høy (år 2015) eller lav (år 2008), se **Figur 7**. Dette representerer i hovedsak samlet fangst per tømning gjennom hele sesongen for de to rusene Grendi nord og Grendi sør siden det ikke er skilt på disse to rusene ved registrering. Fangstene ved Grendi er i hovedsak fordelt på perioden fra mai til desember. Om en bare legger til grunn tømningene av ruse som er gjort i månedene september til desember dvs. fram mot gytetiden i desember, får en mye det samme bilde med relativt stabile fangster mellom år. Imidlertid er det i samme periode som forventet en klar utfasing av merket dvs. fettfinneklipt bleke fra > 80 % tidlig på 2000 tallet til ca 3 % i 2020 (**Figur 7**).

Ved Senum foreligger det årlige data for perioden 2002-2020. I denne perioden var det svært høye fangster i de første årene fram til 2007 med fangster på > 200 bleker per tømning. Fra 2007 har fangstene blitt redusert til et nivå mellom 40 og 90 bleker per tømning (**Figur 8**). Hovedandelen av fangstene fra Senum er gjort i månedene november og desember da bleka trekker ned mot gyteplassene ved Vassenden. I **Figur 9** er fangstene regnet om til fangst per døgn rusefiske ved Senum i november og desember for å ta hensyn til at det kan være noe forskjell i antall dager mellom hver tømning. Plassen for rusefiske ved Senum ligger i nærheten dvs. ca 200 m oppstrøms gyteplassene ved Vassenden og fangstene bør gi en god indikasjon på den årlige forekomsten av gytefisk i området. Som i det øvrige rusefiske synes fangstene å ha vært ganske stabile over tid, og med en klar utfasing av fettfinneklipt bleke.

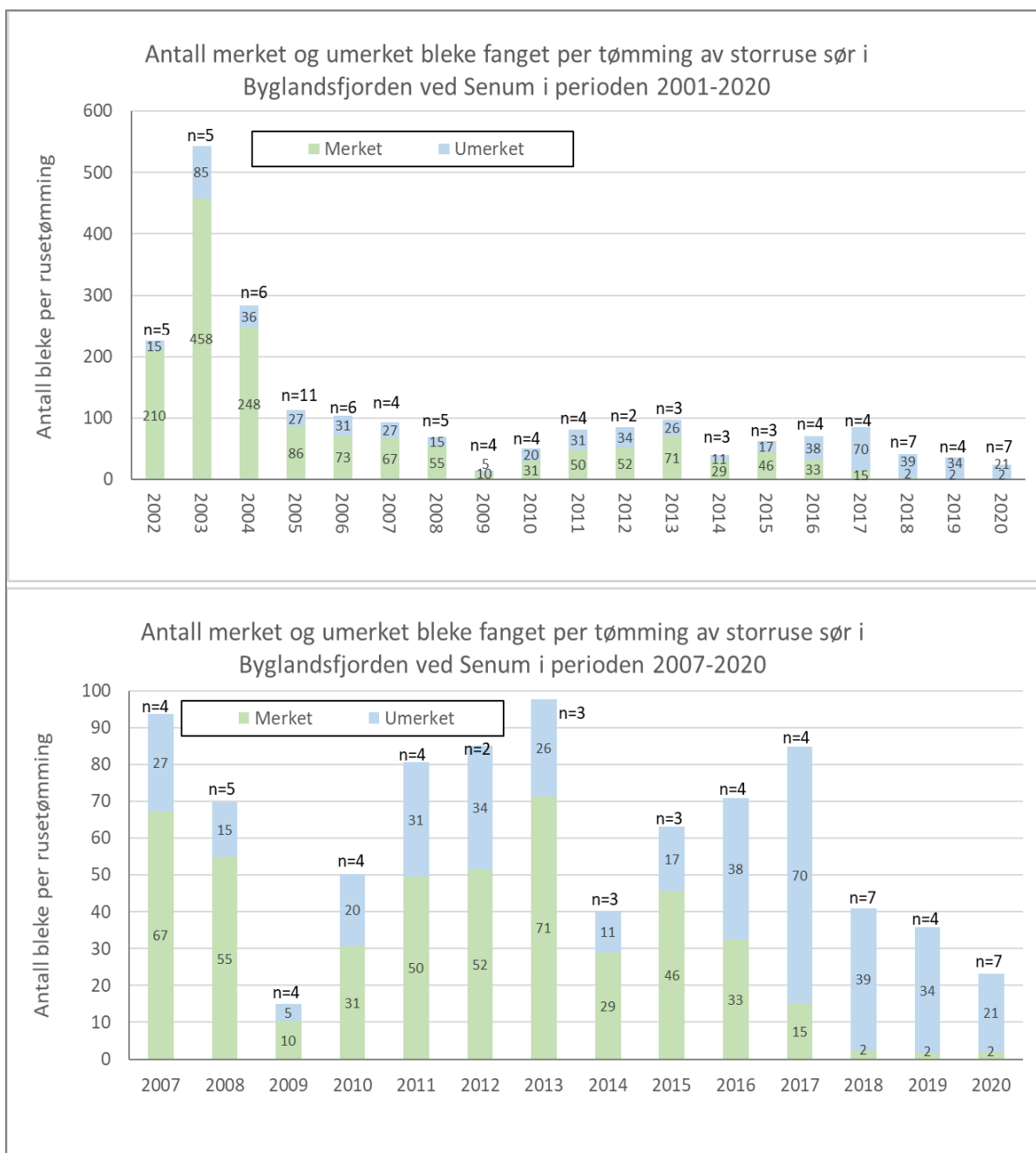
Samlet viser tidsseriene fra Grendi og Senum at blekefangstene opprettholdes fram til 2020 til tross for at fiskeutsettingene i hovedsak opphørte i 2012. Opphøret av utsettinger har derfor ikke ført til en brå nedgang eller større reduksjon i fangstene, noe som gir en klar indikasjon på at bestanden opprettholdes uten utsettingene av settefisk. Dette skyldes at settefisken har blitt erstattet av økt innslag av umerket bleke som enten stammer fra naturlig rekruttering eller fra rognplantning.



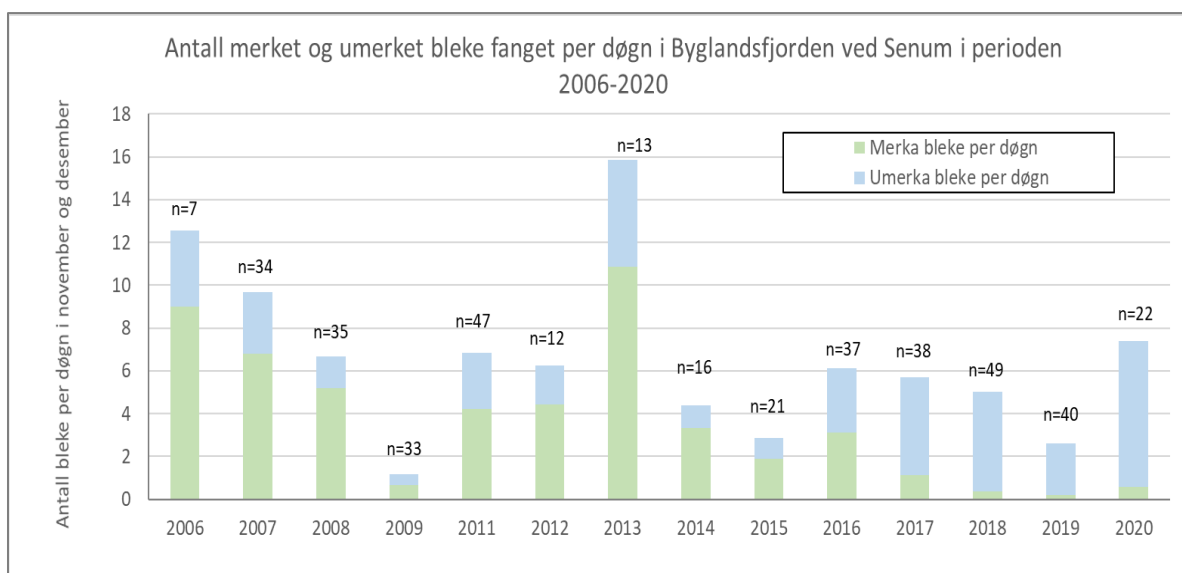
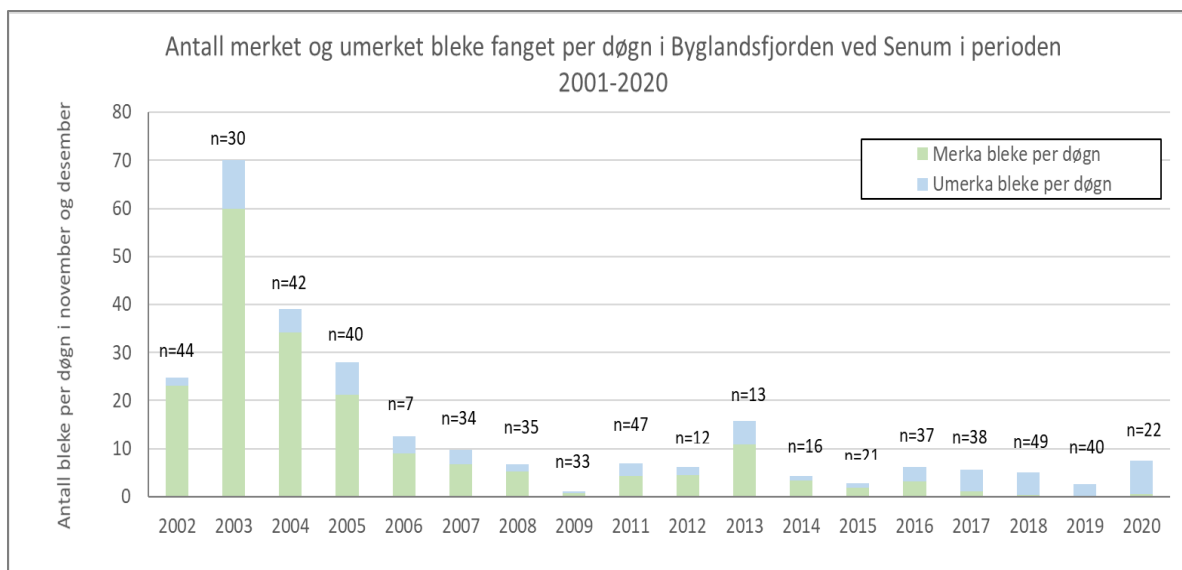
Figur 7. Fangst av bleke per tømming av ruser i søndre del av Byglandsfjorden ved Grendi i år med tilgjengelige data for perioden 1998-2020. Merket bleke stammer fra utsetting av fettfinneklipt yngel. Antallet rusetømminger er gitt som antallet n over hver søyle. Øverste figur viser samlet fangst per tømming av de to rusene ved Grendi (Grendi nord og Grendi sør) gjennom hele sesongen i hovedsak fra mai til desember. Det tas forbehold om at det i perioder bare er fisket med en ruse, Grendi sør, uten at dette er kommet med i fangstrapporten. I 2019 er fangstene slått sammen for rusen Grendi sør og fra rusa 1 km lenger sør ved Slettin. I 2020 ble det bare fangstet med en ruse ved Grendi sør. Nederste figur viser fangstene registrert om høsten fra september til desember.



De fem meter djupe storrusene med lange ledegarn har vist seg å være et svært egnet fangstredskap for å registrere forekomst av bleke i Byglandsfjorden. At bleka vandrer mye på jakt etter dyreplankton bidrar trolig til den gode fangbarheten. En viktig egenskap er at blekene kan settes uskadet tilbake i fjorden etter registrering (Barlup mfl. 2013).



Figur 8. Den øverste figuren viser fangst per tømning av rusa ved Senum for årene 2001 til 2020. Den nederste figuren viser de samme data fra Senum men da bare for årene 2007 til 2020 for at utviklingen i denne perioden skal bli forstørret opp. Antallet rusetømminger er gitt som antallet n over hver søyle.



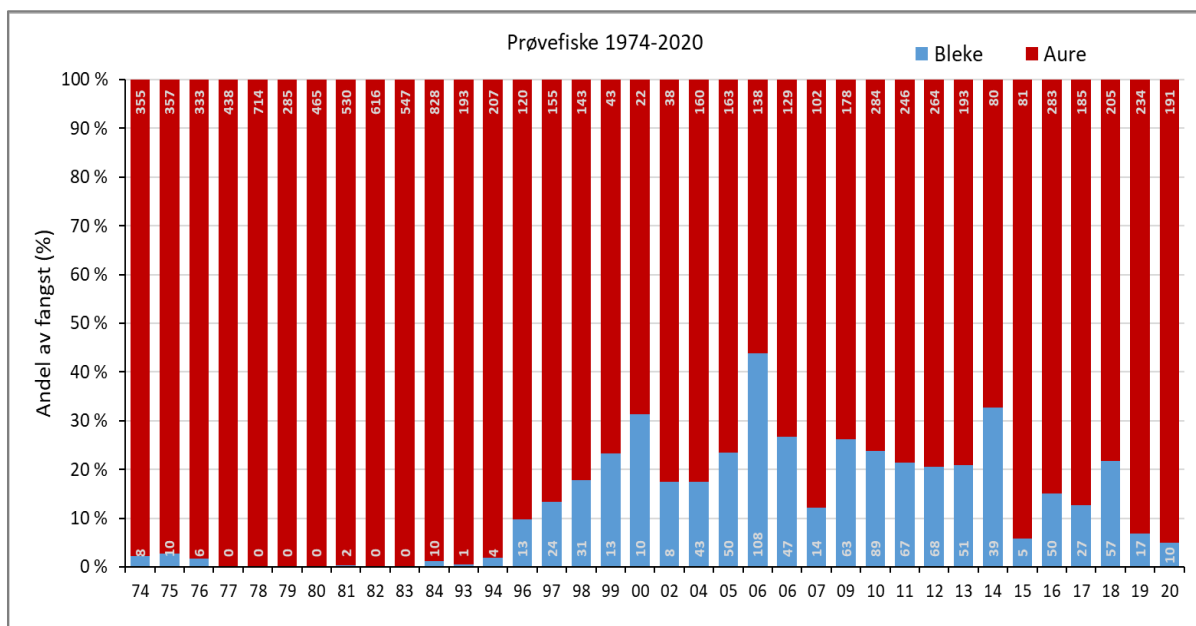
Figur 9. Fangst per døgn med rusefiske i november og desember ved Senum for årene 2001 til 2020 (øverst). Den nederste figuren viser de samme data fra Senum men da bare for årene 2006 til 2020 for at utviklingen i denne perioden skal bli forstørret opp.

8.5 Innslag av bleke i 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 garntype. Prøvefisket er i hovedsak gjennomført i august eller september, og også i juni i 2018, 2019 og 2020 da erfaringene fra disse tre årene viser at en generelt får bedre fangster i juni enn i september-oktober. Prøvefiske er 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. Fangsttinsatsen 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 prøvafisket utført av fiskebiologen i Bygland og garnserien ble supplert med et 10 mm garn (Vethe 1997). Det ble ikke prøvafisket 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 prøvafisket en stasjon ved Frøysnes med Nordisk serie, og i 2002 en stasjon ved Tangen ved Bygland. Fra 2003 er prøvafisket utført med Nordisk serie. Fra 2003 til 2007 har det blitt prøvafisket på de tre lokalitetene Frøysnes, Bygland og Neset/Grendi, mens det i 2008 ble fisket på stasjonene Frøysnes og Bygland. Fra 2009 er prøvafisket utført av fiskebiologen i Bygland i samarbeid med Syrtveit Fiskeanlegg med fiske på stasjonene Frøysnes, Bygland, og Grendi i 2009 og Ose, Bygland, og Grendi i 2010. For perioden 2011 til 2020 er en oversikt over stasjoner, garninnsats og fangster gitt i **Tabell 1 og 2**.

Resultatene fra prøvafiske viser at bleke var helt fraværende eller bare sporadisk forekommende i garnfangstene i perioden 1974 til 1994. Deretter skjedde en markert positiv endring da innslaget av bleke relativt til aure 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. I årene 2000 til 2014 har innslaget av bleke i prøvafiske i hovedsak vært opprettholdt på et nivå på ca. 20-30 %, men i årene 2015 til 2020 har andelen bleke blitt betydelig redusert og variert fra 5 til 15 % i fem av seks år (**Figur 10**).



Figur 10. Innslaget av bleke og aure som prosent av fangstene i prøvafiske i perioden 1974-2020. Fangstinnsats og prøvafiskestasjoner har variert noe over tid (se tekst).

For å følge utviklingen etter at de storskala utsettingene av bleke opphørte i 2012 ser vi her nærmere på utviklingen i resultatene fra prøvafiske utført i Byglandsfjorden i årene fra 2011 til 2020. De sist tre årene har prøvafiske blitt utvidet ved at det er fiske på flere stasjoner og også fisket på forsommeren i tillegg til høsten (**Tabell 1 og 2**).

Tabell 1. Oversikt over fiske med prøvegarn utført av Syrtveit Fiskeanlegg og fiskebiologen i Bygland i Byglandsfjorden i årene 2011-17. I årene 2018 til 2020 er fisket utført av Syrtveit Fiskeanlegg. Tabellen viser stasjoner, tidspunkt, antall bunngarn (nordisk serie) benyttet, og antall bleke og aure i garnfangstene. Fangstene av bleke er fordelt på umerket bleke og merket bleke, dvs. fettfinneklipt bleke som stammer fra utsetting av ensomrig fettfinneklipt yngel fra Syrtveit Fiskeanlegg. Umerket bleke stammer enten fra naturlig rekruttering eller rognplanting. I 2016 er fangstinnsetsen 7 bunngarn og i tillegg 2 flytegarn (30x4 m) på stasjonene Grendi, Bygland og Frøysnes (se **Tabell 2** for supplerende data).

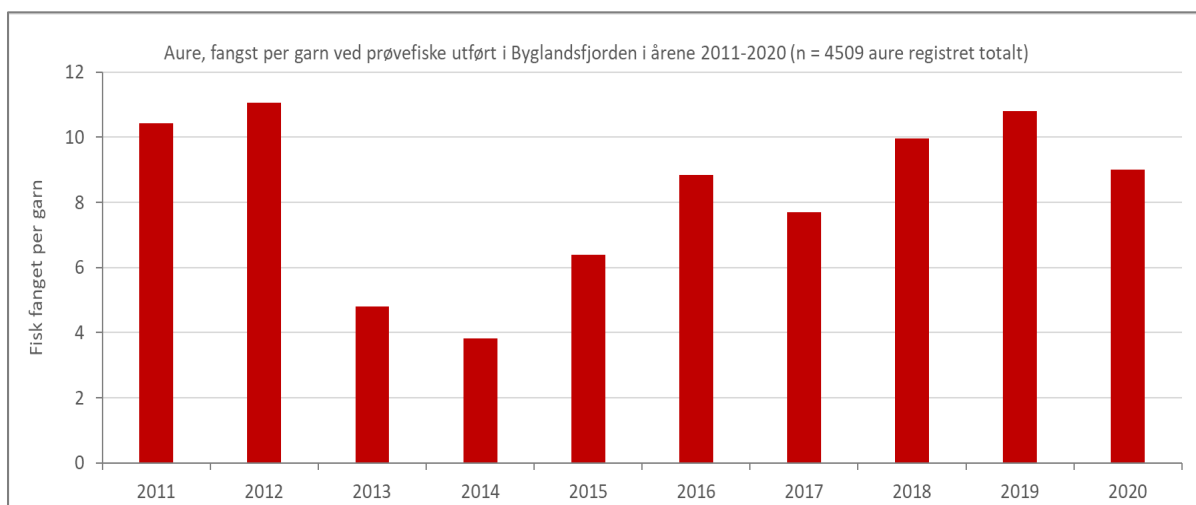
Sted	Dato	Antall garn	Bleke antall umerket i garnfangst	Bleke antall merket i garnfangst	Aure antall i garnfangst
Bygland	01.10.2013	7	1,0	19,0	41
Bygland	03.09.2014	7	0,0	0,0	18
Bygland	29.09.2015	7	2	1	31
Bygland	29.09.2016	8	7,0	2,0	82
Bygland	31.08.2017	6	4,0	1,0	54
Bygland	01.11.2018	7	0,0	0,0	45
Bygland	01.10.2019	7	1,0	0,0	54
Bygland	17.09.2020	7	1,0	0,0	53
Frøysnes	07.10.2013	7	0,0	1,0	23
Frøysnes	24.09.2014	7	5,0	19,0	15
Frøysnes	21.09.2015	7	1	0	22
Frøysnes	04.10.2016	8	12,0	1,0	52
Frøysnes	31.08.2017	6	4,0	0,0	48
Frøysnes	01.11.2018	7	8,0	0,0	66
Frøysnes	01.10.2019	7	4,0	0,0	59
Frøysnes	17.09.2020	7	1,0	0,0	40
Grendi	23.09.2011	7	2,0	32,0	46
Grendi	21.08.2012	7	5,0	33,0	64
Grendi	09.10.2013	7	4,0	2,0	36
Grendi	21.09.2016	8	9,0	2,0	37
Grendi	30.08.2017	6	10,0	2,0	26
Grendi	12.09.2018	7	9,0	0,0	18
Grendi	04.10.2019	7	4,0	0,0	36
Grendi	16.09.2020	7	4,0	0,0	37
Horgi	28.06.2018	10	5,0	0,0	108
Horgi	14.06.2019	10	12,0	1,0	120
Horgi	16.09.2020	10	0,0	0,0	104
Lislestraumen	26.06.2018	10	7,0	0,0	105
Lislestraumen	18.06.2019	10	22,0	0,0	126
Lislestraumen	23.06.2020	10	4,0	0,0	106

Tabell 2. Oversikt over fiske med prøvegarn utført av Syrtveit Fiskeanlegg og fiskebiologen i Bygland i Byglandsfjorden i årene 2011-17. I årene 2018 til 2020 er fisket utført av Syrtveit Fiskeanlegg. Tabellen viser stasjoner, tidspunkt, antall garn (nordisk serie) benyttet, og antall bleke og aure i garnfangstene. Fangstene av bleke er fordelt på umerket og merket (dvs. fettfinneklipt) bleke. Merket bleke stammer fra utsetting av ensomrig fettfinneklipt yngel frå Syrtveit Fiskeanlegg. Umerket bleke stammer enten fra naturlig rekruttering eller rognplanting. I 2016 er fangstsinnsatsen 7 bunngarn og i tillegg et flytegarn på stasjon Vassenden (se **Tabell 1** for supplerende data).

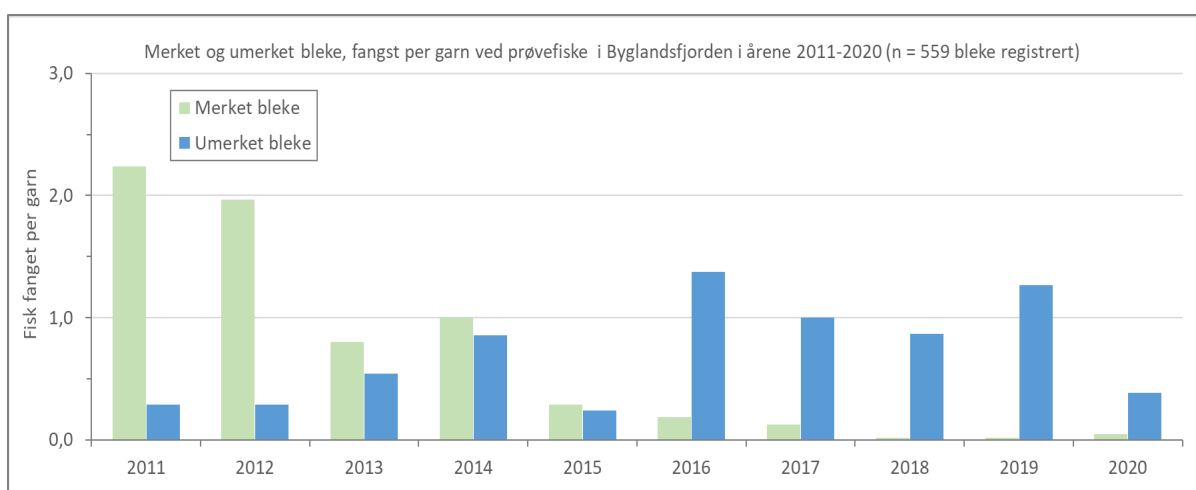
Sted	Dato	Antall garn	Bleke antall umerket i garnfangst	Bleke antall merket i garnfangst	Aure antall i garnfangst
Neset	21.06.2018	10	6,0	1,0	137
Neset	18.10.2018	10	12,0	1,0	146
Neset	12.06.2019	10	40,0	0,0	123
Neset	16.06.2020	10	5,0	0,0	142
Nånes	28.06.2018	10	2,0	0,0	116
Nånes	14.06.2019	10	14,0	0,0	140
Nånes	18.06.2020	9	2,0	0,0	82
Oppstrøms Storestraum	05.09.2012	7	1,0	7,0	82
Oppstrøms Storestraum	26.06.2018	10	11,0	0,0	122
Oppstrøms Storestraum	18.06.2019	10	16,0	1,0	118
Ose	22.09.2011	7	1,0	5,0	67
Ose	05.09.2012	7	2,0	3,0	74
Ose	27.09.2013	7	0,0	1,0	12
Ose	03.07.2018	10	3,0	0,0	112
Ose	22.06.2019	10	9,0	0,0	108
Ose	25.06.2020	10	11,0	5,0	106
Vassenden	01.09.2011	7	3,0	10,0	106
Vassenden	31.08.2012	7	0,0	12,0	90
Vassenden	24.09.2013	7	14,0	5,0	79
Vassenden	30.10.2014	7	13,0	2,0	47
Vassenden	22.09.2015	7	2,0	3,0	81
Vassenden	22.09.2016	8	16,0	1,0	112
Vassenden	29.08.2017	6	6,0	0,0	57
Vassenden	21.06.2018	10	6,0	0,0	103
Vassenden	12.09.2018	7	22,0	0,0	76
Vassenden	18.10.2018	10	5,0	0,0	70
Vassenden	12.06.2019	10	2,0	0,0	118
Vassenden	03.10.2019	7	8,0	0,0	85
Vassenden	16.06.2020	10	2,0	0,0	88
Vassenden	14.09.2020	7	4,0	0,0	61

For å sammenlikne fangstene mellom stasjoner og tidspunkt for fiske er resultatene regnet om til fangst per innsats standardisert til antall fisk fanget per garn per natt. Om en følger utviklingen over år ser en at fangstene av aure i hovedsak har vært stabile innenfor intervallet ca. 8-12 aure per garn for årene 2011 til 2020 med unntak av 2013 og 2014 da fangstene var rundt 4 aure per garn (**Figur 11**).

Ved analysen av blekefangstene er det skilt mellom merket bleke som stammer fra ensomrig fettfinnekleipt settefisk fra Syrtveit Fiskeanlegg, og umerket bleke som enten stammer fra naturlig rekruttering eller rognplantning. Forekomsten av merket bleke fases som forventet ut over perioden etter at utsettingen opphørte i 2012, mens antallet umerket bleke øker eller opprettholdes på samme nivå de siste fem årene i serien med unntak av år 2020 som viste en klar nedgang i fangstene. Generelt fanges det ved prøvefiske betydelig mer aure enn bleke. Gjennomsnittsfangsten per garn for perioden 2011 til 2020 var henholdsvis 8,8 aure per garn, 0,3 merket bleke per garn og 0,8 umerket bleke per garn (**Figur 11 og 12**). Totalfangsten i hele perioden 2011-2020 er fordelt på 3,4 % merket bleke, 7,6 % umerket bleke og 89 % aure.



Figur 11. Fangst av aure per garnatt ved garnfiske utført i Byglandsfjorden i årene 2011-2020.



Figur 12. Fangst av merket og umerket bleke per garnatt ved garnfiske utført i Byglandsfjorden i årene 2011-2020.

Fangstene varierte på de ulike stedene hvor det ble utført prøvafiske som vist i **Figur 13**. Auren var godt representert på alle stasjonene med fangster fra 11,2 til 13,4 per garn på 6 av de 10 stasjonene, de laveste aurefangstene ble registrert ved Grendi, Bygland og Frøysnes med hhv. 5,4, 5,7, og 7,1 aure per garnatt. Fangstene av bleke varierte generelt mer mellom stasjonene en hva som ble funnet for aure. De høyeste tetthetene av umerket bleke ble funnet sør i fjorden, Vassenden, Neset og Grendi og i tilknytningen til Lisle- og Storestraumen med fangster fra 0,8 til 1,6 umerket bleke per garn. Fravær eller svært lave tettheter av merket bleke på stasjonene Neset, Nånes, Horgi og Lislestraumen skyldes at disse stasjonene bare ble fisket i de siste årene i perioden (2018-2020) og at utsettingen av merket bleke ble avsluttet i 2012. Disse stasjonene er i tillegg bare fisket på forsommeren og dette kan også ha bidratt til at fangstene generelt kan avvike noe sammenliknet med fangstene på de øvrige stasjonene.

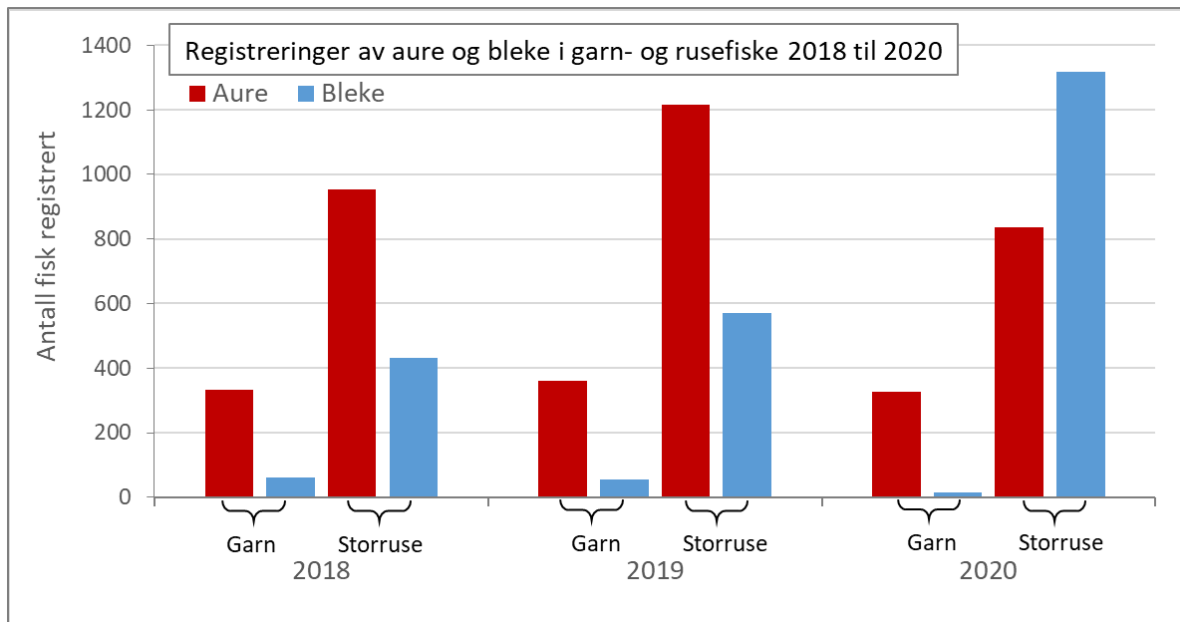


Figur 13. Antall aure (øverst) og bleke (nederst) fanget per garnatt på de ulike stasjonene som er prøvafisket i tre eller flere år i løpet av perioden 2011-2020.

8.6 Sammenlikning av blekefangstene i garn- og storrusefiske

En sammenlikning av fangstene fra garn- og rusefiske i søndre del av Byglandsfjorden i årene 2018-2020 er gitt i **Figur 14**. I disse tre årene har garnfisket omfattet 122 garnnetter på stasjonene Vassenden, Neset og Grendi på forsommeren i juni og om høsten i september eller oktober. I de samme årene er det fisket med storruse om høsten stort sett fra august til desember med to til tre ruser i samtidig drift

ved Grendi, Blekeskjæret og Senum med ca ukentlig tømning og registrering av fangst. Materialet i denne sammenlikningen omfatter bare resultat fra rusetømminger hvor det er rapportert både antall bleke og aure fanget. Dette gjør at materialet omfatter ca 60 % av de totale blekefangstene i dette fiske. Totalt i disse tre årene er det fra rusefiske blitt rapportert inn 2323 bleke med samtidig fangst av 3008 aure, mens det tilsvarende i garnfiske er rapportert inn 129 bleke og 1240 aure. I rapportene fra fiske med storruse utgjorde bleke 44 % av fangstene mens bleke i garnfiske utgjorde 9 % av fangstene (**Figur 14**). Den høyere andelen bleke funnet i ruse sammenliknet med garnfiske skyldes trolig blekas habitatbruk og næringsøk som gjør at den vandrer relativt mye i sin søken etter dyreplankton og at dette gjør bleka spesielt fangbar ved bruk av storruser. Videre er fiske med storruse gjennomført om høsten i forkant og under gytetiden i søndre del av fjorden hvor bleka har flere kjente gyteplasser.

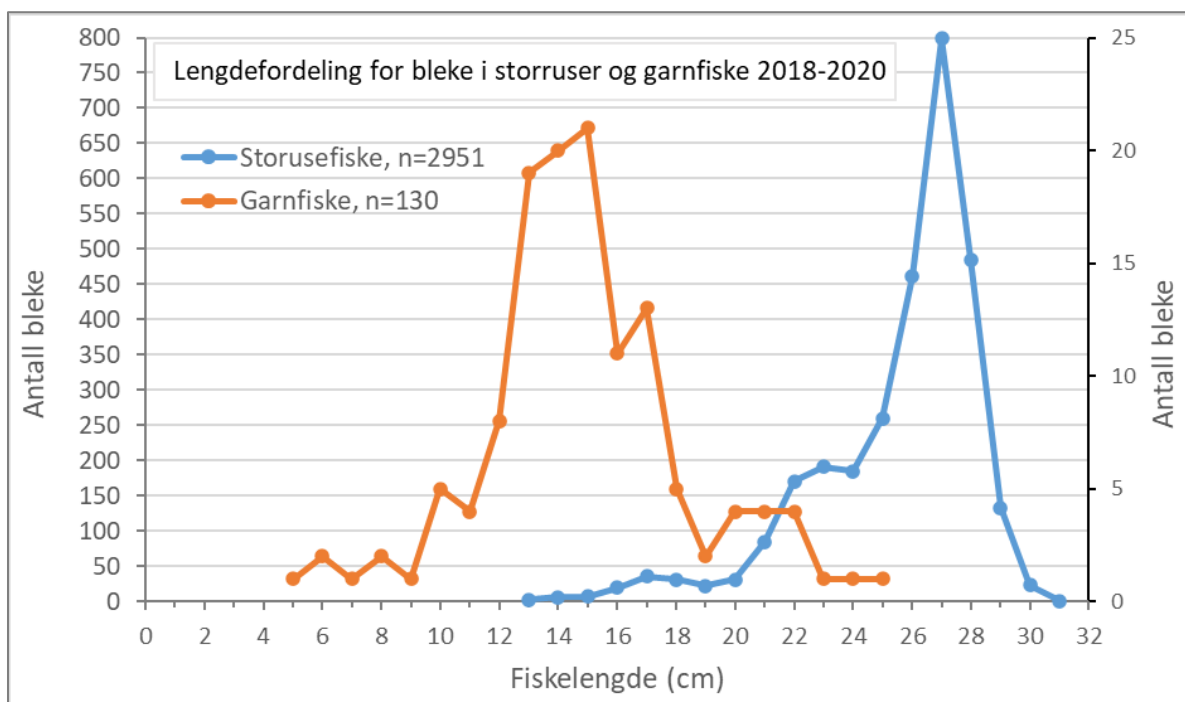
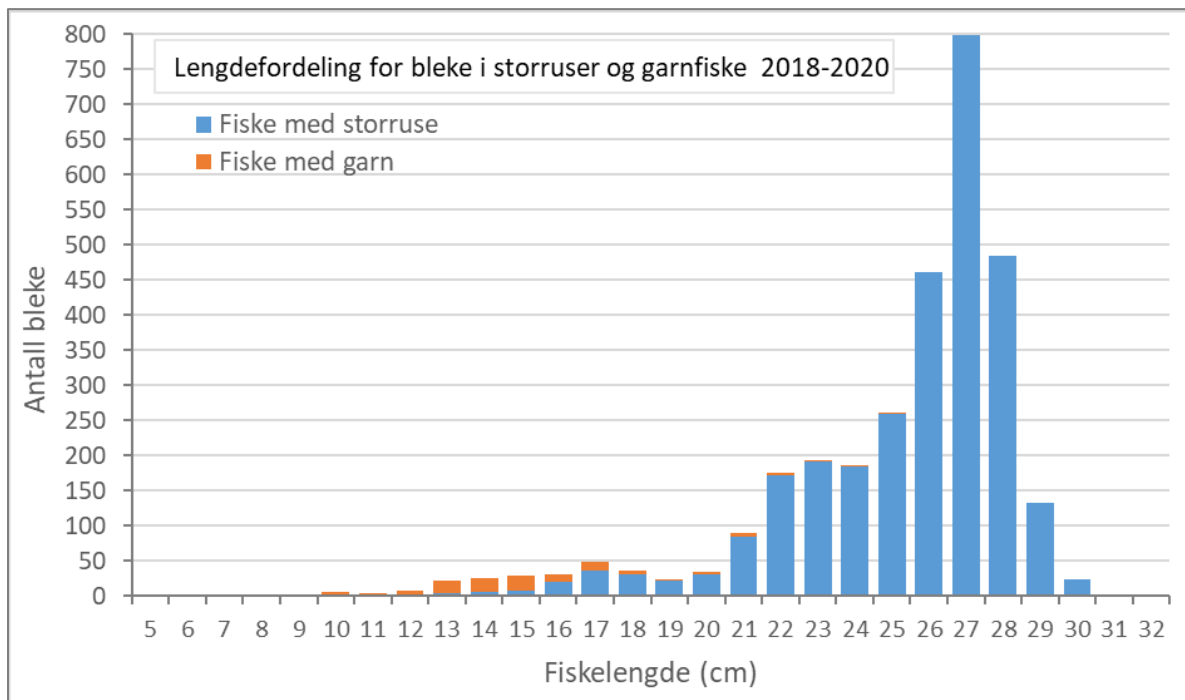


Figur 14. Fangst av aure og bleke i søndre del av Byglandsfjorden fra Vassenden til Grendi i årene 2018, 2019 og 2020 fordelt på fiske med nordiske garn og fiske med storruse hvor det er rapportert både fangst av bleke og aure.

Sammenliknes lengden på bleke som er tatt med de to fangstmetodene ser en tydelig hvordan garnfiske har fanget bleke som er fra 5 til 25 cm, mens storrusene har fanget bleke fra 13 til 31 cm. I garnfiske dominerer bleke i lengdegruppene fra 12-17 cm som utgjør 71 % av fangsten mens i rusefiske dominerer bleke fra 25 til 28 cm som utgjør 79 % av fangsten (**Figur 15**). Disse resultatene speiler at fangbarheten av bleke er markert forskjellig i garn- og rusefiske. Garna som er benyttet (nordiske garn) har maskevidder som kan fange på alle størrelsesklasser av bleke mens storrusene har grove maskevidder som slipper mindre bleke gjennom. Et annet forhold som bidrar til den forskjellige fangbarheten er at redskapene fisker ulike habitat. Tidligere er det påpekt at bleka skifter habitat fra strandsonen til de fri vannmassene i fjorden når den vokser seg større og at dette kan bidra til et positivt vekstomslag (Møkkelgjerd & Gunnerød, 1986). Bunngarna som fisker i strandsonen dekker habitatet hvor en kan forvente å finne de yngre stadiene av bleke. Derimot vil de fem meter dype storrusene fiske i et habitat med eldre og større frittsvømmende bleke som har forlatt strandsonen og vandret ut i fjorden for å beite på dyreplankton.

Samlet viser resultatene at bruk av storruse er et effektivt fangstredskap som gir et stort antall bleke for registrering. I tillegg er det et viktig poeng at storrusene fanger bleka levende slik at den kan gjenutsettes etter registrering og eventuell merking. Dette gjør storrusene til et godt egnet redskap for å følge utviklingen i blekebestanden. Resultatene viser videre at garnfiske fanger selektivt på yngre

og mindre bleke i strandsonen som har lav eller ingen fangbarhet i rusefiske. Garnfiske kan på denne måten i tillegg til å gi generell informasjon om forekomsten av bleke også gi viktig informasjon om ungfisk og eventuelle gyteområder som ungfisken stammer fra.



Figur 15. Lengdefordeling av bleke i storruse og garnfiske i søndre del av Byglandsfjorden fra Grendi til Vassenden i årene 2018 til 2020. Øverste figur viser et stolpediagram som gjengir lengde for 2951 stk. bleker tatt i rusefiske og 130 bleker tatt på garnfiske i samme periode. I nederste figur er fangstene fra garnfiske plottet mot høyre y-akse for tydeligere å få fram forskjellen på de to fordelingene.



Fangst ved bruk av sju garn av typen nordisk serie ved Vassenden i 2018. Aure ligger i de to øverste radene og dominerer fangstene. Bleka som er tydelig blankere domineres av fisk under 20 cm ligger i den nederste raden.



Bilde fra fangstrommet i storrusa viser typisk større bleke, ofte fra 25-28 cm, sammenliknet med blekene tatt på garnfiske hvor bleke under 20 cm dominerer. Foto: NORCE v/B.T. Barlaup.

8.7 Bestandsestimat for blekebestanden sør i Byglandsfjorden

Fangstene fra garn- og rusefiske gjenspeiler hvordan blekebestanden er i endring, men forteller lite om hvor mange bleker det er i bestanden og hvor robust bestanden er i forhold til potensielle negative påvirkninger og hvor stor bestanden er i forhold til det langsiktige målet om å reetablere en selvreproduserende og høstbar bestand.

En usikkerhet ved rusefangstene er at bleka blir satt levende tilbake etter fangst og en vet derfor ikke om det er den samme fisken en fanger flere ganger. Om andelen gjenfangster er høy kan det bety at bestanden er relativt fåtallig tross gode fangster. For å få et mål på denne usikkerheten og for å etablere et årlig bestandsestimat ble derfor bleke fanget inn i rusefiske i søndre del av fjorden (Grendi, Slettin og Blekeskjæret) i 2018, 2019 og 2020 merket for å oppnå et estimat for bestandens størrelse ved bruk av en merke-gjenfangst metode.

PIT-merking

Merke som ble benyttet er et såkalt PIT-merke (Passive Integrated Transponder) som er 23 mm langt, har en diameter på 3,65 mm og veier 0,6 g. PIT merke er en elektronisk mikro-chip av samme type som brukes for individmerking av kjæledyr som hund og katt.

PIT-merking av bleke utføres i henhold til gjeldende protokoll for dyreforsøk dvs. fisken bedøves og merke injiseres inn i buken på fisken gjennom et lite skalpellsnitt midt på buksiden ved brystfinnen. Hvert PIT merke har et unikt ID-nummer som registreres sammen med merkedato, fangssted og totallengde på fisken. Merkeprosedyren tar noen få minutter per fisk fra bedøving til oppvåkning og bare friske bleker merkes. Etter oppvåkning blir alle blekene satt tilbake i innsjøen. All innfanget fisk blir scannet for merke ved hjelp av en håndholdt detektor og antallet gjenfangster registrert (**Figur 16**).

Bleker for PIT-merking ble fanget i storruser i søndre del av Byglandsfjorden (Senum og Grendi) og ved Skomedal i Åraksfjorden i 2018, i Grendi og Slettin i 2019, og i Grendi og ved Blekeskjæret i 2020. I alle tre årene ble det fisket med storruser fra august og fram til gytetiden i desember.

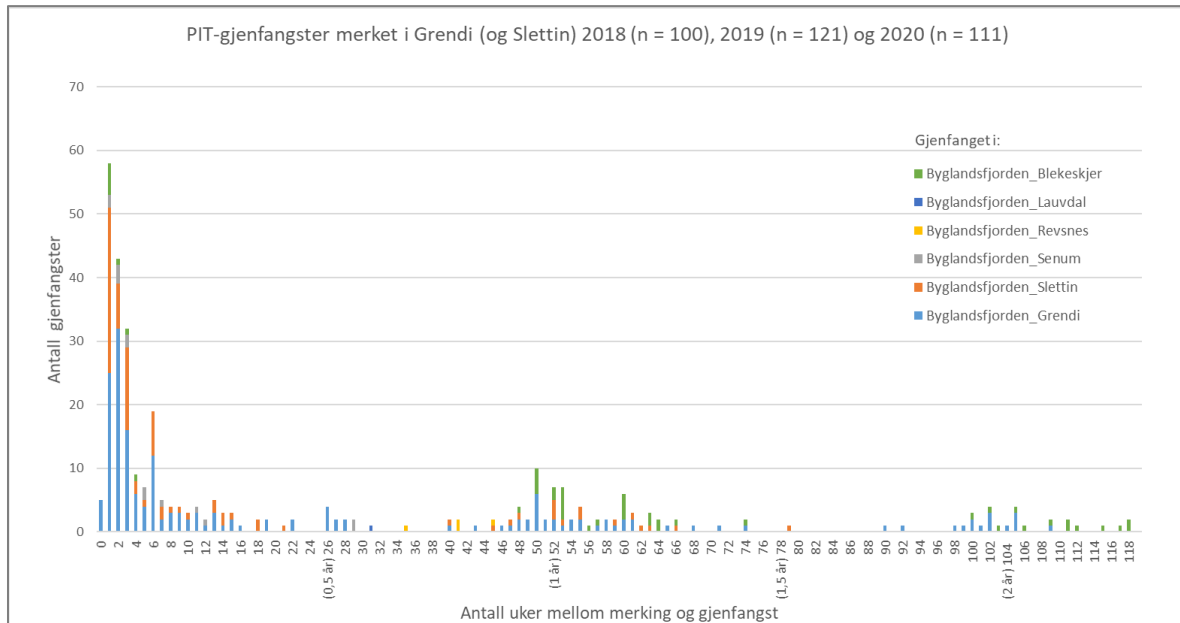
I 2018 ble det fisket med hovedsakelig tre ruser (to i Grendi og en i Senum) med totalt 27 rusetømminger i løpet av sesongen. I Åraksfjorden (Skomedal) var det i 2018 kun en tømning der det ble merket 27 bleker. I sesongen 2018 ble det totalt PIT-merket 824 individer i Grendi, 50 i Senum og 27 i Skomedal i Åraksfjorden. Av disse totalt 901 merkede blekene ble 120 ulike individer (13 %) gjenfanget i løpet av samme sesong og ytterligere 37 stk. (4 %) i løpet av den etterfølgende sesongen 2019.

I sesongen 2019 ble det i løpet av totalt 15 rusetømming av to ruser (i Grendi og litt lenger sør ved Slettin) totalt PIT-merket 965 bleker, hvorav 120 ulike individer (12 %) ble gjenfanget i løpet av samme sesong. Gjenfangster ble registrert i hovedsak ved rusefangst (også i Senum, der det ikke ble PIT-merket bleker i 2019) og ved garnfiske i Revsnes i juli og august 2019 (5 gjenfangster av bleke merket i Grendi 2018) men også ved sportsfiske i Lauvdal (merket i Grendi 2018) og ved Pakkbu/Senum.

I 2020 ble det fisket med en ruse i Grendi og en ved Blekeskjæret lenger sør. I løpet av sesongen med totalt 14 rusetømminger ble det merket 635 individer mellom 27.10.2020 og 03.12.2020 mens bleker ble fanget og registrert allerede fra 17.08.2020. Grunnet for høye vanntemperaturer og ventetid på forsøksgodkjenning kunne selve PIT-merking dette året ikke begynne før i september.

Den relativt lave gjenfangstprosenten innen samme sesong (hhv. 9,8 %, 10,7 % og 3,5 % i årene 2018-2020) viser at bleka ikke er spesielt stasjonær og vandrer vekk fra fangstplassene, og at det fortløpende kommer inn ny bleke i fangstene utover høsten. Dette gjenspeiler trolig at bleka vandrer relativt mye på næringsøk etter dyreplankton i fjorden og at denne atferden gjør den relativt fangbar i storrusene.

Videre viser resultatene at en del av blekene som ble merket i Grendi og Slettin senere ble gjenfanget ved Senum, Revsnæs og Lauvdal, dvs. de hadde da vandret nedstrøms en strekning på ca 5 km mot de kjente gyteplassene på Vassenden sør i Byglandsfjorden. Denne gytevandringen gjør bleka spesielt fangbar i storrusene nær Vassenden i november og desember.



Figur 16. Antall uker mellom merking og gjenfangst for bleke PIT-merket ved Grendi i årene 2018 (Grendi og Slettin), 2019 og 2020.

Bestandsestimater

For å estimere bestandsstørrelsen har vi benyttet to ulike statistiske tilnærminger. Først har vi brukt en bayesiansk statistisk metode for en lukket bestand (N , kapittel 6.2.2; Kery and Schaub 2011). Bare individ fanget mellom 01.09 og 01.12 ble inkludert i beregningsgrunnlaget for analysen. Modellen tillot random nivå for deteksjon (p) mellom ulike tidsperioder grunnet mulig variasjon i deteksjon forårsaket av eksterne faktorer som varierende værforhold eller varierende vandringmønster fram mot gytetiden. I tillegg har vi benyttet et Peterson-estimat (Ricker 1975) hvor merkeperioden også ble definert fra 01.09 til 01.12 og etterfølgende gjenfangstperioden satt fra 1. til 15. desember. For en nærmere beskrivelse av de statistiske metodene henvises det til **Vedlegg 6**. Den bayesianske metoden ga et bestandsestimater som varierte fra 5368 individ i 2019 (med nedre og øvre konfidensintervall på hhv. 4088 og 7064 individ) til 7216 individ i 2020 (med nedre og øvre konfidensintervall på hhv. 5427 og 8774 individ). Peterson estimatene ga liknende resultat for 2019 men noe høyere i 2020 men et lavere estimat for året 2018 (**Tabell 3**).

Tabell 3. Ulike estimat for antall individ i blekebestanden i søndre del av Byglandsfjorden basert på merking og gjenfangst av bleke i storruser i årene 2018 til 2020.

År	Bayesiansk estimat			Peterson Estimat		
	Gjennomsnitt	Nedre KI	Øvre KI	Estimat	Nedre KI	Øvre KI
2018	5772	4298	7448	1723	1323	2124
2019	5368	4088	7064	6492	4170	8813
2020	7216	5427	8774	9463	6160	12766

Samlet gir disse resultatene en klar indikasjon på at det nå er et betydelig antall bleke (> 5000 stk) i søndre del av Byglandsfjorden. Videre forsterker resultatene inntrykket av at bleka er svært fangbar i storrusene og at metodikken er godt egnet for bestandsestimering da det hvert av årene er registrert nær 1000 bleke i fangstene noe som tilsvarer i størrelsesorden ca 10-20% av estimert bestandsstørrelse. Den høye fangbarheten av bleke i storruser i kombinasjon med PIT merking er derfor en metodikk som bør brukes for å følge den videre bestandsutviklingen, og for å evaluere hvor langt en er kommet i forhold til den langsiktige målsettingen om en selvreproduserende og høstbar bestand som grunnlag for lokal næringsutvikling og rekreasjon.

8.8 Hvor stor andel av blekebestanden stammer fra rognplanting?

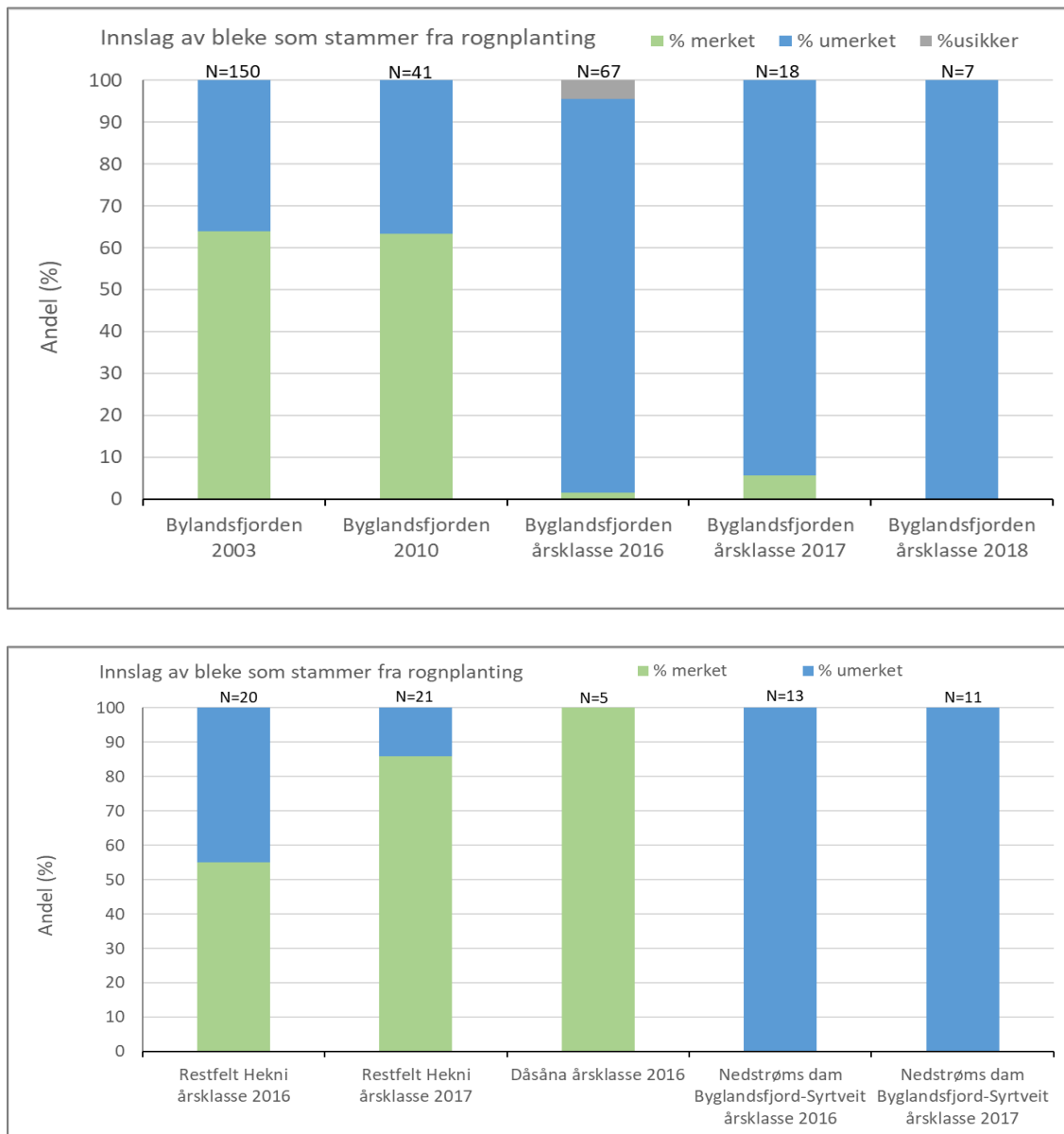
Som nevnt tidligere kan bleke som er satt ut som yngel identifiseres ved at den er merket ved at fettfinnen er klipt. Bleker som stammer fra rognplanting kan derimot ikke på utseende skilles fra naturlig rekruttert fisk. Rogn som er plantet ut har derfor i flere år blitt fargemerket ved at rogn har fått et fargebad som avsetter et fargemerke i otolitten (ørsteinen). Ved senere analyse av otolittene, som gjøres ved bruk av et fluoriserende mikroskop, kan en identifisere fisk som stammer fra rognplantingen. I årene 1999 til 2009 ble rogn merket etter prosedyre av VESO, Veterinærinstituttet i Trondheim, mens senere merking er gjort etter merkeprosedyre gitt av NORCE LFI. Begge institusjonene har bidratt til analyser for å bestemme fiskens alder og om den er otolittmerket.

For å få mål på andelen bleke som stammer fra rognplanting er et utvalg bleke fra ulike årsklasser analysert. Samtidig er disse aldersbestemt ved lesing av skjell og/eller otolitter. Ved identifisering av otolittmerke er det fra og med 2010 bemerket at noen av otolittene har hatt et svakt avsatt merke som igjen kan ha ført til en underestimering av andelen otolittmerket fisk. Imidlertid er det lite sannsynlig at dette er en feilkilde som har påvirket hovedfunnene fra undersøkelsen som er basert på relative store forskjeller mellom andelen merket bleke fra samme årsklasse (dvs. med samme merke kvalitet) i ulike deler av utbredelsesområdet.

Analyse av 150 umerkede bleker i 2003, dvs. bleker som ikke var fettfinneklipt, viste at 64 % hadde fargemerket otolitt og dermed stammet fra rognplanting. En oppfølgende analyse, basert på et materiale av 41 bleker analysert i 2010 viste et innslag på 63 %. Utvalget av bleker undersøkt i både 2003 og 2010 stammet fra den søndre delen av Byglandsfjorden. Deretter er det foretatt otolittanalyser for årsklassene 2016-2018 i Byglandsfjorden. Dette er årsklasser som en i utgangspunktet kan forvente skal stamme fra naturlig rekruttering siden rognplantingen i Byglandsfjorden opphørte i 2015. Imidlertid ble det i 2016 og 2017 fortsatt plantet ut rogn oppstrøms Byglandsfjorden, på strekningen fra Ose til Tjurrmodammen, og noe av denne fisken kan ha vandret nedstrøms til Byglandsfjorden. Analysene viste at bare to stk. dvs 2,3 % av 86 bleker samlet inn i Byglandsfjorden i 2018 og 2019 var otolittmerket og stammet fra rognplantingen i Otra oppstrøms fjorden. Av de 86 undersøkte blekene var 74,4 % fra 2016 årgangen og 2,1 % fra 2017 årgangen, og det ble funnet en otolittmerket fisk i hver gruppe. I tillegg ble det funnet 3 umerkede bleker (3,5 %) som stammet fra 2018 årgangen dvs. året etter at all rognplanting opphørte. Disse resultatene gjenspeiler at det de siste årene er naturlig rekruttert fisk som dominerer i de yngste årsklassene i Byglandsfjorden dvs. fra og med årsklassen 2016.

Det er også gjort analyser av otolittene til ungfisk fra strekningen oppstrøms Byglandsfjorden, dvs. fra strekningen med minstevannføring ved Hekni hvor den årlige rognplantingen fortsatte fram til og med 2017. Av et materiale på 41 bleker samlet inn fra årsklassene 2016 og 2017 var hhv. 55 og 86 % merket. Tilsvarende ble det samlet inn et mindre materiale fra Dåsåna hvor rognplantingen ble opprettholdt fram til og med 2018. Her var samtlige fem undersøkte bleker fra 2016 årsklassen merket. De høye merkeandelene for årsklassene 2016 og 2017 fra Hekni og Dåsåna står i kontrast til resultatene fra Byglandsfjorden hvor kun ca 2,3 % var merket fra de samme årsklassene. Disse resultatene er forventet

i forhold til når rognplantingen opphørte i de tre ulike delene av utbredelsesområde (2015 i Byglandsfjorden, 2017 ved Hekni og 2018 i Dåsåna).



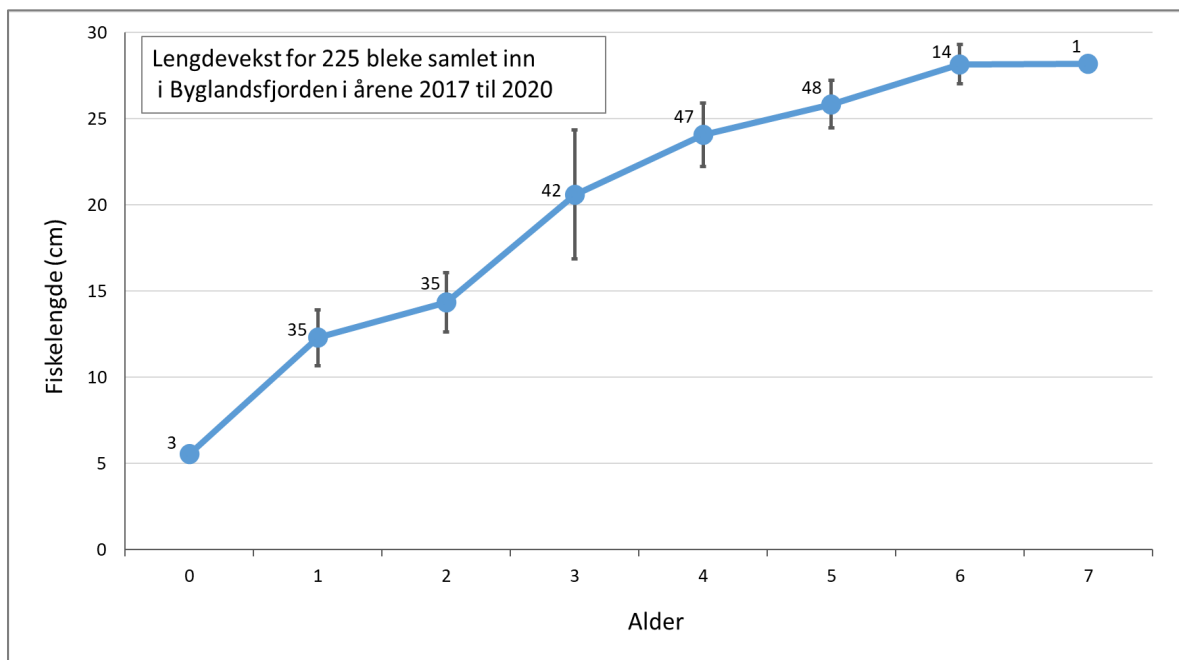
Figur 17. Andel av analyserte otolitter med eller uten fargemerke, eller hvor analyseresultatet ble definert som usikkert. Det øverste panelet viser resultatene av materiale samlet inn i Byglandsfjorden i 2003 og 2010 basert på et utvalg av flere årsklasser, og spesifikt for årsklassene 2016, 2017 og 2018. Nederste panel viser otolitter fra bleker innsamlet fra årsklassene 2016 og 2017 på strekningen med minstevannføring ved Hekni, fra Dåsåna, og fra strekningen nedstrøms dam Byglandsfjord til Syriveit.

Oppsummering av resultatene fra otolittanalysene er gitt i **Figur 17** og viser utviklingen i Byglandsfjorden med høy andel (ca 63-64%) bleke som stammer fra rognplanting i 2003 og 2010, etterfulgt av et lavt (2,3 %) innslag for årsklassene 2016-2017, og fravær av merket fisk for årsklassen 2018. Dette er en utvikling som samsvarer med opphør av rognplanting og antatt økt naturlig rekruttering til blekebestanden i den samme perioden. I motsetning til utviklingen i Byglandsfjorden er innslaget av merket bleke høyt ved Hekni og i Dåsåna hvor rognplantingen er opprettholdt og den naturlige rekrutteringen er lav. Figuren viser også resultatene fra analysen av bleker fra årsklassene

2016 og 2017 samlet inn på strekningen fra dam Byglandsfjord nedstrøms til Syrtveit hvor det som forventet ikke ble funnet merket fisk.

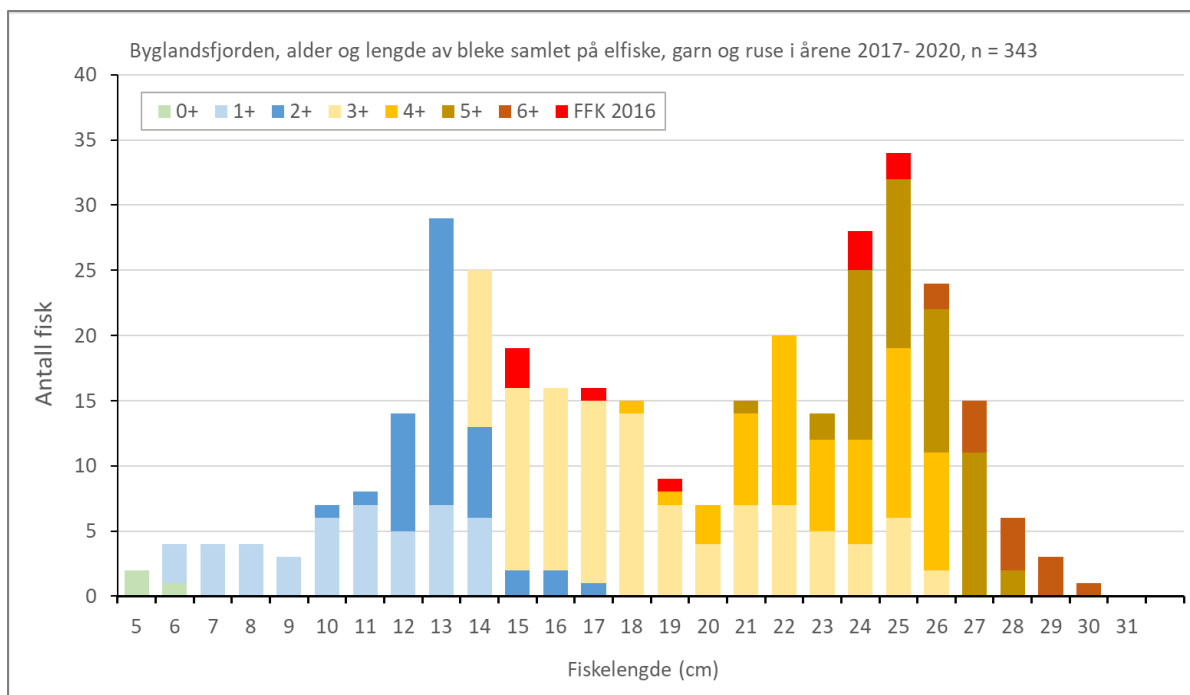
8.9 Blekas vekst, alder og lengde

Ut fra aldersbestemt materiale av 225 bleker samlet inn i Byglandsfjorden i årene 2017 til 2020 ser en at bleka har en jevnt økende vekst fram til en lengde på mellom 26-28 cm som den når ved en alder på fem til seks år **Figur 18**. Resultatene tyder også på at de fleste blekene ikke blir særlig eldre enn 6 år siden det bare ble funnet en bleke eldre enn dette (syv år) i hele materialet. Tilsvarende er funnet i tidligere undersøkelser og tyder på at bleka ikke blir så mye eldre enn dette. Men en må ta et forbehold om at stagnert vekst hos eldre fisk kan være vanskelig å detektere og at dette kan føre til at antallet eldre bleke blir underestimert.



Figur 18. Lengdevekst for bleke i Byglandsfjorden samlet inn med garn eller ruse om høsten, fra medio august til desember, i årene 2017-2020. Figuren viser gjennomsnittlig lengde med standard avvik, tall ved hvert punkt gir antallet fisk aldersbestemt i hver aldersgruppe.

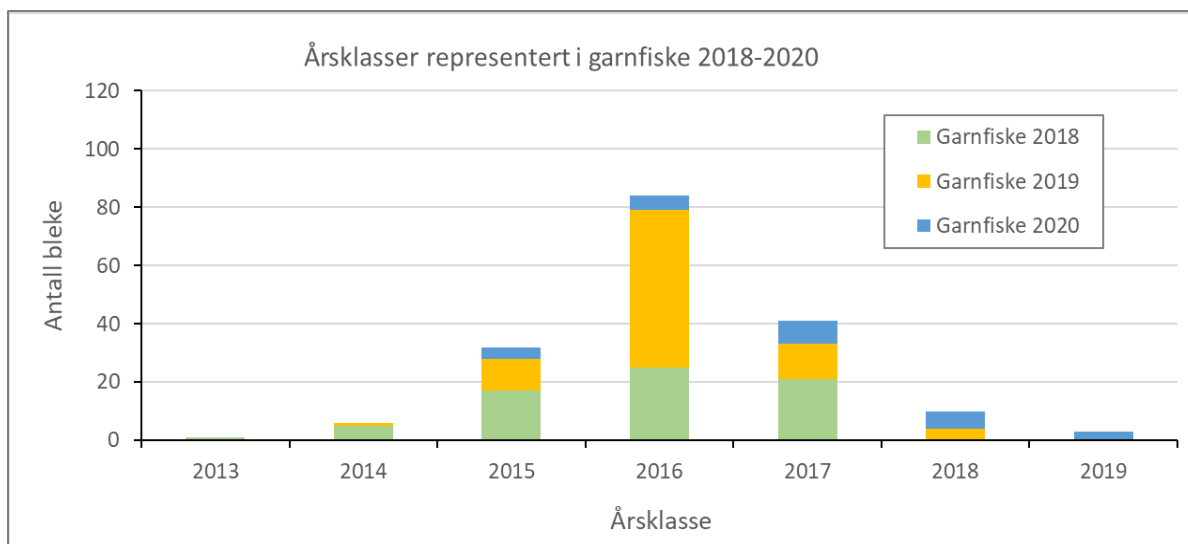
Lengdefordelingen for bleke som er samlet inn og aldersbestemt i Byglandsfjorden i årene 2017 til 2020 er gitt i **Figur 19**. Materialet stammer fra fiske med garn (177stk), ruser (164 stk) og noe elfiske (3 stk). Som det framgår av figuren er det i all hovedsak fanget bleke som er fra ett til fem år. Materialet er samlet inn i løpet av hele sesongen fra juni til desember noe som bidrar til den observerte spredningen i lengde ved gitt alder. Likevel viser fordelingen en ganske tydelig topp ved 13-14 cm og ved 24-26 cm og relativt få fisk på 19-20 cm. Dette mønsteret kan skyldes tidligere nevnte vekstomslag idet ungfisken forlater strandsonen og går over til et liv hvor den beiter på dyreplankton i de fri vannmasser (pelagialen) ute i innsjøen. Innsamlingen viser også at det er vanskelig å fange inn årsyngel i fjorden da bare tre yngel inngår i det aldersbestemte materialet. Disse ble samlet inn ved bruk av elektrisk fiske i strandsonen ved Vassenden. En sannsynlig årsak til lav fangbarhet av årsyngel i garnfiske er at gytingen antagelig for det meste foregår på rennende vann hvor strømforholdene gjør det vanskelig å benytte garn.



Figur 19. Lengdevekst for bleke i Byglandsfjorden samlet inn med garn eller ruse om høsten, fra medio august til desember, i årene 2017-2020. Figuren viser gjennomsnittlig lengde med standard avvik, tall ved hvert punkt gir antallet fisk aldersbestemt i hver aldersgruppe.

For å vurdere den relative forekomsten av de ulike årsklassene har vi satt sammen aldersbestemt materiale fra standardisert prøvefiske utført av Syrtveit fiskeanlegg i årene 2018 til 2020. Innsatsen har inkludert prøvefiske både på forsommeren og om høsten på et fast stasjonsnett med bruk av nordisk garn. Resultatene viser at årsklassene 2015 til 2017 er godt representert og at 2016 årsklassen dominerer og at det ble fanget spesielt mye av denne under prøvefiske i 2019 (**Figur 20**). Selv om resultatene er påvirket av noe ulikt antall garn og stasjoner fisket mellom år tyder dette på at 2016 årsklassen var en spesielt sterk årsklasse. Som det framgår av Figur 15 var 2016 årsklassen godt representert i garnfiske både som toåringer (2+) i 2018 og som treåringer (3+) i 2019 men i 2020 ble det tatt lite av denne årsklassen i garnfiske. Dette kan skyldes tidligere nevnte habitatskift hvor bleka går fra å leve i strandsonen til å vandre ut i Byglandsfjorden ved en alder på to til tre år og en lengde på 15-20 cm.

Om en sammenlikner veksten hos bleke samlet inn i ulike delene av utbredelsesområde ser en at veksten er ganske lik nord og sør i Byglandsfjorden og i hovedløpet av Otra nedstrøms dam Byglandsfjord. I Dåsvatn er derimot veksten vesentlig redusert noe som trolig skyldes at bleka har bedre næringstilgang i Byglandsfjorden og at Dåsvatn i tillegg er forsuringspåvirket (**Tabell 4**).



Figur 20. Lengdevekst for bleke i Byglandsfjorden samlet inn med garnfiske i årene 2018-2020. Figuren viser antall bleke fanget inn fra de ulike årsklassene basert på aldersbestemmelse av et utvalg av fangstene. De ulike fargekodene henviser til hvilket år blekene ble fanget i prøvefiske.

Tabell 4. Blekas alder og lengdevekst i ulike deler av utbredelsesområde. Hovedandelen av materialet er samlet inn i området kalt Byglandsfjorden sør som strekker seg fra Vassenden og opp til Nånæs. Byglandsfjorden nord viser til bleke samlet inn ved garn- eller rusestasjoner på strekningen fra Bygland til Ose.

Alder	Byglandsfjord nord			Byglandsfjord sør			Otra nedstrøms dam Byglandsfjord			Dåsvatn		
	Lengde (cm)	std	n	Lengde	std	n	Lengde (cm)	std	n	Lengde (cm)	std	n
0+				5,6	0,4	3	5,6	0,5	17			
1+	11,6		1	12,3	1,6	34	12,3	1,5	21			
2+	12,0		1	14,4	1,7	34	14,4	3,2	17			
3+	22,3	2,7	10	20,1	3,9	32	20,1	1,6	21	19,6	0,8	7
4+	25,0	1,2	8	23,9	1,9	39	23,9	2,0	11	20,7	0,6	7
5+	25,9	1,2	8	25,8	1,4	40	25,8	1,0	3	21,4	1,3	16
6+	26,8	1,1	2	28,4	1,0	12	28,4			21,0	0,9	5
7+				28,2		1						
Sum			30			195			90			35

Av rusefiske ved Grendi i årene 2016 til 2019 ser en hvordan fangstene i alle årene er dominert av bleke fra ca 21 til 28 cm og at bleka sjeldent oppnår en lengde på 30 cm (**Figur 21**). I rusefangstene kan en også følge hvordan innslaget av fettfinneklippte bleke fases ut av bestanden over tid. I 2016 og 2017 var fettfinneklippte bleke i fangstene i hovedsak fra 24 til 28 cm. Dette var fisk som stammet fra årlige utsett av 70 000 ensomrige, fettfinneklippte bleker i Byglandsfjorden fram til og med 2012. De yngste av disse var derfor fire år i 2016.

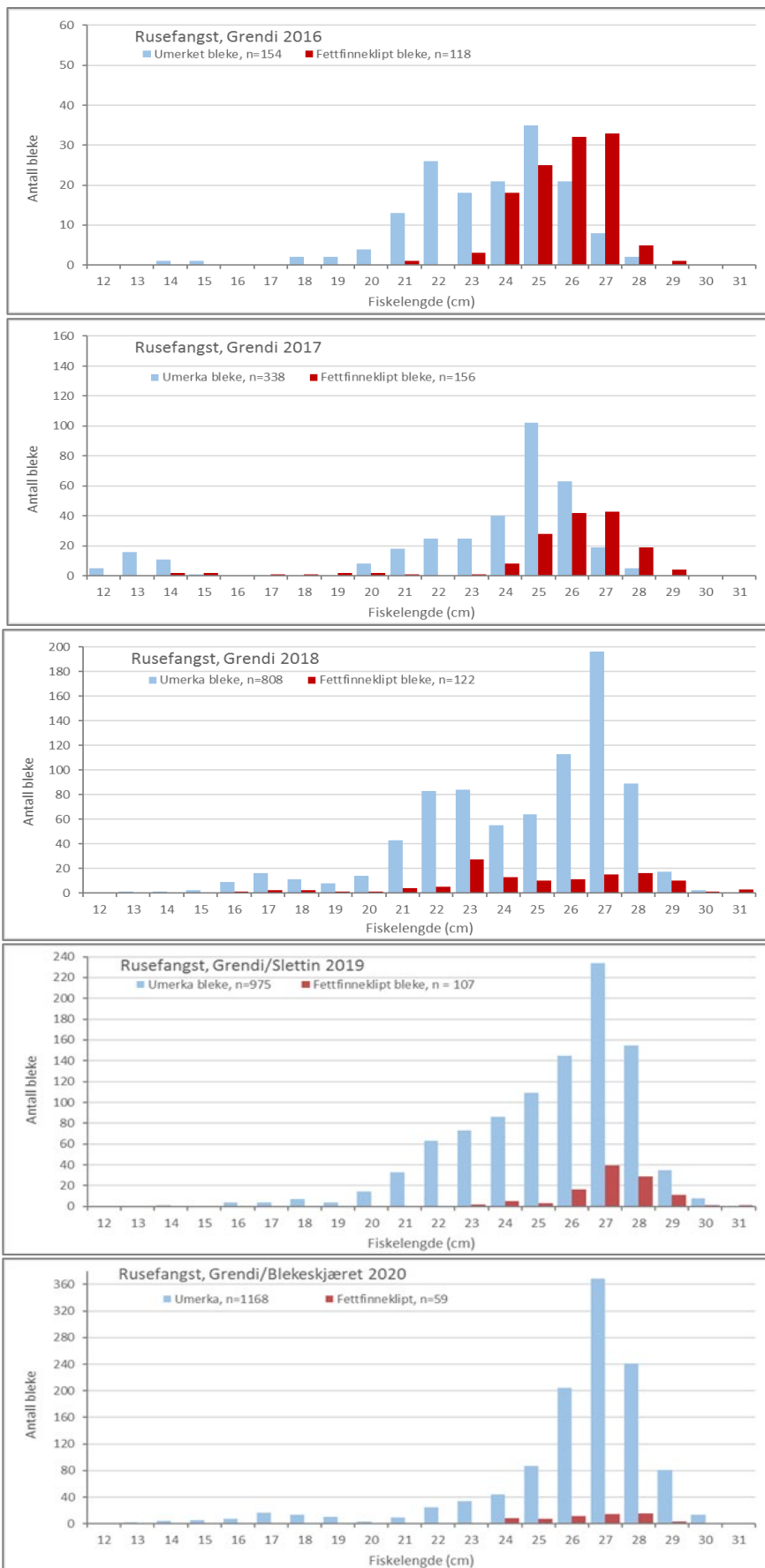
Stans i større utsetninger etter 2012 førte til et tydelig fravær av merket fisk i lengdegruppene mindre enn 24 cm i 2016 og 2017. Et mindre utsett (10000 stk.) fettfinneklippte bleker sommeren 2016 er mest sannsynlig opphavet til blekene som var fra ca 14 – 21 cm i rusefangstene i 2017. I fangstene i 2017

dominerte fettfinneklippt bleke for lengdegruppene 27 til 29 cm mens det i de etterfølgende år er umerket bleke som dominerer i disse lengdegruppene. I rusefangstene i 2019 og 2020 er settefisk fra 2012 blitt hhv. sju og åtte år og utsettingene før 2012 fases ut av bestanden..

Samlet viser utviklingen i rusefangstene hvordan stansen i bruk av settefisk fra 2012 har ført til en gradvis utfasing av antall og andel settefisk i bestanden fra 43 % i 2016, 32 % i 2017 til hhv. 13 %, 10 % og 5 % i årene 2018, 2019 og 2020. I samme periode opprettholdes rusefangstene selv om settefisk fases ut av bestanden. Dette gjenspeiler hvordan bleke som stammer fra naturlig rekruttering eller rognplanting nå opprettholder bestanden. Siden rognplantingen i Byglandsfjorden opphørte i 2015 har naturlig rekruttering trolig dominert fra og med 2016 årsklassen. Rognplantingen i Otra oppstrøms Byglandsfjorden opphørte imidlertid i 2017 og en kan ikke helt utelukke at dette også har bidratt til å opprettholde rusefangstene sør i Byglandsfjorden. Tross dette forbeholdet viser fangstutviklingen ifra ruse- og garnfiske at blekebestanden i Byglandsfjorden nå med stor sannsynlighet opprettholdes ved naturlig rekruttering og er i ferd med å reetableres.



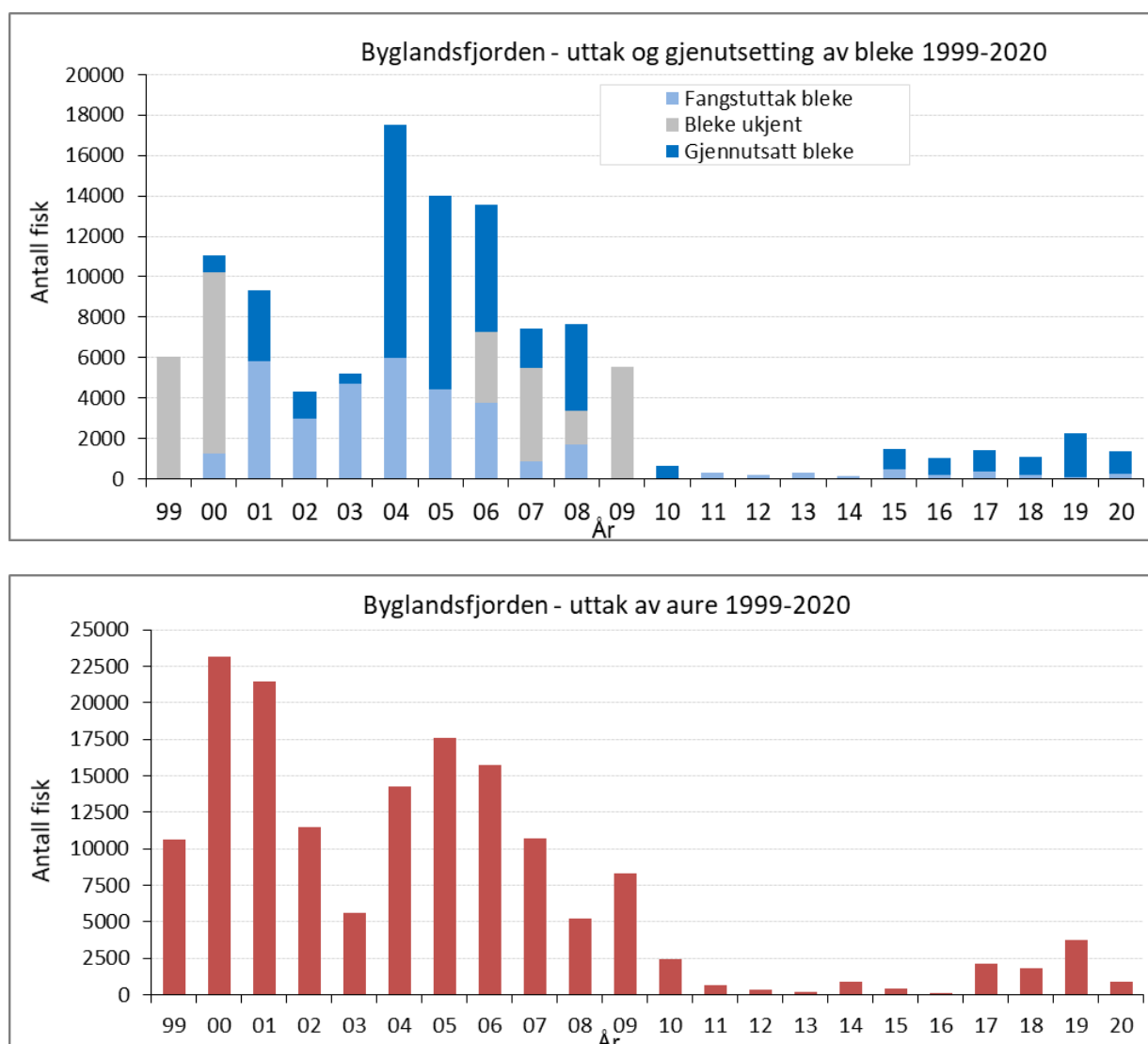
Fiske med storruse og registrering av fangst har siden slutten av 1990-tallet gitt et solid grunnlag for å følge utviklingen i blekebestanden. Bilde viser Jon Løyland, primus motor for storrusefiske, i ferd med å sette ut fangstrommet slik at rusa er klar for en ny fiskeøkt. En stor fordel med storrusene er at fisken fanges og registreres uten at den skades. Innfanget bleke har de siste årene blitt merket og satt tilbake i fjorden.



Figur 21. Fangst og lengdefordeling av merket dvs. fettfinneklipped bleke og umerket bleke i rusefiske ved Grendi sør i Byglandsfjorden for årene 2016 til 2020.

8.10 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 2010-2019 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 23**). På strekningen nedstrøms Byglandsfjorden ble fangstuttaket av bleke faset ut fra og med 2012.



Figur 23. Fangster av bleke (øverst) og aure (nederst) i næringsfiske i Byglandsfjorden for årene 1999-2020. Fangstene er delt inn i antall bleke som er gjenutsatt, bleke i fangstuttak og antall ukjent, dvs. tilfeller hvor antallet gjenutsatt ikke er tallfestet. I blekefangstene inngår både merka og umerka bleke.

8.11 Snorkling med lys for å telle gytefisk av bleke i ulike deler av utbredelsesområde

Bakgrunn og hensikt

Snorkling for å telle fisk er blitt en standard metode for å få et mål på antall gytefisk av laks og sjøaure i norske vassdrag. Tellingene foregår om høsten i forkant eller under gytetiden etter at gytefisken har vandret opp fra sjøen. Slike tellinger av gytefisk gir samtidig viktig informasjon om fordeling av fisk på elva og forekomst av gyteområder. Samme metodikk har vi også forsøkt for å telle bleke og aure i Otravassdraget men erfaringene viser at begge artene er svært vanskelig å observere om vi bruker samme metode som ved telling av anadrom laks og sjøaure. Årsakene er trolig at aure og bleke holder seg mer skjult, har mindre størrelse, er mer sky og i større grad unnviker dykkeren. Dette gjelder under standard forhold i dagslys. Erfaringer har vist at det likevel er mulig å registrere aure og bleke men da må observasjonene gjøres ved bruk av lommelykt etter at det er mørkt. Dette er en metodikk vi har benyttet basert på samme erfaring fra andre innsjøer (bl.a. Store Hovvatn, Vegår, Bjornesfjorden) for å telle eller lokalisere innsjøaure som ellers ikke er mulig å registrere ved snorkling i dagslys. På flere av strekningene forekommer det høyst sannsynlig også gyting av bleke på dypere vann hvor det ikke er mulig å observere fisk ved snorkling siden sikten og størrelsen på fisken bare tillater registreringer ned til ca 3 m dyp. Slike dypere gyteområder finnes ved Vassenden, Fugløyni, Storestraumen og Lislestraumen.

Ved telling i Otravassdraget er det snorklet med bruk av undervannslykt om høsten fra september til desember. Ved tellingen er det antatt at registreringene dekker et ca 4 m bredt transekt av elvbunn eller innsjøbunn. Fisken som observeres står nesten utelukkende i tilknytning til elv- eller innsjøbunn. De fleste transekt er gjentatt over flere år og valgt utfra kunnskap om tidligere kjente gyteplasser for bleke (som Vassenden, Lislestraumen-Storestraumen, Otra oppstrøms Byglandsfjorden ved Langeid/Ganheim).

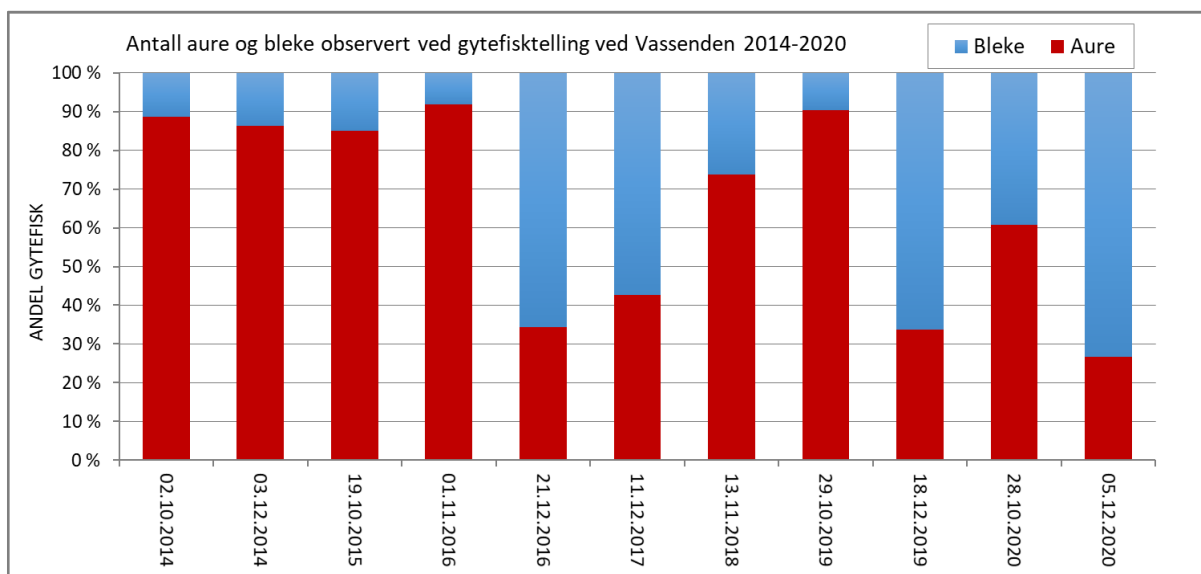
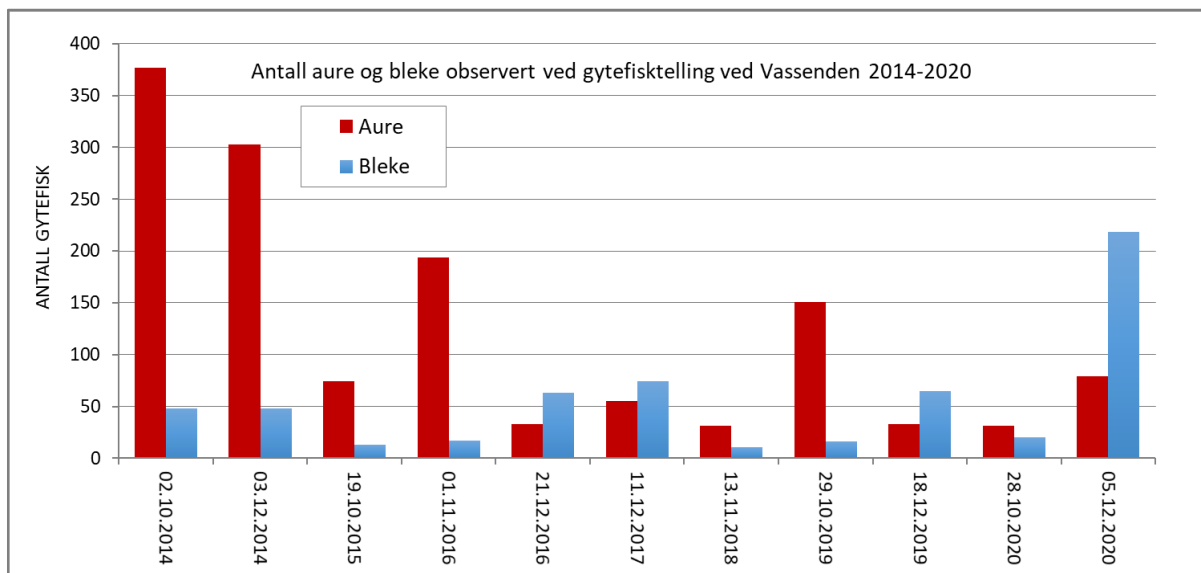
Målet med tellingene er å registrere forekomst/fravær av gyteområder og gytebleke. Det er snorklet på en rekke strekninger hvor det ikke er funnet egnede gyteforhold eller gytefisk: Dette er strekninger som derfor i hovedsak bare er blitt snorklet en gang. Samlet over år dekker gytefisktellingerne lange strekninger som f.eks. hele den 20 km lange strekningen fra Tjurrmodammen til Ose, men hvert år er bare enkelte strekninger snorklet.

Det er kjent av bleka i Byglandsfjorden gyter i desember og resultatene fra både gytefisktellingerne og fangstene med storruse i fjorden gjenspeiler økt forekomst av bleke når gytetiden nærmer seg. Imidlertid kan det være utfordrende forhold i desember med kuldegrader og is. Derfor har det ikke vært mulig å gjennomføre tellinger i desember alle år. I Otra oppstrøms Byglandsfjorden var det tidligere kjent at bleka gyte tidligere enn i den varmere Byglandsfjorden. Siden det i dag ikke er kjent når bleka gyter på strekningen er det derfor også av interesse å gjennomføre tellingen på ulike tidspunkt fra oktober til desember. Til tross for at resultatene fra tellingene vil være avhengig av når tellingen er gjennomført i forhold til gytetiden viser resultatene likevel relativt klare mønster med tanke på hvor en de siste årene finner viktige gyteplasser for bleka.

Vassenden

Ved Vassenden er det gjennomført tellinger på den ca 1,7 km lange strekningen fra oppstrøms Vaassendbrua til nedstrøms Sagøya. På denne strekningen forekommer gyteområdene flekkvis og de fleste er reetablert eller restaurert ved utlegging av gytegrus. Tellingene er gjennomført i perioden 2014 til 2020 og viser generelt en jevn forekomst av bleke hvor antallet varierer fra 11 stk til 218 stk. Registreringen viser et forventet generelt mønster hvor en ser mer bleke i gytetida i desember sammenliknet med om tellingen gjøres i oktober eller november. Den jevne forekomsten av bleke viser

at dette er et viktig gyteområde og samsvarer med resultatene fra registreringer i storruse og undersøkelser av gyteområdene. På store deler av strekningen forekommer det også dypere gyteområder hvor bleka gyter, men som ikke registreres ved gytefisketelling med snorkling. På tellingen i desember 2020 ble det funnet en klar økning i antallet gytebleke registret (218 stk.) noe som tyder på at dette var en relativt sterk gyteårgang. Ved tellingen ved Vassenden er det også jevnlig registrert ungfisk av både aure og bleke.

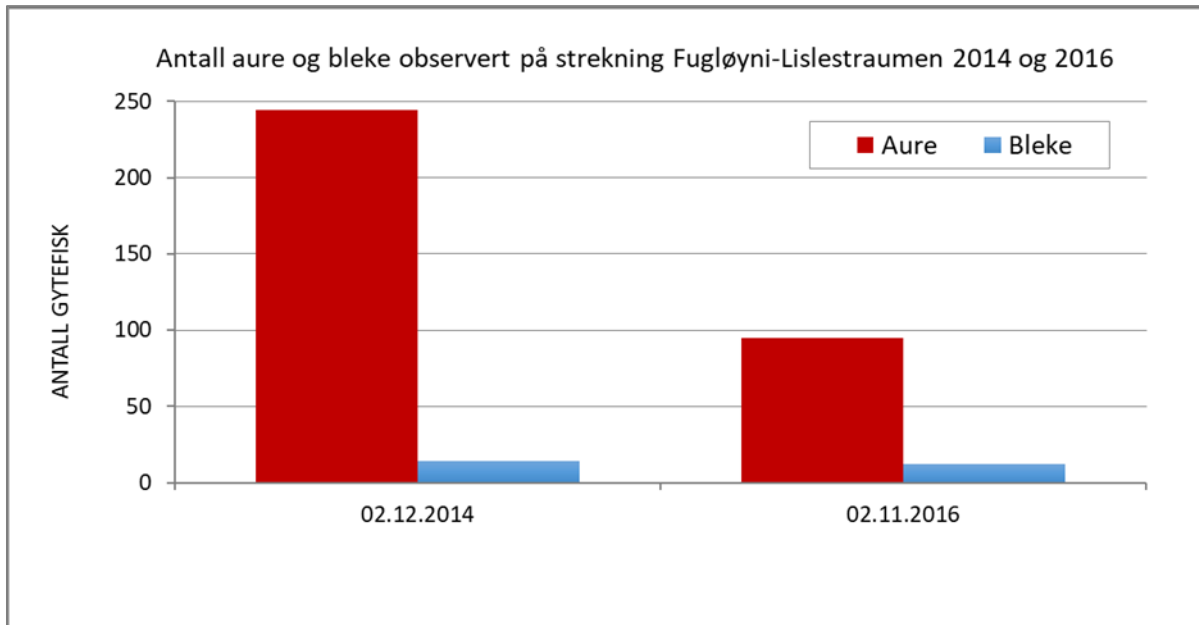


Figur 1. Antall (øverst) og andel (nederst) av bleke og aure registrert ved gytefisketelling ved Vassenden i årene 2014 til 2020.

Fugløyni-Storestraumen-Lislestraumen

Det er gjennomført tellinger i 2014 og 2016 på gyteplasser som ligger fordelt på den ca 1,5 km lange strekningen fra Fugløyni via Storestraumen til Lislestraumen. Ved begge tellingene ble det registret gytebleke hhv. 14 og 12 stk. Den 02.11.2016 ble det også gjort fem ulike transekt, ca 300 m lange, med telling fra båt fra vestsiden ved Fugløyni og tvers over til østsiden hvor det totalt ble registret 152 aure og 25 bleke.

I tillegg er gyting av bleke dokumentert ved undersøkelser av gytegroper ved Fugløyni og Lislestraumen. På alle tre områdene forekommer det også høyst sannsynlig gyting av bleke på dypere områder hvor det ikke er mulig å observere fisken ved snorkling. Ved tellingen er det også jevnlig registrert ungfisk av både aure og bleke.



Figur 2. Antall bleke og aure registrert ved gytefisktelling på strekningen Fugløyni-Storestraumen - Lislestraumen i årene 2014 og 2016.

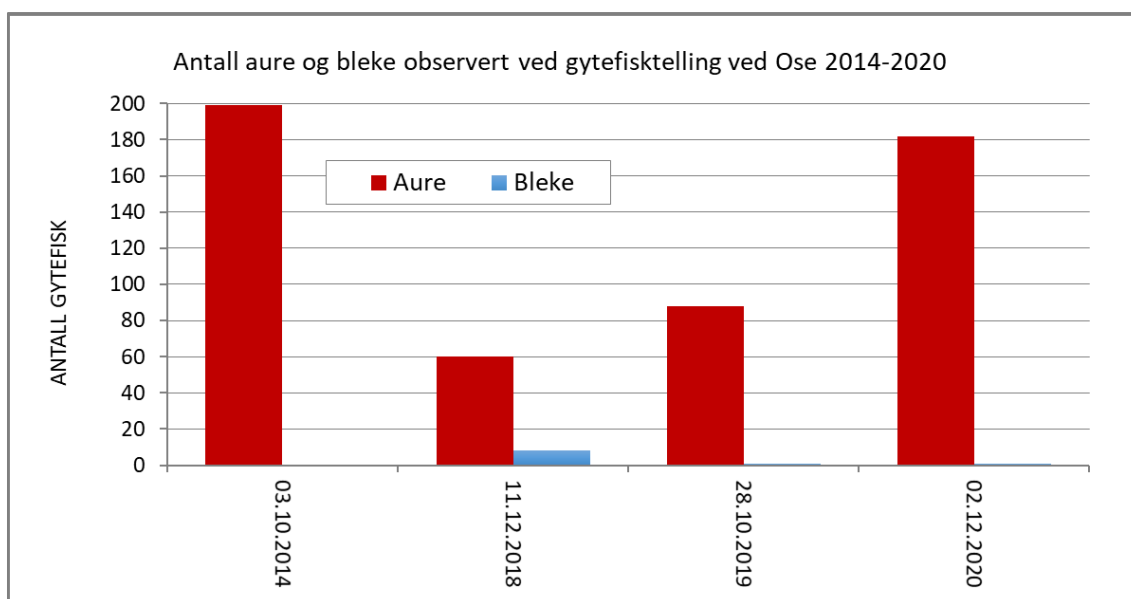


Telling av gytefisk ved snorkling med lys i Byglandsfjorden. Bilde viser to gytemodne aurer i forkant og ei bleke i bakgrunnen ved gyteplassen på Lislestraumen. Foto: Norce LFI v/Bjørn T. Barlaup.

Ose

Ved Ose er det gjennomført tellinger på den ca 1,4 km lange strekningen fra Kosmo oppstrøms Ose til Viki. På strekningen ved Ose har det som ellers ved tellingen i Otra oppstrøms Byglandsfjorden vært en klar dominans av aure og det er bare observert et fåtall bleke. Et unntak var observasjon av 8 bleke hvorav flere par stående i gytegroper den 11.12.2018. Disse blekene sto på et relativt stort gyteområde ca 300 m oppstrøms Ose bro. I 2019 ble det bare registrert aure men tellingen ble da gjennomført i slutten av oktober og kanskje for tidlig for å registrere gytebleke på strekningen. I tellingene i 2020 ble tellingene gjennomført tidlig i desember men da var det dårlige siktforhold grunnet gravearbeid lenger oppstrøms og det var ikke mulig å få registrert fisk på dette gyteområde som ligger på ca 2-3 m dyp. Bortsett fra registreringer i desember 2018 har det nesten utelukkende blitt observert gytfisk av aure på strekningen. Det har i tillegg blitt gjennomført tellinger på en rekke strekninger i tilknytning til Osefete. Her har det blitt observert mye aure og flere gyteplasser for aure men foreløpig er det ikke observert bleke. Ved tellingen på strekningene ved Ose er det nesten utelukkende observert ungfisk av aure.

I tillegg ble det høsten 2014 og 2018 også snorklet den ca 4 km lange strekningen fra utløpet fra Hovatn og ned til Ose og også på denne strekningen var det nær fravær av bleke med bare to stk. registrert 01.10.18 sammen med 57 aure, mens det den 11.12.18 ble registrert 53 aurer men ingen bleke. På strekningen ble det funnet flere mindre gyteområder men det virker som disse bare benyttes av aure.



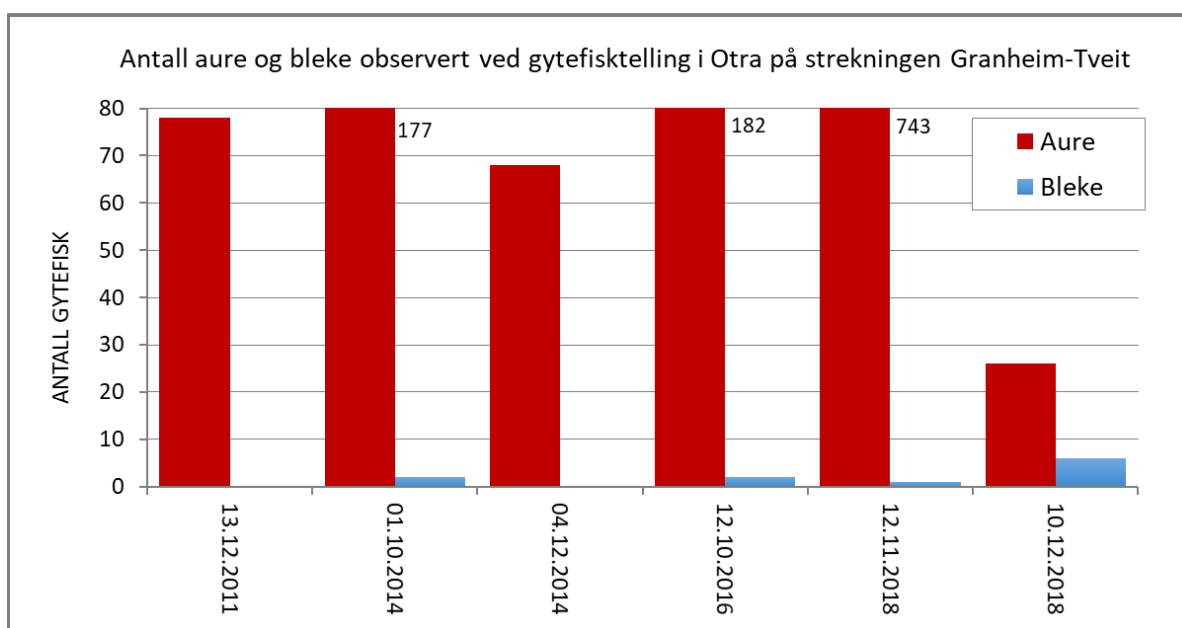
Figur 3. Antall bleke og aure registrert ved gytefisktelling på strekningen ved Ose i årene 2014 og 2018 til 2020.

Otra på strekningen fra Granheim til Tveit

Nedstrøms utløpet fra Hekni kraftverk, på den ca 2,6 km lange strekningen fra Granheim til Tveit. På denne strekningen er det registrert mye aure men få bleker. Tellingene viser at auren gyter i oktober og november og at mye av auren er borte fra gyte plassene i desember. I 2018 ble det f.eks. registrert hele 743 aure ved tellingen den 12.11 mens det bare ble registrert 26 aure den 10.12. Ved tellingen i desember ble det observert 6 gyteklare bleker som sto over gytegroper på det største gyteområde på øvre del av strekningen. Dette er et tegn på begynnende reetablering av bleke på strekningen. På denne strekningen er det også nesten utelukkende registrert ungfisk av aure. Vinteren 2019 ble det undersøkt 134 gytegroper på denne strekningen, men samtlige var gytt av aure.

Fra denne strekningen foreligger det et interessant historisk referansemateriale fra 1960-tallet før blekebestanden kollapset. Lensmann Heggland skriver i en uttale at de høsten 1963 fisket på den ca 1,5 km lange strekningen fra Heggland til Granheim fra 21.10 til 06.11 og at garna ble satt på de gamle gyteplassene til bleka som de kjente fra gammel tid. Fangsten i løpet av denne 16 dager lange perioden med garnfiske resulterte i en fangst på «1250 fisker hvorav bare noen få aure». Videre beskrives resultatet av tre dagers fiske den 5-7.11.1964 da de fikk 257 bleke og ingen aure. Deretter beskrives en sterk tilbakegang fra høsten 1965 til fangstene den 5-10.11.1970 da fangsten på 7 garn bare ble 76 fisker hvorav 42 bleker. Årsaken til tilbakegangen tilskrives at Brokke reguleringen hver vår førte til tørrlegging av gytegrunner fra Osehølen til Langeid.

Strekningen det refereres til ligger innenfor samme strekning hvor det er gjort gytefisktelinger og illustrer hvor tallrik blekebestanden var før bestandssammenbruddet på slutten av 1960-tallet. Videre viser disse opplysningen at bleka gytte i slutten av oktober og i begynnelsen av november i denne delen av vassdraget. Dette er ca 4-6 uker tidligere enn bleka gyter på Vassenden slik det er beskrevet både i historiske kilder og i senere registreringer fra fiske med storruse og gytefisktelling. Stamfisk som dannet grunnlaget for utsettingene av blekeyngel som begynte i 1979 var basert på stamfisk fra Vassenden og det samme gjelder for blekerogn plantet ut i Otra i perioden 2010-2017. En kan derfor i utgangspunktet forvente at gytefisk som stammer fra disse utsettingene vil gyte i desember og at det kan ta tid før gytetidspunktet blir tilpasset forholdene i Otra og at gytetidspunktet da blir tidligere enn ved Vassenden.



Figur 4. Antall bleke og aure registrert ved gytefisktelling på strekningen ved Ose i årene 2014 og 2018 til 2020.

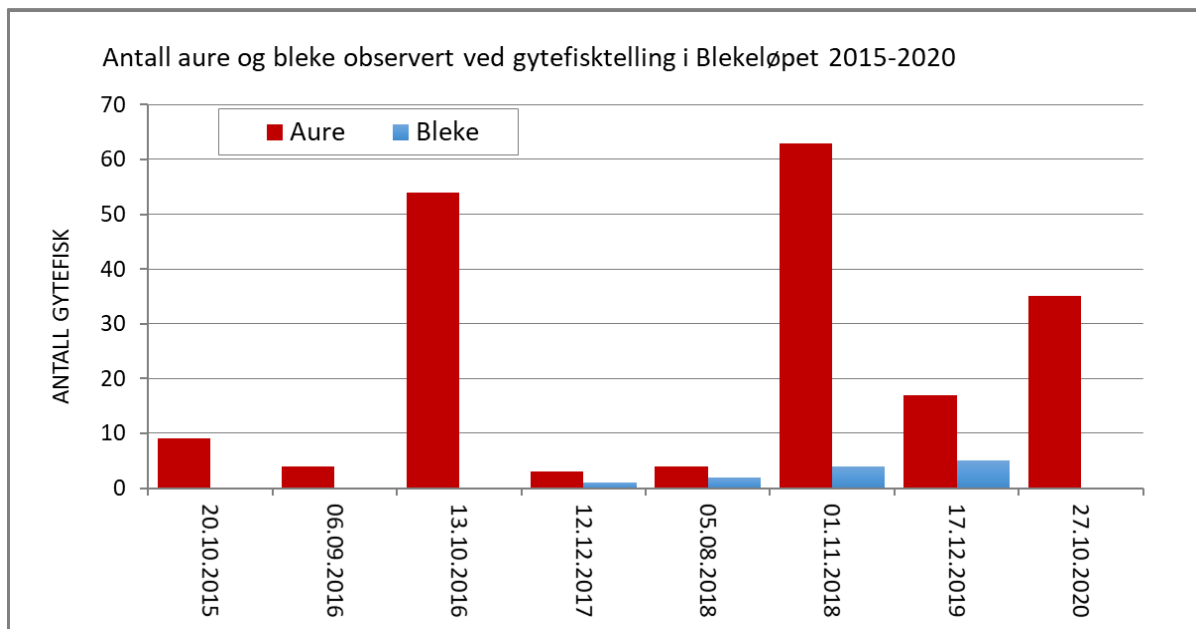
På strekningen i Otra oppstrøms Byglandsfjorden er det ved flere anledninger registrert gytefisk av aure som har vært > 1 kg og som derfor må ha vært fiskespisende aure. På det meste er det ved en gytefisktelling blitt observert 47 aure med en størrelse på ca 1 kg eller større hvor de største trolig var 3-4 kg.



Storaure registrert i Otra oppstrøms Byglandsfjorden. Ved drivtellingene er det på det meste observert 47 aurer med en størrelse på ca 1 kg eller større. En slik størrelse kan auren bare oppnå ved å livnære seg på fisk.

Blekeløpet

I det ca 0,5 km lange blekeløpet er det gjennomført telling av gytefisk i årene 2015 til 2020. De tre første årene ble det bare observert aure, men deretter er det registrert et fåtall bleker hhv. 2, 4, og 5 i hhv. 2017, 2018 og 2019, mens det ikke ble sett bleke i 2020. I 2020 var det dårlige siktforhold på grunn av gravearbeid lenger oppstrøms i Otra. Høsten 2020 ble det registrert totalt 12 vandrende bleke ved bruk av kameraovervåking i blekeløpet.

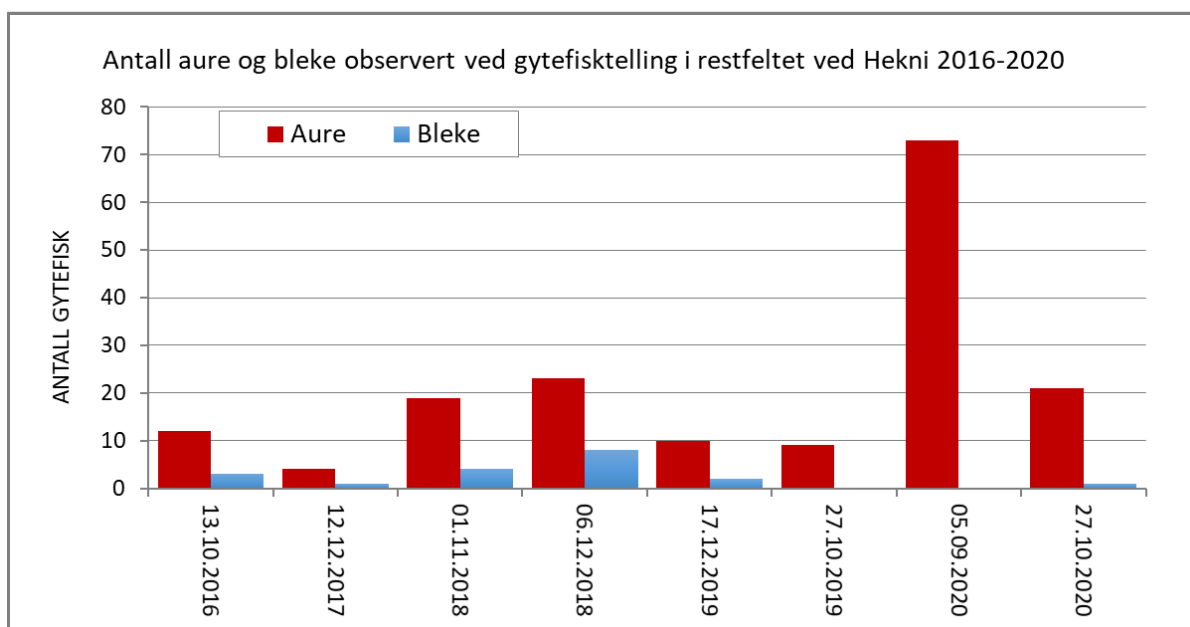


Figur 5. Antall bleke og aure registrert ved gytefisktelling av blekeløpet i årene 2015 til 2020.

Samlet har det i hele perioden som på de andre strekningene i Otra vært en klar dominans av aure ved tellingene. I blekeløpet er det jevnlig observert ungfisk av både aure og bleke, noe som sammenfaller med resultatene fra elektrisk fiske. Ungfisk av bleke stammer her mest sannsynlig fra utplanting av rogn på strekningen. Etter at rognplantingen opphørte i 2017 er det ikke observert årsyngel av bleke, men vinteren 2018 ble det funnet fem gytegrøper av bleke og 20 grøper gytt av aure i øvre del av blekeløpet.

Restfeltet ved Hekni

I restfeltet ved Hekni er det gjort tellinger på en ca 100 m lang strekning fra terskelbassenget nedstrøms innløpet fra Kvernåni ved Besteland (i 2016, 2018, 2019, 2020), en strekning på ca 150 m i terskelbassenget nedstrøms betongterskelen ved Åkroken (i 2017, 2018), og på en ca 100 m lang strekning ved utløpet av Herpelandsåni. På alle disse tre stedene er det plantet ut rogn i perioden 2010 til 2017. I Figur 6 er resultatene fra disse tellingene satt sammen og de viser at det er registret gytefisk av bleke i samtlige år i tidsserien fra 2016 til 2020. Ved tellingene er det også jevn forekomst av ungfisk av bleke men etter at rognplantingen opphørte i 2017 er det ikke observert årsyngel av bleke.



Figur 6. Antall bleke og aure registrert ved gytefisktelling på utvalgte steder på strekningen med minstevannføring ved Hekni for årene 2016 til 2020.

Dåsnavassdraget

I Dåsnavassdraget ble den første gytefisktelling gjennomført den 04.12.2020. Tellingene ble gjennomført i Storebekk som er den største innløpsbekken til Dåsvatnet på en ca 300 m lang strekning fra veibrua ned mot Dåsvatnet. Det ble ikke observert gytefisk på strekningen. Det ble observert gytegrøper men siden tellingen ble gjennomført i desember hadde utgytt aure trolig trukket ned i innsjøen.

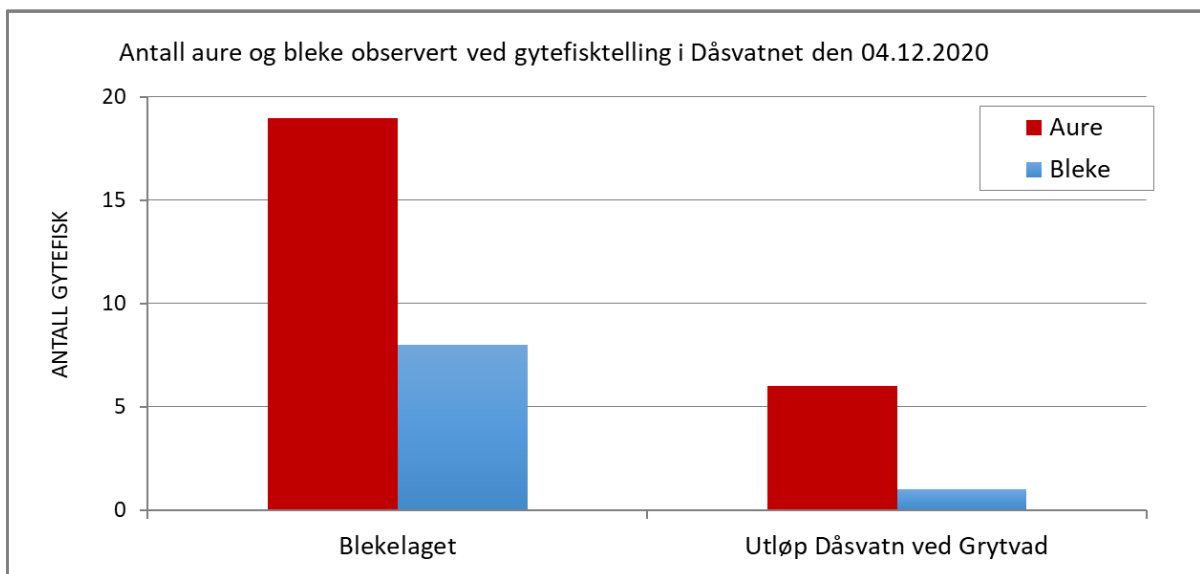
Det ble også gjennomført telling på en ca 500 m lag strekning som startet oppstrøms Blekelaget. Her ble det observert et gyteområde og til sammen 8 gytemodne bleker fordelt på flere gyteplasser med egnet grus og strøm i tilknytning til Blekelaget som ligger mot utløpet av Dåsvatnet. I tillegg ble det observert 19 utgytte bleker på denne strekningen.

Ved utløpet av Dåsvatnet ved Grytvad ble det gjennomført telling på en ca 250 m lang strekning. Her var det bare flekkvise gytemuligheter og det ble registrert en gytemoden bleke og seks utgytte aurer.

Observasjonen av gytebleke i Dåsvassdraget i desember 2020 var positivt med tanke på målet om å reetablere bleka etter at det er gjennomført rognplanting i perioden 2013-2018 og iverksatt kontinuerlig kalking fra og med 2018.



Bleke registret ved elfiske på utløpet av Dåsvatnet høsten 2020.



Figur 7. Antall bleke og aure registrert ved gytefisktelling i Dåsånassdraget den 04 desember 2020.

8.12 Kameraovervåking for å registrere vandrende bleke

Bakgrunn og hensikt

God forvaltning av våre laks- og aurebestander bygger på god kunnskap om bestandsstørrelse. En rekke ulike metoder benyttes for å kvantifisere antallet villaks og sjøaure som vandrer tilbake til elvene, bl.a. brukes fangst-gjenfangstestimat, telleinnretninger plassert i fisketrapper, eller drivtelling hvor snorklere teller fisk ved direkte observasjon. Det er også vanlig at forvaltningen må benytte fangstantall som indirekte mål på bestandsstørrelse gitt en antatt beskatningsrate fra elvefiske (Forseth mfl. 2015). I innsjøene brukes ofte fangst per garn (Catch per Unit Effort) eller standardisert garnserie som relativt mål på bestandsstørrelse. Alle metodene er beheftet med ulike former for usikkerhet og det foregår en kontinuerlig videreutvikling av eksisterende metoder, eller etablering av nye metoder for bedre å kunne bestemme bestandsstørrelse.

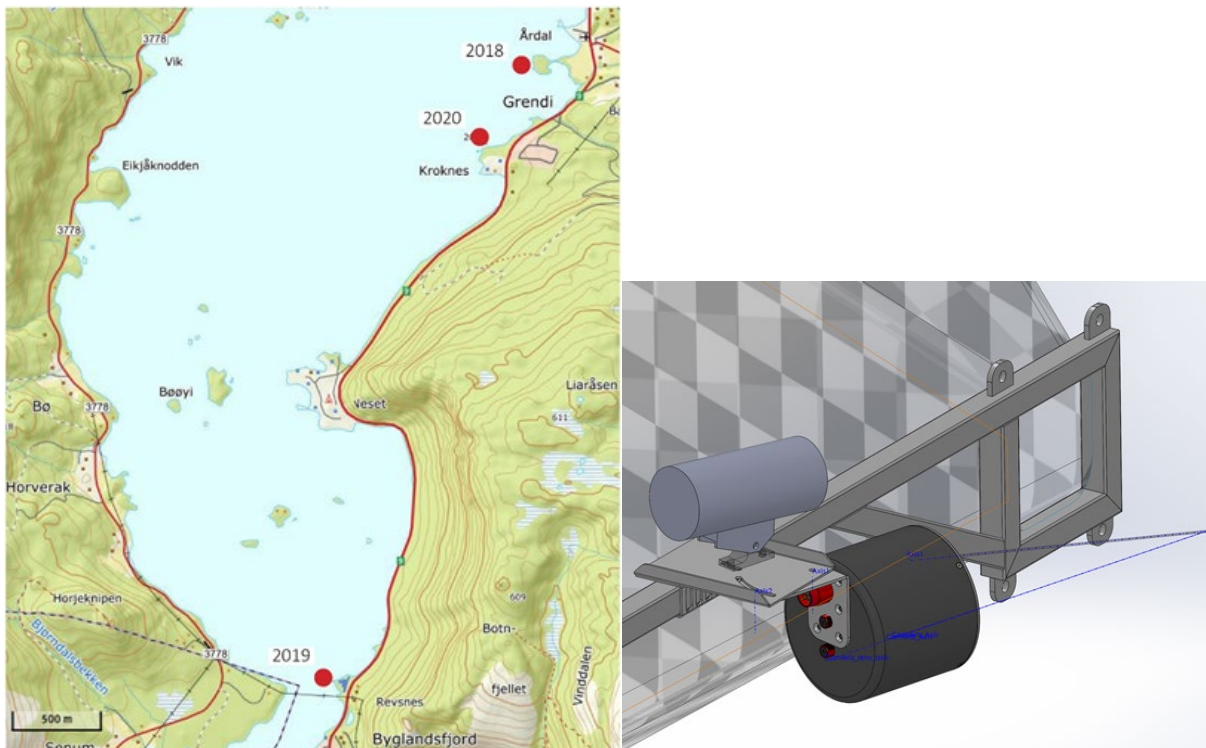
På denne bakgrunn har NORCE LFI siden begynnelsen av 2000-tallet arbeidet med ulike metoder for å registrere fisk og kvantifisere bestandsstørrelse (se bl.a. Barlaup mfl. 2013, Vollset mfl. 2014, Mahlum mfl. 2019, Skoglund mfl. 2021). Dette har bidratt til utvikling av nye fangstmetoder, bl.a. en spesialbygget storruse for fangst av sjøaure som nå benyttes i den nasjonale overvåkingen av lakselus, og en såkalt indikatorfelle for å varsle eller gjenfange rømt fisk fra oppdrettsanlegg (Barlaup mfl. 2015). Målet med denne metodeutviklingen er å fange inn ulike livsstadier av laks og sjøaure for å få mål på når og hvor fisken vandrer, og får å få relative mål på innsig og gjenfangster fra merkeforsøk. Her presenteres erfaringen med bruk av to typer kameraovervåking for å registrere vandrende bleke. Studiene er gjennomført med støtte fra et strategisk instituttprogram ved NORCE, Mljødirektoratet/Statsforvalter og Hekni kraftverk. Metodene som er utprøvd er 1) en åpen storruse hvor bleke og aure fritt kan svømme ut gjennom en åpning hvor den blir registret ved bruk av kamera og 2) et kamera plassert i innløpet til blekeløpet på strekningen med minstevannføring fra Tjurrmodammen til utløpet av Hekni kraftverk.

Kameraovervåking ved bruk av storruse sør i Byglandsfjorden

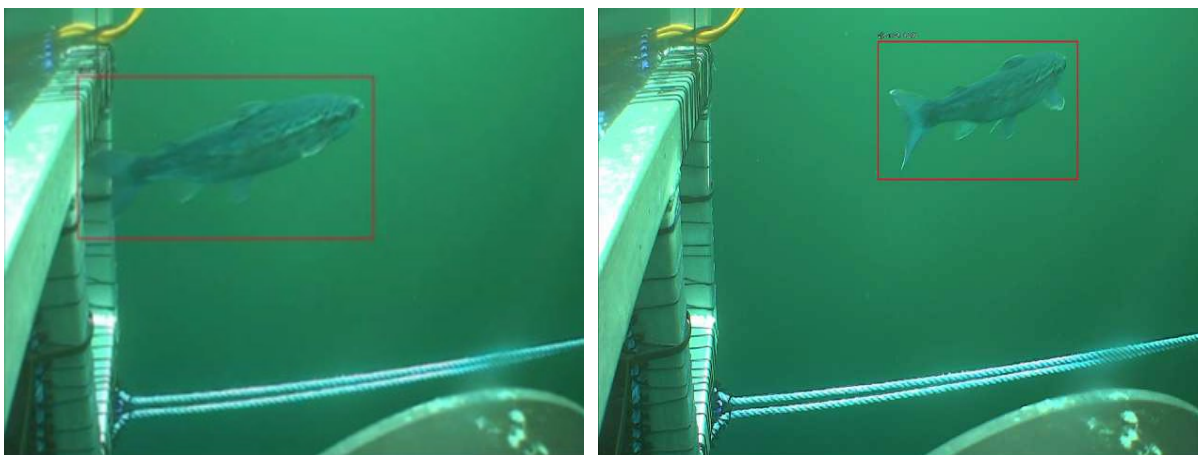
Høsten 2018 ble det utført et forsøk for å sammenlikne gjennomføringen ved bruk av to ulike typer undervannskamera. Det ene systemet var levert av firmaet Mediability og var basert på kontinuerlig filming med etterfølgende analyse ved bildegjenkjenning utført i regi av prosjektet. Det andre systemet var utviklet av firmaet Mohn Technology og var basert på igangsetting av opptak når fisken brøt en laserdetektor. Kameraene var montert på en aluminiumramme som ble satt på enden av den samme type storruse brukt til fangst ellers i blekeprosjektet men fangstrommet var erstattet med en åpning hvor fisken kunne svømme fritt ut av rusen. Denne åpningen var overvåket av kamera (**Figur 1**). I tillegg ble det montert en PIT-antenne på samme ramme for samtidig registrering av eventuelt PIT-merket bleke. Et eksempel på opptak i det bleka passerer ut av åpningen i storrusa ved bruk av de to systemene er gitt i egne bilder.

Gjennom høsten 2018, fra 04.10 til 31.12, registrerte kamerasystemene totalt 66 fisk hvorav 19 bleke og 47 aure (**Figur 2**). I tillegg ble det observert ørekyt, bekkerøye og noe fisk som på grunn av dårlige lysforhold ikke lot seg bestemme til art. Grunnet ustabil strømforsyning var kontinuerlig overvåking ikke mulig og det registrerte antallet fisk representerte derfor bare en avgrenset andel av totalt antall fisk som passerte. Halvparten av fisken ble observert i løpet av oktober. Deretter ble det en økning i forekomsten av bleke i desember som trolig gjenspeiler økt vandring i forbindelse med gyttetida for bleke. I hele perioden var innsalget av bleke 29 % dvs. på samme nivå som i den fysiske rusa ved Senum, ca 5 km lenger sør, hvor innslaget av bleke og aure var hhv. 32% og 68 %. Kamerasystemet registrerte fisk i tidsintervallet mellom kl 05:00 og 19:59, med fleste registreringer i timene midt på dagen når det var mest dagslys (**Figur 2**). Dette resultatet gjelder for både bleke og aure. Dette resultatet skyldes trolig at lyskildene som ble benyttet ikke var sterke nok slik at forholdene ble for dårlige for opptak i

døgnet mørke timer. Dette kommer fram om en sammenlikner kameraregistreringer av bleke med registrering av PIT-merket bleke som registreres effektivt gjennom hele døgnet (**Figur 2**).

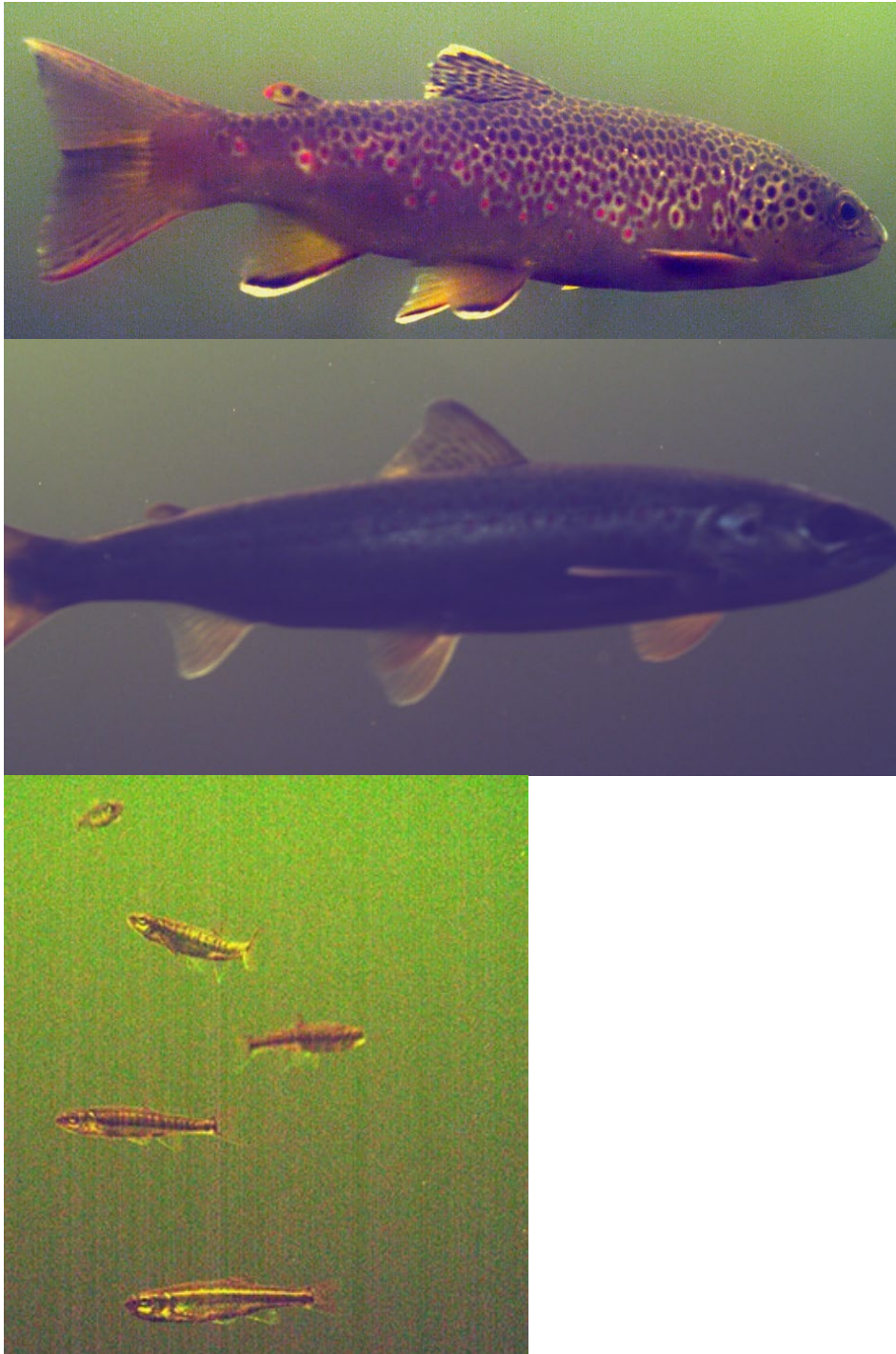


Figur 1. Storuse med kamera ble driftet ved (Grendi/Gardsnes) i 2018 (Gardsnes) og litt sør for Grendi i 2020, og ved Revsnes i 2019. Til høyre vises skisse av de to kamerasystemene som ble prøvd ut for å registrere bleke i 2018 med kamera fra Mediability montert øverst og kamera fra Mohn Technology nederst (skisse laget av Mohn Technology).

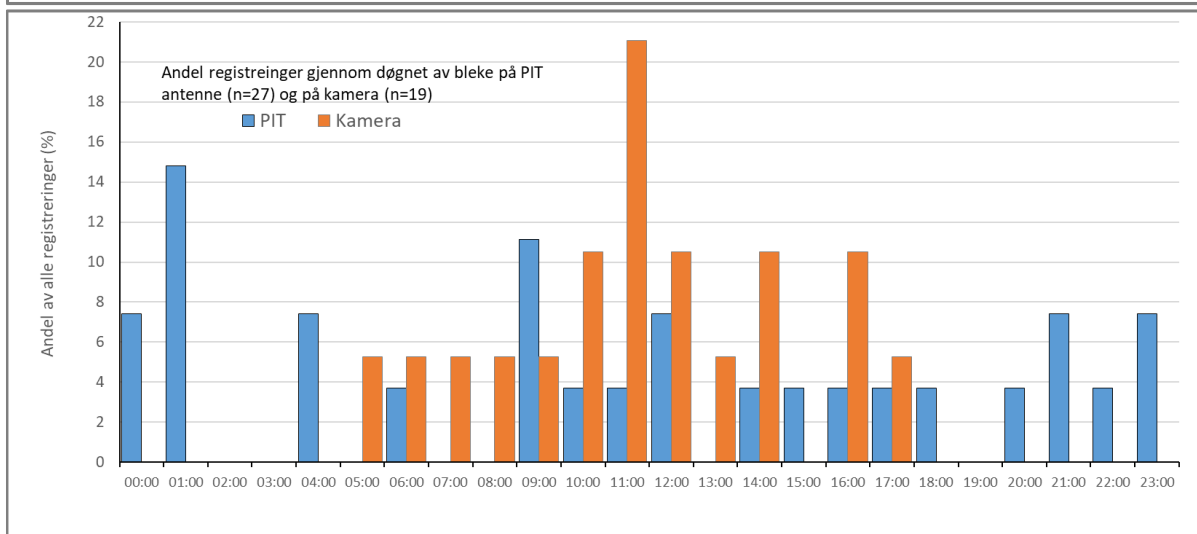
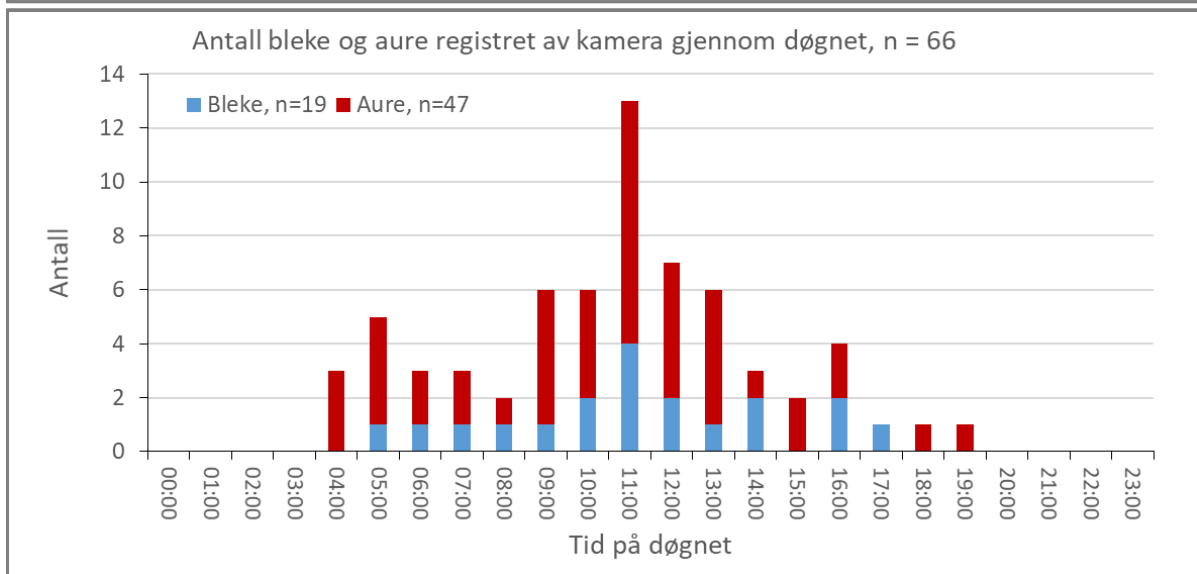
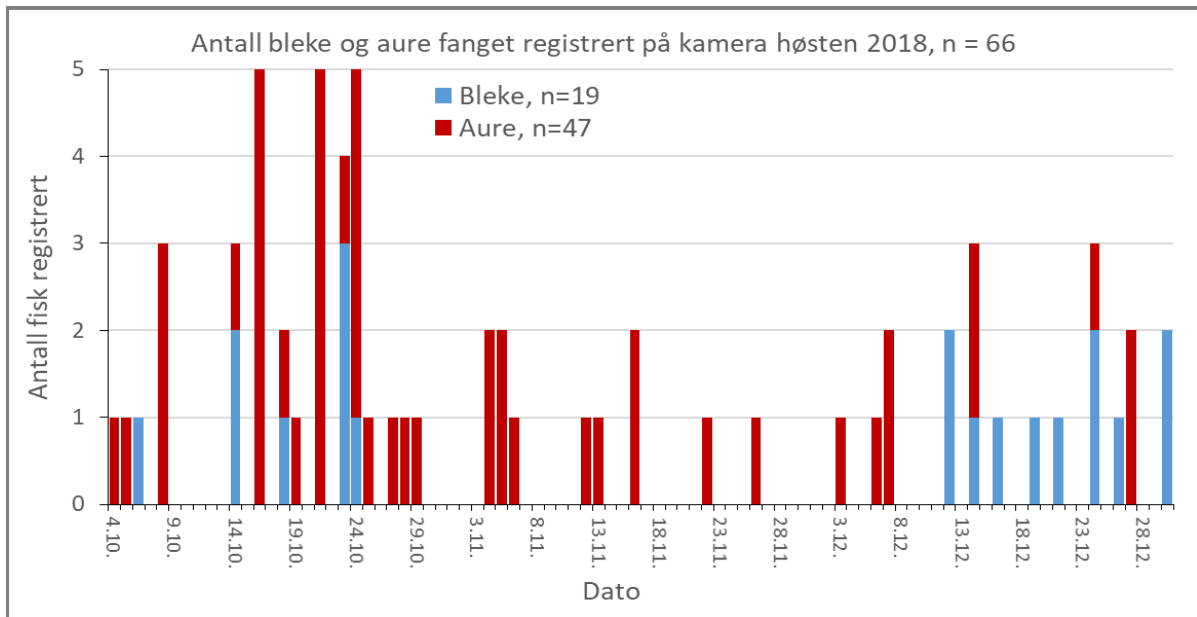


Bilder tatt høsten 2018 ved bruk av kontinuerlig filming ved bruk av kamera fra Mediability. Fisken er her gjenkjent ved bruk av et bildegenkjenningsverktøy.

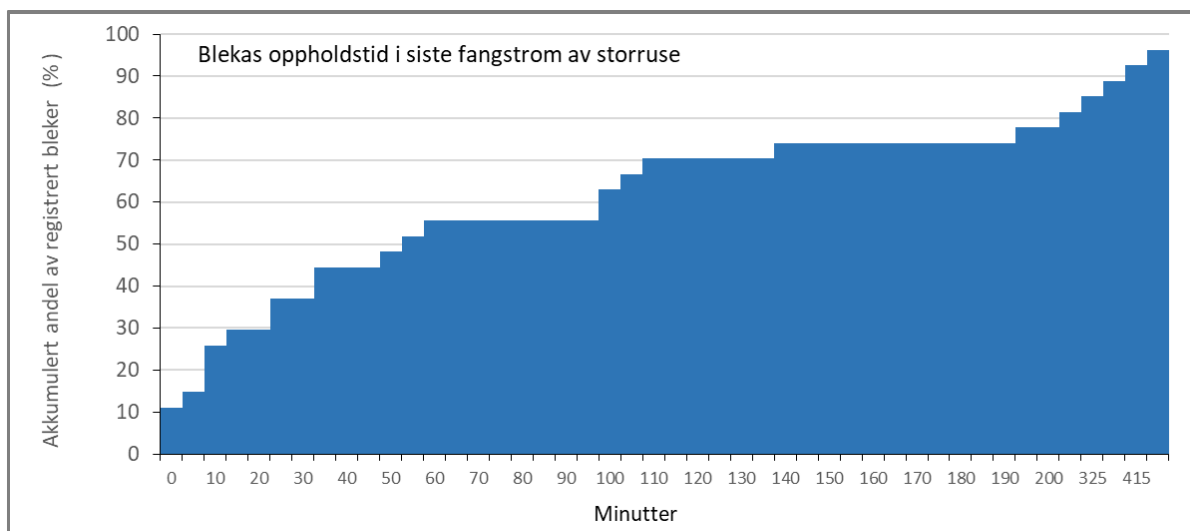
Ved å registrere tidsrommet mellom første og siste registrering for hver enkelt fisk får en også et mål på hvor lenge fisken oppholder seg i det bakre fangstrommet i rusa hvor fisken svømmer ut av åpningen. Resultatet av disse målingen viser at 50 % av fisken brukte ca 60 minutter eller mer på å finne veien ut av åpningen og at det var flere fisk som brukt flere timer i fangstrommet før de fant åpningen (**Figur 3**). Å finne fram til en åpning som fisken passerer raskere gjennom og samtidig tillater gode film/foto opptak er derfor en utfordring.



Bilder tatt høsten 2018 med kamera levert av Mohn Technology som viser aure (øverst), bleke (midten), og ørekyte nederst. Ørekyte som blir stående ved kamra over lenger tid kan være et problem side de utløser kameraopptak. Det arbeides derfor med algoritmer som kan skille på art og sile ut f.eks. ørekyte.

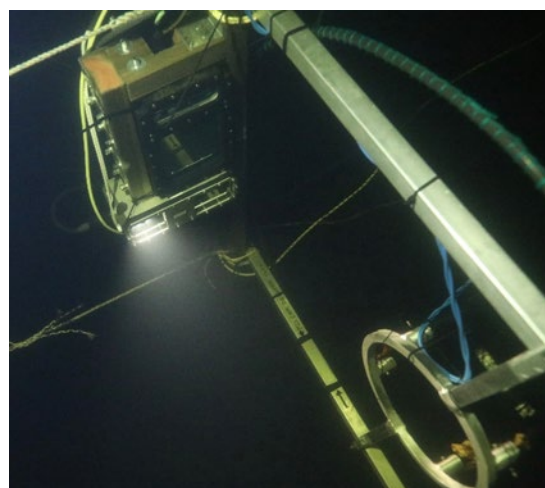


Figur 2. Antall bleke og aure registrert på kamera fra oktober til desember i 2018 (øverst), tidspunkt på døgnet når fisken ble registret (midterst), og andel registreringer på kamera versus ved registrering av PIT merker i passerende bleke (nederst).

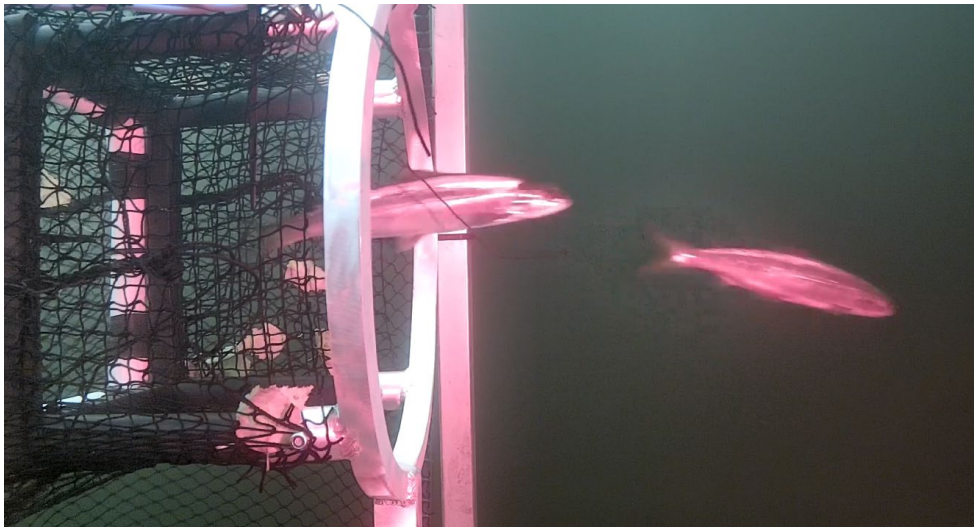


Figur 3. Antall minutter fra første til siste PIT-registrering for individuelle bleker i fangstrommet med kamerovervåket åpning og PIT antenne.

Forsøket ble gjentatt i 2019 men erfaringene fra 2018 gjorde da at det ble benyttet to nye kameratyper: En videreutviklet versjon av Mohn Technology sitt kamera og et kamera fra den tyske produsenten I Am Hydro. Begge kamerasystemene bruker ny teknologi hvor opptak initieres av utslag på innebygde bevegelsessensorer i motsetning til 2018 sesongen da det ble benyttet enten kontinuerlige opptak eller opptak utløst ved bruk av laser. Ved bruk av bevegelsessensorer er det kun opptak av sekvenser med bevegelse over en viss terskelverdi som blir lagret. I tillegg bruker systemet fra I Am Hydro infrarød lys for å filme i mørket mens systemet fra Mohn Technology benytter seg av et såkalt deep red lys. Begge kamera hadde derfor innebygde lyskilder noe som var en stor forbedring sammenliknet med 2018 sesongen hvor det ble benyttet ekstern lyskilde som i lengre perioder ikke fungerte etter hensikten. I 2019 ble storrusa med kamera plassert ut ved Revsnes dvs. sør for Grendi hvor utstyret var plassert i 2018.



Bilde av de to kameraene benyttet i 2019. Kameraet fra I am Hydro er ontært øverst og oppgradert kamera fra Mohn Technology er plassert nederst. Bilde til høyre viser utstyret i drift under vann med synlig lys fra kamerat til Mohn Technology. Fisken svømmer ut av storrusa gjennom den sirkelformede åpningen i aluminium.

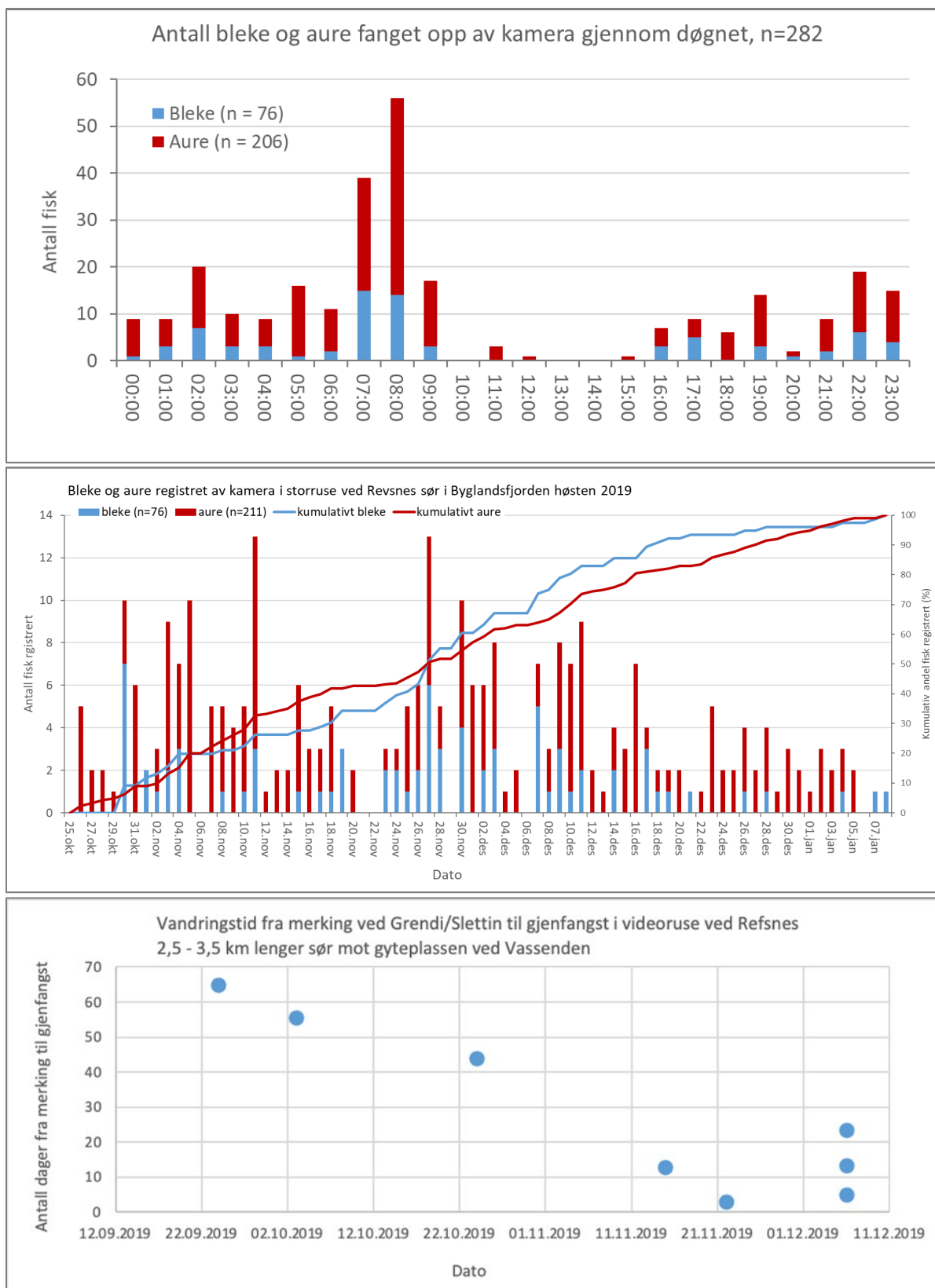


Bilde viser to bleker på vei ut gjennom åpningen hvor de blir oppdaget av bevegelsessensorer og registret av kamera til Mohn Technology. På bilde sees også PIT antennen til venstre innerst i «tunnelen» som leser av PIT merke dersom fisken som passerer er PIT-merket.

I 2019 var storrusa med kamera i drift fra 25.10. til og med 08.01.2020, og overvåkingsperioden ble bare avbrudd i noen få timer pga strømbrudd. Totalt ble det registret 76 bleke og 211 aure som ble filmet i det de passerte ut av åpningen i storrusa (**Figur 4**). I hele perioden var innsalget av bleke i forhold til aure registret på kamera 27 % dvs. identisk med innslaget av bleke funnet i storrusene i Grendi og Senum hvor fisken ble fanget fysisk inn, mens innslaget av bleke var noe høyere, dvs. 43 %, i fiske med storruse ved Slettin.

I 2019 ble det registrerte 19 bleker på PIT-antenna montert i storrusa med kamera og av disse ble 10 (52 %) fanget opp av kamera. Dette viser at kamera var ute av drift eller av andre årsaker ikke fikk registret alle blekene som svømte gjennom rusa. Av de 19 registrette blekene med PIT-merker stammet seks stk. fra bleke merket i Grendi sesongen 2019, fire stk. fra merking i rusa ved Slettin i 2019, og ni stk merket i rusa ved Grendi i 2018. For blekene merket i Grendi 2019 tok det mellom fem og 65 dager fra merking i Grendi til gjenfangstene ble registrert ca 3,5 km lenger sør i kamerarusa ved Revsnes. De fire individene som ble PIT-merka i Slettin i 2019 brukte mellom tre og 23 dager på den ca 2,5 km vandringen sørover til Refsnes. Denne store variasjonen i vandringstid kan skyldes at bleker som ble merket nærmere gyttiden vandret mer direkte sørover mot gyteplassene ved Vassenden mens bleker som ble merket tidligere ikke vandret sørover like snart (**Figur 4**).

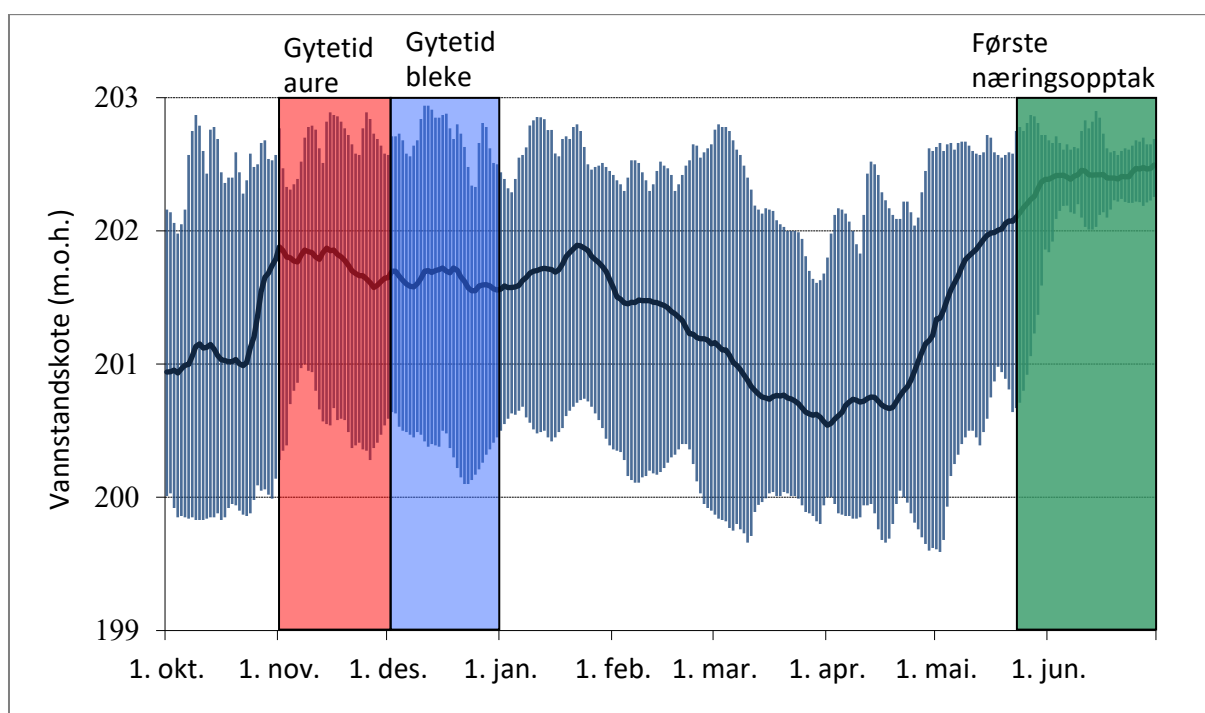
I tillegg ble kameraovervåkingen benyttet høsten 2020 for å registrere bleke og aure på vandring i blekeløpet i Otra opstrøms Byglandsfjorden. Her ble det totalt registrert 321 aure og 14 bleke i perioden 23.10 til 03.01. 2021. En nærmere beskrivelse av disse resultatene er gitt i eget kapittel om reetableringen av Otra ved Hekni.



Figur 4. Øverst vises når fisken ble registrert gjennom døgnet i videorusa som var i drift i 2019. Midtre panel viser antall og kumulert andel (høyre y-akse) av fisken som er registrert gjennom sesongen fra 25.10.19 til 08.01.2021. Nederste panel viser blekas vandringstid målt som antall dager fra PIT merking ved Grendi eller Slettin til gjenfangst ved registrering av merke i videoruse som ligger 3,5 til 2,5 km lenger sør.

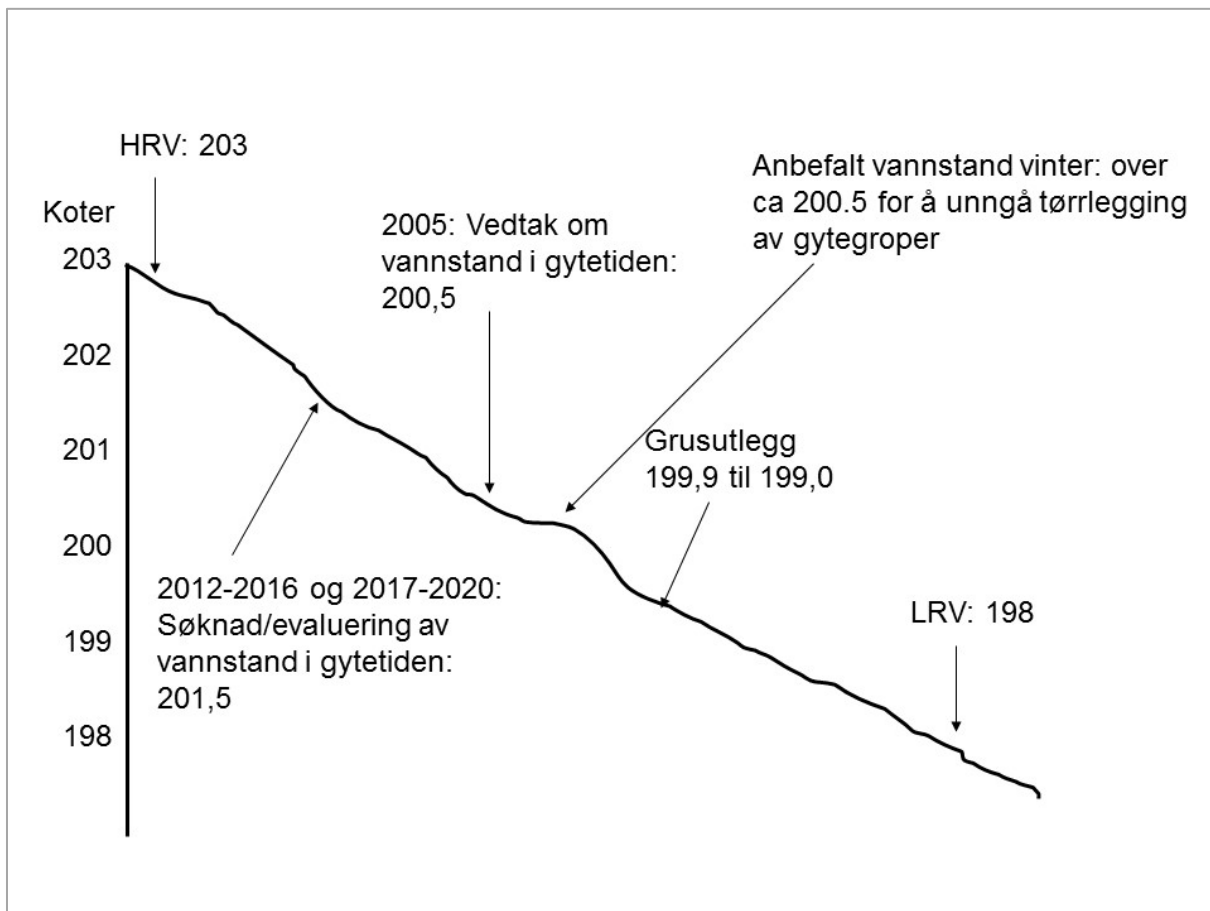
8.13 Miljøstyrt vannstand for å motvirke stranding av gytegrøper

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 1**). 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 gytegrøper av både aure og bleke strandet om vinteren. Dette har høyst sannsynlig bidratt til å redusere den naturlige rekrutteringen av bleke i Byglandsfjorden. Generelt vil flere gytegrøper forventes å strande dersom det er stor differanse mellom vannstanden i gytetiden og den laveste vannstanden påfølgende vinter når eggene ligger nedgravd i grusen.



Figur 1. 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 vanddyb under kote 200. Hensikten med dette er å tilrettelegge for gyting på vanddyb som ikke utsettes for stranding (**Figur 2**)



Figur 2. 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.

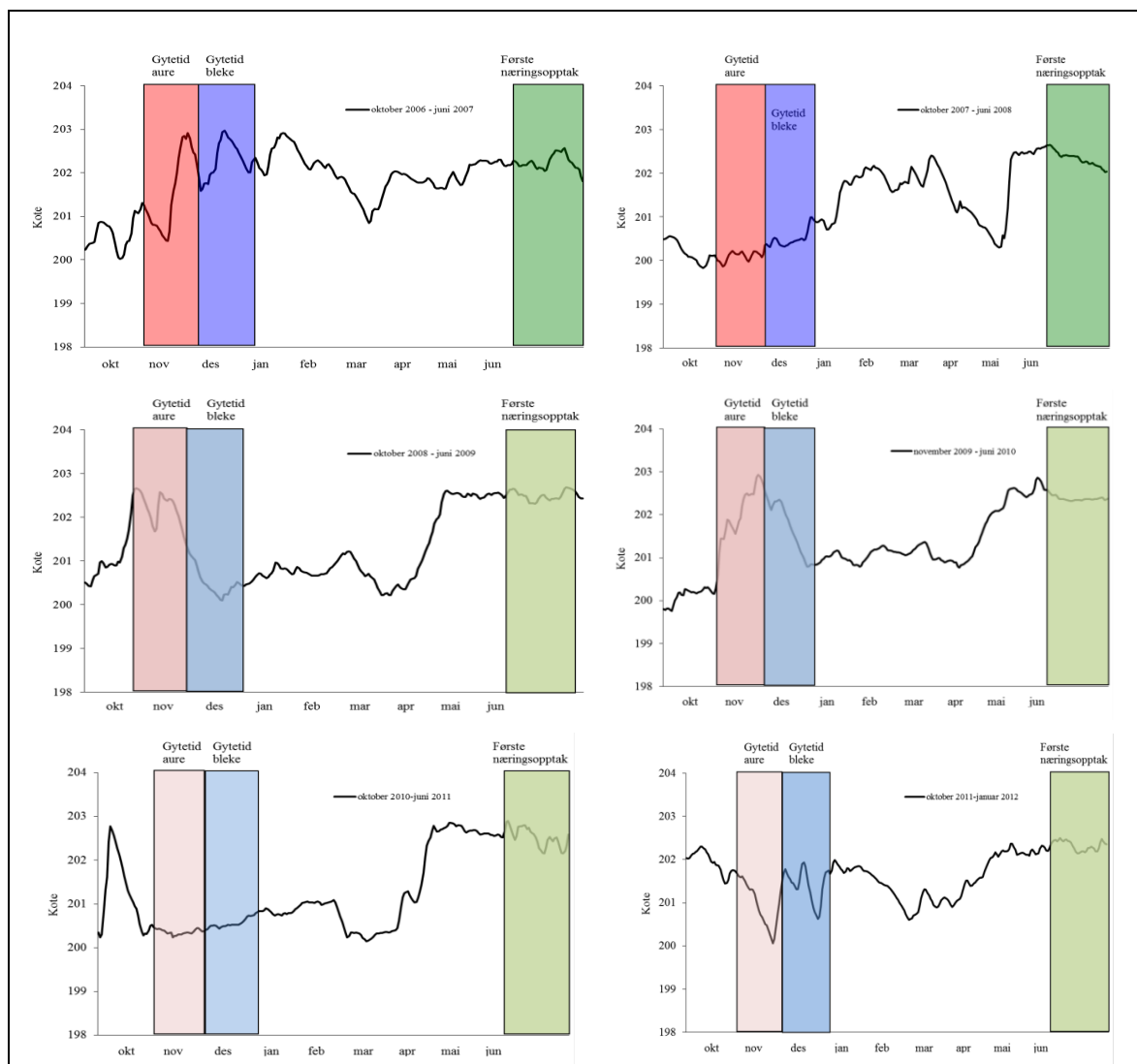


Eksempel på strandingsutsatt gyteområde ved Vassenden og funn av tørrlagt gytegropp med rogn. I dette tilfellet har det vært nok fuktighet i grusen til at rognen har holdt seg i live. Normalt forekommer det uttørking eller frost slik at rognen i tørrlagte gytegropper dør.

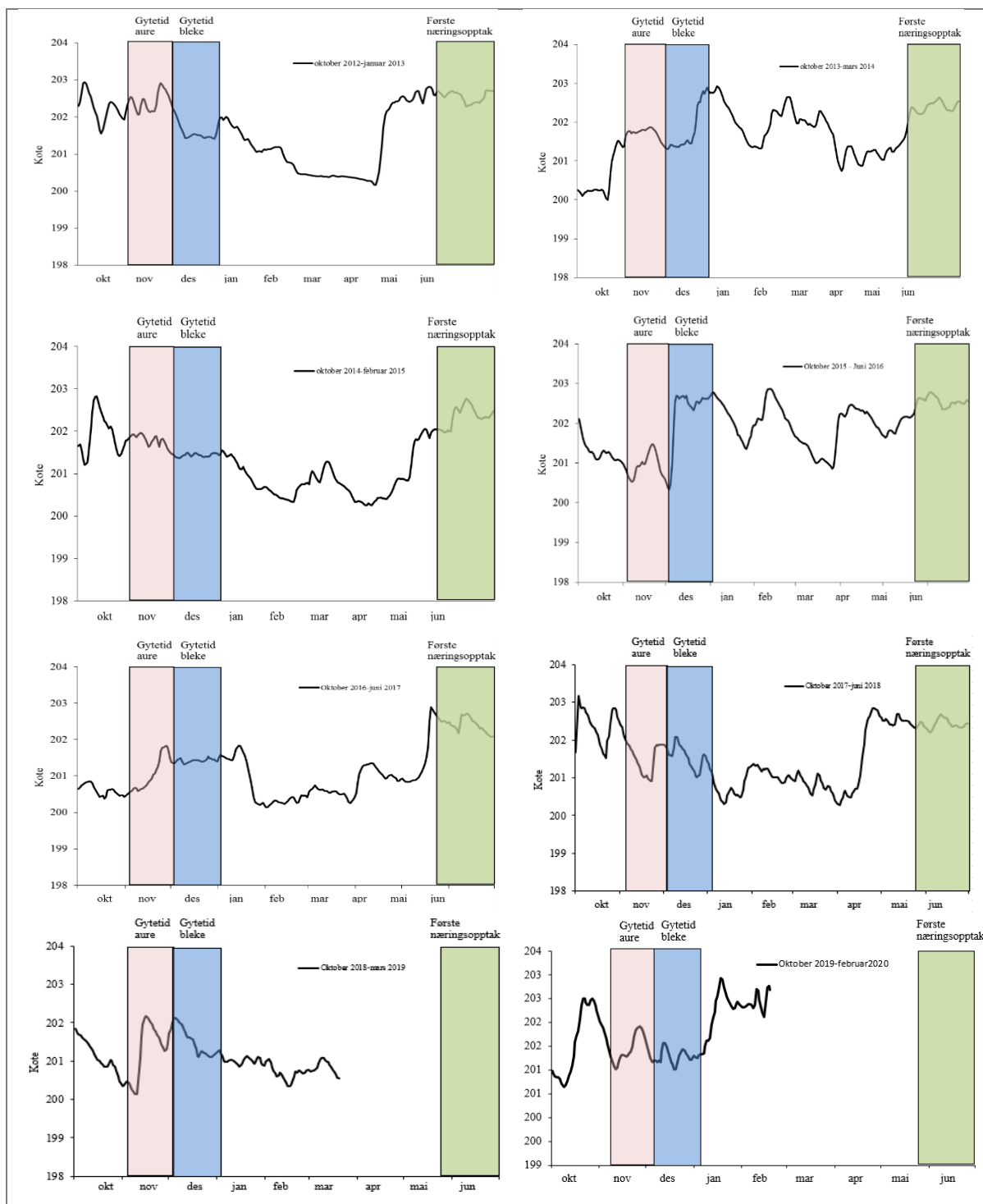
Av **Figur 3** og **Figur 4** framgår det hvordan vannstanden ble regulert i gytetiden og påfølgende vinter i årene 2006-2020. Vannstands målet ble overholdt de fleste, men ikke alle årene. Et eksempel er høsten 2015, da vannstanden økte markant i løpet av blekas gytetid på grunn av store

nedbørsmengder. I 2019 lå vannstanden på kote 201,4 i starten av blekas gytetid og svingte rundt 201 i løpet av gytetiden, noen dager over vannstandsmålet, men de fleste dager under.

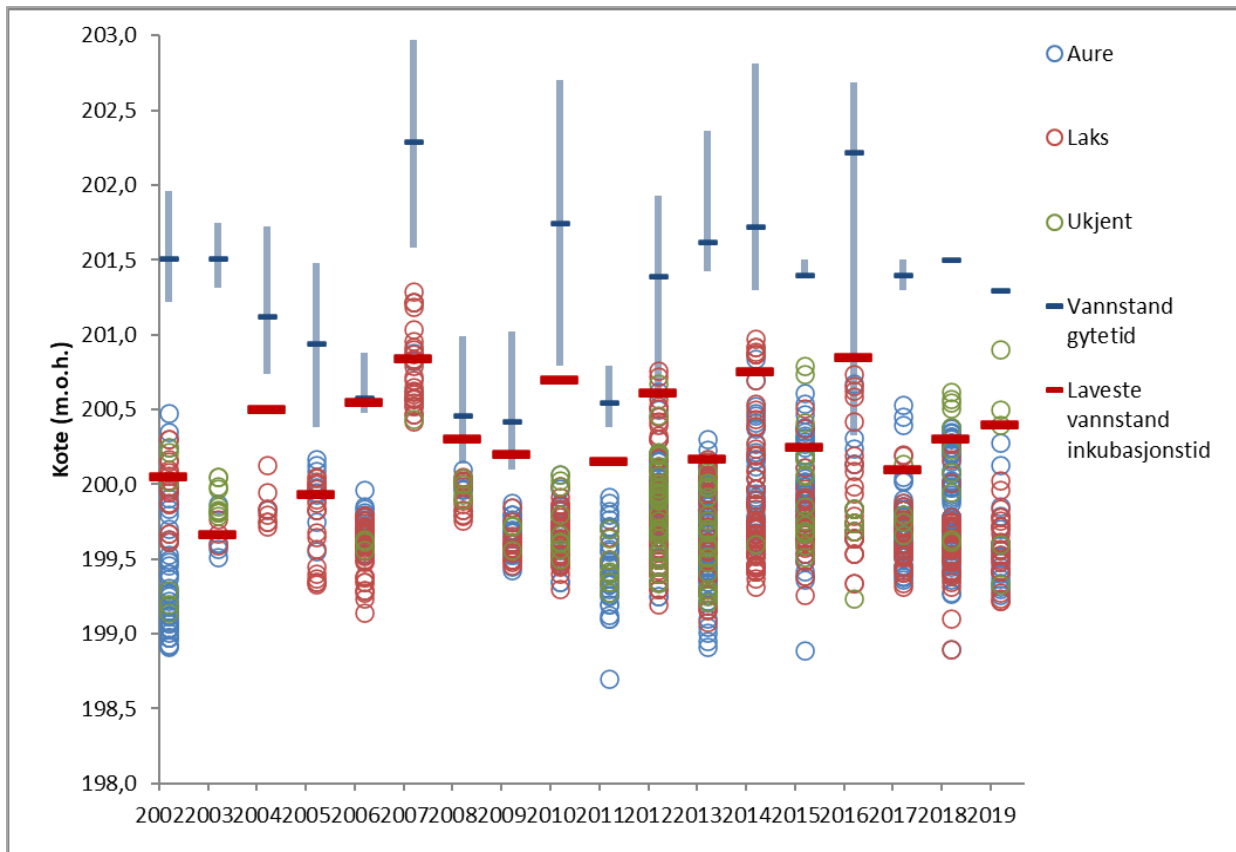
I **Figur 5** er dybdefordelingen for gytegrøper registrert på de ulike gytefeltene på Vassenden i årene 2002-2020 vist sammen med vannstand i Byglandsfjorden i blekas gytetid i desember og den påfølgende laveste vannstanden gjennom vinteren. Denne figuren viser at gytegrøpene i de fleste årene har blitt 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, dvs. de som er mest utsatt for eventuell stranding og tørrlegging. I **Figur 6** 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 gjeldene. Dette viser at måloppnåelsen totalt sett har vært god, selv om det ikke har vært mulig å holde vannstandsmålene om høsten i alle årene.



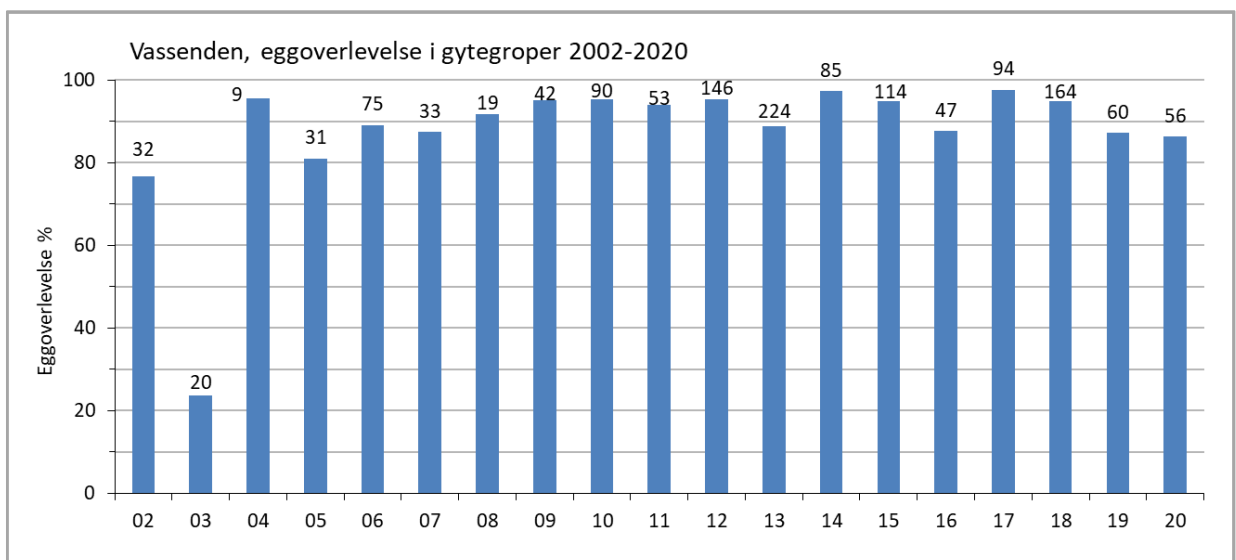
Figur 3. Vannstand i Byglandsfjorden (svart kurve) i gytetiden i november og desember (rød og blå søyle for gytetiden til hhv. aure og bleke og etterfølgende vinter/vår og i perioden yngelen kommer for høst/vintersesongene 2006-2012.



Figur 4. Vannstand i Byglandsfjorden (svart kurve) i gytetiden i november og desember (rød og blå søyle for gytetiden til hhv. aure og bleke og etterfølgende vinter/vår og i perioden yngelen kommer for høst/vintersesongene 2012-2020.



Figur 5. Dybdefordeling for gytegrøper registrert ved Vassenden i perioden 2002-2019, 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 6. Registrert eggoverlevelse i samtlige gytegrøper prøvetatt om våren ved Vassenden for perioden 2002-2020. Antall undersøkte grøper for eggoverlevelse står over hver søyle. Den miljøbaserte vannstanden ble iverksatt fra og med gyttesesongen 2006.

9 Bruk av miljø-DNA metoder for kartlegging av bleke

Av Trond E. Isaksen¹, Jessica Louise Ray², Rachel Lima² og Bjørn T. Barlaup¹

¹NORCE LFI, ²NORCE Molecular Ecology Research Group (MERG)

Bakgrunn

DNA som kan påvises i miljøet utenfor verten kalles miljø-DNA. DNA (arvestoff) er til stede i alle celler, og levende organismer frigjør ulike celletyper til omgivelsene på en rekke ulike måter. Fisk og andre akvatiske dyr, som et eksempel, avgir DNA til vann (miljøet) gjennom urin og avføring som inneholder celler og cellefragmenter, slim- og hud celler, blod (dersom skade, predasjon) og annet. Analyser av DNA spor i vannprøver (miljø-DNA) fra en innsjø kan derfor vise hva slags fisk eller andre organismer som lever i denne innsjøen.

Miljø-DNA har fått et økt fokus innen miljøforskning de siste årene, og miljø-DNA metoder blir stadig mer brukt til overvåking og kartlegging av både truede og fremmede fiskearter, eller andre akvatiske dyr i ulike typer vassdrag nasjonalt og internasjonalt. Eksempler på nasjonale overvåkingsprogram der miljø-DNA blir anvendt er overvåking av ulike arter ferskvannskreps (Miljødirektoratet) og krepsepest (Veterinærinstituttet). Til tross for denne store fremveksten og utviklingen i bruk av miljø-DNA metoder, så er det fremdeles ikke etablert standardiserte protokoller for prøveinnsamling, DNA ekstraksjon og analyser. Dette skyldes sannsynligvis at det fremdeles er en rekke utfordringer knyttet bruk av miljø-DNA metoder i ulike sammenhenger og formål. I en nylig utgitt rapport utgitt av Miljødirektoratet er metoder for overvåking og kartlegging av fremmede ferskvannsfisk ved bruk av miljø-DNA vurdert (Engesmo mfl. 2019). Denne rapporten er også et bra utgangspunkt for planlegging av miljø-DNA metoder for kartlegging av stede og truede fiskearter.

De siste tiårene har NORCE LFI i samarbeid med Bygland Fiskeanlegg og Fiskebiologen i Bygland, kartlagt utbredelsen til bleke i Otravassdraget og Byglandsfjorden. Metodikken har i hovedsak vært basert på fiske med storruser, garn og elektrisk fiske men også kameraovervåking eller snorkling med direkte observasjon av bleke. I tillegg til å bruke slike tradisjonelle metoder har NORCE LFI som målsetning å utvikle et system med bruk av miljø-DNA for overvåking og kartlegging av blekebestanden. Dette arbeidet tar utgangspunkt i protokoller fra lignende undersøkelser og vil bli optimalisert og tilpasset aktuelle områder i vassdraget med hensyn til ulike vannkategorier (bekk, elv, innsjø). På denne måten vil NORCE bidra med kunnskap og metodeutvikling for fremtidig overvåking av både fremmede og truede fiskearter i ferskvann med bruk av miljø-DNA. Standardiserte miljø-DNA metoder har et stort bruksområde og kan på sikt bli et viktig og kostnadseffektivt verktøy for overvåking av fisk og andre målorganismer eller indikatorarter.

Prøvetaking av miljø-DNA

Det må forventes lave konsentrasjoner av miljø-DNA i miljøprøver, og dette gjelder i særlig grad DNA fra sjeldne fiskearter eller områder med svært små bestander av etablerte fiskearter. Prøvetakingsstrategien er derfor viktig for å øke sannsynligheten for at arter med lav tilstedeværelse kan påvises. Otravassdraget består av bekker, elver og innsjøer, og huser ulike fiskearter som bleke, aure, bekkeryr og ørekyte. Protokoller for prøvetaking må vurderes og spesifiseres for ulike vannkategorier (elv, innsjø), type miljøprøve (sediment, vann) og hvilke arter eller stadier av arter man søker etter. Andre variabler som kan påvirke resultat er prøvetakingstidspunkt (årstid).

- **Vannkategori.** Miljø-DNA forekommer bundet til partikler eller løst i vann, og kan spres over store områder utfra den opprinnelige kilden. Fordelen med dette er at det vil være mulig å spore tilstedeværelse av mål-arten (f.eks. bleke eller andre fiskearter) i en stor omkrets (Rees mfl. 2014).

Utfordringen er at miljø-DNAet kan bli svært mye fortennet i store vannvolumer. I tillegg vil spredning av miljø-DNA være mindre effektiv i stille vann (innsjø) sammenlignet med rennende vann (elv). I stille vann vil større andel DNA som er bundet til partikler sedimentere, mens i rennende vann kan slike partikler bli transportert over lengre avstander før de sedimenterer. Optimalt prøvevolum må følgelig bestemmes for ulike vannkategorier. Optimalt prøvevolum vil også avhenge av hvor mye partikler som er til stede i vannet på det gitte tidspunktet, samt hvilken filterstørrelse som benyttes. I innsjøer vil konsentrasjon av miljø-DNA fra ulike fiskearter varierer mellom ulike lokaliteter (Fossøy mfl. 2017). Det bør derfor tas prøver fra flere ulike lokaliteter i samme innsjø ved kartlegging av spesifikke fiskearter.

- **Type miljøprøve.** Miljø-DNA fra fisk og andre vannlevende organismer kan forekomme i ulike miljøprøver som sediment eller vann eller begge deler. Frigjort DNA fra fisk til miljø vil bli nedbrutt over tid, og denne nedbrytningstiden vil avhenge av ulike faktorer som sollys, oksygen og pH (abiotiske faktorer). I tillegg vil det være en mikrobiell og enzymatisk nedbryting av miljø-DNA (biotiske faktorer). DNA som frigjøres til vann kan binde seg til uorganiske eller organiske partikler som sedimenterer. Sedimentert DNA vil være mindre utsatt for degradering på grunn av mindre påvirkning av både abiotiske og biotiske faktorer (Barnes mfl. 2014). Miljø-DNA kan derfor akkumulere i sediment. Undersøkelser har vist at DNA fra død fisk kan påvises i miljøprøver over lang tid (flere uker; Dunker mfl. 2016), og det kan påvises konsentrasjoner av miljø-DNA i sediment som er 8-1800 ganger høyere enn i vannprøver (Turner mfl. 2015). Miljø-DNA fra sediment er følgelig dårlig egnet til å måle effekt av f.eks. rotenon behandling av et vassdrag da dette i størst grad vil påvise DNA som skilles ut fra død fisk. Det er derfor anbefalt å analysere miljø-DNA fra vannprøver dersom man ønsker å undersøke nylig tilstedeværelse av en spesifikk art i et område.
- **Målarart.** Protokoll for prøvetaking bør også tilpasses hvilken art eller arter man søker etter. Miljø-DNA kan være ujevnt fordelt i vannforekomster og det er viktig å ta hensyn til dette i prøvetakingen. For innsjøer må det i tillegg vurderes hvilke dyp prøven bør tas fra. *Er leveområdet til målararten nær bunn (bentisk), i de frie vannmasser (pelagisk) eller i strandsonen (litoral)?* Planlegging av prøvetaking må være basert på økologisk kunnskap om de aktuelle artene. Andre faktorer som kan påvirke konsentrasjon av miljø-DNA fra ulike arter er fisketetthet og adferd (f.eks. stiming i gyteperioder), samt metabolske rater som øker med temperatur (Barnes mfl. 2014; Harper mfl. 2019).
- **Tidspunkt for prøvetaking.** Flere studier har vist at miljø-DNA i både sediment og vann varierer gjennom året med økende konsentrasjon utover våren. Høyest konsentrasjon forekommer vanligvis i sommermånedene og lavest konsentrasjon om vinter (Buxton mfl. 2018; Fossøy mfl. 2017). Denne forskjellen i DNA konsentrasjonen skyldes sannsynligvis både økt vannsirkulasjon i overgang mellom vinter/vår og økt fiskeaktivitet (økt metabolsk rate) når vanntemperaturen stiger. Andre viktige perioder vil være gyteperioder som også bidrar til periodevis høy fiskeaktivitet og fisketetthet. Generelt sett er det mest hensiktsmessig å samle miljø-DNA fra fisk i perioder når de er mest aktive.

Metodeutvikling

NORCE har i samarbeid med Universitetet i Bergen testet ut metoder som er egnet for påvisning av laks i miljø-DNA prøver fra vassdrag med flere ulike fiskearter. Arts-spesifikke analysemetoder (qPCR og ddPCR) rettet mot Atlantisk laks har blitt utprøvd og validert (Lima m. fl. 2020). Sensitivitet og spesifisitet til testen er vurdert opp mot en rekke andre fiskearter som kan forekomme i ferskvann. Grenseverdier for analyseresultater som kan representere falske positive er gitt basert på disse testene. Metoder med vannprøvetaking (volum mengde) og filtrering (filtertype) har blitt testet i feltarbeid med prøver fra Haugdsalselva (Masfjorden, Vestland). Dette arbeidet er del av en pågående masteroppgave ved Universitetet i Bergen som gjennomføres av studenten Rachel

Lima under veiledning av Jessica L. Ray (NORCE) og Trond E. Isaksen (NORCE LFI). Komparative analyser med bruk av ddPCR (droplet digital PCR) og qPCR (quantitative PCR) har blitt gjennomført. Vi har også testet ulike metoder for preservering av filter og ulike metoder for DNA rensing av filtrene.

Vi har brukt en mobil filtreringsstasjon som effektivt kan filtrere vannprøver i felt (foto). I tillegg har vi prøvd ut et mobilt, håndholdt qPCR instrument for feltbruk (Franklin Real-Time qPCR Thermocycler, Biomeme). Dette instrumentet har vist å være egnet til å teste prøver i felt med arts-spesifikke tester. Instrumentet har tilnærmet samme presisjon som laboratorium instrumenter, men har liten kapasitet (kan teste maks 9 prøver) sammenlignet med laboratorium instrumentene som kan teste inntil 384 prøver samtidig. Instrumentet er velegnet til feltarbeid som hurtig metode i før-undersøkelser i elver for etablering av prøvestasjoner for videre overvåking.



Foto. Mobil filtreringsstasjon for filtrering av vannprøver i felt. Metoden er utprøvd og brukt i kombinasjon med Franklin Real-Time qPCR thermocycler (Biomeme). Foto: Trond E. Isaksen

Haugsdalselva ble brukt som modellområde i utprøving av metoder da NORCE LFI regelmessig gjennomfører gytefisktellinger i denne elva. Følgelig er sjøaure- og laksebestanden i denne elven godt kartlagt. Det har blitt undersøkt vannprøver fra ulike deler av elven, både ovenfor og nedenfor kjente vandringsbarrierer for laks. Erfaringer og resultater fra dette prosjektet har vist at metodene fungerer meget bra, både feltarbeidet og analysene. Analyseresultatene har påvist lakse-DNA i områder hvor tidligere undersøkelser med el-fiske har påvist laks, mens vannprøver fra samme elv tatt ovenfor vandringshinder for laks var negative.

Vannprøveinnsamling i Haugsdalselva har blitt gjennomført med uttak vinter, vår, sommer og høst. Det har vært varierende grad av turbiditet i disse uttakene. Det er kjent fra lignende studier at økt turbiditet på grunn av høyt organisk innhold i vannet kan hemme PCR reaksjoner og medføre falske negativer i påvisning av spesifikke arter fra miljø-DNA. Tilstedeværelse av slike PCR-hemmere i prøvene kan enkelt testes ved å tilsette en kjent kontroll til prøvene under DNA ekstraksjonen, og som det vil bli testet for i tillegg til påvisning av det spesifikke arts DNA-et (markør for laks). Dersom kontrollprøven testes negativ, må prøvene renses og testes på nytt. Det har imidlertid ikke vært utfordringer med falske negativer i metodene utviklet i forbindelse med undersøkelsene fra Haugsdalselva. Erfaringene så langt har vist at filtertype må tilpasses partikkelinnhold i vannprøvene for å unngå klogging av filter og høyt innhold av organisk materiale som kan virke hemmende på PCR reaksjoner. Metoder brukt til DNA ekstraksjon er i tillegg optimalisert for vannprøver og fjerner komponenter som kan påvirke analyseresultatene.

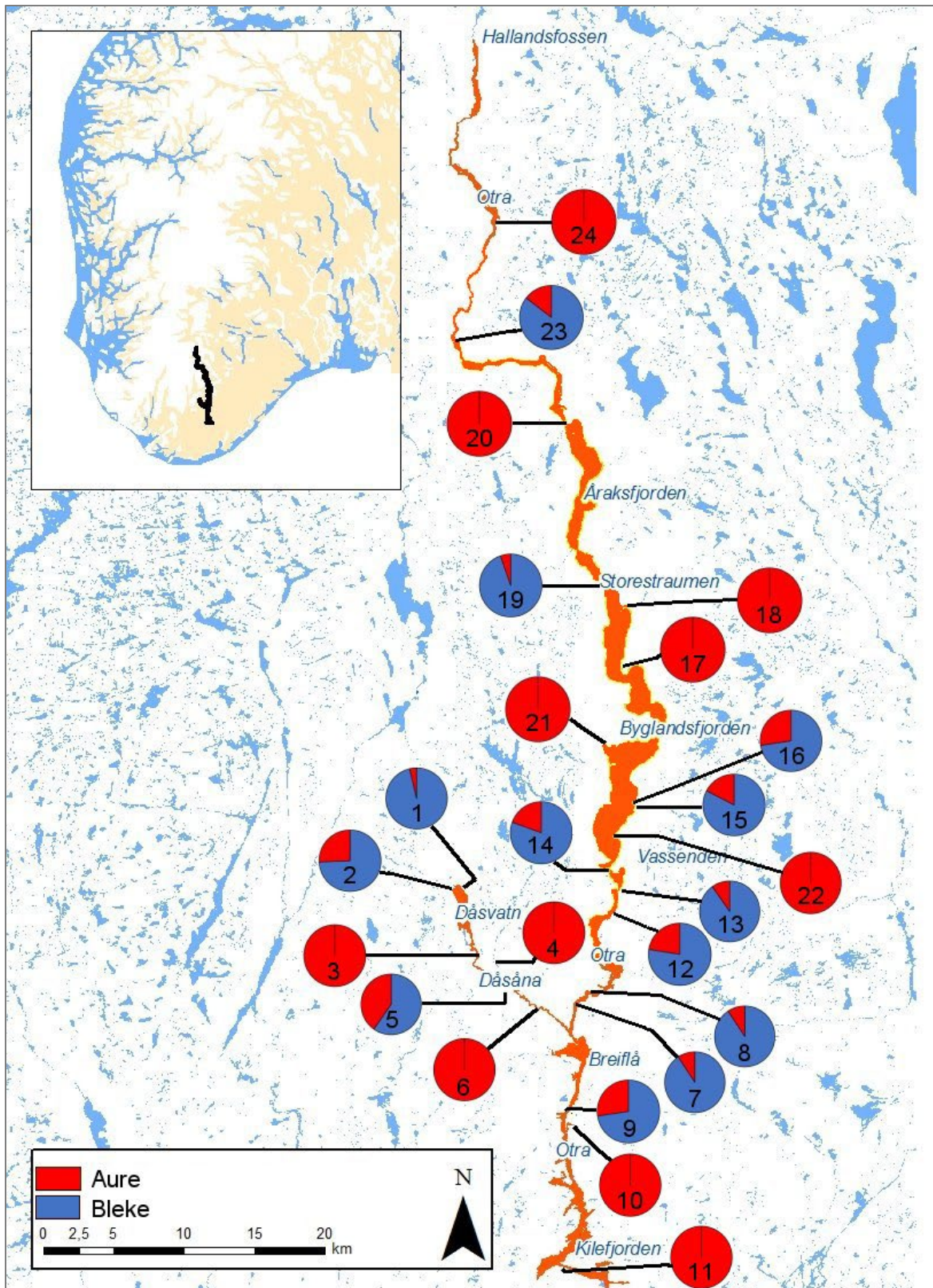
Alle testene og analysene er gjennomført på NORCE sine laboratorier. Protokollen som er utviklet i den nevnte masteroppgaven har tatt utgangspunkt i en Atlantisk laks-spesifikk test (Atkinson mfl. 2018) og har anvendt metoder som måler relativ DNA mengde (qPCR) og absolutt DNA mengde (ddPCR) av DNA fragmenter (markør). Resultatene beskriver DNA-mengden per liter vann tatt fra de ulike prøvestasjonene. Lignende undersøkelser har vist at mengde arts-spesifikk fiske-DNA påvist i miljø-DNA korrelerer positivt med antall individer i området prøven ble samlet fra under normale omstendigheter (unntak kan være tilfeller med stor fiskedød på grunn av sykdom, rotenonbehandling o.a.). Dette betyr at miljø-DNA er en metode som kan brukes kvantitativt for å beskrive tettheter av spesifikke fiskearter i områder som blir undersøkt. Endelige resultater med evaluering fra denne metodeutviklingen vil bli presentert i Rachel Lima sin masteroppgave i løpet av 2021.

Erfaringer med bruk av eDNA for påvisning av bleke i Otravassdraget

Høsten 2020 ble det samlet inn vannprøver fra ulike deler av Otra og Byglandsfjorden i Agder fylke for utprøving av miljø-DNA metoder til påvisning av bleke og aure. Det ble samlet 5 liter vannprøver per stasjon fra 24 stasjoner langs vassdraget fra Kilefjorden i sør til Straumsfossen i Rysstadbassenget i nord. Stasjonene ble valgt ut på en rekke strekninger hvor en med tradisjonelle metoder (elfiske, garnfiske, storrusefiske, snorkling) har kunnskap om at det er bleke tilstede, men inkluderte også deler av vassdraget hvor status er ukjent eller hvor en ikke forventet å finne bleke.

Alle vannprøvene ble filtrert (3 x 1 liter; triplikate prøver) og lagret i ATL buffer på frys for videre analyser. DNA fra filterprøvene ble videre testet spesifikt for både laks og ørret med bruk av PCR metoder (ddPCR) for å beskrive relativ sammensetning av disse artene i ulike deler av vassdraget, og hvordan utbredelsen til disse artene er i forhold til hverandre. Resultatene kan brukes kvantitativt til å beskrive hvilke deler av vassdragene som har høy og lav tetthet av henholdsvis bleke og aure basert på DNA konsentrasjon i vannprøvene. Relativ andel DNA kopier fra bleke og aure i de ulike delene av vassdraget er vist i **Figur 1**.

Forekomst av bleke og aure påvist med miljø-DNA samsvarer i stor grad med resultatene fra bruk av konvensjonelle metoder i de samme områdene. Stasjonene sør i Byglandsfjorden ble valgt fordi de ligger i tilknytning til de viktigste gyteplassene ved Vassenden. Resultatene viser en klar dominans av miljø-DNA fra bleke framfor aure på en rekke av disse stasjonene bl.a. stasjonen rett nedstrøms utløpsdammen (st 12), stasjonen ved Sagøya ved Vassenden (st 13), og stasjonen ved Vassenden bru (st 14). Videre ble det påvist dominans av bleke i Byglandsfjorden ved Gardsnes/Grendi ca 3,5 km nord for Vassenden hvor det er en stasjon for storrusefiske som også viser dominans av bleke. Unntaket til disse forventede forekomstene av bleke var at det ikke ble påvist bleke i prøven fra Neste camping som ligger ca 1,5 km nord for Vassenden. Fraværet av bleke i denne prøven og fra andre stasjoner hvor vi vet det skal være bleke viser behovet for å justere og tilpasse prøvetakingsmetodikken til ulike typer vannkategorier (elv/innsjø) for å øke presisjonen til miljø-DNA metoden i Otravassdraget.



Figur 1. Miljø-DNA fra vannprøver i Otravassdraget. Relativ andel DNA kopier fra bleke og aure per liter vann i ulike deler av vassdraget er beregnet utfra ddPCR resultatene. Det er tatt vannprøver fra 24 stasjoner i vassdraget: 1. Dåsvatn, aust; 2. Dåsvatn, vest; 3. Dåsvatn, utløp; 4. Skjerka, nord for bru; 5. Dåsåna, bru ved Åsmundnesmoen; 6. Dåsane, bru ved Kallhovd; 7. Evjemoen bru; 8. Krossen ved Odden Camping; 9. Nordvest for Vonnebrua; 10. Kleppåna, nedstrøms Blekhyl; 11. Kilefjorden, utløp; 12. Syrtveit, nedstrøms Dam ved rasteplass; 13. Byglandsfjord, nedstrøms Sagaøya; 14. Vassendbrua, vestsida; 15. Grendi, Landsåni; 16. Gardsnes; 17. Prestegøyeni, vest; 18. Kvalsåni; 19. Oppstrøms Storestraumen, austsida; 20. Osestryken, oppstrøms bru; 21. Dalsåni; 22. Neset Camping; 23. Blekeløpet; 24. Straumsfossen.

Andre stasjoner lagt til gyteområder i Byglandsfjorden var st 19 (Storestraumen) hvor bleke som forventet ble påvist, og stasjon 20 (ved Ose) hvor det ikke ble påvist bleke. Resultatene fra ordinære prøvetaking med garn, storruse og snorkling viser at gytebestanden av bleke ved Vassenden og Storestraumen er betydelig større sammenliknet med mer sporadisk forekommende gyting ved Ose. Fraværet av miljø-DNA fra bleke ved Ose gjenspeiler trolig dette mønsteret.

Ved blekeløpet i restfeltet ved Hekni var det også samsvar mellom resultat fra konvensjonelle metoder og miljø-DNA som begge viser forekomst av bleke. Lenger oppstrøms, ved Straume i Rystadbasenget, ble det ikke påvist bleke og dette samsvarer med at det ikke er satt ut blekerogn på denne strekningen som ligger nord for Tjurrmodammen. Det er imidlertid satt ut blekerogn og yngel ved Flåni ca 12 km nord for Staume hvor prøven ble tatt.

I Dåsånassdraget er det plantet ut blekerogn i årene 2014 til 2018 og det er påvist bleke ved elfiske i flere deler av hovedløpet og det har vært et jevnt innslag av bleke i rusefiske i Dåsvatnet i årene 2016-2020 (Barlaup m.fl (2020)). Bleke ble påvist ved bruk av miljø-DNA i begge innløpselvene til Dåsvatnet (Store- og Lislebekk), og på en stasjon i hovedløpet ved Åsmundnesmoen. Men det ble derimot ikke påvist bleke i prøvene tatt i hovedløpet ved utløpet av Dåsvatnet og ved Kallhovd. Fraværet av bleke i prøvene fra hovedløpet var uventet og viser at prøvetakingen her ikke var sensitiv nok til å fange opp at det er bleke i vassdraget. Det ble heller ikke påvist bleke i prøve fra Kjerka som ble tatt på strekningen oppstrøms kalkdosereren men dette kan skyldes at bleka er fraværende eller svært fåtallig på grunn av forsuringen.

I hovedløpet av Otra fra Evje ble det påvist bleke i prøvene både ved Krossen oppstrøms Fennefoss, ved Evjemoen bru og også ca 4 km nedstrøms Breiflå ved brua nord for Hannåskilen. Men ved utløpet av kilefjorden ble det ikke funnet spor etter bleke. Det ble heller ikke påvist bleke i prøven tatt fra Kleppåna som trolig er tydelig forsuret og som renner inn fra øst litt sør for Hannåskilen. Tilsvarende. Ble det heller ikke funnet bleke i den sure Kvålsåni som renner inn i Byglandsfjorden ved Bygland.

Videre arbeid

Erfaringer fra undersøkelsene har motivert for videre undersøkelser og etablering av miljø-DNA som et supplerende verktøy for bestandsovervåking av laks og ørret for å måle effekt av ulike typer tiltak og trusler i vassdrag.

NORCE ønsker med dette å ta initiativ til å etablere miljø-DNA metoder for overvåking av sårbare laksebestander i elver og vassdrag. Anvendt miljø-DNA metode bli sammenlignet med data fra konvensjonelle overvåkingsmetoder i det samme vassdraget. Denne sammenligningen vil vise i hvilken grad metodene utfyller hverandre, og hvordan miljø-DNA metoder kan fungere som et effektivt verktøy i overvåking og kartlegging av laksefisk bestander i elver og vassdrag. De samme DNA prøvene kan også brukes til å undersøke forekomst av andre fiskearter og akvatiske organismer som inkluderer vannbårne fiskepatogener (bakterier, parasitter og sopp).

10 Parasitter hos bleke og aure i Byglandsfjorden

Av Trond Einar Isaksen, NORCE LFI

Parasittisme er en form for samliv (symbiose) mellom to organismer, hvorav den ene organismen (parasitten, snylter) har alle fordelene og den andre kun ulemper (vert). Det finnes mange ulike typer fiskeparasitter i ferskvann. Forekomst og diversitet av parasitter hos fisk kan til en viss grad gjenspeile leveviset til infisert fisk og økosystemet i vassdraget som fisken lever i.

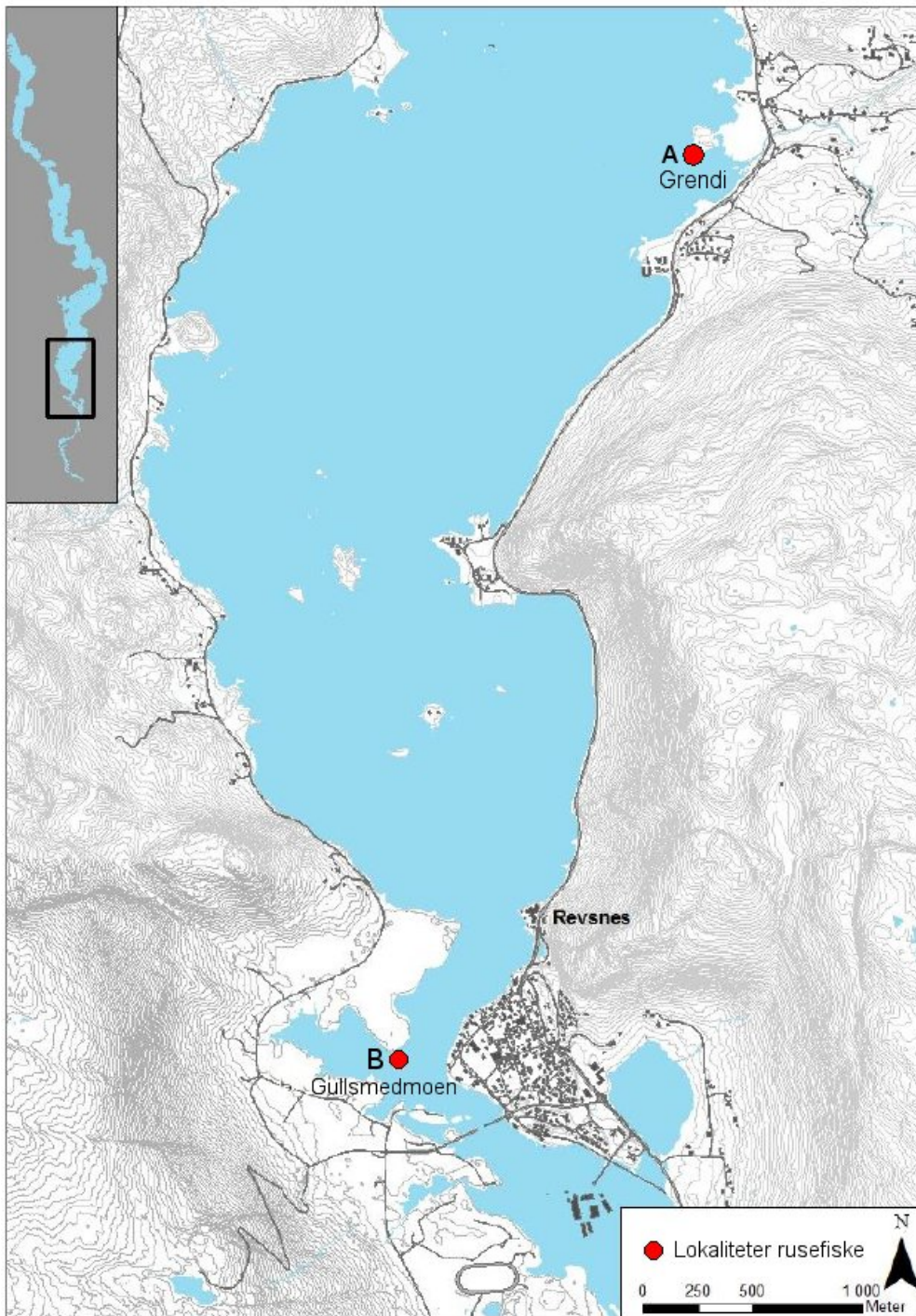
Noen parasitter kan smitte direkte fra fisk til fisk uten behov for mellomstadier i andre organismer (mellomverter). Parasitter med direkte smittevei forekommer ofte hyppigst og mest intenst dersom fisketettheten er høy samtidig som miljøforholdene gagnar parasitten. Andre parasitter har indirekte livssyklus og er avhengig av flere vertsorganismer (mellomverter og sluttvert) for å kunne formere seg og spre seg. Vertsorganismer til parasitter med indirekte livssyklus kan inkludere dyreplankton (hoppekreps), evertebrater (fåbørstemakk, mosdyr), fiskespisende fugl og pattedyr som rev og oter. Parasitter med indirekte livssyklus er avhengig av tilstedeværelse alle nødvendige verter, mellomverter og sluttvert, for å kunne etablere seg i et vassdrag.

Det har blitt gjennomført parasittundersøkelser av fisk i Byglandsfjorden i ulike studier, med særlig fokus på brunaure (Elnan 1995; Haugen mfl. 2008). I perioden 2002-2008 ble både aure og bleke undersøkt for utvalgte parasitter (Barlaup mfl. 2009). Denne undersøkelsen beskriver forekomst av bendelmakk (*Diphyllbothrium* spp.) og rundorm (*Eustrongylides* sp.) hos fisk i Byglandsfjorden. Dette er parasitter med indirekte livssykluser. Bendelmakken (*Diphyllbothrium*) har dyreplankton (hoppekreps) som første mellomvert, mens rundormen (*Eustrongylides*) har fåbørstemakk som første mellomvert. Begge parasitt typene har fisk som andre mellomvert og fugl som sluttvert. Undersøkelsene viste at aure har høyere infeksjonsgrad (flere infiserte og flere parasitter per fisk) av *Eustrongylides* enn bleke, mens det motsatte er tilfelle for *Diphyllbothrium* som var mest vanlig hos bleke. Disse forskjellene i infeksjonsgrad gjenspeiler ulike beitehabitat til aure og bleke. Sammenligninger av mageprøver viser at bleke i større grad enn aure beiter på dyreplankton (pelagisk), mens aure beiter på bunndyr (bentisk) (Barlaup mfl. 2005). Slekten *Diphyllbothrium* med arter som infiserer fisk i ferskvann er endret til *Dibothriocephalus* (Waeschenbach m. fl. 2017). Parasitter tilhørende denne slekten blir heretter omtalt med det nye, aksepterte navnet.

I senere tid har det blitt gjennomført oppfølgende undersøkelser av parasittbelastningen hos voksne bleke og aure fra Byglandsfjorden med fisk innsamlet under gyteperioden i 2013 og 2018. Disse undersøkelsene har blitt gjennomført av parasittolog Trond E. Isaksen ved NORCE LFI. Resultater fra undersøkelsen i 2013 er presentert i tidligere rapporter (Barlaup m. fl. 2014, 2018), og er sammenstilt med undersøkelsen i 2018 som er presentert i dette kapitlet.

Undersøkelsene i 2018 ble gjennomført på samme måte som i 2013. Bleke og aure ble samlet inn fra Byglandsfjorden ved Grendi 21. november 2018. Fiskene ble avlivet, pakket individuelt i poser, lagt på is og transportert med ekspressbuss til Bergen. Det var fremdeles rikelig med is i transportboksen ved mottak samme kveld og morgenen etter. Fiskene ble undersøkt påfølgende morgen 22. november. Alle fiskene ble undersøkt for gjelleparasitter og endoparasitter (parasitter inne i fisken). Alle gjellebuene på den ene siden ble undersøkt. I tillegg ble det undersøkt for parasitter i fiskens bukhole, mage, blindsekker og tarm. Undersøkelsen gjennomført i 2018 omfattet makroparasitter (helminter). Det vil si parasitter som er synlig med det blotte øye eller lupe. Dette inkluderer parasitter som *Dibothriocephalus* (tidl. *Diphyllbothrium*), *Eustrongylides* og andre.

For alle fiskene som ble undersøkt ble det notert størrelse (vekt, lengde), kjønn og alder. Alder ble bestemt med skjellprøveanalyser. Det ble også notert om fisken var fettfinneklipt, det vil si kultivert fisk som er sluppet ut i vassdraget. Fangstområdet og informasjon om fisker undersøkt i 2013 og 2018 er vist i kart (Figur 1) og Tabell 1.



Figur 1. Kart som viser lokalitetene med rusefiske i søndre del av Byglandsfjorden. Det ble samlet inn bleke og aure i område A. Grendi og B. Gullsmedmoen.

Tabell 1. Innsamlet fisk undersøkt for parasitter i 2013 og 2018. Totalt 60 bleker og 30 aurer fordelt på 5 uttak (grupper) i Byglandsfjorden. Størrelse er oppgitt som vekt og total lengde i snitt (minimum og maksimum). Alder er bestemt med skjellprøveanalyser. Mangler alder til aure som ble fanget i 2018. Noen fisker ble ikke kjønnsbestemt*. Andel kultivert fisk er bestemt utfra andel fettfinnemerker. De fleste bleke var gytemodne eller ferdig utgytt. Det var også gytemoden fisk blant aurene.

Vert	Bleke (<i>Salmo salar</i>)			Aure (<i>Salmo trutta</i>)	
	Grendi	Gullsmedmoen	Grendi	Gullsmedmoen	Grendi
Fangsdato	11.11.2013	9.12.2013	21.11.2018	9.12.2013	21.11.2018
Antall	20	20	20	10	20
Alder	fra 2+ til 6+	fra 4+ til 5+	fra 2+ til 4+	fra 3+ til 8+	na
Kjønn	♂ 10; ♀ 8*	♂ 12; ♀ 8	♂ 11; ♀ 8	♂ 6; ♀ 4	♂ 11; ♀ 8*
Vekt (g)	116 (44-172)	145 (102-175)	150 (73-201)	99,5 (84-158)	110 (62-160)
Lengde (cm)	22,7 (16-26)	26,3 (25-28)	26,6 (20-29)	22,8 (21-27)	23,2 (19-27)
Kultivert	75 %	100 %	15 %	0 %	0 %

Databehandling

Begreper brukt i beskrivelse av infeksjonsgrad til parasitter i denne undersøkelsen:

- Prevalens. Antall fisk infisert med en parasitt art dividert på antall fisk undersøkt (oppgitt i %)
- Gjennomsnittlig abundans. Totalt antall av en parasitt art dividert på totalt antall fisk undersøkt (infisert + uinfisert).
- Gjennomsnittlig intensitet. Gjennomsnittlig antall av en parasittart per infisert fisk
- Diversitet til parasittsamfunnet i bleke og aure. Simpson's diversitetsindeks blir brukt til å kvantifisere biodiversitet i et habitat. Denne indeksen kan også brukes til å beskrive parasitt diversitet til bleke og aure fra ulike fangststeder og perioder. Indeksen beregnes utfra antall parasitter av ulike parasittarter som er observert. Diversitet beregnet med bruk av Simpson's diversitetsindeks $(1 - D) \times 100 \%$, for $D = \sum (n/N)^2$. n = antall parasitter av en bestemt art; N = totalt antall parasitter alle arter. Resultatet (%) viser sannsynlighet for at to tilfeldige individer (parasitter) fra en gruppe tilhører ulike arter. Dess høyere verdi, dess større diversitet.

Forskjeller i andel infiserte fisk (prevalens) og infeksjonsintensitet i de ulike gruppene ble testet statistisk med henholdsvis Fishers exact test og ANOVA (log transformerte data) eller ikke-parametriske tester (Kruskal-Wallis ANOVA; Kolmogorov-Smirnov test). Endringer i infeksjonsgrad i forhold til fiskestørrelse og alder ble testet med ikke-parametriske korrelasjon analyser (Spearman's rank-order correlation; r_s). Statistisk signifikant dersom $p < 0,05$.

10.1 Gjelleparasitter

Det ble kun observert en type parasitt på gjellene til aure og bleke. Dette var en parasitt av typen haptormakk, identifisert som *Discocotyle sagittata*. Disse parasittene er forholdsvis store og kan sees på gjeller til infisert fisk med det blotte øye, men lupe er nødvendig for identifisering.

Discocotyle sagittata

Blodsugende gjelleparasitt kjent fra en rekke ulike laksefisk i ferskvann. Den klyper seg fast til gjellene med et karakteristisk festeapparat (se Foto 1). Parasitten er vanlig forekommende i norske vassdrag, men er stort sett harmløse. Massive infeksjoner med denne parasitten kan imidlertid medføre anemiske tilstander hos fisk og være dødelig. Forsøk med regnbueørret har vist at fisk kan utvikle en viss immunitet mot *Discocotyle* infeksjoner, med lavere infeksjonsgrad (35% lavere) andre gang sammenlignet med førstegangs infeksjon.

Verter: Laksefisk i ferskvann

Livssyklus: *Discocotyle sagittata* har direkte livssyklus uten mellomverter. Parasitten er naturlig forekommende hos laksefisk i ferskvann. Voksne parasitter på gjellene til fisk produserer egg som frigjøres i vannet. Egg klekkes og frigjør cilierte larvestadier (oncomiracidia) med utviklet festeklyper som kan infiserer gjeller til nye fiskeverter de kommer i kontakt med.

Egg fra voksne *Discocotyle* sedimenterer. Ved klekking frigjøres larver som er fototaktiske, det vil si at larvene aktivt søker lys. Dette bidrar til økt tetthet av infektive parasittstadier i øvre vannlag, og fisk som beiter på fauna i dette vannlaget vil være mest utsatt for infeksjon.

Infeksjoner med disse parasittene er vanligst om sommer og høst. Kjønnsmodning til *Discocotyle* er ca. 2 måneder. Det vil si at egg klekking tidlig sommer kan bidra til økt infeksjon utover sensommer og høst etter hvert som stadig flere parasitter blir kjønnsmodne og produserer egg. Levetid til disse gjelleparasittene er estimert å være opptil 3-4 år, men de fleste store og utgytte parasitter dør i løpet av høst og vinter.

Infeksjoner med *Discocotyle sagittata* hos bleke og aure i Byglandsfjorden

Parasitten forekommer hos både bleke og aure. Totalt sett var andelen infisert bleke høyere enn infisert aure, men denne forskjellen er ikke statistisk signifikant. Det er heller ingen signifikant forskjell i infeksjonsgrad til bleke og aure undersøkt i 2013 sammenlignet med 2018.

Høyest andel infisert fisk (prevalens) og infeksjonsintensitet ble registrert blant bleker i 2013. Infeksjonsintensiteten var imidlertid lav hos alle undersøkte fisker, og varierte kun fra 1 til 7 parasitter hos infisert fisk.

Det er stor forskjell i andel kultivert bleke i uttaket fra 2013 (75-100%) og uttaket i 2018 (15 %), men det kan ikke påvises statistisk signifikant forskjell i infeksjonsgrad med *D. sagittata* hos kultivert bleke sammenlignet med ikke-kultivert bleke. Infeksjonsgrad til bleke og aure undersøkt i 2013 og 2018 er vist i tabell 2.

Tabell 2. Discocoyle infeksjoner hos bleke og aure i Byglandsfjorden. Undersøkt fisk ble fanget i 2013 og 2018 ved Grendi i november og Gullsmøen i desember.

År	Område	Vert	N	Prevalens	Gjennomsnittlig abundanse	Gjennomsnittlig intensitet (min-max)
2013	Grendi	Bleke	20	40 %	0,7	1,6 (1-4)
2013	Gullsmøen	Bleke	20	30 %	0,7	2,2 (1-7)
2018	Grendi	Bleke	20	25 %	0,3	1,0 (1-1)
2013	Gullsmøen	Aure	10	20 %	0,2	1,0 (1-1)
2018	Grendi	Aure	20	25 %	0,3	1,3 (1-2)

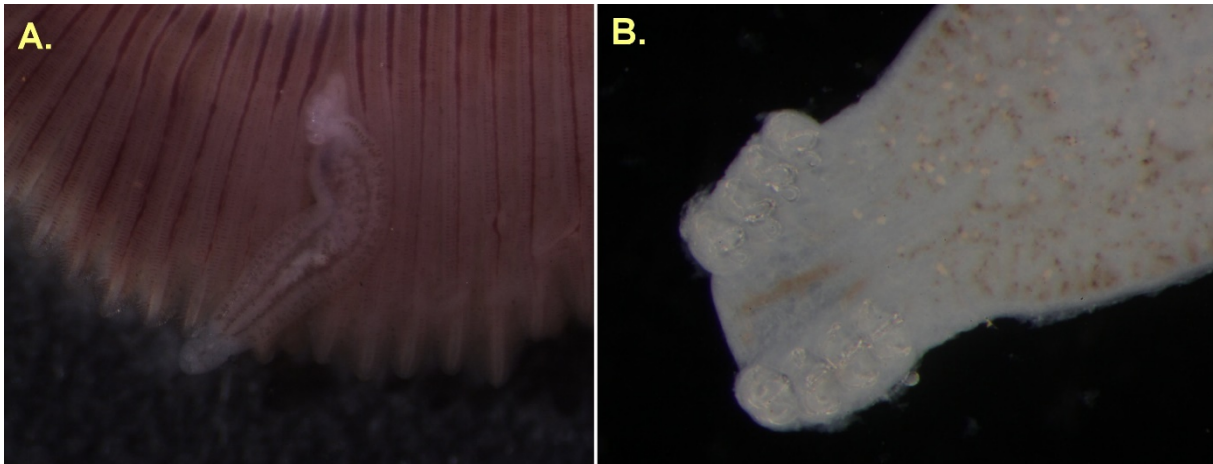


Foto 1: Gjelleparasitter. Haptormark *Discocotyle sagittata* observert på gjeller til bleke og aure. A: Parasittene er store og kan sees med det blotte øye. B: Karakteristisk festeapparat. Foto: Trond E. Isaksen, NORCE LFI

10.2 Parasitter i bukhulen

Det ble observert to typer endoparasitter i bukhulen hos bleke og aure. Dette er samme parasitter som bleke og aure ble undersøkt for i 2002-2008 (Barlaup mfl. 2009). Den ene typen er en bendelmakk identifisert som *Dibothriocephalus* spp. og den andre er en rundorm identifisert som *Eustrongylides* sp.

Cestoda (bendelmakk): *Dibothriocephalus* spp. (tidligere *Diphyllobothrium*)

To *Dibothriocephalus* arter med stor utbredelse hos laksefisk i Norge har enten måser eller fiskeender som sluttvert. Disse er *Dibothriocephalus dendriticum* («Måsemakk») og *Dibothriocephalus ditremus* («Fiskeandemakk»; tidligere navngitt som *Diphyllobothrium ditremum*). Parasittene forekommer som larver (plerocercoider) i hvite eller lysgule kapsler av varierende størrelse utenpå innvollene (Foto 2). Kraftige infeksjoner av *Dibothriocephalus* er assosiert med dødlighet hos laksefisk. Dette gjelder særlig 'måsemakken' (*D. dendriticum*) som kan bidra til fiskedød direkte under forhold med høyvanntemperatur og stress. Under slike forhold kan de innkapslete parasittene i bukhulen frigjøre seg og penetrere vitale organer. Parasitten kan også svekke eller påvirke adferden til fisk slik at den blir et lettere bytte for større fiskepisende fisk eller måser.

Fiskeverter: Laksefisk og stingsild er vanlig mellomvert for begge artene, men også andre ferskvannsfisker kan være mellomverter.

Livssyklus: *Dibothriocephalus* spp har indirekte livssyklus. Første mellomvert er dyreplankton (copepoder), fisk er andre mellomvert. Sluttvert er fiskepisende fugl. Andemakk (*D. ditremus*) har fiskeender (laksand, siland), lomfugler (storlom), skarv og hegre som alminnelige sluttverter. Måsemakk (*D. dendriticum*) har ulike typer fiskepisende fugler som sluttvert, men særlig måser er vanlig sluttvert. Fiskepisende pattedyr kan også være sluttvert for måsemakk.

Fisk som beiter på dyreplankton i de frie vannmassene (pelagisk beiteadferd) har størst risiko for å bli infisert med *Dibothriocephalus* spp. Studier har vist at levetid til *Dibothriocephalus* hos røye (*Salvinus alpinus*) var rundt 2,7 år og infeksjonsraten 5,7 parasitter per fisk per år. Parasitten forekommer hos fisk som er eldre enn 2 år.

Infeksjoner med *Dibothriocephalus* spp. hos bleke og aure i Byglandsfjorden

De ulike artene kan skilles på utseende (morfologisk) med bruk av lupe, der et karaktertrekk er glatt tegument ('hud') hos andemakk larver, mens måsemakken har et mer rynket, foldet tegument (Foto 2B). Dette er imidlertid ikke sikre karaktertrekk da variasjoner forekommer. Parasittfunnene med *Dibothriocephalus* spp. blir derfor ikke skilt på art i denne undersøkelsen.

Resultat fra undersøkelsene viste betydelig større infeksjonsgrad hos bleke enn aure (**Tabell 3**). De fleste blekene (95 %) var infisert med en gjennomsnittlig intensitet på 18-22 parasitter per infisert fisk. Det er ingen statistisk signifikant forskjell i infeksjonsgrad til bleke fra ulike områder eller tidspunkt (måned, år). Infeksjonsintensiteten hos bleke øker derimot signifikant med både alder og fiskestørrelse. Det var tilsvarende tendens hos aure som viste at intensiteten øker signifikant med fiskestørrelse. Disse resultatene indikerer at *Dibothriocephalus* parasitter akkumulerer i vert over tid. Infeksjonsgrad til bleke og aure er vist i **Tabell 3**.

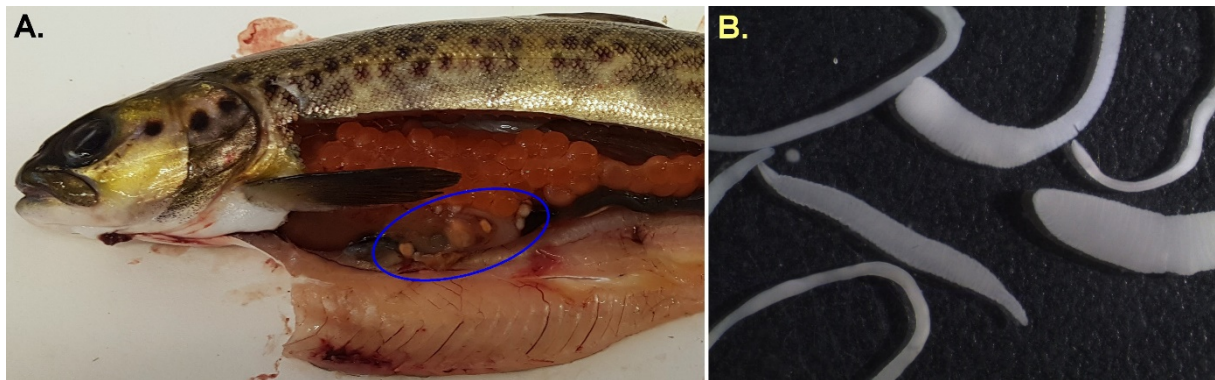


Foto 2. Bendelmakk. *Dibothriocephalus* parasitter. A: Innkapslete parasittlarver (plerocercoider) i bukhalen til bleke, området markert med blå sirkel. B: Frigjorte plerocercoider. Foto: Trond E. Isaksen, NORCE LFI

Tabell 3. *Dibothriocephalus* spp. (bendelmakk) infeksjoner hos bleke og aure i Byglandsfjorden. Undersøkt fisk ble fanget i 2013 og 2018 ved Grendi i november måned og Gullsmedmoen i desember.

År	Område	Vert	N	Prevalens	Gjennomsnittlig abundanse	Gjennomsnittlig intensitet (min-max)
2013	Grendi	Bleke	20	95 %	18,3	19,3 (2 - >50)
2013	Gullsmedmoen	Bleke	20	95 %	20,6	21,6 (8 - >50)
2018	Grendi	Bleke	20	95 %	17,1	18,0 (3 - >50)
2013	Gullsmedmoen	Aure	10	20 %	0,3	1,5 (1 - 2)
2018	Grendi	Aure	20	25 %	1,2	4,8 (3 - 6)

Nematoda (rundorm): *Eustrongylides*

Den andre typen parasitt observert i bukhalen hos bleke og aure var rundorm identifisert som *Eustrongylides* sp. Disse rundormene er lett gjenkjennelig som store, røde makk (larvestadier) inne i store kapsler i bukhalen til laksefisk (Foto 3). Det finnes en rekke ulike arter. Mest vanlige arter i Europa og nordiske land er identifisert som *E. tubifex* og *E. mergorum*.

Kraftig infeksjon kan være en betydelig belastning for fisk. Slike infeksjoner vil være energikrevende og påvirke svømmekapasitet, som i tur vil gi redusert vekst dersom dette påvirker næringsinntaket til fisken. Det vil i tillegg gagne parasitten at infisert fisk får redusert svømmedyktighet og utholdenhet da slike fisker blir et lettere bytte for sluttverter (fiskespisende fugl).

Fiskeverter: I arter beskrevet som *Eustrongylides tubifex* og *E. mergorum* er det oppgitt flere ulike fiskearter som mellomvert. Blant vanlige arter i Norge er laksefisk, stingsild og ørekyte.

Livssyklus: *Eustrongylides* har indirekte livssykluser. Første mellomvert er oligochaeter (fåbørstemark), andre mellomvert er fisk. Fisk kan også være paratenisk vert. Det vil si at parasitten kan akkumulere i predator fisk ved at disse spiser små, infiserte fisker. Det er vist eksperimentelt at siste larvestadiet til *Eustrongylides* kan smitte fra fisk til fisk ved predasjon.

Fiskeender (laksand, siland) er kjente sluttverter for *Eustrongylides* arter som infiserer laksefisk, men også andre andefugler og lomfugler kan være sluttvert for *Eustrongylides* parasitter som er beskrevne fra norske eller nordiske vassdrag. Fiskespisende fugler (f.eks. hegre, måser) som ikke er sluttvert for *Eustrongylides* kan bli syk og i verste fall dø dersom de blir infisert. Fiskespisende pattedyr (inkl. mennesker) kan også bli syk dersom rå usløyd, infisert fisk spises. Det finnes ingen legemidler som kan fjerne denne type parasittinfeksjoner. Parasitten kan kun fjernes kirurgisk.

Eustrongylides egg frigjøres og spres med avføring til infiserte sluttverter (fiskespisende fugl; fiskeender). Spredning av egg i et vassdrag forekommer så lenge det er infiserte sluttverter i området. Egg sedimenterer til bunn i vannet og kan være infektive i inntil 2 år. Egg blir beitet av bunndyr (fåbørstemakk; oligochaeta) som er førstestemellomvert med utvikling av det første larvestadiet. Fåbørstemakker er nedbryterorganismer og forekomst av slike bunndyr er størst i områder med organisk materiale i bunnsediment. Fisk som beiter på bunndyr kan bli infisert og *Eustrongylides* larvene utvikler seg til nye larvestadier, innkapslet i bukhulen til fisk. Larvestadier kan overleve i første mellomvert (fåbørstemakk) i mer enn et år og i andre mellomvert (fisk) i minst 5 år. Større fisk har ofte flere parasitter enn mindre fisk av samme art. Dette kan forklares med lang overlevelsestid til parasitten i fisk og akkumulering av parasitter ved at stor fisk beiter på både fåbørstemark og små fisk som kan være infisert. Parasittlarvene utvikler seg til voksne stadier i sluttvert (fugl) som spiser infiserte fisk. Sluttvert kan ha høyt antall av *Eustrongylides* parasitter som produserer egg og dermed starter nye sykluser. I tillegg er fugler effektive i å spre parasitten til flere vassdrag.

Infeksjoner med *Eustrongylides* sp hos bleke og aure i Byglandsfjorden

Larvestadier av ulike arter innen *Eustrongylides* er beskrevet fra laksefisk og en rekke andre ferskvannsfisk, men det er vanskelig å skille de ulike artene på larvestadier morfologisk. Nyere studier med bruk av molekylærbiologiske metoder har også vist at det er vanskelig å skille ulike *Eustrongylides* arter genetisk. Dette kan bety at det kan forekomme feilbestemmelser av *Eustrongylides* arter beskrevet fra fisk i tidligere studier av denne parasitten. Parasittfunn med *Eustrongylides* i undersøkelsen av bleke og aure er sannsynligvis samme art basert på vert, geografi og morfologisk likhet på mikroskopnivå, men parasittene er ikke forsøkt identifisert til artsnivå, og blir heretter omtalt på slektnivå som *Eustrongylides*.

Undersøkelsene i 2013 og 2018 viser at det er betydelig høyere infeksjonsgrad hos aure enn bleke. Andel infiserte aure er 40-45 % med en gjennomsnittlig intensitet på 10 parasitter per fisk. De fleste infiserte aurene hadde 5 eller færre parasitter, så det er kraftige infeksjoner hos enkelt individer som trekker opp gjennomsnittet. På det meste ble det registrert 29 *Eustrongylides* parasitter i bukhulen til en aure i 2013, 29 parasitter i en aure i 2018 og mer enn 50 parasitter i en annen aure i 2018 (Foto 3). Til sammenligning ble det kun observert 1-3 *Eustrongylides* parasitter per fisk i de infiserte blekene. Det kunne ikke påvises noen statistisk signifikant sammenheng mellom infeksjonsgrad og fiskestørrelse eller alder. Det er heller ingen statistisk signifikant endring i andel fisk (bleke, aure) som er infisert i 2013 sammenlignet med 2018, noe som tyder på at infeksjonsnivået er stabilt hos både bleke og aure. Infeksjonsgraden til bleke og aure infisert med *Eustrongylides* parasitter er vist i Tabell 4.

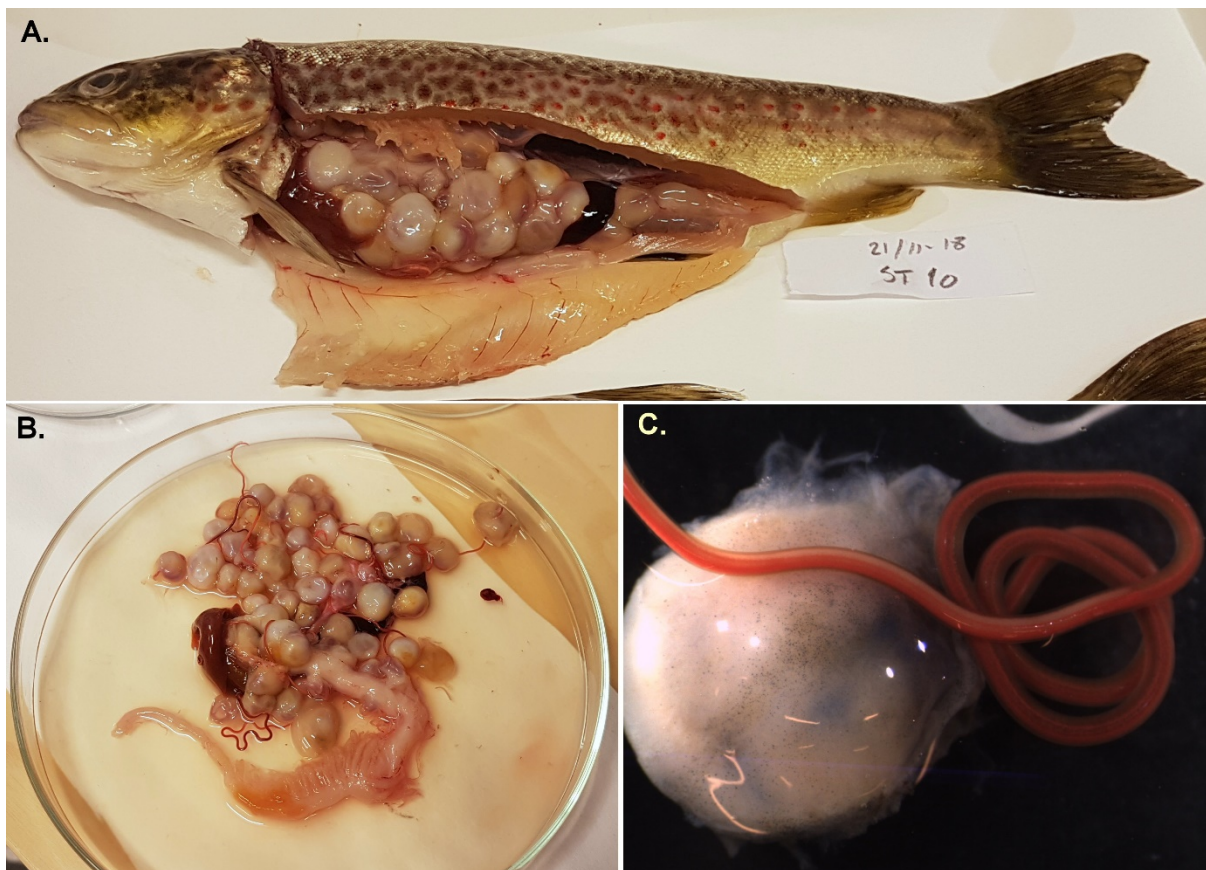


Foto 3. Rundorm. *Eustrongylides* sp. parasitter. A: Innkapslede rundormlarver fyller opp bukhulen til brunaure. B: Frigjort innvoller fra samme fisk med innkapslede rundormlarver i ferd med å krype ut (røde makk). C: Enkel kapsel med rundormlarve delvis frigjort (lupe). Foto: Trond E. Isaksen, NORCE, LFI

Tabell 4. *Eustrongylides* (rundorm) infeksjoner hos bleke og aure i Byglandsfjorden. Undersøkt fisk ble fanget i 2013 og 2018 ved Grendi i november måned og Gullsmedmoen i desember.

År	Område	Vert	N	Prevalens	Gjennomsnittlig abundanse	Gjennomsnittlig intensitet (min-maks)
2013	Grendi	Bleke	20	0 %	0	0
2013	Gullsmedmoen	Bleke	20	15 %	0,2	1,0 (1 - 1)
2018	Grendi	Bleke	20	10 %	0,2	2,0 (1 - 3)
2013	Gullsmedmoen	Aure	10	40 %	4,0	10,0 (1 - 29)
2018	Grendi	Aure	20	45 %	4,5	10,0 (1 - >50)

10.3 Blindsekk og tarm

Parasitter som forekommer inne i fordøyelsestrakten til fisk har som regel fisken som sluttvert. I denne undersøkelsen ble blindsekker og tarm undersøkt for parasitter. Det ble påvist tre typer parasitter hos aure og bleke. To arter bendemakk identifisert som henholdsvis *Eubothrium* og *Proteocephalus*) og en som trematode identifisert som *Crepidostomum*. Dette er parasitter som er vanlig i blindsekk og tarm hos laksefisk i ferskvann. I tillegg ble det observert enkelte nematoder i bakre del av tarm til en bleke og en aure. Disse er registrert, men blir ikke omtalt videre i denne rapporten.

Cestoda (bendelmakk): *Eubothrium crassum* («Auremakken»)

Eubothrium crassum er relativt vertsspesifikke parasitter som har laks og aure som vanligste sluttvert. Kraftige bendelmakk infeksjoner kan gi redusert kondisjon hos fisk, dårlig vekst, nedsatt svømmekapasitet og dårligere overlevelse ved infeksjon av andre sykdommer (f.eks. BKD).

Verter: Laksefisk i ferskvann (laks og aure)

Livssyklus: Indirekte livssyklus. De voksne bendelmakkene i sluttverten (laks eller aure) produserer egg som frigjøres til vannet med fiskens avføring. Eggene blir spist av hoppekreps og klekkes inne i hoppekrepsens tarm og utvikler seg til det første larvestadiet (procercoïd). Fisk blir smittet når disse beiter på infiserte hoppekreps. Parasitten fra fordøyde hoppekreps etablerer seg først i mage eller tarm og utvikler seg til et nytt larvestadium (pleroceroïder). Larvene vil etter hvert bevege seg inn i blindsekkene hvor de fester seg og utvikles til voksne, eggleggende stadier (Foto 4). Syklusen startes på nytt når egg fra infiserte sluttverter frigjøres til miljøet.

Infeksjoner med *E. crassum* (auremakk) hos bleke og aure i Byglandsfjorden

Det er ingen statistisk signifikant forskjell i andel smittet bleke og aure. Parasitten var vanlig i begge artene med en prevalens mellom 70-100%. Bleke var imidlertid kraftigere infisert enn aure, og særlig bleke fra 2013 viste høy parasitt intensitet med opptil 10 ganger så mange parasitter per fisk i gjennomsnitt sammenlignet med de andre gruppene (Tabell 5).

Bleke undersøkt i 2013 var i stor grad kultivert fisk (finneklipt fisk; se Tabell 1), og undersøkelsene viser at infeksjonsgraden til kultivert bleke er betydelig høyere (statistisk signifikant) enn hos ikke-kultivert bleke. Til sammenligning er det ingen signifikant forskjell i infeksjonsgrad til ikke-kultivert bleke i 2013 sammenlignet med 2018 eller mellom ikke-kultivert bleke og aure.

Tabell 5. *Eubothrium* (bendelmakk) infeksjoner hos bleke og aure i Byglandsfjorden. Undersøkt fisk ble fanget i 2013 og 2018 ved Grendi i november måned og Gullsmedmoen i desember.

År	Område	Vert	N	Prevalens	Gjennomsnittlig abundanse	Gjennomsnittlig intensitet (min-maks)
2013	Grendi	Bleke	20	90 %	18,9	21,0 (1 - >50)
2013	Gullsmedmoen	Bleke	20	100 %	42,3	42,3 (11 - 75)
2018	Grendi	Bleke	20	75 %	3,3	4,4 (1 - 19)
2013	Gullsmedmoen	Aure	10	70 %	2,8	3,5 (1 - 6)
2018	Grendi	Aure	20	80 %	2,8	3,4 (1 - 12)

Det er ingen forskjell i fiskestørrelsen til kultivert og ikke-kultivert bleke. Det kan heller ikke påvises sammenheng mellom infeksjonsgrad og fiskestørrelse eller kondisjonsfaktor i noen av gruppene, men eldre fisk er mer infisert enn de yngre blant kultivert bleke.

De fleste parasittene observert i de undersøkte fiskene var pleroceroïder (larvestadie) i tarm, noe som antyder at mange av fiskene var relativt nylig infisert. Det hadde sannsynligvis vært en målbar, negativ effekt på vekst og kondisjonsfaktor hos bleke med størst infeksjonsgrad dersom dette hadde vært store, voksne stadier av parasitten.

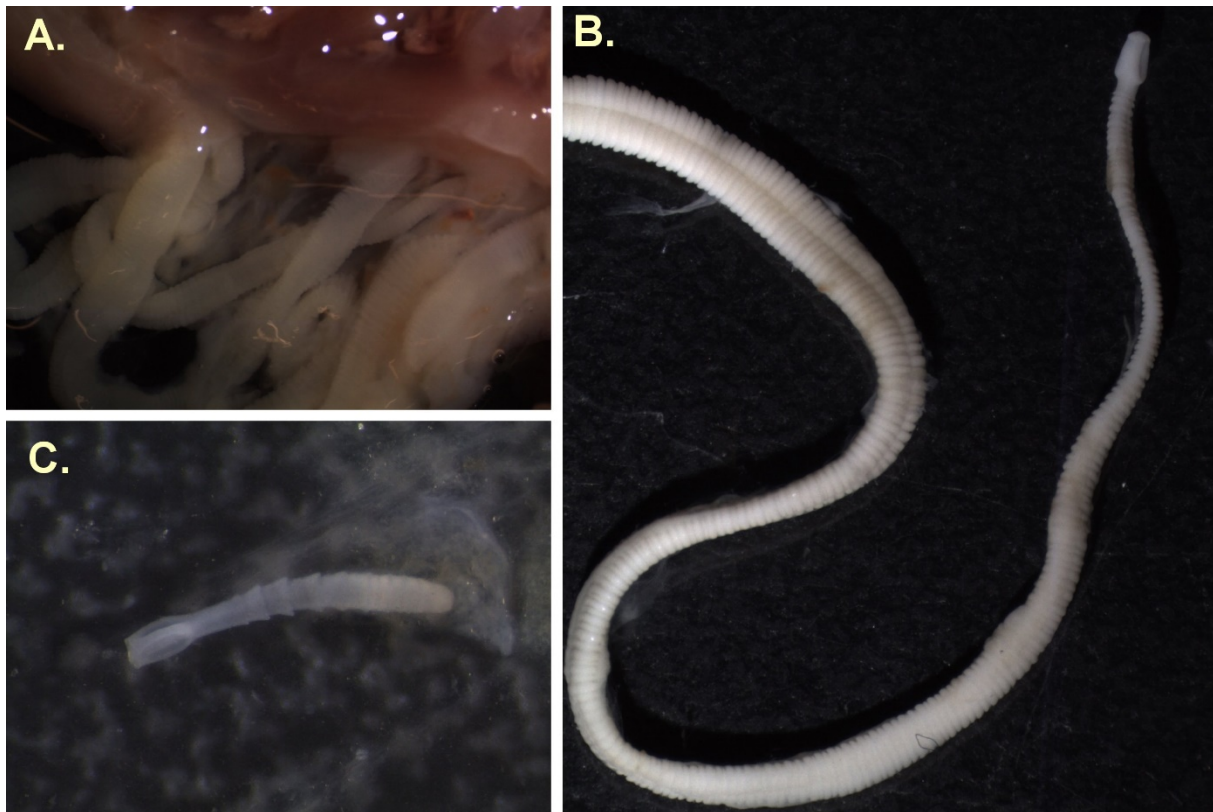


Foto 4. Bendelmakk. *Eubothrium crassum* hos bleke og aure. A: Kraftig infeksjon i blindsekk. B: Voksen stadium isolert fra blindsekk og fiksert i etanol (lupe). C: Juvenilt stadium fra tarm (lupe). Foto: Trond E. Isaksen, NORCE LFI

Cestoda (bendelmakk): *Proteocephalus longicollis* (synonymer: *P. neglectus* og *P. exiguus*)

Det finnes flere ulike *Proteocephalus* arter hos ferskvannsfisk i Norge, hvorav *P. longicollis* er kjent fra laksefisk. Parasitten er vanlig og har en naturlig utbredelse i vassdrag i hele Norge. Det er ikke dokumentert at infeksjoner med denne parasitten har alvorlige negativ effekt på sluttvert som beskrevet for *Eubothrium crassum*. Verter og livssyklus (indirekte) er som beskrevet for *Eubothrium crassum*.

Infeksjoner med *P. longicollis* hos bleke og aure i Byglandsfjorden

Det var relativt lav infeksjonsgrad med *P. longicollis* hos både aure og bleke i undersøkelsen fra 2013 og 2018. Samlet sett var det relativt flere infiserte bleker enn aurer. Størst infeksjonsgrad ble påvist hos bleke fra Gullsmedmoen i 2013, hvorav 40 % var infisert med gjennomsnittlig 5,1 parasitter per infisert fisk. Til sammenligning ble det kun registrert *P. longicollis* i 1 av totalt 30 undersøkte aurer.

Observerte parasitter i alle undersøkte fiske var larvestadier i tarm. Antall parasitter (intensitet) øker med fiskestørrelsen (lengde) til bleke, særlig hos kultivert bleke. Ingen andre effekter kan påvises hos de infiserte fiskene i disse undersøkelsene. Infeksjonsgrad er oppsummert i Tabell 6.

Trematoda (tarmikter): *Crepidostomum* sp.

Trematoder innen slekten *Crepidostomum* parasitterer laksefisk i ferskvann og er utbredt i Norge. To arter forekommer i tarm til laksefisk; *Crepidostomum metoecus* og *C. farionis*. Parasittene er sannsynligvis harmløse for fisk.

Fiskeverter: Aure, røyr, parr, sik og harr

Livssyklus: Indirekte livssyklus. Første mellomvert er muslinger (*Pisidium* spp., *Sphaerium* spp., *Lymnea* sp.), andre mellomvert kan være døgnfluelarver, marflo og andre (*Ephemera*, *Gammarus*). Første mellomvert (muslinger) infiseres ved at cillierte trematoda larver (miracidium) klekkes fra egg og borer seg inn i muslingen. I den første mellomvert skjer det en aseksuell oppformering og utvikler seg til nye larvestadier (cercarier, svermerstadier) som etter hvert forlater muslingen og infiserer andre mellomvert (f.eks. døgnfluelarver). I den andre mellomvert utvikler larven seg til et nytt stadie (metacercarie). Fisk som beiter på slike døgnfluelarver blir infisert. I tarmen til fisken vil parasitten utvikle seg videre til voksenstadiet og produsere egg som frigjøres til vannet og starte syklusen på ny.

Infeksjoner med *Crepidostomum* sp. hos bleke og aure i Byglandsfjorden

Tarmikter observert i tarm til bleke og aure er ikke identifisert til art og omtales kun på slektsnivå. Det ble ikke observert tarmikter i bleke fra undersøkelsen i 2013, og kun 3 bleker i undersøkelsen i 2018 var infisert med 1 eller 2 parasitter.

Crepidostomum parasitter var langt mer vanlig hos aure. Størst infeksjonsgrad ble registrert hos aure i 2013, hvorav 7 av 10 aurer var infisert med gjennomsnittlig 35,1 parasitter per infisert fisk. Det er ingen statistisk signifikant endring i andel infisert aure i 2013 sammenlignet med aure undersøkt i 2018, men det var færre parasitter per infisert fisk i 2018. Infeksjonsgraden til aure er negativ korrelert med fiskestørrelsen. Det vil si at de minste fiskene har flere parasitter enn de største. Dette kan reflektere ulik beiteadferd til fisk med ulik størrelse. Infeksjonsgrad til bleke og aure er vist i **Tabell 7**.

Tabell 6. *Proteocephalus* (bendelmakk) infeksjoner hos bleke og aure i Byglandsfjorden. Undersøkt fisk ble fanget i 2013 og 2018 ved Grendi i november måned og Gullsmedmoen i desember.

År	Område	Vert	N	Prevalens	Gjennomsnittlig abundanse	Gjennomsnittlig intensitet (min-maks)
2013	Grendi	Bleke	20	0 %	0	0
2013	Gullsmedmoen	Bleke	20	40 %	2,1	5,1 (1-14)
2018	Grendi	Bleke	20	35 %	0,8	2,3 (1-3)
2013	Gullsmedmoen	Aure	10	10 %	0,5	5
2018	Grendi	Aure	20	0 %	0	0

Tabell 7. *Crepidostomum* (tarmikter) infeksjoner hos bleke og aure i Byglandsfjorden. Undersøkt fisk ble fanget i 2013 og 2018 ved Grendi i november måned og Gullsmedmoen i desember

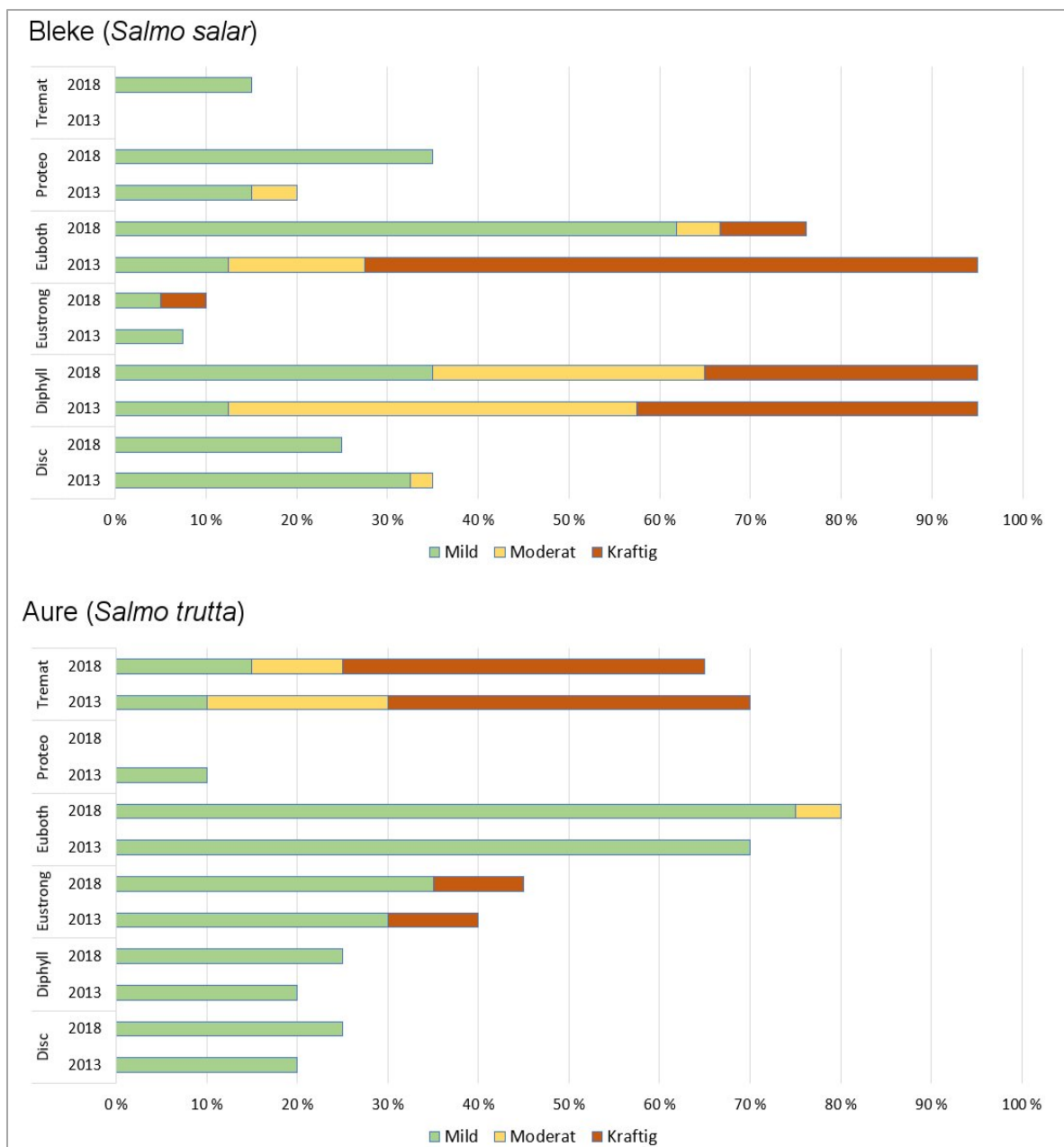
År	Område	Vert	N	Prevalens	Gjennomsnittlig abundanse	Gjennomsnittlig intensitet (min-maks)
2013	Grendi	Bleke	20	0 %	0	0
2013	Gullsmedmoen	Bleke	20	0 %	0	0
2018	Grendi	Bleke	20	15 %	0,2	1,3 (1 - 2)
2013	Gullsmedmoen	Aure	10	70 %	24,6	35,1 (6 - >50)
2018	Grendi	Aure	20	65 %	9,8	15,8 (1 - 26)

Oppsummering

Infeksjonsgrad til parasitter gjenspeiler ofte fiskestørrelse, sesong (årstider), leveområdet og beiteadferd til fiskeverten. I denne undersøkelsen ble det kun undersøkt voksne stadier av bleke og aure av tilnærmet lik størrelse. Alle fiskene ble fanget i perioden november – desember i den sørlige delen av Byglandsfjorden. Undersøkelsene gjennomført i 2013 og 2018 viser at både bleke og aure kan bli infisert av samme parasitter, men infeksjonsgraden er ulik (**Figur 2**). Parasitter med særlig høy infeksjonsgrad hos bleke og aure er *Dibothriocephalus* spp. (bendelmakk), *Eubothrium crassum* (bendelmakk), *Eustrongylides* sp. (rundorm) og *Crepidostomum* sp. (tarmikte).

Bleke er i større grad infisert med bendelmakk (cestoder) sammenlignet med aure. Størst forskjell er infeksjoner med *Dibothriocephalus* sp. som er den vanligste parasitten hos bleke. Mer enn 90 % av de undersøkte blekene var til dels kraftig infisert. Til sammenligning var det kun 20-30 % av aurene som var infisert, og infisert aure hadde relativt få parasitter sammenlignet med infisert bleke. Det er ingen forskjell i infeksjonsgraden til *Dibothriocephalus* hos bleker fra ulike fangstområder (Grendi, Gullsmedmoen) eller år (2013, 2018). Undersøkelsene viste derimot at infeksjonsgraden økte med økende fiskestørrelse. Denne tendensen samsvarer med andre studier som viser lignende infeksjonsmønster med økende prevalens og intensitet for *Dibothriocephalus* spp. hos røye (*Salvelinus alpinus*) med økende fiskestørrelse og alder. Dette infeksjonsmønsteret kan gjenspeile ulike beitehabitat hos liten og stor fisk. Fangstdata fra Byglandsfjorden viser at bleke større enn 22 cm er mer pelagisk enn små bleker som i større grad oppholder seg på bunn (se Gjelland mfl. 2019). De fleste blekene (95%) fra undersøkelsene i 2013 og 2018 var større enn 22 cm, og hadde derfor sannsynligvis pelagisk beiteadferd i henhold til undersøkelsene utført av Gjelland mfl. (2019).

Det er også forskjell i infeksjonsgrad til bendelmakken *Eubothrium crassum* hos bleke sammenlignet med aure, særlig når det gjelder parasittintensitet. Størst andel infiserte og kraftigste infeksjoner ble registrert hos bleke i 2013, og særlig bleke fra Gullsmedmoen var kraftig infisert. De fleste blekene som ble undersøkt i 2013 var finneklipte (alle fisken fra Gullsmedmoen var finneklipt). Til sammenligning var kun 15 % av blekene undersøkt i 2018 finneklipt. Videre undersøkelser viser at finneklipt fisk var statistisk signifikant mer infisert (høyere abundanse) med *E. crassum* enn bleke som ikke var finneklipt. Årsaken til denne ulike infeksjonsgraden er ikke kjent, men kan kanskje forklares med at kultivert fisk har en noe avvikende beiteadferd sammenlignet med ikke-kultivert bleke og høyere risiko for å bli smittet av parasitter som *E. crassum*. Det kan imidlertid ikke påvises tilsvarende forskjeller i infeksjonsgrad til andre parasitter mellom kultivert og ikke-kultivert. Det er heller ingen signifikante endringer i andel bleke som er infisert med andre parasitter enn *E. crassum* over tid fra 2013 til 2018. Det kan derfor ikke konkluderes med at kultivering av bleke har effekt på infeksjonsgrad eller beiteadferd etter utsett i vassdraget.



Figur 2. Infeksjonsgrad til parasitter hos bleke og aure fra Byglandsfjorden i 2013 og 2018. Haptormark på gjellene (**Disc**; *Discocotyle sagittata*), bendelmakk larver i bukshulen (**Diphyll**: *Dibothriocephalus* spp.), rundorm larver i bukshulen (**Eustrong**: *Eustrongylides* sp.), bendelmakk i blindsekk/tarm (**Eubothr**: *Eubothrium crassum*; **Proteo**: *Proteocephalus longitinalis*), tarmikter (**Tremat**: Trematoda cf. *Crepidostomum farionis*). Infeksjonsgrad er basert på gjennomsnittlig intensitet og kategorisert som Mild (< 10 parasitter), Moderat (10-20 parasitter) og Kraftig (>20 parasitter).

Infeksjoner med rundormen *Eustrongylides* var mest vanlig hos aure med andel infiserte mer enn 40% og gjennomsnittlig 10 parasitter per infisert fisk i undersøkelsene fra 2013 og 2018. Tidligere undersøkelser har vist at andel aurer infisert med denne parasitten i Byglandsfjorden har økt fra 20% i 2002 til rundt 50 % de siste årene (Barlaup mfl 2009). Andre undersøkelser har registrert mer enn 80% infisert aure med gjennomsnittlig intensitet på 5,1 parasitter per infisert fisk i Otravassdraget nedstrøms Byglandsfjorden (Elnan 1995), og 90-100% infisert aure med gjennomsnittlig 7-15 parasitter per infisert fisk i deler av Otravassdraget nord for Byglandsfjorden (Haugen mfl. 2008). Tendensen i disse undersøkelsene er at infeksjonsgraden øker med alder og størrelse til fisken. Lang overlevelsestid

til larvestadiene i fisk kan resultere i slik akkumulering av parasitter over tid. I tillegg er det vist at predator fisk kan bli infisert ved å spise mindre infisert fisk. Det er kjent at ørekyte i Otravassdraget kan bli infisert med *Eustrongylides* (Haugen mfl. 2008; personlig observert, se Foto 5;). Noen klar sammenheng mellom fiskestørrelse og *Eustrongylides* intensitet hos bleke og aure ble ikke påvist i undersøkelsene fra 2013 og 2018. Den store variasjonen i andel infisert i Byglandsfjorden og andre deler av Otravassdraget kan reflektere habitater til både fåbørstemark (mellomvert) og sluttvert som antagelig er fiskeeender (laksand, siland). Tilførsel av organisk materiale (kloakkutslipp, avrenning fra land) kan gi gode forhold for nedbryterorganismer som fåbørstemark og bidra til eutrofiering som i tur tiltrekker fisk og fiskepisende fugl. Prøvefiske i Byglandsfjorden viser at ørekyte bestanden har økt de siste 10 år (Barlaup mfl. 2018). Områder med mye ørekyte kan tiltrekke fiskepisende fugl som er sluttvert for *Eustrongylides* og på den måten kan ørekyte indirekte påvirke parasittbyrden i ulike deler av vassdraget (se Borgstrøm mfl. 2017).



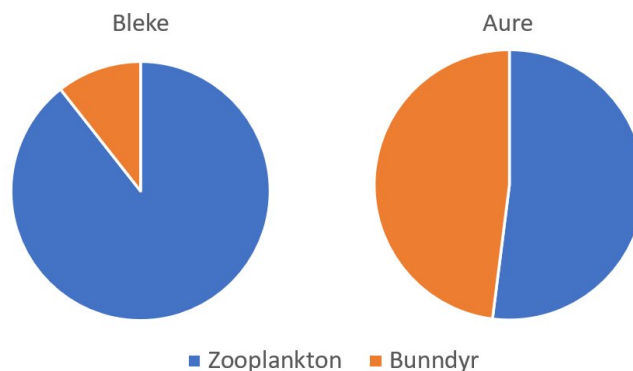
Foto 5. Ørekyte fra Otravassdraget infisert med *Eustrongylides* sp. Andel infiserte i 2020 var 19% (n=177). Foto: Trond E. Isaksen, NORCE LFI.

Spredningsmønster til parasitter påvist hos bleke og aure i undersøkelsen 2013 og 2018 kan deles inn i to grupper basert på livssyklusene til de ulike parasitt typene:

- A. **Zooplankton.** Parasitter med svermer-stadier i frie vannmasser eller som har zooplankton (hoppekreps) som mellomvert med infektivt stadiet for fisk. Parasitter som spres og smitter fisk med pelagisk beiteadfærd er *Discocotyle sagittata* (haptormark), *Dibothriocephalus* spp. (Cestoda), *Eubothrium crassum* (Cestoda) og *Proteocephalus longicollis* (Cestoda).
- B. **Bunndyr.** Parasitter med bunnlevende dyr som mellomvert med infektivt stadiet for fisk. Parasitter som har bunnlevende dyr som mellomvert med infektive stadier for fisk er *Eustrongylides* (Nematoda) og *Crepidostomum* (Trematoda). Fisk som beiter på bunndyr eller har littoral beiteadfærd har størst risiko for å bli smittet med disse parasittene.

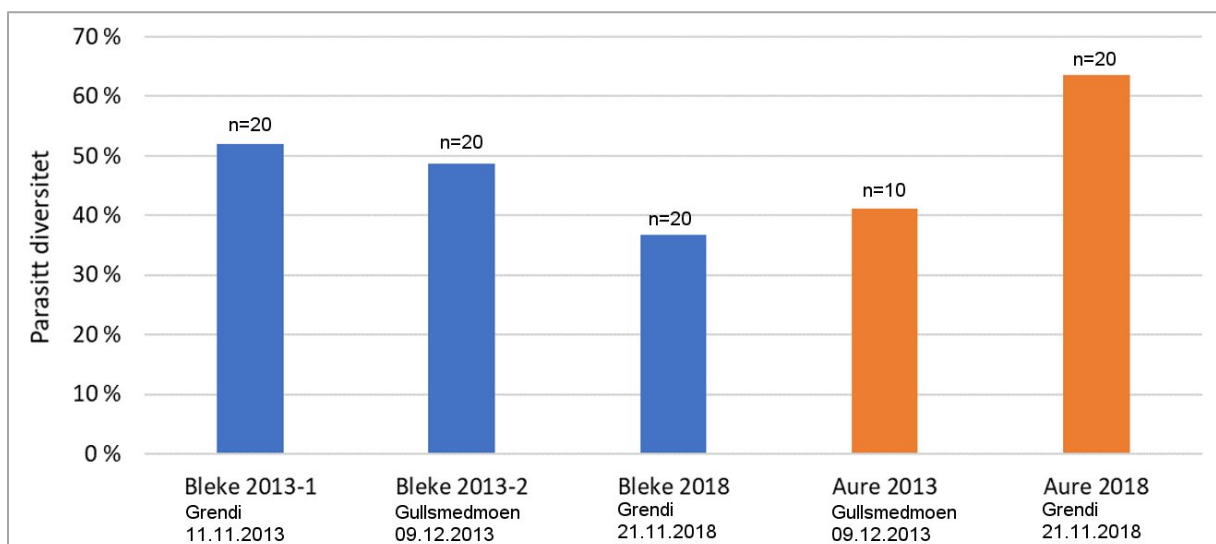
Figur 3 viser hvordan disse to gruppene fordeler seg hos henholdsvis bleke og aure basert på parasittundersøkelsene gjennomført i 2013 og 2018. Denne inndelingen indikerer tydelig at voksenstadier av bleke og aure har ulikt diett, og samsvarer med tidligere undersøkelser som har undersøkt beitehabitt og mageinnhold til bleke og aure (Barlaup mfl. 2009; Gjelland mfl. 2019). Dietten

til pelagisk bleke er dominert av zooplankton, mens aure har større variasjon i dietten og parasittfauna til undersøkt fisk i 2013 og 2018 indikerer at aure i større grad foretrekker bunndyr og overflate insekter enn det bleke gjør.



Figur 3. Andel parasitter påvist hos bleke og aure med pelagisk og litoral beiteadferd. Zooplankton representerer parasitter med spredningstadier i de frie vannmassene eller som har zooplankton som mellomverter med infektive stadier som kan smitte fisk. Bunndyr representerer parasitter med bunnlevende organismer som mellomvert (f.eks. døgnfluelarver, fåbørstemark) med infektive stadier som kan smitte fisk. Antall bleke undersøkt er 60, antall aure er 30.

Større variasjon i diett tilsier at aure også har større risiko for å bli smittet med flere ulike typer parasitter enn bleke. Det er imidlertid ingen forskjell i parasitt diversitet til bleke og aure dersom parasitter fra alle bleker sammenlignes med parasitter fra alle aurer i undersøkelsene 2013 og 2018 (Simpsons 1-D = 54% for både bleke og aure). Fiskene i disse undersøkelsene ble imidlertid samlet inn fra ulike områder og i ulike perioder. Størst forskjell i parasittdiversitet til bleke og aure er registrert i undersøkelsen fra 2018. I denne undersøkelsen ble det undersøkt likt antall bleke (n=20) og aure (n=20) fra samme område og periode. Resultatene viser i dette tilfellet at det er høyere parasittdiversitet hos aure (64%) enn hos bleke (37%). Parasittdiversitet til de ulike gruppene i undersøkelsen fra 2013 og 2018 er vist i **Figur 4**.



Figur 4. Parasittdiversitet til bleke og aure fra ulike områder og perioder. Simpson's diversitetsindeks (D) oppgitt i prosent, beregnet som $100(1-D)$. Indeksen beregnes utfra antall parasitter av ulike arter som forekommer. Prosentandelen viser sannsynlighet for at to tilfeldige individer (parasitter) fra en gruppe tilhører ulike arter. Dess høyere prosentandel, dess større diversitet. Antall undersøkt fisk oppgitt som n. Fangststed og dato oppgitt for hver gruppe.

11 Reetablering av bleke i Otra ved Hekni og Flåni

Av Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Christoph Postler, Elisabeth Stöger, Ina Bakke Bikeland, Turid Myklebust Helle, Espen Olsen Espedal, Sven Erik Gabrielsen, Bjørnar Skår, Tore Wiers, Eirik Straume Normann og Ulrich Pulg, NORCE LFI

Bakgrunn

Hekni kraftverk kom i drift i 1995 og er et elvekraftverk med slukeevne på 170 m³/sek som utnytter et fall på 38,5 meter fra inntaksdammen ved Tjurrmo til utløpet av kraftverket ved Langeid i Otra. På den ca 8 km lange elvestrekningen fra Tjurrmodammen til Langeid er det krav om en minstevannføring på 5,0 m³/sek fra 01 mai til 30 september og 3,0 m³/sek fra 01 oktober til 30 april.

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 bleka dyreplankton og vokser til ca. 25 cm før den starter gytevandringen oppstrøm 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 enten gyteplassene i Otra oppstrøms fjorden (oppstrømsgytere) eller områdene sør i fjorden mot utløpet (utløpsgytere). I blekeprosjektet har rognplanting vært benyttet som metode for å få i gang disse gamle vandringsmønstrene.

I restfeltet ved Hekni er det i perioden 2010 til 2017 årlig plantet ut fra 50 000 til 188 000 rogn. Rogna ble plantet både ved bruk av Vibertbokser og ved å grave ned rogn 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 %. Her gis en gjennomgang av resultatene fra undersøkelser gjort for å evaluere effektene av rognplantingen. Undersøkelsene er basert på elektrisk fiske på et fast stasjonsnett i perioden 2010 til 2020, og kameraovervåking høsten 2020 for å registrere vandrende bleke.

11.1 El-fiske på rognplantingsstasjoner i restfeltet ved Hekni

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 i kombinasjon med aldresanalyser er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk.

I undersøkelsesperioden 2010-2017 er det årlig funnet både ensomrig og eldre bleke (**Figur 1**). 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 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. I 2018 og 2019 ble det kun funnet eldre bleke i restfeltet ved Hekni (**Figur 1**). Etersom siste året med rognplanting var våren 2017 betyr dette at det i 2018 ikke ble funnet bleke som skulle vært naturlig rekruttert etter opphør av rognplantingen. Om dette betyr at naturlig rekruttering ikke forekommer er for tidlig å si, og det vil derfor bli interessant å følge med den videre utviklingen i årene som kommer.



Tjurmodammen er et vandringshinder for fisk og er øvre grense for den ca 8 km lange strekningen med minstevannføring ved Hekni. Habitatet på strekningen er påregnet av å ha mange terskelbasseng med sakteflytende vann som forringer gyte- og oppvekstmulighetene for bleka.



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). Resultatene fra denne kartleggingen viste at tilgang til egnet gytegrus trolig er den største flaskehalsen for naturlig rekruttering og ungfiskproduksjon av bleke på elvestrekingen.

Eldre ungfisk av bleke ble funnet i 2018, men tettheten er lavere enn i 2017. Dette kan skyldes den lave tettheten av ensomrig yngel i 2017. Ellers i perioden 2010-2017 varierer tetthetene fra 1 til 10 per 50 m² for eldre ungfisk av bleke. 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 registrert en nedgang i tetthetene i årene 2015-2017, men i 2018 ser vi en økning i tetthet. Denne økningen fortsetter i 2019 hvor det ble funnet 4 ensomrig og 5 eldre aure per 50 m². Tilsvarende lave tettheter av aure ble funnet ved elfiske undersøkelser gjennomført i perioden 1999-2003 (Gravem & Vethe 2003, 2004; Gravem mfl. 2004). Ved det samme elfiske ble det ikke påvist bleke, men på garnfiske i terskelbassengene utført i årene 1999-2003 ble det fanget to og tre bleke (med lengde fra 14,5 til 18,4 cm) i hhv. 2001 og 2003.

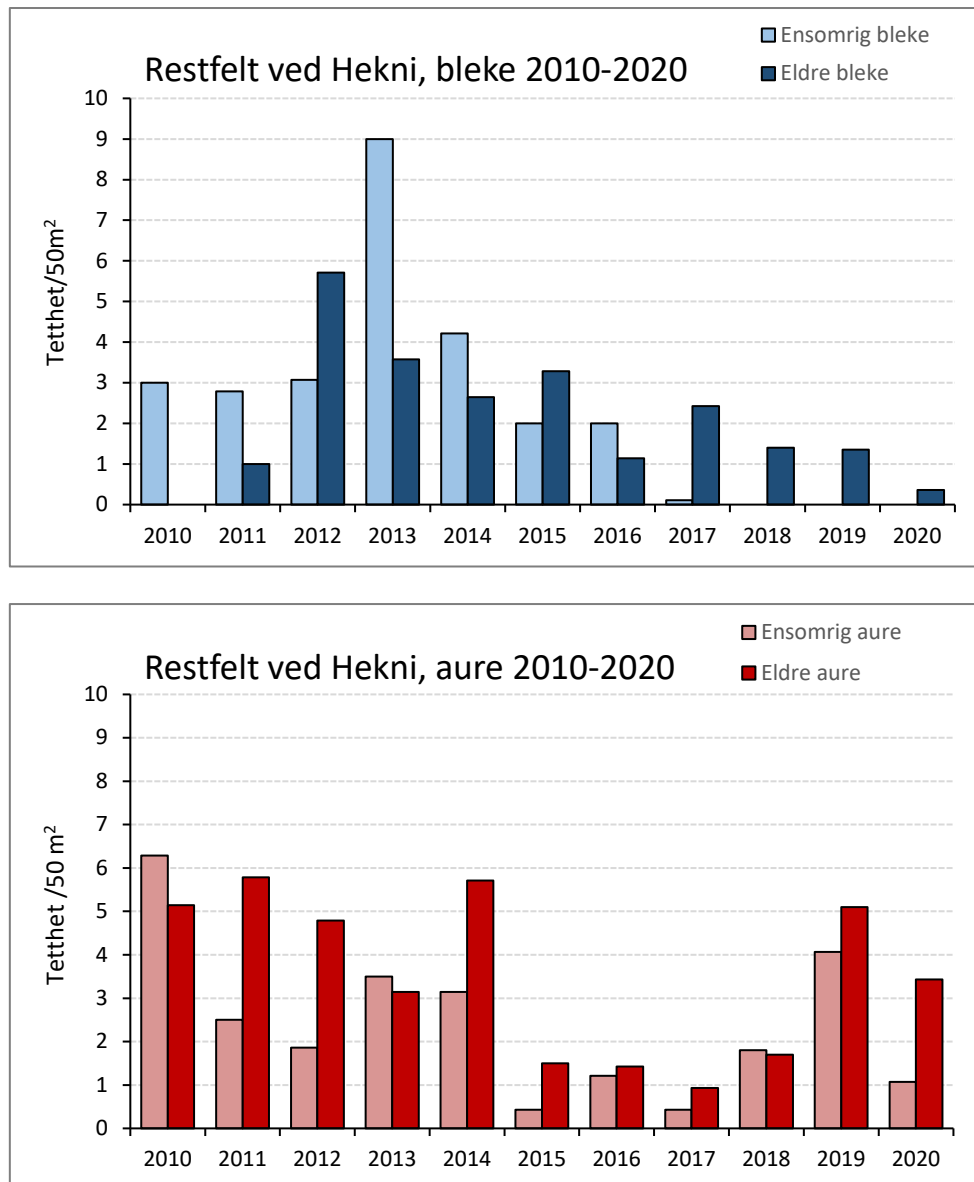
I tillegg ble det i dette garnfisket fanget en ørekyte. Resultatene gir et klart inntrykk av at rekrutteringen til aurebestanden ikke har endret seg mye i perioden etter at Hekni kraftverket kom i drift i 1995, og at rognplantingen i årene 2010-2017 har ført til en markert økning i tetthetene av bleke sammenliknet med de sporadiske forekomstene av bleke registret i årene 1999-2003.

De generelt lave tetthetene for både aure og bleke 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 arealet av tilgjengelige gyteområder er lavt, i tillegg til mulige negative effekter av forsuring og gassovermetning og tilfeller av overløp på Tjurrmodammen som kan føre til svært raske vannstandsendringer.

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 lav til moderat overlevelse i størrelsesorden 0,5 - 1 % fra øyeroegn til to og treårig vandringsklar bleke vil dette gi fra 250 til 1880 «blekesmolt» som vandrer fra restfeltet og ned mot fjorden. Om dette over tid er nok til å få i gang vandrings 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. I tillegg ble det for første gang i 2019 funnet gytegroper gytt av bleke i restfeltet. Rognplantingen opphørte fra og med 2017 og undersøkelser de kommende årene vil gi viktig informasjon om eventuell forekomst av naturlig rekruttering.

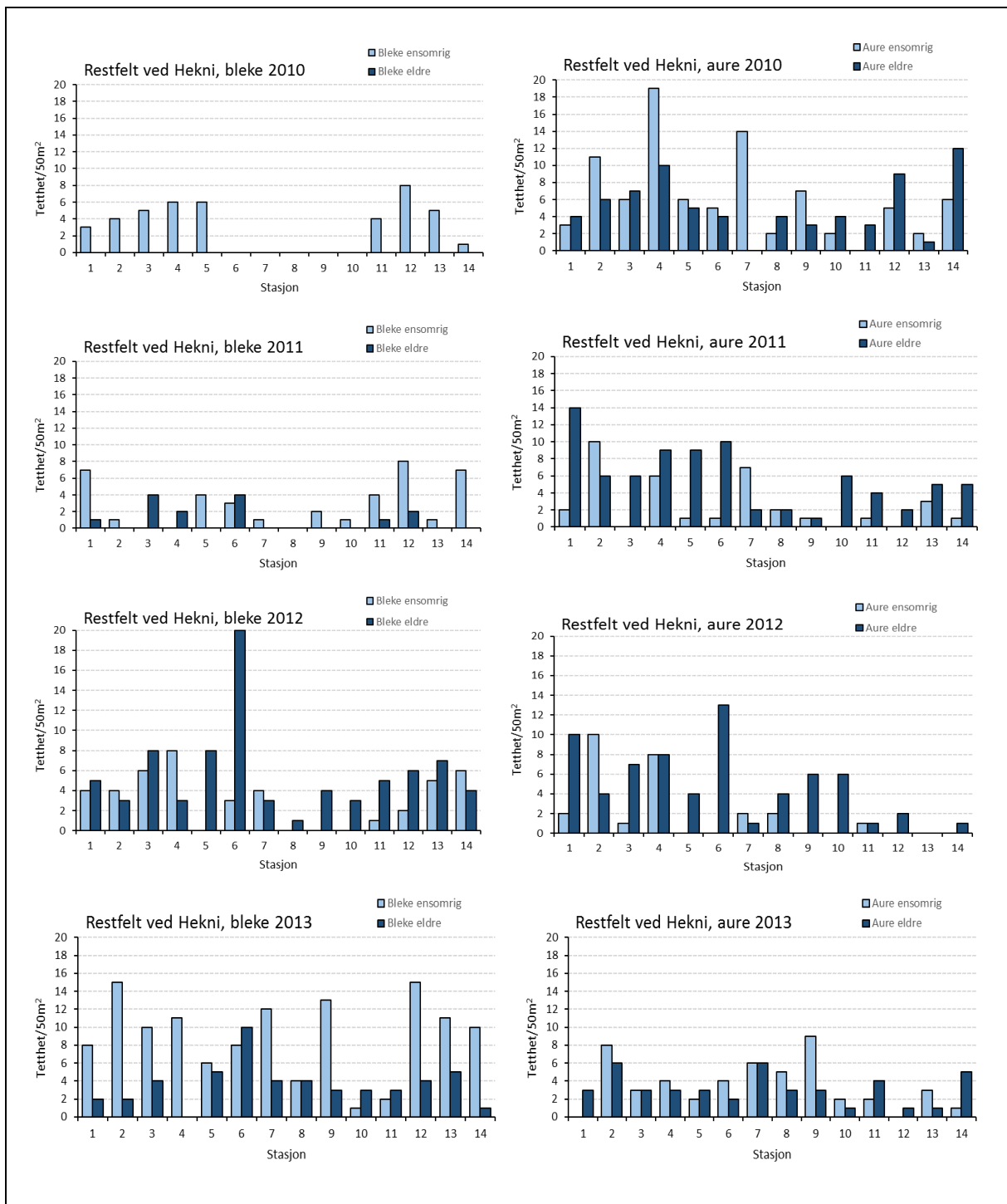


For å bedre gytemulighetene for bleke ble det høsten 2016 lagt ut gytegrus på flere steder. Imidlertid ble mye av grusen spylt ut i perioder med stans i Hekni kraftverket når all vannføringen ledes over til strekningen med minstevannføring. Det er derfor foreslått å modifisere tersklene for å etablere gyteplasser som kan være stabile og opprettholdes over tid.

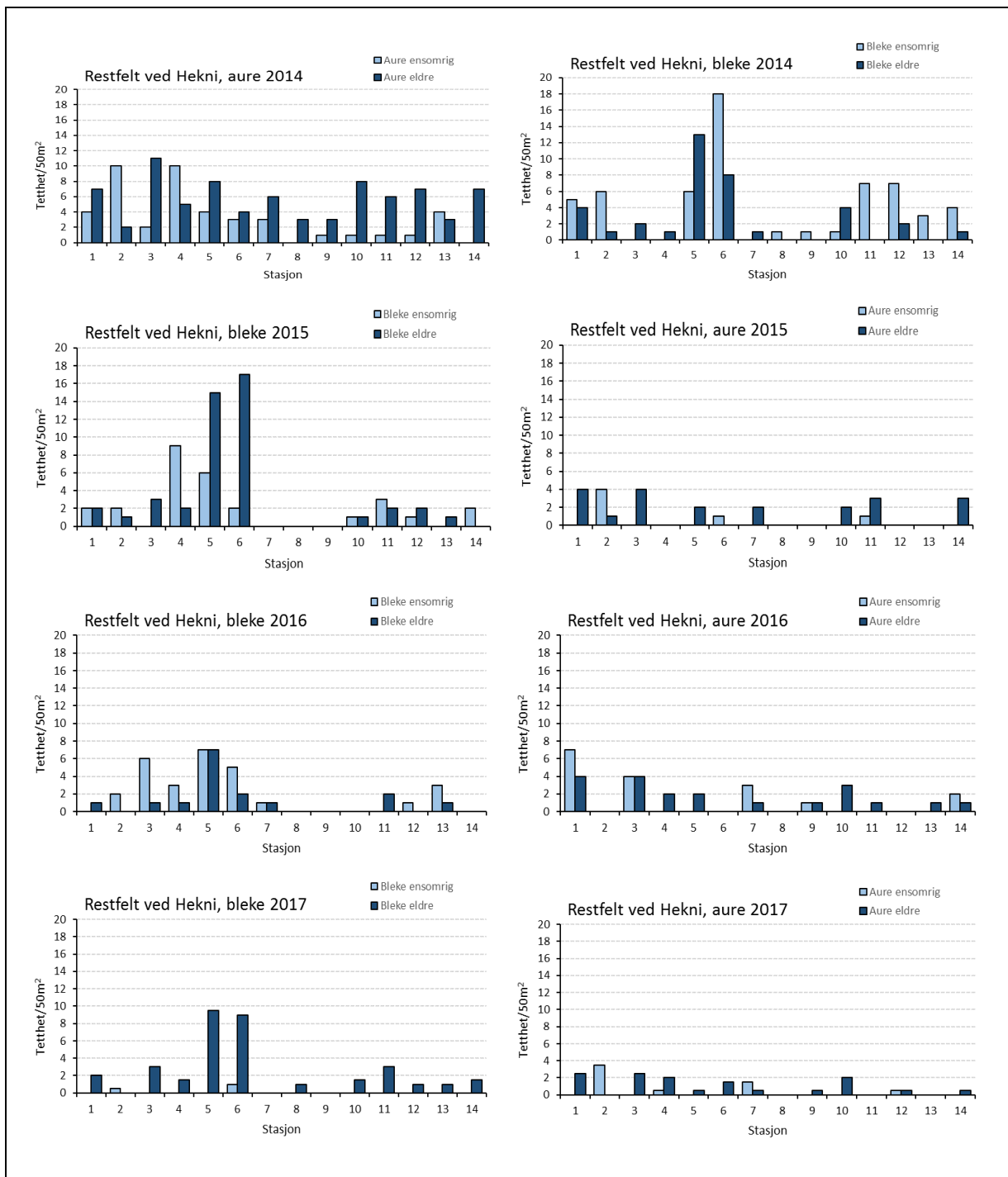


Figur 1. Gjennomsnittlige tettheter av ungfisk for ensomrig og eldre bleke (øverst) og aure (nederst) i restfeltet i Otra ved Hekni i perioden 2010-2020.

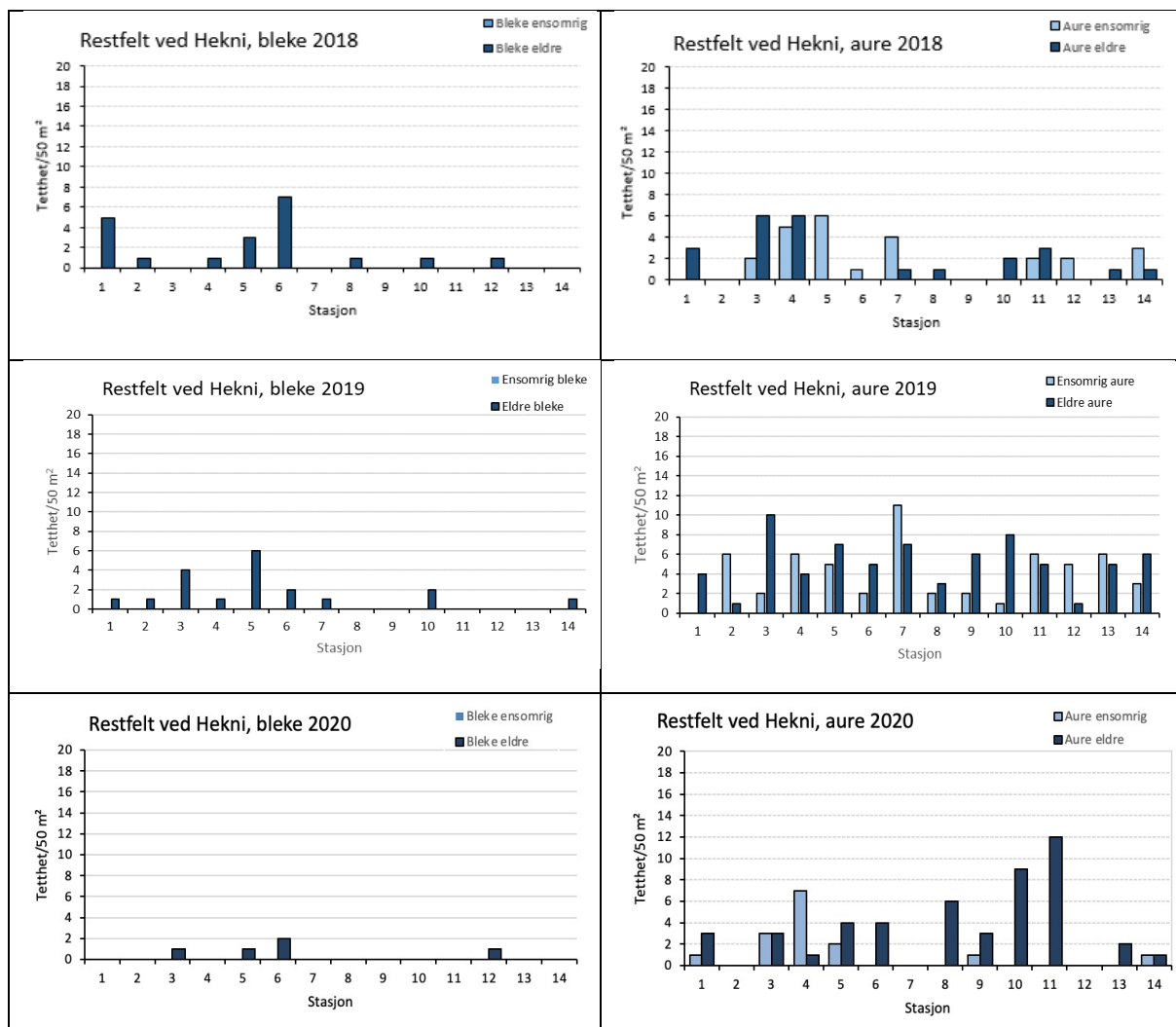
Om en splitter opp resultatene på ulike stasjoner og år ser en at ungfisken er fordelt på hele strekningen (se **Figur 2**, **Figur 3**, **Figur 4**). De første årene ble det ikke fanget bleke på stasjonene midt i restfeltet dvs. stasjon 6-10. Dette skyldtes delvis at det i begynnelsen bare ble plantet i nedre og øvre del av strekningen. Etter hvert 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 ble det funnet mindre ungfisk på stasjonen i årene 2015-2019 sammenliknet med de foregående årene, men det er en klar økning i tetthet av aure i restfeltet i 2019 sammenliknet med tidligere årene 2015-2019.



Figur 2. Tetthet av bleke (høyre) og aure (venstre) på de 14 undersøkte stasjonene i restfeltet ved Hekni i årene 2010-2013.

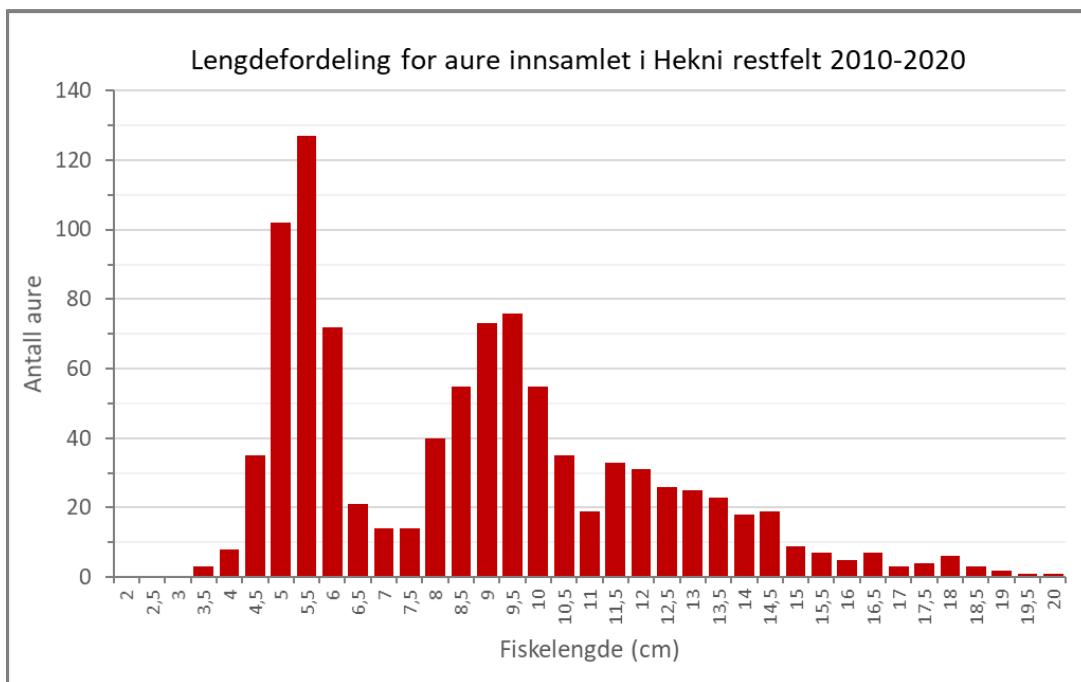
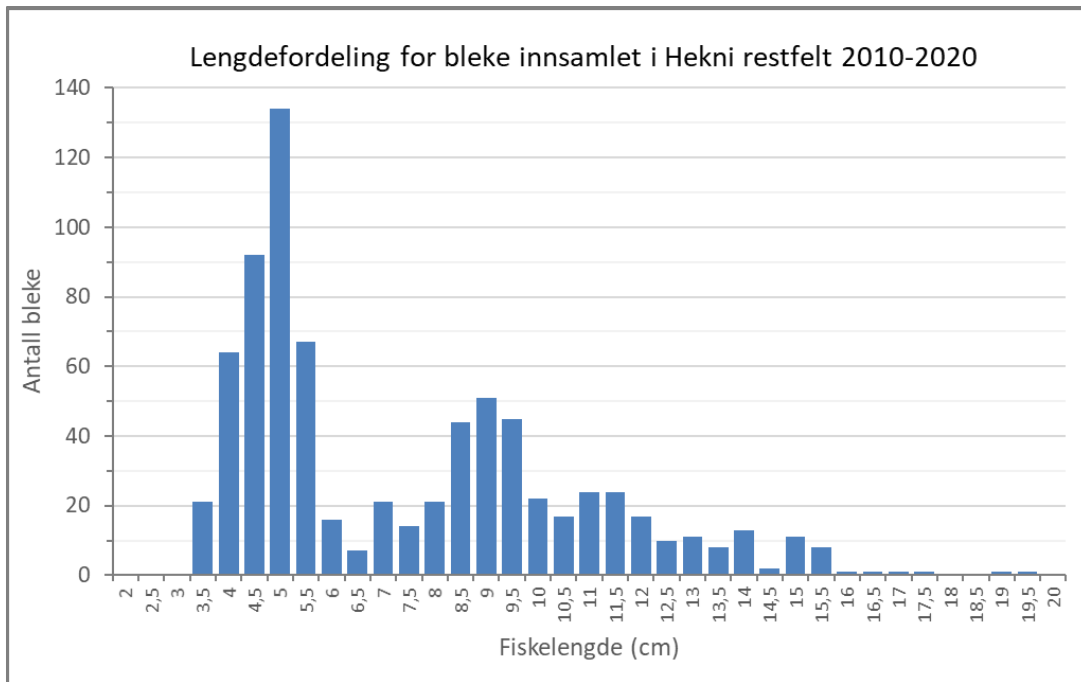


Figur 3. Tettheter av bleke (høyre) og aure (venstre) på de 14 undersøkte stasjonene i restfeltet ved Hekni i årene 2014-2017.



Figur 4. Tettheter av bleke (høyre) og aure (venstre) på de 14 undersøkte stasjonene i restfeltet ved Hekni i årene 2018-2020.

Lengdefordeling for bleke og aure innfanget ved elektrisk fiske i restfeltet i hele perioden er vist i **Figur 5** og viser at de fleste aurene har en lengde fra 4,5 til 6,0 cm etter første vekstsesong. Dette samsvarer med Gravem mfl. (2004) som rapporterte at den gjennomsnittlige veksten for aure i årene 1999-2003 varierte fra 4,8 til 5,0 cm. I perioden 2010-2020 var lengden for hovedandelen av bleke etter første vekstsesong fra 4 til 5,5 cm. Ved elektrisk fiske utført i årene 1999-2003 ble det ikke påvist bleke Gravem mfl. (2004). Etter to vekstsesonger tilsier lengdefordelingen at hovedandelen av bleke har en lengde fra 8,5 til 9,5 cm og at de fleste aurene da har nådd en lengde fra 8 til 10 cm.

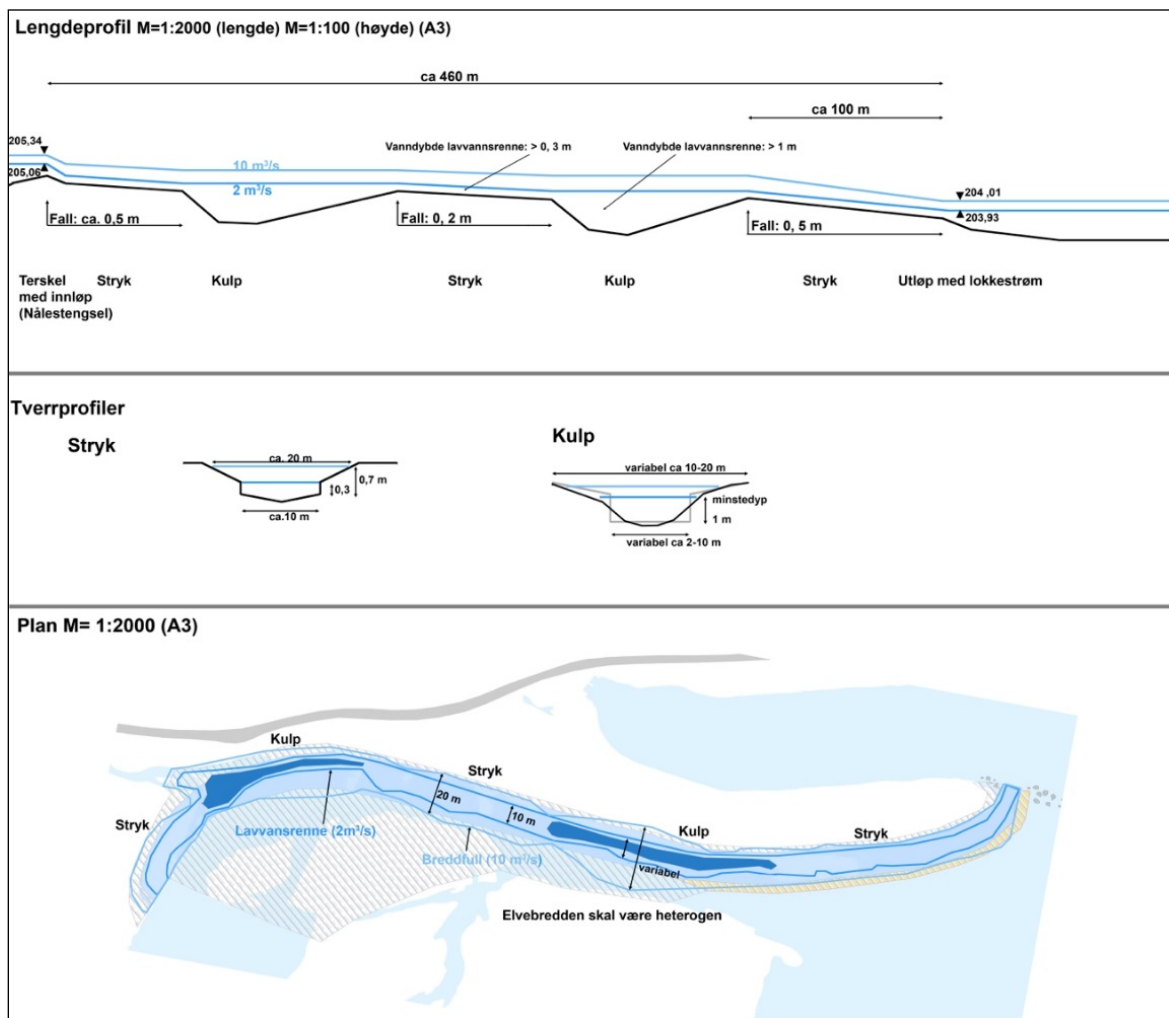


Figur 5. Lengdefordeling for 770 stk. bleke (øverst) og 972 stk. aure (nederst) innfanget ved elektrisk fiske i restfeltet ved Hekni i 2010-2020.

11.2 Blekeløpet

Hekni kraftstasjon har en slukeevne på $170\text{m}^3/\text{s}$ og vannføringen fra utløpet av kraftverket dominerer vannføringen nedstrøms. Oppvandrende fisk kan derfor bli stående inne i utløpstunnelen uten mulighet for videre oppstrøms vandring. Denne situasjonen kan være en stor utfordring når gytemoden bleke som stammer fra rognplanting søker tilbake til strekningen med minstevannføring for å gyte. For å bedre oppvandringsmulighetene ble det i forbindelse med ny Rv.9 etablert et samarbeid mellom NORCE (den gang Uni Research), Vegvesenet og Agder Energi om å bygge et nytt elveløp, dvs. det såkalte blekeløpet for å lede bleka fra hovedløpet nedstrøms utløpet av Hekni kraftstasjon og opp i strekningen med minstevannføring.

Blekeløpet som var ferdigstilt i 2012, samler minstevannføringen i et konsentrert løp som «skytes» ut i hovedløpet ca 200 meter nedstrøms utløpstunnelen fra Hekni kraftverk slik at tilbakevandrende fisk lettere skal finne vandringsveien framfor å bli stående i kraftverksutløpet. I tillegg er blekeløpet utformet for å ha en viktig funksjon om gyte- og oppvekstområde for bleke (se skisse nedenfor).



Skisse som viser utforming av det nye blekeløpet ved utløpet av restfeltet ved Hekni. Skissen ble utarbeidet av NORCE v/Ulrich Pulg og løpet ble bygget høsten 2012.

Blekeløpet har en lengde på 460 meter, en brede som varierer fra ca 7 til 25 m og er dimensjonert for en vannføring på 10 m³/s. Ved høyere vannføringer blir løpet dykket og kan derfor tåle flomvannføringer på flere hundre m³/s. Bunnforholdene er laget for å simulere et naturlig elveløp med kulp-stryk variasjon og bunnforhold som varierer fra grus til blokk. På strekningen er det laget til flere egnede gyteområder. I motsetning til mange andre restaurerte elveløp har ikke blekeløpet noen terskler med unntak av terskelen på innløpet som dimensjonere vannføringen inn i løpet. I terskelen er det laget sikker vanddringsvei for fisk som vandrer videre opp i restfeltet.



Bilde av blekeløpet som føres ut i hovedløpet nedstrøms utløpet fra Hekni kraftverk ved hjelp av et kort strykpart med høy vannhastighet. Dette skal hjelpe tilbakevandrende bleke å finne veien opp i blekeløpet og videre inn i strekingen med minstevannføring.



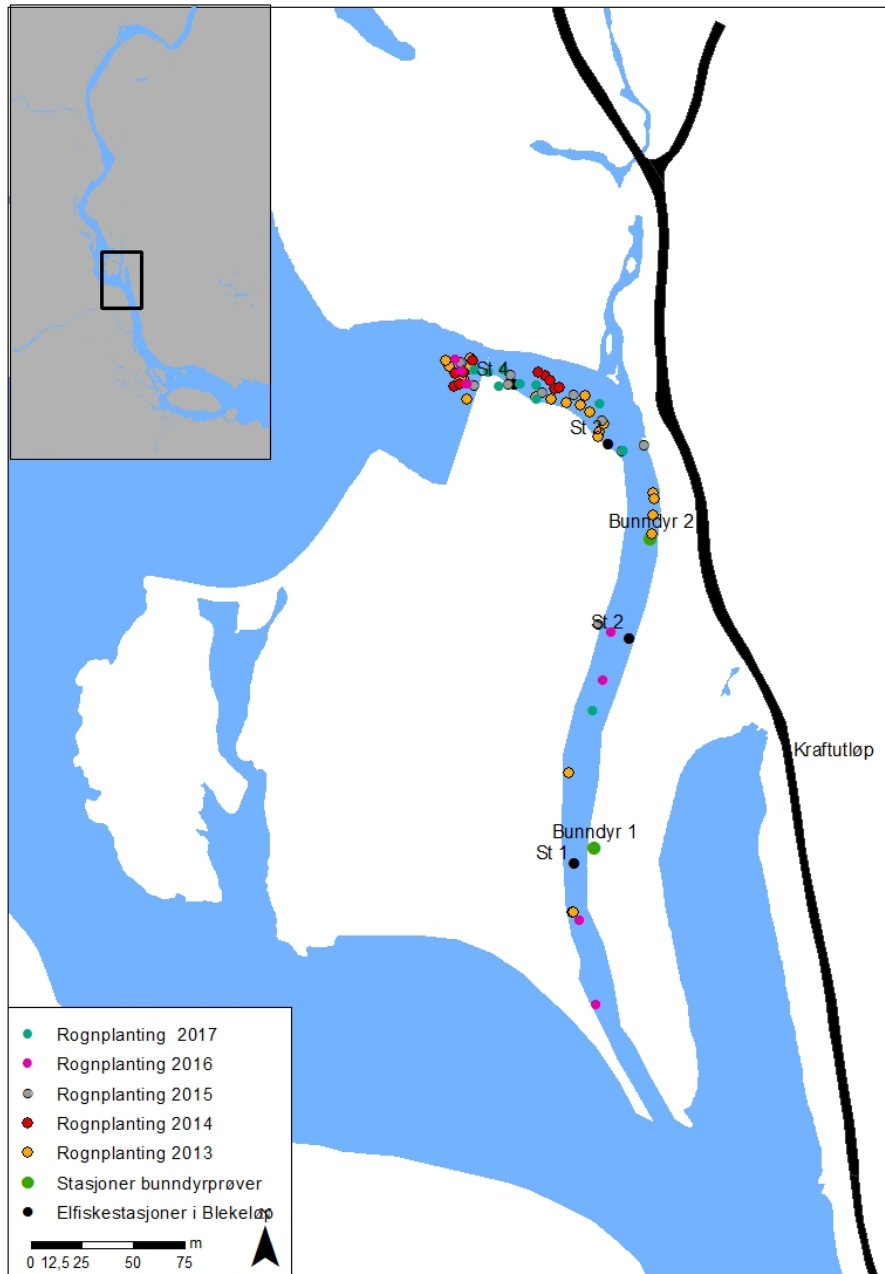
Bleke fotografert på strømrikt part i blekeløpet. Denne bleka var fettfinneklipt, dvs. den stammer fra utsetting av blekeyngel i Byglandsfjorden og har derfra vandret ca 12 km opp i Otra og er trolig på vei til strekingen med minstevannføring.



Bygging av blekeløpet med tillaging av ulike habitat basert på tilførsel av blokk, stein og gyterus (øverst), løpet ved normal vannføring (midten), og løpet ved høy vannføring når det er dykket (nederst).

Rognplanting

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 (se kartskisse). Det ble plantet ut rogn 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 %.



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

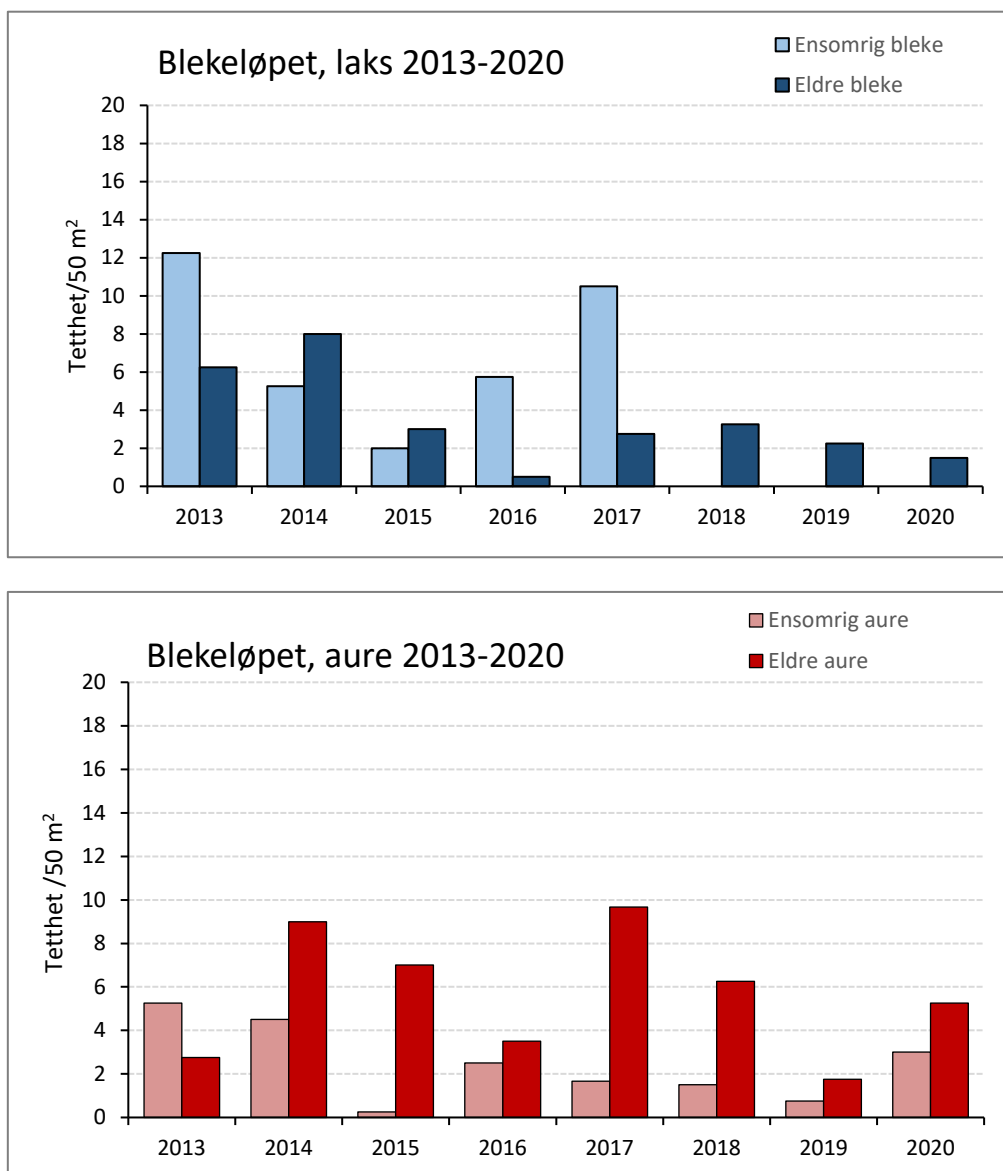
El-fiske i blekeløpet

Det ble for første gang opprettet og gjennomført elektrisk fiske på fire stasjoner i blekeløpet 9.10.2013. Dette fisket har blitt videreført hver høst i årene 2014-2020. Hver stasjon har et areal på ca. 50 m² og ble overfisket en gang. Resultatet av det elektriske fisket, hvor lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk, er gitt i **Figur 6, 7 og 8**. Det ble registrert både årsyngel og eldre ungfisk

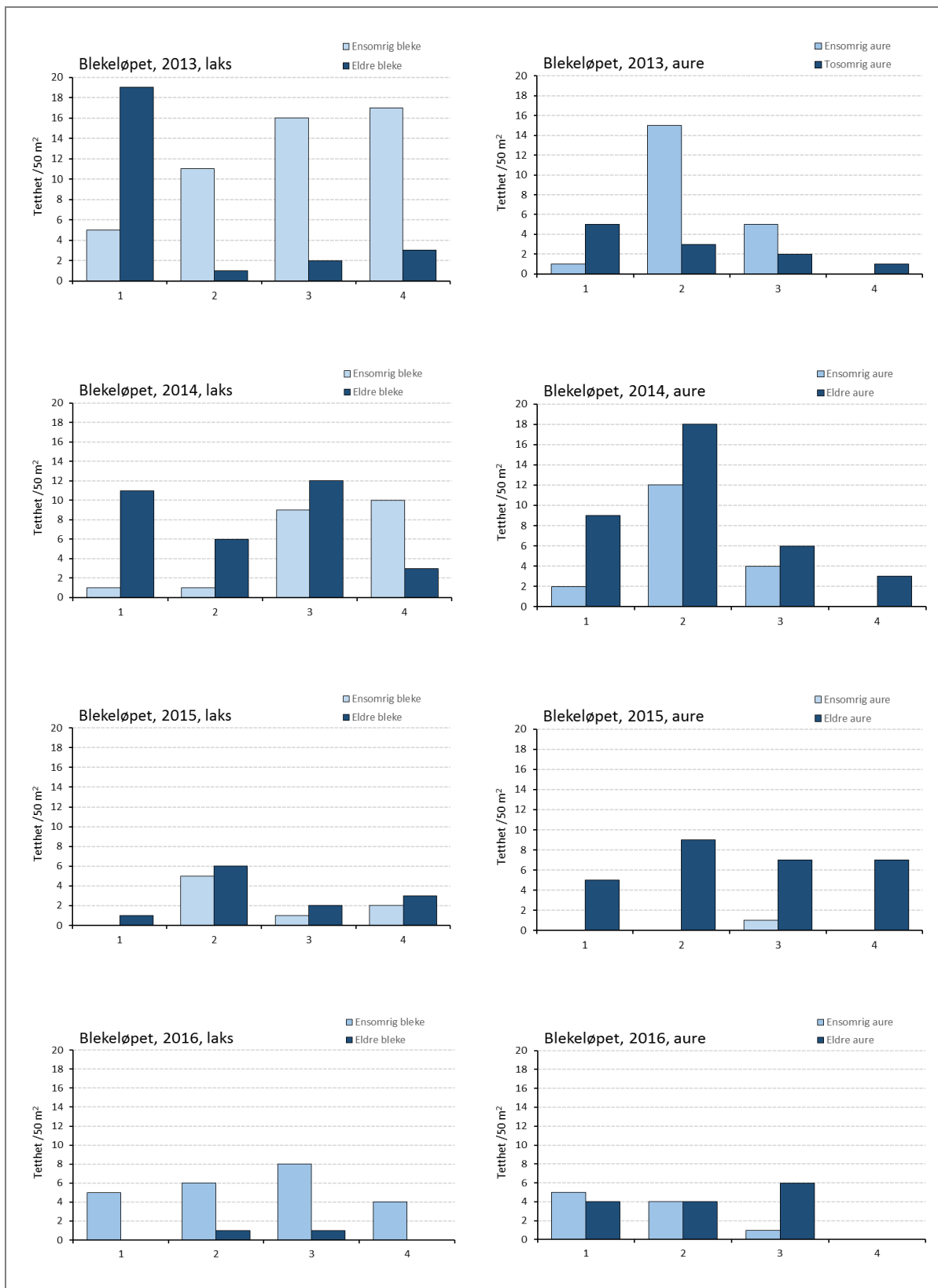
av bleke i årene 2013-2017, men det ble ikke påvist årsyngel i årene av bleke i årene 2018 til 2020. Fraværet av årsyngel i 2018-2020 skyldes at det ikke er plantet ut blekerogn i Otra oppstrøms Byglandsfjorden etter 2017.

Eldre ungfisk av bleke har vist en nedadgående trend fra 6-8 eldre i 2013 og 2014 per 50 m² til et nivå fra 0,5 til 3,2 per 50 m² i årene 2016 til 2020. Tettheten av bleke på stasjonsnettet de kommende år vil vise om det forekommer naturlig rekruttering i et omfang som registreres ved elektrisk fiske.

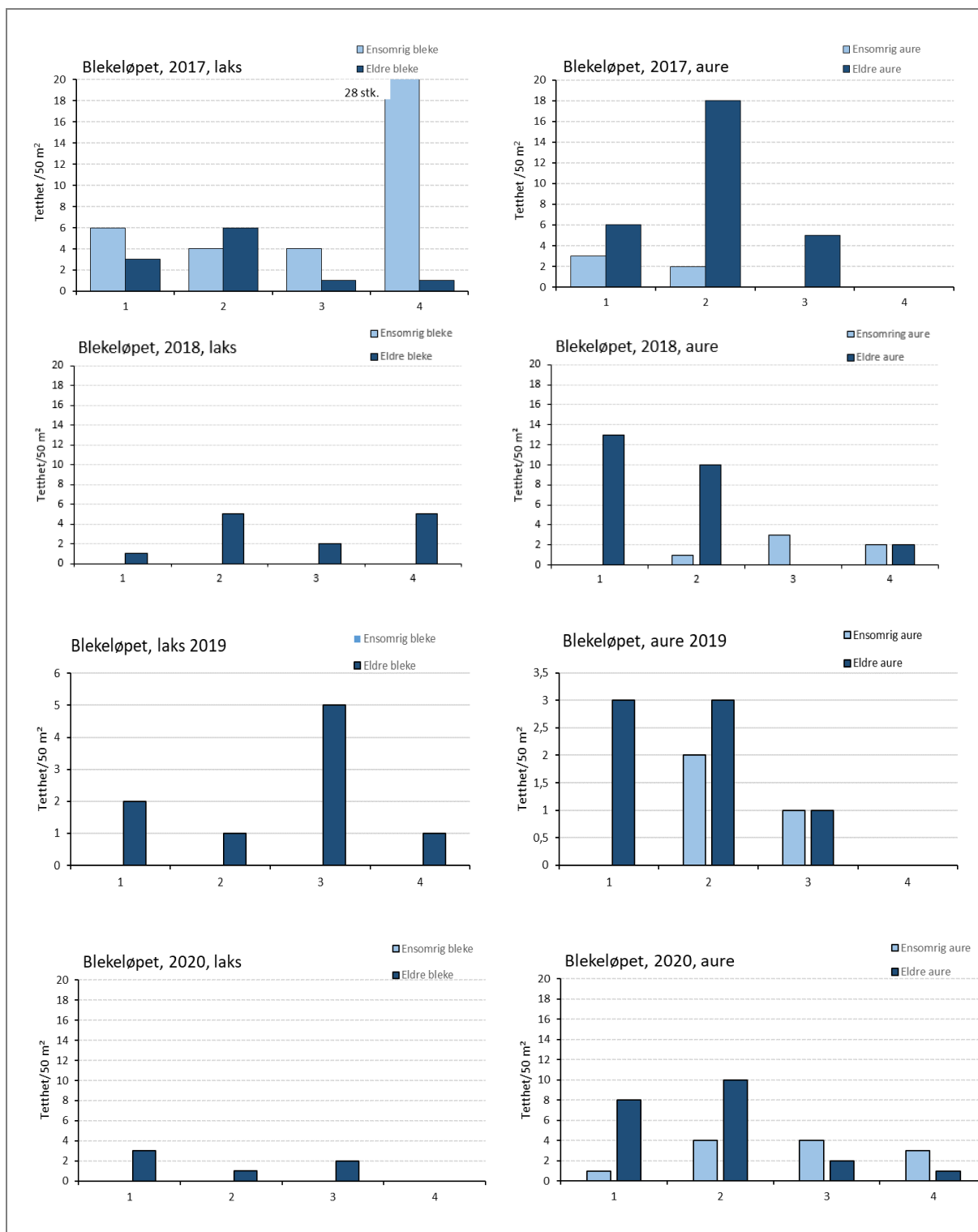
Tetthetene av ensomrig aure har vært lave og har variert fra ca. 0,3 til 5,3 årsyngel per 50 m² i årene 2013 til 2020. Nivåene av eldre aure har vært mer stabile med tettheter som har variert fra ca. 2 til 10 per 50 m² i perioden 2013-2020.



Figur 6. Gjennomsnittlige tettheter av ensomrig og eldre bleke (øverst) og aure (nederst) på 4 stasjoner i blekeløpet i 2013-2020.



Figur 7. Tettheter av ensomrig og eldre bleke (venstre) og aure (høyre) på el-fiske stasjoner i Blekeløpet i årene 2013-2016.



Figur 8. Tettheter av ensomrig og eldre bleke (venstre) og aure (høyre) på el-fiske stasjoner i Blekeløpet i årene 2017-2020.

11.3 Registrering av fiskevandring i blekeløpet ved bruk av kamera

For å reetablere bleka på strekningen med minstevannføring ved Hekni er det i årene 2010-2017 plantet ut et betydelig antall blekerogn (fra 50 000 til 188 000 rogn per år). Kontroll av eggoverlevelse og resultatene fra det elektriske fisket viser at rognplantingen har ført til at det igjen produseres bleke på strekningen. Spørsmålet er om denne produksjonen basert på rognplanting har bidratt til å få i gang naturlig reproduksjon av bleke. I den sammenheng er det viktig å få kunnskap om bleka som stammer fra rognplantingen har gjenopptatt det gamle vandringsmønsteret ved å vandre ut i fjorden for å beite på dyreplankton og deretter vandre tilbake strekningen for å gyte. Det er forventet at bleka vandrer nedstrøms til fjorden på samme måte som smolt i en lakseelv vandrer ut til havet, dvs. ved en størrelse på ca 15 cm. Utfra den observerte lengdefordelingen (se **Figur 5**) og tilvekst er det forventet at bleka vandrer ut fra restfeltet etter tre til fire år og at de tilbringer ett eller flere år i Byglandsfjorden før de vandrer tilbake for å gyte. Siden rognplantingen startet i 2010 kan en derfor forvente at hoveddelen av tilbakevandring av bleke fra Byglandsfjorden skjer i årene fra 2015 og fram til 2022.

Om en regner med en lav til moderat overlevelse i størrelsesorden 0,5 til 1,0 % fra øyerogn til vandringsklar bleke vil dette som nevnt gi fra 250 til 1880 «blekesmolt» som vandrer fra restfeltet og ned mot fjorden. Om dette igjen har resultert i at det returnerer nok bleke fra fjorden til å reetablere en bestand på strekningen vil først vise seg de kommende år. Da vil eventuelt ungfisk som stammer fra naturlig rekruttering bli registret på stasjonene for elektrisk fiske og ved bruk av andre metoder, deriblant bleker registert ved kameraovervåking av blekeløpet.



Foto som viser innløpet av Blekeløpet før samløp med hovedløpet nedstrøms utløpet av Hekni kraftstasjon. Pilen viser plasseringen av kamera for registrering av vandrende fisk.

For å se etter vandrende bleke ble det høsten 2020 etablert et kamera på inntaket til blekeløpet. Dette er same type kamera som ble brukt i Byglandsfjorden (se kapittel om kameraovervåking) som lagrer klipp hvor det passere en form som gjenkjennes som en fisk. Det antas at kamera fanger opp maksimum en tredjedel av tverrsnittet som fisken bruker for å vandre men dette vil variere med vannføring og siktforhold. Kamera var i drift i perioden 23.10.2020 til 03.01.2021.

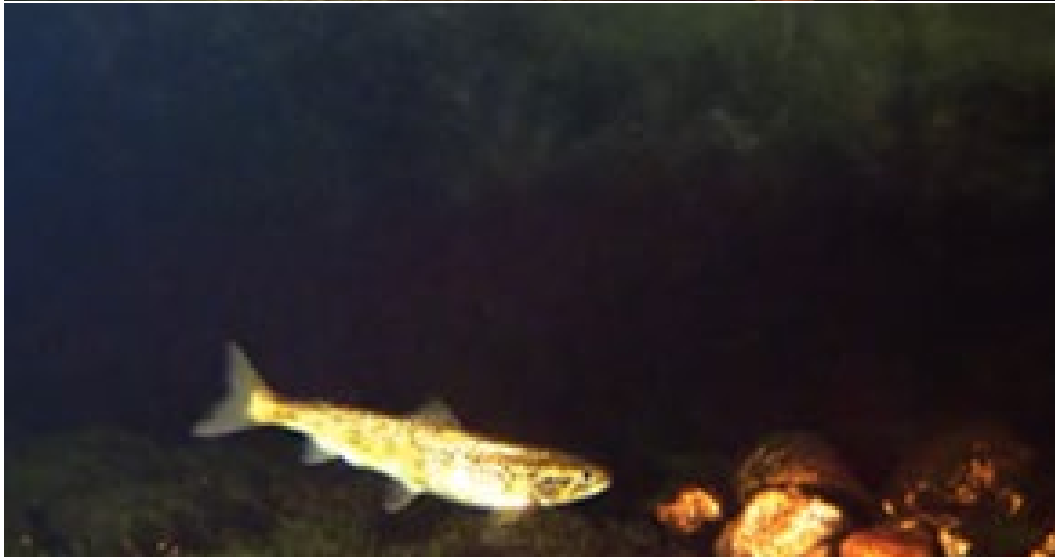
Ved analysen av kameraopptakene ble hver enkelt fisk artsbestemt utfra utseende. Det ble også notert tidspunkt og om fisken vandret i oppstrøms eller nedstrøms retning. Plasseringen av kamera var i et såpass strømrømt parti at fisk som ble registrert i all hovedsak var på vandring, og ikke sto stille foran kamera.

I løpet av perioden fra 23 oktober til begynnelsen av januar ble det registrert sju oppvandrende bleke og fem nedvandrende bleke, og 108 oppvandrende aure og 213 nedvandrende aure (**Figur 9**). Noen av individene kan ha blitt registrert på både opp-og nedvandring siden det tydeligvis var vandring begge veier. Den opprinnelige bekebestanden gytte trolig i siste halvdel av oktober og i første halvdel av november. Kameraovervåkingen som startet opp den 23 oktober viser at 50 % av blekeobservasjonen var gjort innen slutten av november og at resterende andel ble registrert i desember.

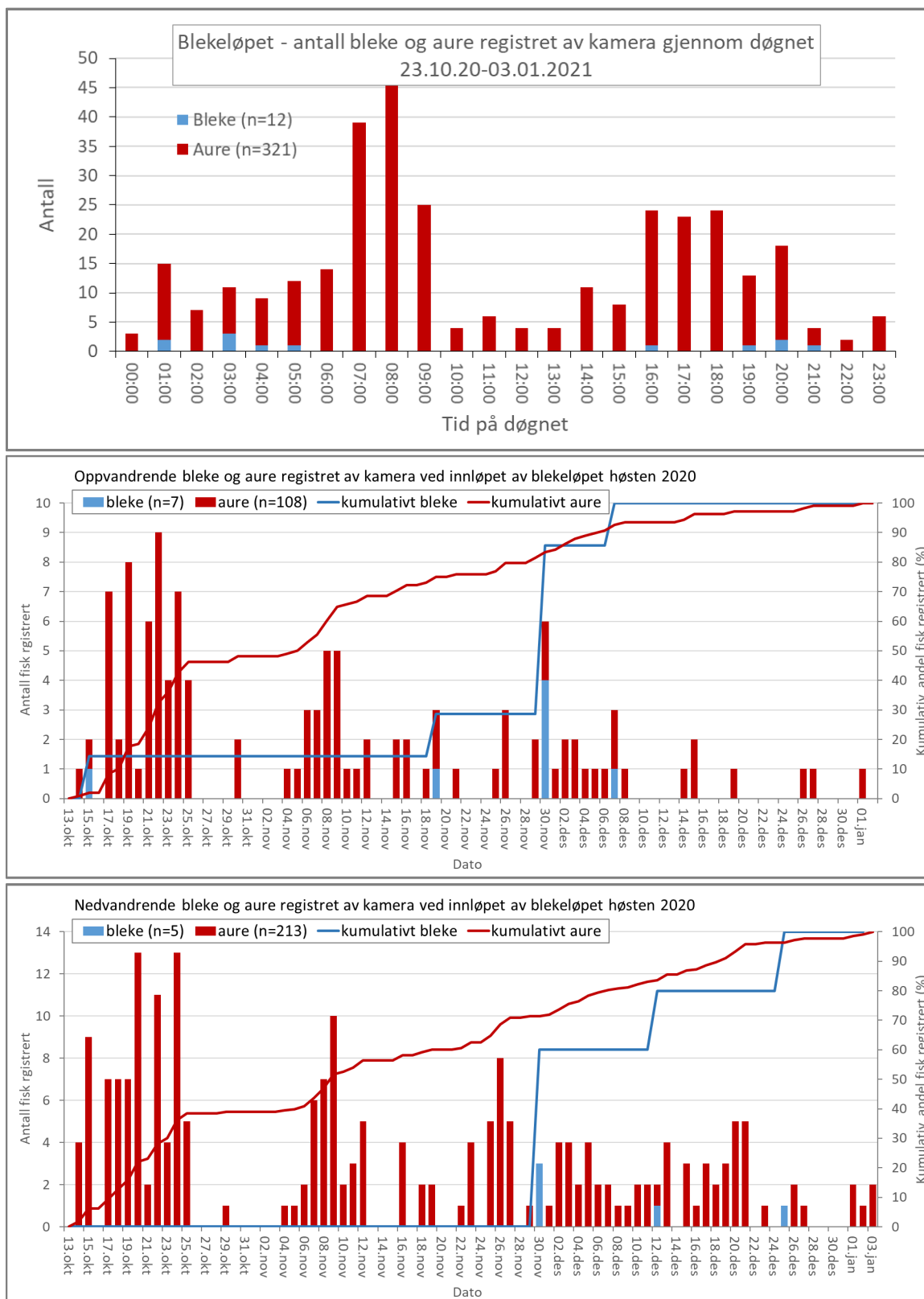
At det ble registrert bleke på vandring er positivt selv om antallet kan sies å være svært lavt. Imidlertid er det bare en del av tverrsnittet som overvåkes og det vandrer derfor med stor sannsynlighet flere bleker gjennom blekeløpet enn de som ble fanget opp på kameraet. Registeringene kan derfor tolkes som en indikasjon på en begynnende reetablering av bleke på strekningen. De fleste blekene som ble observert var utfra antatt størrelse og form med stor sannsynlighet kjønnsmodne og vil derfor gyte på strekningen. Dette inntrykket forsterkes av at det for første gang ble dokumentert gytegroper gytt av bleke på strekningen i 2019. Et annet 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. Om det gamle vanfringsmønsteret mellom Byglandsfjorden og Otra over tid reetableres er enda uvisst men oppfølgende undersøkelser de kommende årene vil gi svar på dette viktige spørsmålet.



Inntaket til blekeløpet hvor kamera er plassert på høyre side.



Bildene viser tre av de 12 blekene som ble fanget opp på kamera ved innløpet av blekeløpet i perioden 23.10.2020 til 03.01.2021.



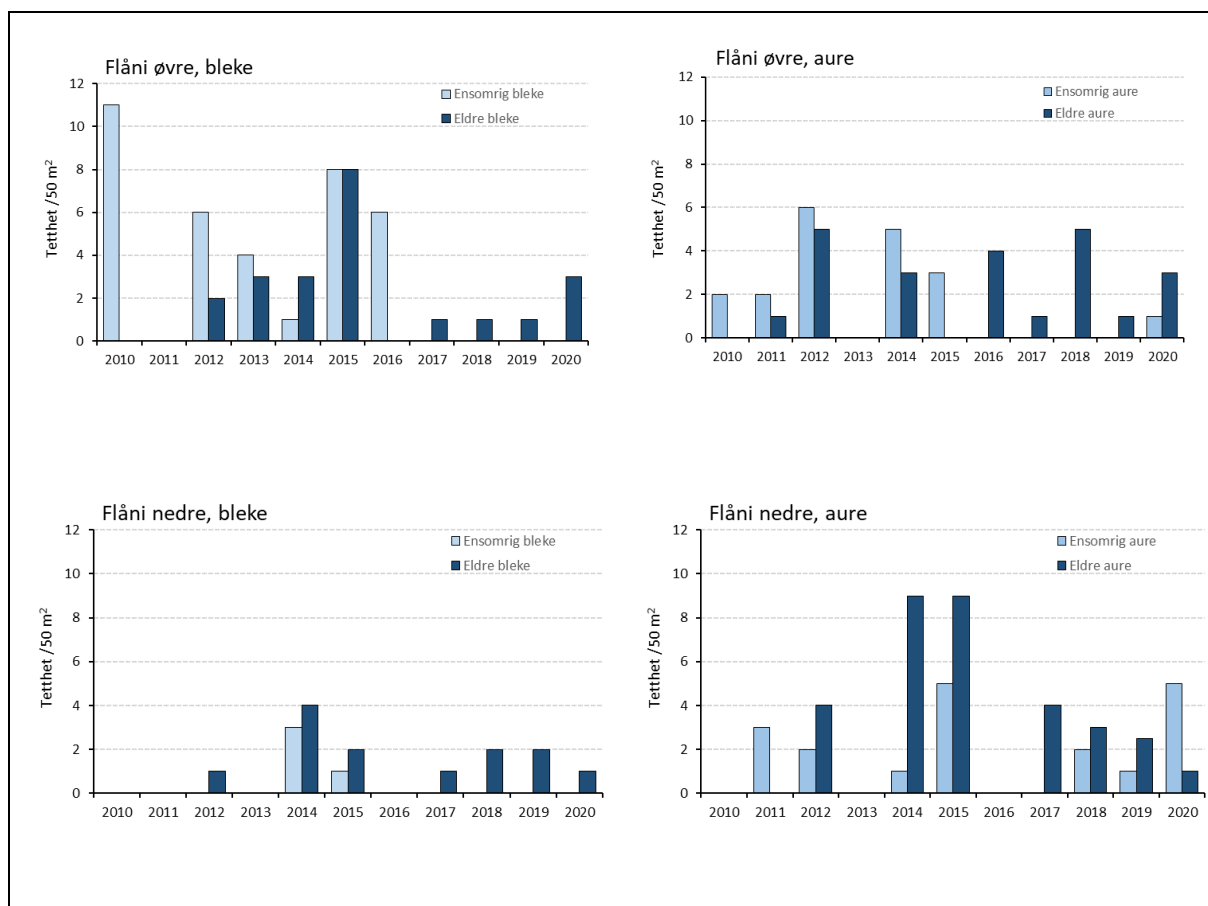
Figur 9. Øverst vises når fisken ble registrert gjennom døgnet av kameraet som var i drift i blekeløpet i perioden 23.10.20-03.01.21. Midtre panel viser antall og kumulert andel (høyre y-akse) oppvandrende fisk og nederste panel viser tilsvarende figur for nedvandrende fisk.

11.4 El-fiske på rognplantingsstasjoner 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 7 000 til 15 000 rogn årlig i perioden 2010 til 2017 og deretter er det satt ut ca 5 000 ensomrige bleke i årene 2018-2020. Elektrisk fiske er utført på stasjoner på strekningen i hele perioden. Lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre ungfisk.

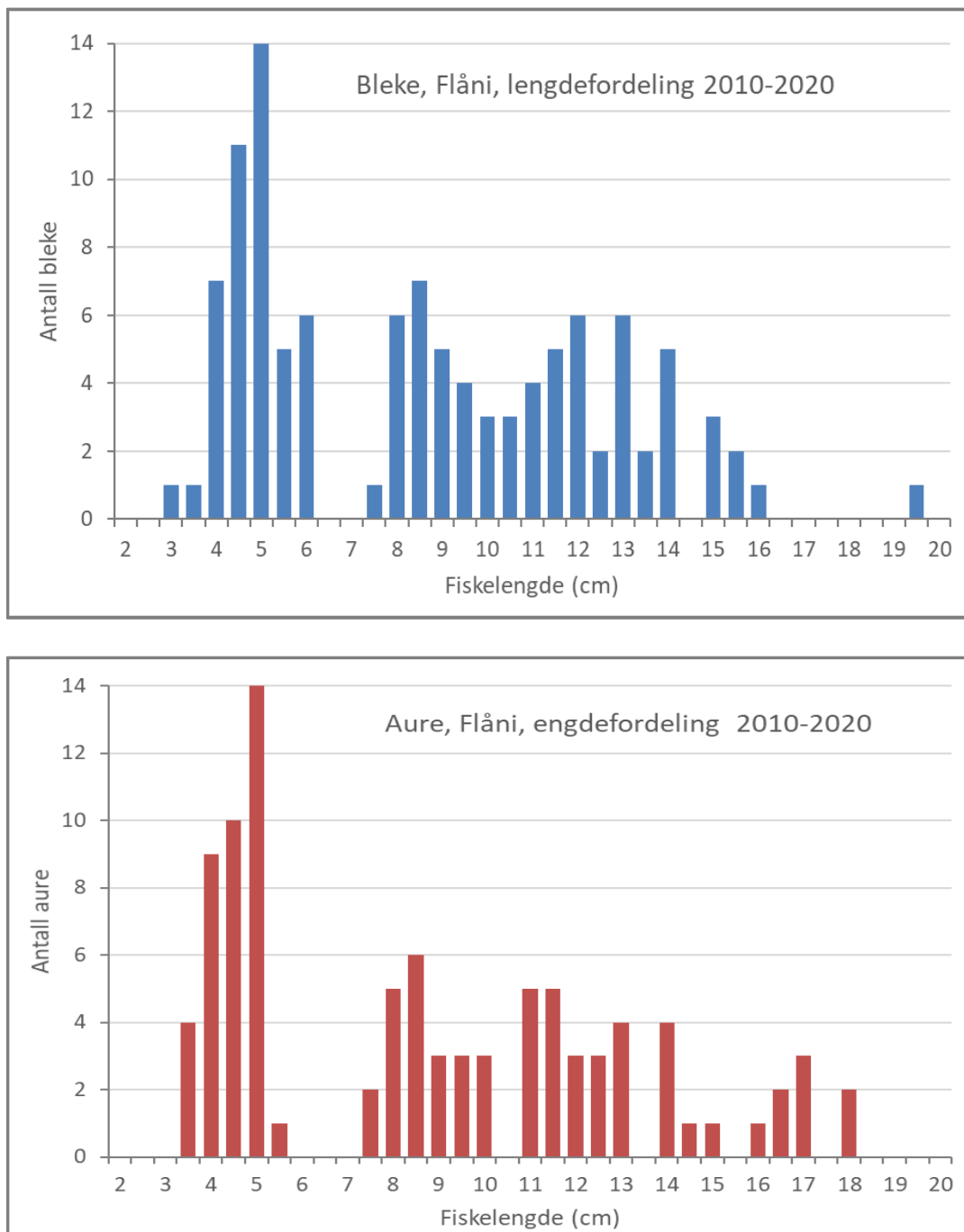
Ved det elektriske fisket på de to stasjonene ved Flåni har tetthetene av både bleke og aure vært lave i hele undersøkelsesperioden fra 2010 til 2020 (**Figur 10**). Ensomrig bleke ble funnet fram til 2016 mens det deretter bare er registrert eldre ungfisk av bleke. Tetthetene av aure har også vært lave, men det har generelt blitt funnet noe mer aure enn bleke på den nederste stasjonen og det er registrert ensomrig aure de siste årene da ensomrig bleke har vært fraværende på stasjonene.

Et forhold som trolig har bidratt til de lave tetthetene av bleke er at blekeyngelen som stammer fra rognplantingen har mulighet til å spre seg relativt mye siden stasjonene ligger i et område hvor elveleiet er bredt (ca. 70 m). Et annet forhold som reduserer fangbarheten av både bleke og aure er at det enkelte år forekommer relativt høye tettheter av ørekyte på stasjonene. Dette gjelder spesielt i årene 2010, 2011, 2012 og 2014 da tetthetene av ørekyte var hhv. 23, 73, 24 og 13 stk. (se nærmere omtale av ørekyte i etterfølgende kapittel). Siden utsettingene av bleke på strekningen opphørte fra og med 2020 vil kommende års undersøkelser vise om det eventuelt registreres naturlig rekruttert bleke på strekningen.



Figur 10. Tettheter av ungfisk for ensomrig og eldre bleke (venstre) og aure (høyre) på de to stasjonene for elektrisk fiske ved Flåni i perioden 2010-2020.

Lengdefordeling for bleke og aure innfanget ved elektrisk fiske ved Flåni for hele perioden er vist i **Figur 11** og viser at de fleste blekene og aurene har en lengde fra fire til fem cm etter første vekstsesong. Dette er på samme nivå som en finner i restfeltet ved Hekni. Materialet fra Flåni er for begrenset til å si noe sikkert om fiskelengden for eldre ungfisk men lengdemålingene tilsier at både bleke og aure oppnår en lengde fra 8 cm og oppover etter to vekstsesonger.



Figur 11. Lengdefordeling for bleke (øverst) og aure (nederst) innfanget ved elektrisk fiske på de to stasjonen ved Flåni i perioden 2010-2020.

12 Kalking og reetablering av bleke i Dåsåna

Av Bjørn T. Barlaup, Turid M. Helle, Ina B. Birkeland, Elisabeth Stöger, Christoph Postler og Helge Skoglund, NORCE LFI

12.1 Rognplanting og elfiske etter bleke i Dåsåna

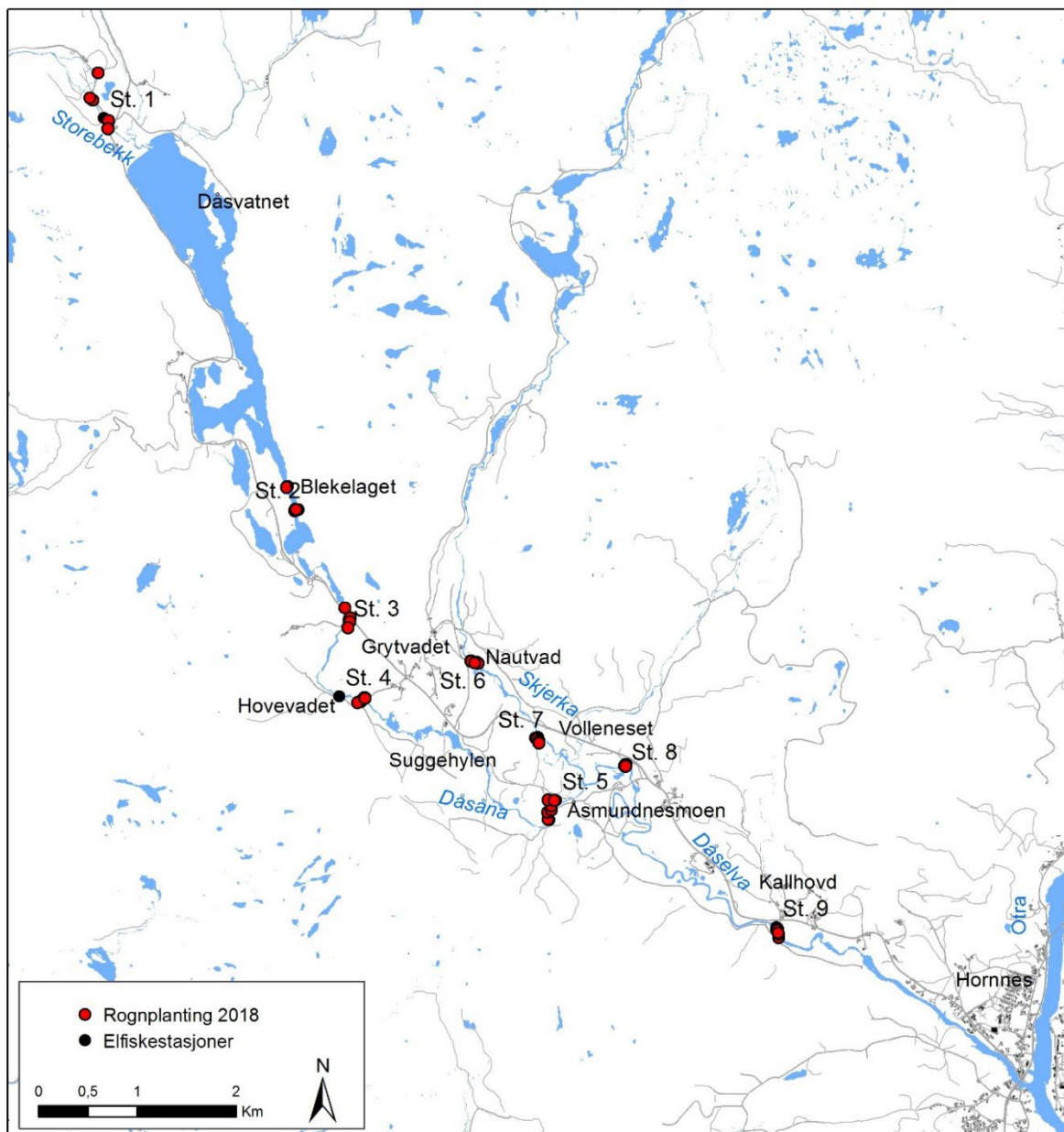
Dåsåna er et sidevassdrag som munner ut i Otra ved Hornnes. Det var opprinnelig en del av utbredelsesområdet til bleka. Etter at bleka forsvant som følge av forsurening har det kun vært sporadiske forekomster av bleka i Dåsåna. For å forsøke å reetablere bestanden er det plantet ut rogn i årene 2014-2018 og det er iverksatt kontinuerlig kalking ved hjelp av to kalkdoserer som har vært i drift siden januar 2018. I tillegg ble Dåsvatnet innsjøkalket i 2013. pH-målinger i overvåkingsperioden fra og med 2010 har bekreftet at de iverksatte kalkingstiltakene i Dåsåna er nødvendige for å beskytte bleke og andre vannlevende organismer.

I løpet av 2013 ble det gjennomført en kartlegging av potensielle gyte- og oppvekstområder for bleke i Dåsåna (Skoglund mfl. 2013). Vassdraget varierer fra lette strykpartier til mer stilleflytende og meandrerende elv. Flere svært gode gyte- og oppvekstområder i ulike deler av vassdraget ble identifisert i både Skjerka og Dåsåna, som er de to hovedgreinene i vassdraget, samt i Dåselva fra samløpet og ned til utløpet i Otra. Dersom reetableringen lykkes vil bleka igjen få tilgang til 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. En reetablert blekebestand i Dåsånassdraget kan fungere som en sikringsbestand, og dermed som en «levende genbank» i forhold til bestanden i Byglandsfjorden. I årene 2014-2018 har det årlig blitt satt ut om lag 100 000 øyerogn av bleke ved rognplanting i ulike deler av Dåsåna, og tilslaget har årlig blitt evaluert ved undersøkelse av eggoverlevelse og elektrisk fiske (Barlaup mfl. 2021).

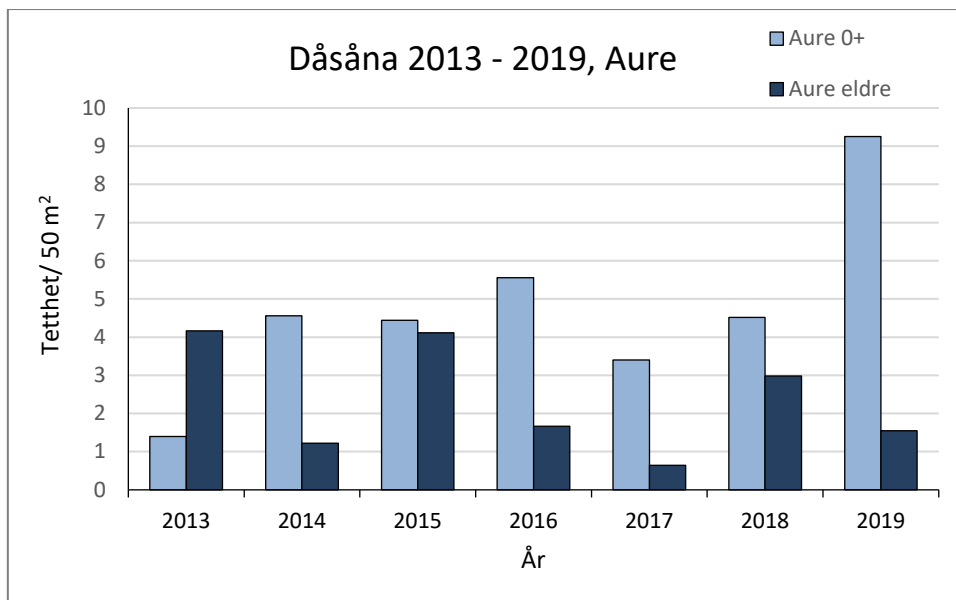
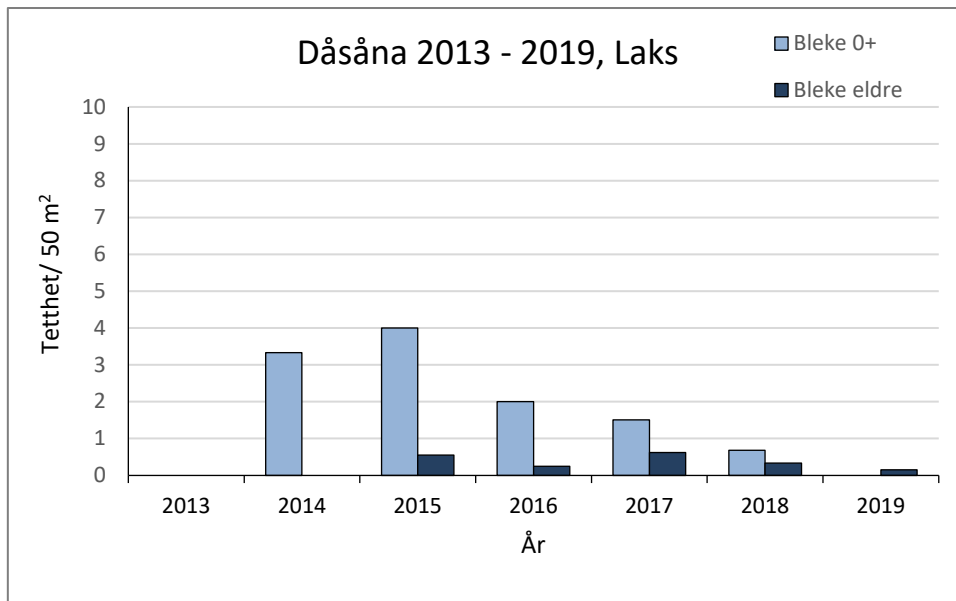
Høsten 2013, dvs. før rognplantingen startet, ble det utført elektrisk fiske på 6 stasjoner for å undersøke hvorvidt det da forekom naturlig rekruttert bleke i Dåsånassdraget. I 2013 ble det benyttet andre stasjoner enn i etterfølgende år ettersom det i perioden 2014-2019 ble fisket i forbindelse med rognplantingsstasjonene. I 2013 ble det bare fanget aure på stasjonsnettet 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, 2017-2019), hver på 50 m². Frem til 2016 ble stasjonene fisket med en-gangs overfiske, mens det i 2017-2019 ble overfisket tre ganger. Lengdefordelingen er benyttet til å skille mellom ensomrig og eldre fisk.

En oversikt over stasjonsnettet for elektrisk fiske er gitt i **Figur 1**, mens en oversikt over ungfisk av bleke og aure registret på stasjonene er gitt i **Figur 2**. De gjennomsnittlige fangstene av aure og bleke på stasjonsnettet for årene 2013 til 2019 er gitt i **Figur 3**.

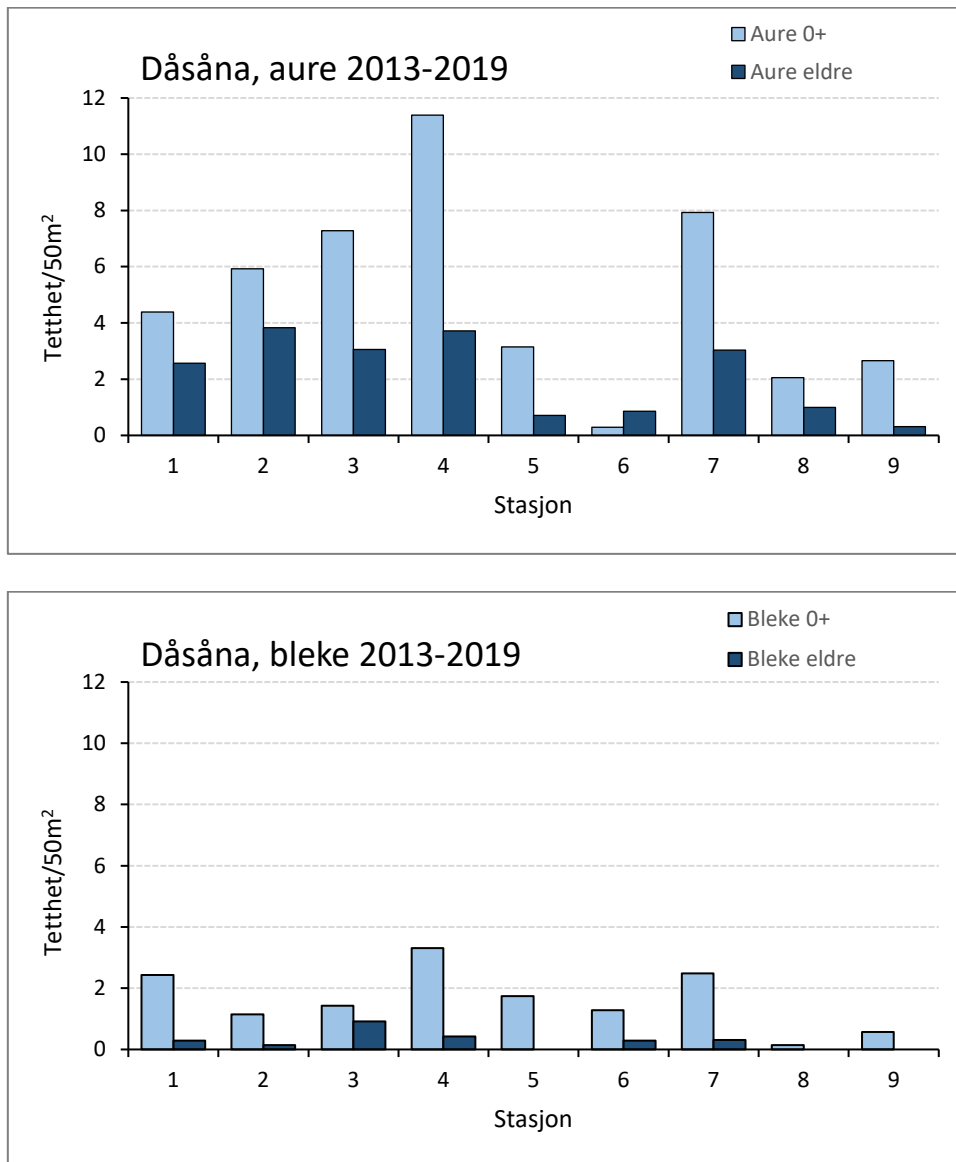
Det har i alle årene etter at rognplantingen ble utført blitt registrert ungfisk av bleke i vassdraget, med unntak av 2019. Tetthetene har imidlertid vært forholdvis lave, og det er ikke funnet bleke på alle stasjoner i alle år. Det er usikkert om de lave tetthetene skyldes forsureningssituasjonen, naturlig lav produksjonskapasitet eller andre faktorer som at forholdene ved elektrisk fiske ikke har vært optimale, for eksempel i 2017 og i 2020 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.



Figur 1. Kart over plassering av stasjoner for elektrisk fiske i Dåsånnavassdaget (se tekst) og stasjoner for rognplenting benyttet i 2018.

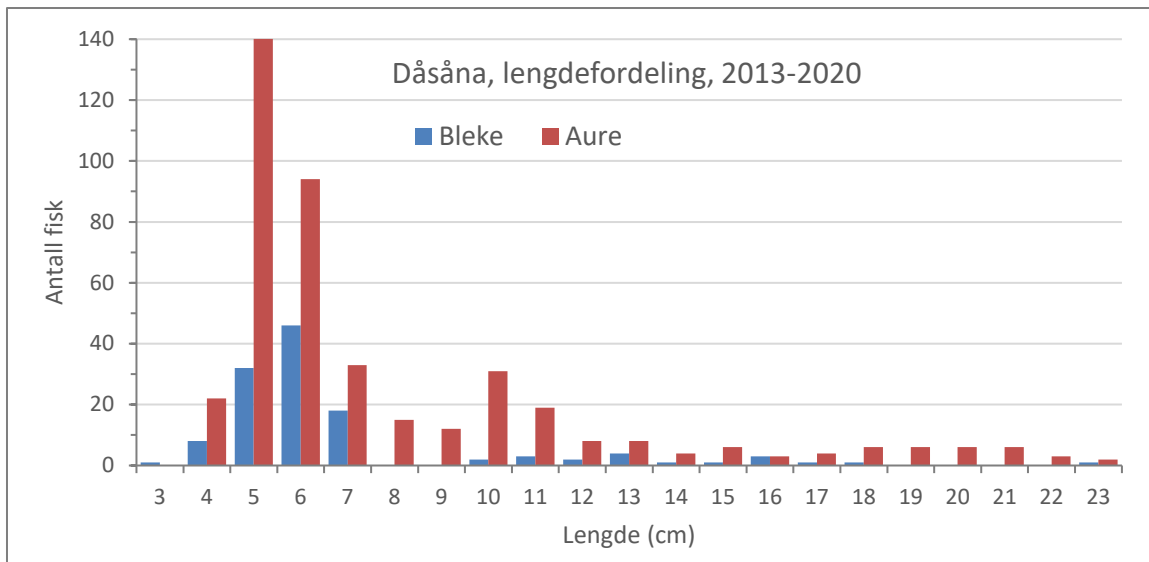


Figur 2. Gjennomsnittlige tettheter av ungfisk for ensomrig og eldre bleke (øverst) og aure (nederst) på stasjonsnett for elektrisk fiskei Dåsåne i perioden 2013-2019. Plantingen av bleke er utført årlig og ble gjennomført for første gang vinteren 2014. I 2020 var det ikke forhold for gjennomføring av kvantitativt elfiske.

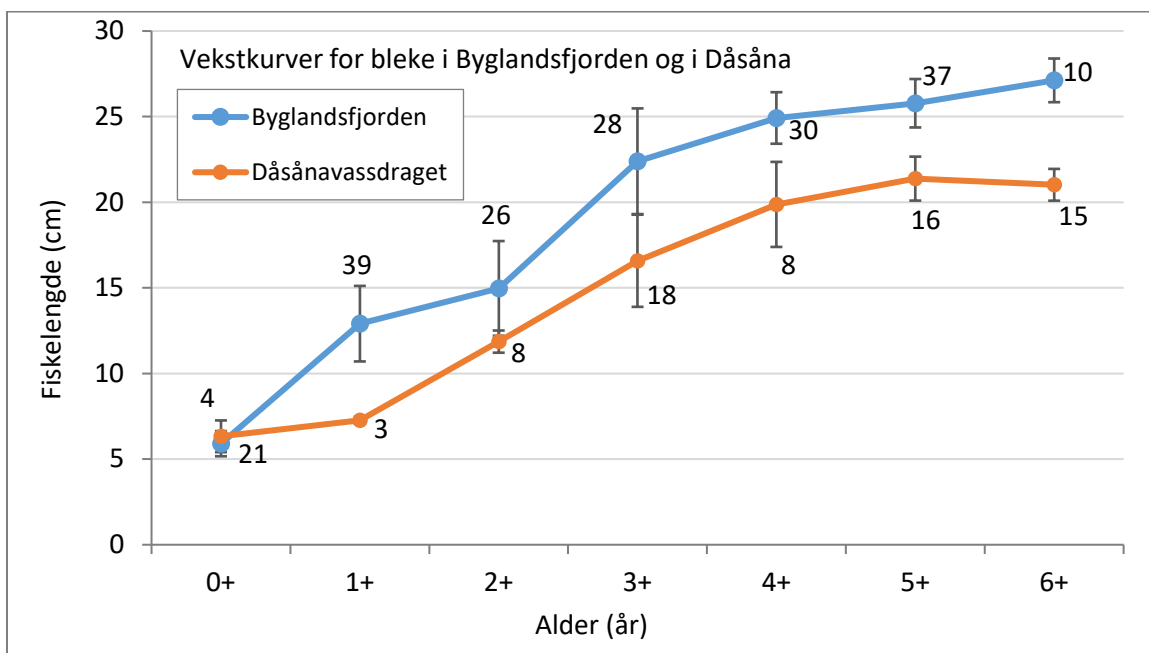


Figur 3. Gjennomsnittlig tetthet av aure og bleke funnet på de 9 stasjonene i Dåsvasdraget i løpet av perioden 2013 – 2019.

Av lengdefordelingene for fisk som er lengdemålt i årene 2013 til 2020 ser en at en finner flest bleke og aure med lengde på hhv. 6 og 5 cm som vist i **Figur 4**. Dette gjenspeiler trolig at bleka vokser litt mer enn auren i løpet av første vekstsesong. Av formen på lengdefordelingene synes det også som en del bleke og aure når 7 cm etter første vekstsesong. Det lave antallet bleker med lengder over 7 cm gjenspeiler de lavere tetthetene funnet for eldre bleke og kan være et resultat av høy dødelighet første vinter på grunn av forsuring. I årene 2017 til 2020 er et utvalg bleker aldersbestemt ved lesing av skjell og/eller otolitter. Selv om materialet så langt er fåtallig tyder resultatene på at veksten for bleka i Dåsåna er klart dårligere sammenliknet med bleke samlet inn i Byglandsfjorden som vist i **Figur 4**. Dette skyldes trolig at bleka i Byglandsfjorden har hatt bedre næringstilgang og opplevd bedre vannkjemiske forhold sammenliknet med bleka i det mye mindre Dåsvasdraget hvor kalkingen først kom i gang i januar 2018.



Figur 4. Lengdefordeling for aure og bleke basert på fisk registrert ved elektrisk fiske i Dåsånassvassdraget i løpet av årene 2013 til 2020.

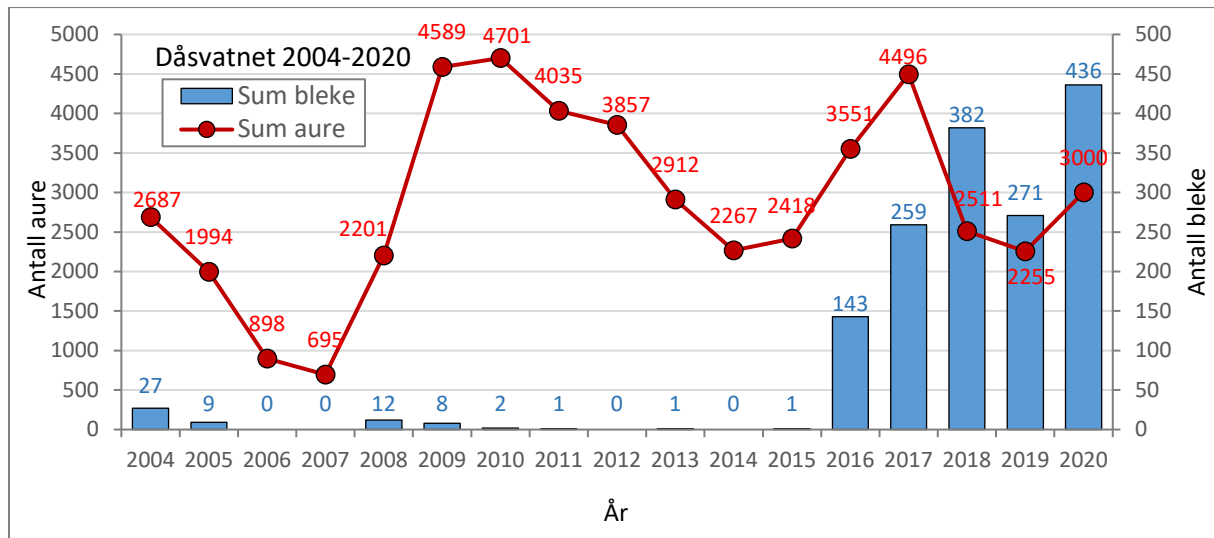


Figur 5. Gjennomsnittlig lengde (med standard avvik) ved alder for et utvalg bleke samlet inn i Byglandsfjorden og fra Dåsånassvassdraget i årene 2017 til 2020. Tallene som er gitt ved hvert punkt angir antall aldersbestemte fisk i hver aldersgruppe.

12.2 Bleke i Dåsvatn

Rusefiske i Dåsvatnet utføres av Hasso Hannås som siden 2004 totalt har innrapportert 49 067 aure og 1552 bleke. Fram til 2015 ble det totalt bare registrert 48 bleker. Av disse hadde 13 med sikkerhet vandret opp fra hovedløpet av Otra siden de var fettfinneklipt og stammet fra utsetninger fra Syrtveit Fiskeanlegg. De øvrige 35 var umerket og stammet fra sporadisk rognplanting (20 000 rogn plantet i Dåsåna i 1999 og 2 000 i 2012) eller naturlig rekruttering. Fra og med 2016 skjedde det en markert

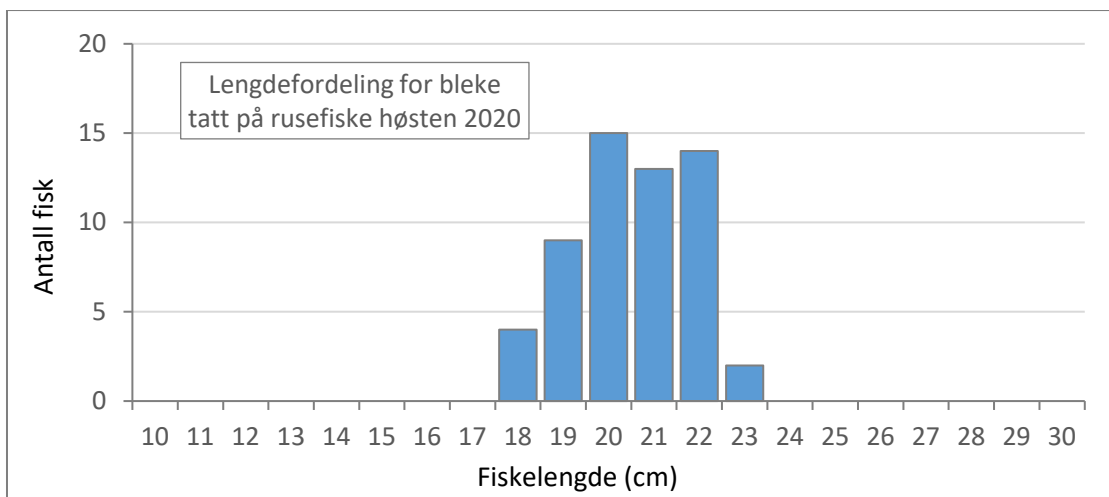
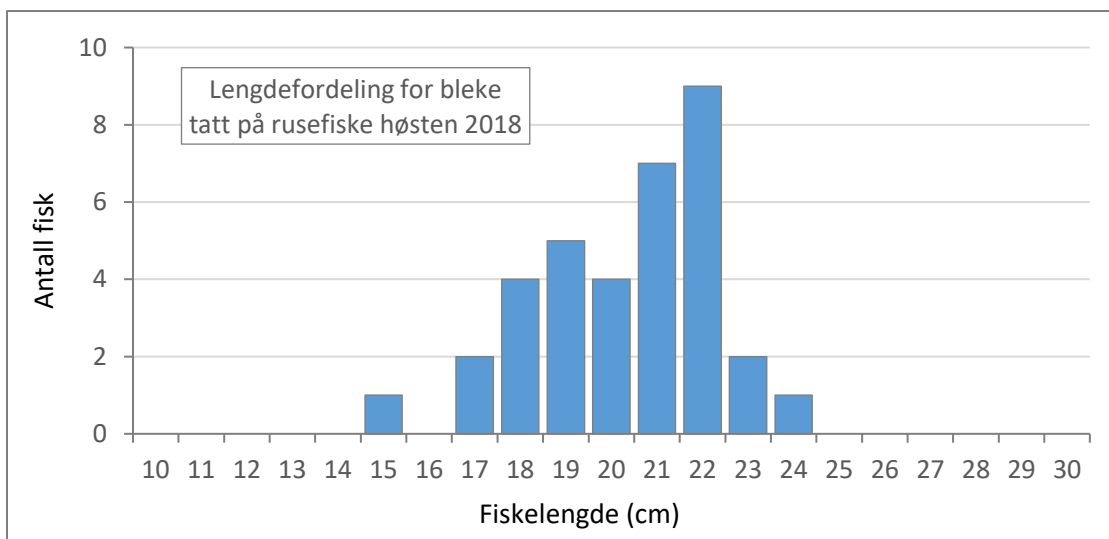
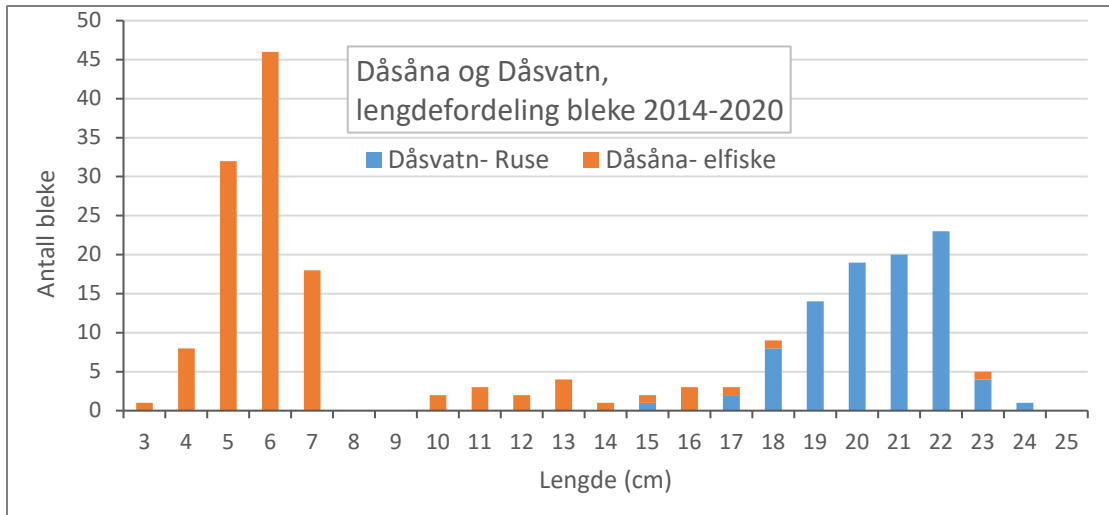
Økning i blekefangstene og i årene 2016 til 2020 er det totalt fanget 1491 bleker i Dåsvatnet. Denne endringen kan best forklares med at den stor-skala plantingen av 100 000 rogn årlig startet i 2014. Om en legger til grunn at bleka som tidligere vist vokser til ca 6-7 cm den første vekstsesongen er det sannsynlig at noe bleke har vokst seg inn i fangbar størrelse for rusa (ca 15-20 cm) etter tre vekstsesonger. Det sammenfaller med den markerte oppgangen registrert i rusefangstene i Dåsvatnet fra og med 2016 som vist i **Figur 6**.



Figur 6. Tidsserie som viser fangster av bleke i rusefiske i Dåsvatn i perioden 2004-2020. Antall aure i fangstene er gitt på venstre akse og antall bleke på høyre akse. Tall over punkter i rødt viser antall aure og tall i blått over søylene viser antall bleke. Nullverdier betyr at det ikke ble fanget bleke. Materialet inkluderer også garnfiske som utgjør 4,8 % av totalfangsten i perioden. Data fra Hasso Hannås.

Den markerte oppgangen av bleke i fangstene fra 2016 er påfallende og gjenspeiler at en del av bleka vandrer fra stedene med rognplanting og ut i Dåsvatnet. Dette kan bidra til å forklare de lave tetthetene av bleke funnet på stasjonsnettet for elektrisk fiske. Fangstene tyder også på at bleka er godt fangbar i rusefiske noe som kan skyldes at den vandrer mye på næringsøk i innsjøen. Likevel viser fangstene at bleka må være ganske tallrik i Dåsvatnet og det lover godt med tanke på den videre reetableringen. Lengdefordelingen av et utvalg bleke fanget i rusa høsten 2018 viser at blekene i fangsten varierer fra 15 til 24 cm som vist i **Figur 7**. Blekene som er over 20 cm er trolig fire til seks år avhengig av tilveksten.

Samlet viser resultatene fra rusefiske i Dåsvatnet i årene 2016 til 2020 at rognplanting har fungert og at det er gytemoden bleke i bestanden. I desember 2020 ble det snorklet med lys for å lokalisere gytende bleke basert på erfaringene fra Byglandsfjorden. Dette resulterte i registrering av ni gytebleker og aktive gyteplasser for bleke i sundet kalt «Blekelaget» i nedre del av Dåsvatnet og på utløpet av Dåsvatnet ved Grytvad. Dette var positive resultat som tyder på at bleka skal klare overgangen fra rognplanting til å etablere en naturlig reproduserende bestand. Imidlertid ligger de viktige gyteområdene i Blekelaget oppstrøms kalkdosereren og det er derfor viktig å følge opp kalkingstiltak som motvirker forsuringen av disse områdene. Her kan både innsjøkalking og utlegging av kalkgrus være aktuelle virkemiddel. Videre anbefales det å legge ut skjellsand og/eller kalkgrus i Storebekk og Lisebekk siden disse begge er innløpsbekker med mulig eksisterende eller framtidige gyte- og oppvekstområder for bleka.



Figur 7. Øverste panel: lengdefordeling for bleke fra både rusefangst i Dåsvatn (data fra 2018 og 2020) og elfiske i Dåsåna (data fra 2014-2020). De to fiskemetodene fisker selektivt på ulike aldersgrupper. Elektrisk fiske utført i rennende vatn er mest effektiv på ungfisk, mens storrusa i Dåsvatnet hovedsakelig fangster på større individer (>15 cm). Midtre panel viser lengdefordeling av 35 bleker samlet inn fra rusa i Dåsvatnet høsten 2018 og nedreste panel 57 bleker samlet inn fra rusa i august-september 2020.



Øverst: utsikt over nordre del av Dåsvatnet hvor det de siste årene fra 2016 til 2020, årlig har blitt registrert fra 143 til 436 bleke på fiske med storruse. Nederst: Lislebekk som er en potensiell gyte- og oppvekstbekk som renner inn i Dåsvatnet fra nordøst.

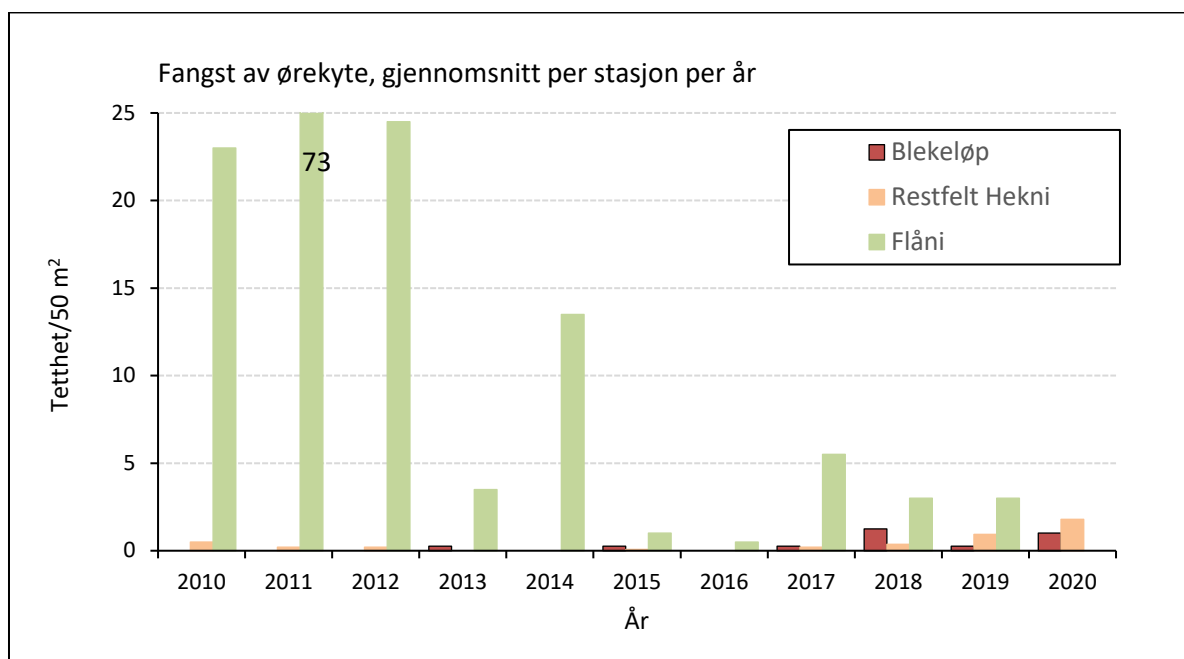
13 Ørekyte

Av Arne Vetthe¹, Nils B. Kile² og Bjørn T. Barlaup

¹ Bygland kommune, ²Syrteit Fiskeanlegg, ³NORCE LFI,

Ørekyte *Phoxinus phoxinus*, er ikke en fiskeart som opprinnelige hører hjemme i Otravassdraget og den er derfor en uønsket art i vassdraget. Tidligere undersøkelser har vist hvordan ørekyta det siste tiåret har spredd seg nedover Otra til Byglandsfjorden (Kleiven mfl. 2008). Ved det elektriske fisket i Otra oppstrøms Byglandsfjorden er det hvert år siden undersøkelsene ble påbegynt i 2010 påvist ørekyte på stasjonene ved Flåni, og i flere av årene har tetthetene vært svært høye (opptil 73,5 ørekyte per 50 m² elfisket areal i 2011), men det er funnet betydelig lavere tettheter de senere årene (< 5 ørekyte per 50 m²) (Figur 1).

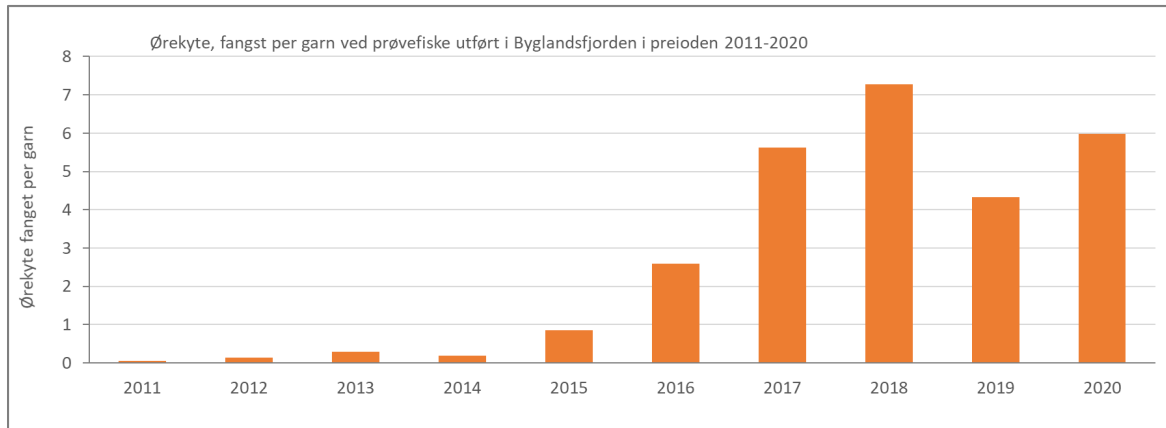
I restfeltet ved Hekni inkludert blekeløpet, er ørekyte påvist i hvert av årene i perioden 2010-2020 med unntak av 2014 og 2016. I motsetning til situasjonen ved Flåni er det funnet lave tettheter av ørekyte i restfeltet. Noe av forklaringen er nok at stasjonene i restfeltet og blekeløpet er dominert av relativt hurtigrennende vann som ikke er optimalt habitat for ørekyte. Samlet viser resultatene at ørekyte har vært relativt vanlig forekommende i Otra oppstrøms Byglandfjorden i perioden 2010-2020.



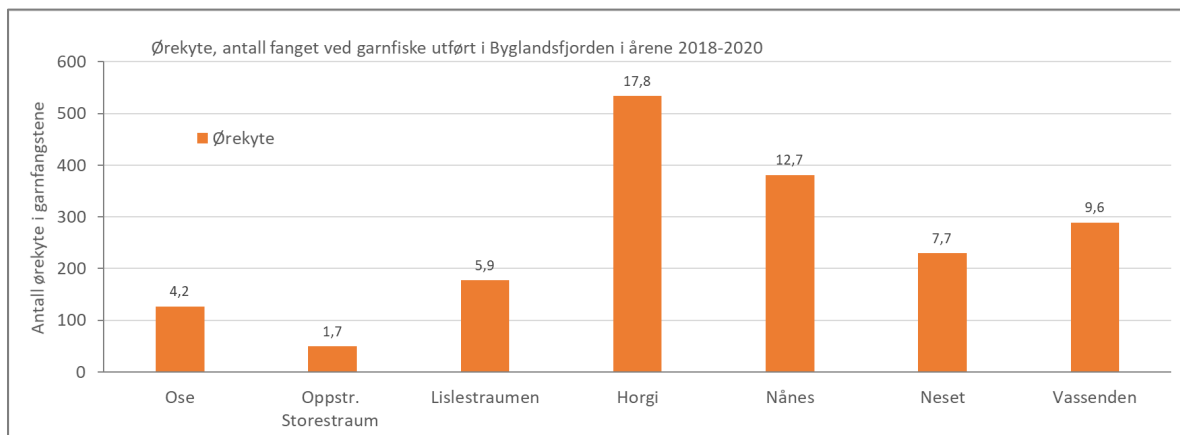
Figur 1. Tettheter av ørekyte funnet på stasjonsnettet for elektrisk fiske i blekeløpet, på strekningen med minstevannføring ved Hekni, og ved Flåni. Merk at det i 2011 ble det registret hele 73 ørekyte per 50 m² ved Flåni dvs. et antall som ligger over høyeste verdi på y-aksen.

I Byglandsfjorden ble ørekyta som nevnt først registert i 2008. Deretter tyder fangstene i prøvefiske på at forekomsten har økt betydelig fra 2010 til 2020 som vist på **Figur 2**. Imidlertid ser fangst av ørekyte per garn ut til å stabilisere seg på et nivå fra ca fire til sju ørekyte per garn i årene 2017 til 2020.

Ørekyte blir fanget på alle garnfiskestasjoner men de høyeste fangstene ved Horgi og Nånes midt i Byglandsfjorden (**Figur 3**). Det er også de senere årene funnet at auren har beita på ørekyte utfra funn av ørekyte i magen. Det er ikke kjent hvordan reguleringen av fjorden påvirker bestanden men det er mulig at vannstandsendingene gjennom året fører til stranding av ulike livsstadier og på den måten bidrar til å redusere bestanden.



Figur 2. Antall ørekyte fanget per garn ved prøvefiske i Byglandsfjorden i perioden 2011-2020.



Figur 3. Antall ørekyte fanget per garn på de ulike stasjonene for garnfiske i Byglandsfjorden i perioden 2018-2020.

Foreløpig regnes bestanden av ørekyte i Byglandsfjorden å være på et lavt nivå sammenlikna med i Valle og Bykle, basert på fangstfrekvens med garn. Fra 1996 ble det gjort forsøk i Flånè i Valle og i Bykle med rusefangst av ørekyte. Fram til om lag 2012 ble det gjort en stor innsats med et hundretals ørekyteruser (av ein «Geiloprodusent») i Bykle og Valle, og store mengder ørekyte vart fanga, både i Otra og i vatn og tjønn i sidevassdraga. Denne innsatsen var ikke nok til å redusere bestanden merkbart og fangstene ble derfor avslutta. Men senere kan det virke som om bestanden har regulert seg på en naturlig måte. Når en ny art invaderer et område der den har gode livsvilkår, følger det ofte en «pionerperiode» med sterk bestandsøkning og dette gjeld trolig også for ørekyta. Etter hvert tilpasser den nye arten seg til de lokale forhold og arter i habitatet og det oppstår en ny likevekt. Dette gjeld trolig også bestandsutviklinga en ser for ørekyten i Otravassdraget.

Hvilken effekt ørekyta eventuelt vil ha på bleka og auren i Otravassdraget er ikke kjent, men trolig påvirker den både næringsforholdene ved at den spiser samme byttedyr som aure og bleke samtidig

som den er et byttedyr for auren. Den vil trolig også bidra til å påvirke forekomsten av parasitter og hvordan aure og bleke blir påvirket av disse.



Fangst av aure (til venstre), ørekyte (midten) og bleke (til høyre) ved elektrisk fiske på strekningen med minstevannføring ved Hekni. På dette bilde ser det ut til å være liten forskjell mellom artene, men ser en nærmere etter har auren og bleka fettfinne i motsetning til ørekytra, og auren har en typisk rød farge på fettfinnen som skiller den fra bleka.

14 Krypsiv

Av Gaute Velle, NORCE LFI

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 belyst gjennom et parallelt prosjekt i regi av Krypsivprosjektet på Sørlandet (Velle mfl. 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 mfl. 2012).

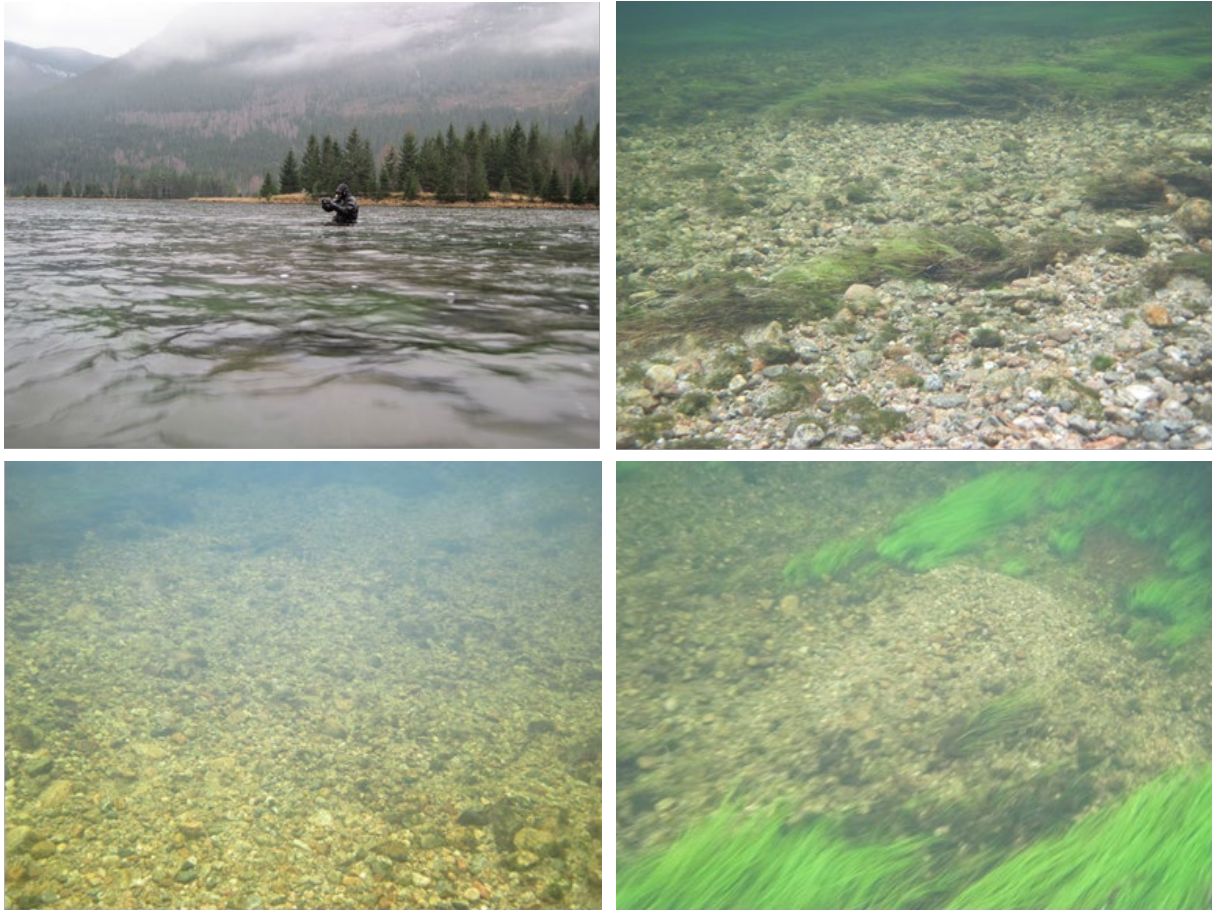
Tidligere undersøkelser i Otra har vist at det forekommer problemvekst av krypsiv i tilknytning til gyteområdene for bleka både oppstrøms Byglandsfjorden og noen steder i selve Byglandsfjorden. I områdene oppstrøms Byglandsfjorden er det, selv om krypsiv forekommer på store deler av strekningen, områder 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 113 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 undersøkelsene 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 mfl. 2014, 2021). Den positive effekten kan skyldes at en flate med krypsivet øker habitattilbudet sammenliknet med en flate med grus. Krypsivet kan trolig tilby mer skjul, næringstilgang og ulike økologiske nisjer som igjen bidrar til økt produksjon av bunndyr og fisk.

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 mfl. 2014).

I 2018 ble strekningen fra Brokke kraftverk og ned til Ose, minus ca. 8 km strekning i restfeltet ved Hekni og ned til utløpet av Hekni kraftverk, kartlagt for krypsiv. Aktuelle gyteområder på strekningen ble også kartlagt. Hensikten med denne kartleggingen er å følge med krypsivveksten fremover nå som kalkingen fra Brokke kraftverk blir satt i gang. Frykten er at kalkingen skal føre til økt krypsivvekst og dermed forringe potensielle gyteområder for bleka. Kartlegging av elvebunnen ble utført 8. til 12. september 2018 ved at tre personer iført tørrdrakt, snorkel og dykkemaske fløt nedover elven fra Brokke til innløpet ved Hækni, og fra utløpet fra Hækni og til Ose. Krypsiv i strekningen i restfeltet fra innløpet til Hekni ved Tjurmodammen og til utløpet av Hekni (ca 7,8 km) ble kartlagt i 2015 og 2016. Dykkerne artsbestemte all bunnvegetasjon og substrat som ikke var dekket av vegetasjon, og anslo deres prosentvise fordeling. Dette ble gjort i hele elvens bredde (Velle mfl. 2019).

Totalt elveareal som ble kartlagt var 4 735 501 m² (utenom restfeltet fra Hekni). Krypsiv dekket 2 394 319 m² av arealet, noe som tilsier at 50,6% av den kartlagte strekningen var dekket av krypsiv. De største forekomstene av krypsiv er i Rysstadbassenget og området ved Storøy. I tillegg er store deler av elven med vanddyp mindre enn ca 4 meter dekket av krypsiv. Dersom en går ut ifra av krypsivskuddene i gjennomsnitt rekker 80-100 cm opp i vannsøylen (ca lengde på skuddene: rosetter 25 cm, enkeltsåter 50 cm og såtevekst 100-120 cm), tilsvarer volumet av krypsiv ca 2 200 000 m³. Alge og mose dekket til sammen 27% av bunnarealet, mens flotgras (*Sparganium angustifolium*) var den vanligste makrofytten etter krypsiv med 0,8% dekning. Sand var det vanligste sedimentet på elvebunnen. Elvearealet i restfeltet fra Tjurmodammen og til utløpet av Hækni kraftverk utgjør ca 527 631 m². Av dette arealet var ca 27 900 m² (5,3 %) dekket av krypsiv, som for det meste vokste i terskelbassengene (Velle at al. 2019).



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.

I tillegg til manuell kartlegging av krypsiv ble det testet bruk av drone og ulike metoder for avansert bildebehandling for å kartlegge krypsiv i utvalgte testflater. Målsetningen var å sammenligne og kalibrere resultatet fra dronekartleggingen med resultatene fra den manuelle kartleggingen. Under dronekartleggingen ble det testet kartleggingsmetoder ved hjelp av droner påmontert standard kamera, multispekter kamera eller hyperspekter kamera. Enkelte av metodene tar i bruk flere parametere samtidig for å gjenkjenne bunnforholdene, og der lag med informasjon kan legges oppå hverandre i GIS. Droner påmontert multispekter kamera eller hyperspekter kamera tar mange bilder samtidig der bildene registrerer ulike bølgelengder av lys. Bildene sys deretter sammen under bildebehandling (Velle mfl. 2019).

Resultatene fra dronekartleggingen viste en underestimert av krypsivutbredelsen, og spesielt fordi krypsiv ble feiltolket som en alge. Feiltolkningen kan komme av at fargespekteret endres gjennom vannsøylen slik at vegetasjonen får ulike signaler på grunt og på dypt vann, samt refleksjoner i vannet og ugunstige og varierende lysforhold. For detaljer rundt krypsivkartlegging med drone henvises til Velle mfl. 2019.

15 Referanser

- 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.
- Atkinson, S., Carlsson, J. E. L., Ball, B., Egan, D., Kelly-Quinn, M., Whelan, K. and Carlsson, J. (2018). A quantitative PCR-based environmental DNA assay for detecting Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28, 1238-1243.
- Barlaup, B.T., E. Kleiven, H. Christensen, N.B. Kile, B.O. Martinsen, A. Vethe. 2005. Bleka i Byglandsfjorden. DN-utredning 2005 -3.
- Barlaup, B.T., S.E. Gabrielsen, J. Løyland, M.L. Schläppy, T. Wiers, K. W. Vollset, U.Pulg. 2013. Trap design for catching fish unharmed and the implications for estimates of sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on anadromous brown trout (*Salmo trutta*), *Fisheries Research*, Volume 139, 43-46, ISSN 0165-7836, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.01.024>.
- Barlaup, B.T., T.M. Helle, I.B. Birkeland, E. Stöger, C. Postler og H. Skoglund. 2021. Biologiske undersøkelser i Dåsåna og Otra 2020. NORCE Norwegian Research Centre – Miljø. LFI-rapport nr. 411.
- Barlaup, B.T., Rugeldal Sandven, O., Skoglund, H. mfl. (2009). Bleka i Byglandsfjorden - bestandstus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999 - 2008. Direktoratet for naturforvaltning 2009. DN-utredning 5-2009, 88 s.
- Barlaup, B.T. (red.), Skoglund H, Birkeland I, Postler C, Halvorsen GA, Velle G, Normann ES, Olsen E, Pulg U, Stranzl S, Stöger E, Wiers T, Kaste Ø, Skancke LB, Høgberget R, Höglund E, Loland LZ, Hobæk A, Kleiven E, Vethe A, Kile NB, Martinsen BO. 2020. Blekeprosjektet 2018-2021 – Framdriftsrapport per mai 2020. NORCE rapport, ISSN 1892-8889, 134 s.
- Barlaup, B.T. (red.), Skoglund H., Pulg U., Halvorsen G., Velle G., Isaksen T., Stranzl S., Postler C., Vollset K., Birkeland I., Gabrielsen S.-E., Helle T., Johannessen A., Lehmann G., Olsen E., Straume Normann E., Skår B., Wiers T., Höglund E., Høgberget R., Hobæk A., Skancke L.B., Kleiven E., Kaste Ø., Kile Nils B., Martinsen B.O., Vethe A. 2018. Blekeprosjektet 2014 - 2017. Rapport LFI-317.
- 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.
- Barnes, M. A., Turner, C. R., Jerde, C. L., Renshaw, M. A., Chadderton, W. L. and Lodge, D. M. (2014). Environmental Conditions Influence eDNA Persistence in Aquatic Systems. *Environmental Science & Technology*, 48, 1819-1827.
- Bjelić-Čabrilo, O., Novakov, N., Ćirković, M. mfl. (2013). The first determination of *Eustrongylides excisus* Jägerskiöld, 1909—larvae (Nematoda: Dioctophymatidae) in the pike-perch *Sander lucioperca* in Vojvodina (Serbia). *Helminthologia*, 50, 291-294.
- Borgstrøm, R., Trømborg, J., Haugen, T. O. and Rosseland, B. O. (2017). Plerocercoids of the cestode *Diphyllobothrium ditremum* in brown trout *Salmo trutta*: substantial increase in infection after establishment of European minnow *Phoxinus phoxinus*. *Journal of Fish Biology*, 91, 912-927.

- 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.
- Birkeland, I.B., Postler, C. Stöger L., Skoglund, H. 2019. Biologiske undersøkelser i Dåsåna og Otra 2018. LFI-rapport nr. 331.
- Birkeland, I.B., Postler, C., Velle, G. & Skoglund, H. 2020. Biologiske undersøkelser i Dåsåna og Otra 2019. NORCE LFI rapport nr. 372.
- 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 s.
- Buxton, A. S., Groombridge, J. J. and Griffiths, R. A. (2018). Seasonal variation in environmental DNA detection in sediment and water samples. *Plos One*, 13, e0191737.
- 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.
- Chubb, J. C. (1977). Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes Part I. Monogenea. In: *Advances in parasitology*, Vol. 15 pp. 133-199. Elsevier.
- Davidson, J.G., Eikås, L., Hedger, R.D., Thorstad, E.B., Rønning, L., Sjursen, A.D., Berg, O.K., Bremset, G., Karlsson, S. & L.E. Sundt-Hansen. 2020. Migration and habitat use of the landlocked riverine Atlantic salmon *Salmo salar* småblank. *Hydrobiologia* **847**, 2295–2306 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04254-6>
- Direktoratet for naturforvaltning. 2011. Plan for kalking av vann og vassdrag i Norge 2011-2015. DN-rapport 2-2011.
- Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Dunker, K. J., Sepulveda, A. J., Massengill, R. L., Olsen, J. B., Russ, O. L., Wenburg, J. K. and Antonovich, A. (2016). Potential of Environmental DNA to Evaluate Northern Pike (*Esox lucius*) Eradication Efforts: An Experimental Test and Case Study. *Plos One*, 11, e0162277.
- Elnan, S. D. (1995). Aspects of the ecology of *Eustrongylides* sp. (Nematoda: Dioctophymatoidea), parasite of brown trout (*Salmo trutta* L.) and fish-eating birds. Department of Animal Ecology, Institute of Zoology. Candidatus scientiarum (thesis), pp. 45. University of Bergen, Norway, Bergen, Norway.
- Engesmo, A., Knudsen, S. W., Christensen, G., Hesselsøe, M. and d'Auriac, M. A. (2019). Overvåking og kartlegging av fremmed ferskvannsfisk ved bruk av miljø-DNA. *NIVA 7435-2019, Miljødirektoratet rapport M-1628/2020*.
- 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 og the Total Environment*, 96: 57-66.
- Fossøy, F., Dahle, S., Birkeland Eriksen, L., Hagen Spets, M., Karlsson, S. and Hesthagen, T. (2017). Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter. Utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt. *NINA Rapport 1299*, 33 s.

- 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.
- Gelman, A. & Rubin, D.B. (1992) Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical science*, 7, 457-472.
- Gjelland, K. Ø., Sandlund, O. T., Postler, C. mfl. (2019). Overvåking av fisk i store innsjøer (FIST) i 2017. NINA Rapport 1644. Norsk institutt for naturforskning., 83.
- Goss, G. G., & Wood, C. M., 1988. The effects of acid and acid/aluminum exposure on circulating plasma cortisol levels and other blood parameters in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of Fish Biology*, 32(1), 63-76
- Gravem, F., A.B.S. Poléo og A. Vethe. 2004. Fiskebiologi og vannkvalitet. Undersøkelser i Otra ved Hekni 1999 – 2003 Sluttrapport. Sweco grøner. Rapport nr. N9013G- 03- 2004.
- Gravem, F. & Vethe, A. 2003. Fiskebiologiske undersøkelser I Otra ved Hekni. Årsrapport 2003. - Sweco/Grøner, Lysaker. (26 s.)
- Gravem, F. & Vethe, A. 2004. Fiskebiologi og vannkvalitet. Undersøkelser i Otra ved Hekni. 1999-2003 Sluttrapport. - Sweco/Grøner, Lysaker. (51 s.)
- Halvorsen, O. and Andersen, K. (1984). The ecological interaction between arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), and the plerocercoid stage of *Diphyllbothrium ditremum*. *Journal of Fish Biology*, 25, 305-316.
- Harper, L. R., Buxton, A. S., Rees, H. C., Bruce, K., Brys, R., Halfmaerten, D., Read, D. S., Watson, H. V., Sayer, C. D., Jones, E. P., Priestley, V., Machler, E., Murria, C., Garces-Pastor, S., Medupin, C., Burgess, K., Benson, G., Boonham, N., Griffiths, R. A., Handley, L. L. and Haenfling, B. (2019). Prospects and challenges of environmental DNA (eDNA) monitoring in freshwater ponds. *Hydrobiologia*, 826, 25-41.
- Haugen, P., Hemmingsen, W. and MacKenzie, K. (2008). The distribution of *Eustrongylides* sp (Nematoda: Dioctophymatoidea) in brown trout *Salmo trutta* L. in the River Otra in southern Norway. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 28, 138-143.
- Heggberget TG. 1984. Effect of Supersaturated Water on Fish in the River Nidelva, Southern-Norway. *Journal of Fish Biology* 24: 65-74.
- Henricson, J. (1977). The abundance and distribution of *Diphyllbothrium dendriticum* (Nitzsch) and *D. ditremum* (Creplin) in the char *Salvelinus alpinus* (L.) in Sweden. *Journal of Fish Biology*, 11, 231-248.
- 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](https://doi.org/10.1098/rstl.1803.0004).
- Hutchings J.A., Ardren W.R., Barlaup B.T., Bergman E., Clarke K.D., Greenberg L.A., et al. 2019. Life-history variability and conservation status of landlocked Atlantic salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76(10): 1697–1708. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0413>
- Høglund, E., Høggberget, R., Åtland, Å., Haraldstad, T., Øverli, Ø., Vindas., M. A. 2021. Effects of repeated short episodes of environmental acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) from a landlocked population.

- Höglund, E., Korzan, W., Åtland, Å., Haraldstad, T., Høgberget, R., Mayer, I., & Øverli, Ø., 2020. Neuroendocrine indicators of allostatic load reveal the impact of environmental acidification in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 229, 108679.
- Kaste, Ø., Hindar, A. 1994. Tiltak mot forsurening av Otra – kalkingsplan. NIVA-rapport 3052.
- Karlsbakk, E., Nylund, A. and Nilsen, F. (2013). Fiskeparasitter. Innføring i parasitter hos fisk med vekt på nordiske forhold og akvakultur. Kompendium for kurset BIO270 (Fiskeparasitter). Universitetet i Bergen, 260 s.
- 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.
- Kéry, M., & Schaub, M. (2011). Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. Academic Press.Chicago
- Kéry, M. & M. Schaub. 2012. Bayesian Population Analysis using WinBUGS
A hierarchical perspective <https://doi.org/10.1016/C2010-0-68368-4>
- 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. & Barlaup, B.T. 2004. Innsjøgyting hjå aure *Salmo trutta* – ein undervurdert gytestrategi. – *Fauna* 57: 14-31.
- Kleiven, E., Barlaup, B.T. og Vethe, A. 2012. Bleka *Salmo salar* i Byglandsfjorden, Aust-Agder, har teke i bruk gamle gyte plassar. – *Fauna* 65 (3) 2012.
- 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.
- Lima, R., Isaksen, T. E., Skaar, K. S., Müller, O., Larsen, A. and Ray, J. L. (2020). In vitro optimization of a quantitative molecular assay for detection of extracellular DNA (eDNA) from Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Poster presentasjon (bioPITCH). Centre for Excellence in Biology Education (bioCEED). Universitetet i Bergen*. Link: clichex.w.uib.no
- Mahlum S, Skoglund H, Wiers T, Norman ES and others (2019) Swimming with the fishes: validating drift diving to identify farmed Atlantic salmon escapees in the wild. *Aquacult Environ Interact* 11:417-427. <https://doi.org/10.3354/aei00326>
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2018: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet Overvåkingsrapport M-1086. 193 s.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A. B., & Muniz, W. P., 1990. The influences of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water, Air, and Soil Pollution*, 51(3-4), 203-215.
- 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.
- Measures, L. N. (1988a). Epizootiology, pathology, and description of *Eustrongylides tubifex* (Nematoda: Dioctophymatoidea) in fish. *Canadian Journal of Zoology*, 66, 2212-2222.
- Measures, L. N. (1988b). Revision of the genus *Eustrongylides* Jägerskiöld, 1909 (Nematoda: Dioctophymatoidea) of piscivorous birds. *Canadian Journal of Zoology*, 66, 885-895.

- Menconi, V., Riina, M. V., Pastorino, P., Mugetti, D., Canola, S., Pizzul, E., Bona, M. C., Dondo, A., Acutis, P. L. and Prearo, M. (2020). First Occurrence of *Eustrongylides* spp. (Nematoda: Dioctophymatidae) in a Subalpine Lake in Northwest Italy: New Data on Distribution and Host Range. *International journal of environmental research and public health*, 17, 4171.
- 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 løsrevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket. NIVA RAPPORT L.NR. 6337-2012, Oslo, 33 s.
- Moltesen, M., Laursen, D. C., Thörnqvist, P. O., Andersson, M. Å., Winberg, S., & Höglund, E., 2016. Effects of acute and chronic stress on telencephalic neurochemistry and gene expression in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of Experimental Biology*, 219(24), 3907-3914.
- Møkkelgjerd, P.I. og Gunnerød, T.B. 1986. Fiskeribiologiske undersøkelser i Byglandsfjord, 1974-1985. Direktoratet for naturforvaltning, reguleringsundersøkelsene. DN-rapport 9-1986. 46 s.
- Paling, J. (1965). The population dynamics of the monogenean gill parasite *Discocotyle sagittata* Leuckart on Windermere trout, *Salmo trutta*, L. *Parasitology*, 55, 667-694.
- Paling, J. E. (1969). The manner of infection of trout gills by the monogenean parasite *Discocotyle sagittata*. *Journal of Zoology*, 159, 293-309.
- 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.
- Pulg, U., Vollset, K.W., Stranzl, S. & Olsen, E. 2018: Gassmetning i Vassdrag – en kunnskapsoppsummering. LFI-rapport nr. 296, 31 s.
- Pulg, U., T.E. Isaksen, G. Velle, S. Stranzl, E.O. Espedal, K.W. Vollset, E. Bye-Ingebrigtsen, and B.T. Barlaup. 2018. "Gassovermetning i vassdrag – en kunnskapsoppsummering." In *Uni Research Miljø LFI rapport 312. Uni Research Bergen. ISSN 1892-8889*. Bergen.
- Pulg, U., E.O. Espedal, and S. Stranzl. 2019. 'Gassmetning i Otra nedenfor Brokke 2018-2019', *NORCE LFI rapport 361. NORCE LFI Bergen*: 19 p.
- 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.
- Rees, H. C., Maddison, B. C., Middleditch, D. J., Patmore, J. R. M. and Gough, K. C. (2014). REVIEW The detection of aquatic animal species using environmental DNA - a review of eDNA as a survey tool in ecology. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1450-1459. doi: 10.1111/1365-2664.12306.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Canada: Department of the Environment, Fisheries and Marine Service. 382 P.
- Rubio-Godoy, M. and Tinsley, R. (2003). Immunity in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, against the monogenean *Discocotyle sagittata* following primary infection. *Parasitology Research*, 92, 367-374.
- 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.
- seklima.met.no 2021. Nedbørhøyder for 2020 fra meteorologisk stasjon 39750 Byglandsfjord - Neset og stasjon 40250 Valle. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Skoglund, H., Barlaup, B. & Skår, B. 2013. Kartlegging av potensielle gyte- og oppvekstforhold for bleke i Dåsånassdraget. LFI Rapport nr. 225. 24 s.

- Skoglund, H., Vollset, K.W., Lennox, R., Skaala, Ø. and Barlaup, B.T. (2021), Drift diving: A quick and accurate method for assessment of anadromous salmonid spawning populations. *Fish Manag Ecol.* <https://doi.org/10.1111/fme.12491>
- Stenberg, S. K., 2016. Effects of gas supersaturation on migrating Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) in Evangervatnet (Master's thesis, The University of Bergen).
- Stenberg, S.K., G. Velle, M.D. Powell, and Å. Åtland. 2018. 'Effekter av gassovermetning på migrerende laksesmolt i Evangervatnet', In: Barlaup, B.T. (red.) *Redningsaksjon for Vossolaksen - Fremdriftsrapport per 2017. LFI rapport 300. Uni Research Miljø LFI, Bergen.*
- Stenberg, S.K., Velle, G., Pulg, U. & H.Skoglund. 2020. Acute effects of gas supersaturation on Atlantic salmon smolt in two Norwegian rivers. *Hydrobiologia* (2020). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04439-z>
- Tanner, M.A. & Wong, W.H. (1987) The calculation of posterior distributions by data augmentation. *Journal of the American statistical Association*, **82**, 528-540.
- Turner, C. R., Uy, K. L. and Everhart, R. C. (2015). Fish environmental DNA is more concentrated in aquatic sediments than surface water. *Biological Conservation*, **183**, 93-102.
- 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.
- Velle, G., Kurz, T. & Dolva, B. 2019. Kartlegging av krypsiv manuelt og med drone – en pilotstudie, LFI rapport 353, 56 s.
- Velle, G., Skoglund, H. & Barlaup, B.T. 2021. Effects of nuisance submerged vegetation on the fauna in Norwegian rivers. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04465-x>
- Vethe, A. 1997. Bleka I byglandsfjorden. Prøvefiske- stamfiske og undersøkning av zooplankton 1986-1997. Fiskebiologiske undersøkingar i otravassdraget. Rapport nr. 4. Fiskebiologen for Otravassdraget.
- Vethe, A. Høgberget, R. 2017. Kalkingsplan for Otra nedstrøms Brokke. NIVA-rapport 7122.
- Vethe, A., Kleiven, E. & Barlaup, B.T. 2006. Fiskebiologiske undersøkingar på strekninga Fennefoss Hodne i Otravassdraget. LFI-Unifob. Rapport 137. 35 s.
- Waeschenbach, A., Brabec, J., Scholz mfl. (2017). The catholic taste of broad tapeworms – multiple routes to human infection. *International Journal for Parasitology*, **47**, 831-843.
- Whitehead, C., & Brown, J. A., 1989. Endocrine responses of brown trout, *Salmo trutta* L., to acid, aluminium and lime dosing in a Welsh hill stream. *Journal of fish biology*, **35**(1), 59-71.
- 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>

16 Vedlegg

Vedleggstabell 1. Primærdata vannkjemi 2020

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.	Stasjonsnavn	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
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	06/01/20	6,05									57	34	23	1,40				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	03/02/20	6,43									44	32	12	1,52				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	02/03/20	6,46									40	30	10	1,39				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	13/04/20	6,41	1,99	0,074	46	120	64	2,6	3,03	1,53	27	20	7	1,33	0,28	0,25	1,77	49
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	04/05/20	6,23									36	27	9	0,94				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	03/06/20	6,09									32	20	12	0,80				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	06/07/20	6,26									29	18	11	0,61				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	03/08/20	6,23									22	11	11	0,55				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	07/09/20	6,55									<5	<5	0	1,17				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	05/10/20	6,06	1,16	0,072	44	210	44	5,3	1,13	0,78	72	51	21	0,88	0,21	0,18	0,93	53
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	02/11/20	5,99									67	55	12	1,12				
1b	Sandhøl, nedstr Flåni	07/12/20	6,30									24	17	7	1,33				
2	Nedstr Brokke	06/01/20	6,09									20	14	6	0,84				
2	Nedstr Brokke	03/02/20	6,34									12	7,6	4,4	0,84				
2	Nedstr Brokke	02/03/20	6,34									13	6,4	6,6	0,77				
2	Nedstr Brokke	13/04/20	6,38	1,17	0,065	37	120	50	1,2	1,40	0,69	8,7	6,9	1,8	0,88	0,13	0,15	0,96	44
2	Nedstr Brokke	04/05/20	6,47									9,8	9,7	0,1	0,92				
2	Nedstr Brokke	03/06/20	5,99									25	11	14	0,32				
2	Nedstr Brokke	06/07/20	5,62									56	30	26	0,29				
2	Nedstr Brokke	03/08/20	6,01									33	14	19	0,22				
2	Nedstr Brokke	07/09/20	6,29									8,2	5	3,2	0,63				
2	Nedstr Brokke	05/10/20	6,15	0,79	0,065	37	110	22	2,4	0,87	0,45	26	18	8	0,61	0,08	0,11	0,69	36
2	Nedstr Brokke	02/11/20	5,66									49	40	9	0,44				
2	Nedstr Brokke	07/12/20	6,26									12	8,9	3,1	0,70				

St.nr.	Stasjonsnavn	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	ANCl µekv/l
7	Restfelt v/terskel 7a	06/01/20	5,74																
7	Restfelt v/terskel 7a	03/02/20	5,91																
7	Restfelt v/terskel 7a	02/03/20	5,98																
7	Restfelt v/terskel 7a	13/04/20	6,15									27	18	9	0,83				
7	Restfelt v/terskel 7a	04/05/20	6,16																
7	Restfelt v/terskel 7a	03/06/20	5,81																
7	Restfelt v/terskel 7a	06/07/20	5,77																
7	Restfelt v/terskel 7a	03/08/20	5,94																
7	Restfelt v/terskel 7a	07/09/20	6,28																
7	Restfelt v/terskel 7a	05/10/20	5,72									90	57	33	0,69				
7	Restfelt v/terskel 7a	02/11/20	5,56																
7	Restfelt v/terskel 7a	07/12/20	5,48																
12	Ose bru	06/01/20	5,99									39	29	10	1,37				
12	Ose bru	03/02/20	6,19									27	17	10	0,86				
12	Ose bru	02/03/20	5,97									35	25	10	0,77				
12	Ose bru	13/04/20	6,21	1,33	0,06	31	110	53	1,8	1,72	0,77	22	15	7	1,09	0,13	0,20	1,12	55
12	Ose bru	04/05/20	6,08									19	13	6	0,87				
12	Ose bru	03/06/20	5,75									28	21	7	0,36				
12	Ose bru	06/07/20	5,83									42	26	16	0,37				
12	Ose bru	03/08/20	5,88									54	30	24	0,40				
12	Ose bru	07/09/20	6,26									9,1	5,3	3,8	0,56				
12	Ose bru	05/10/20	5,63	1,02	0,051	22	200	27	5,8	1,00	0,58	97	80	17	0,68	0,15	0,15	0,81	43
12	Ose bru	02/11/20	5,68									75	57	18	0,71				
12	Ose bru	07/12/20	6,14									26	18	8	1,20				
15	Skāmāni	06/01/20	5,33																
15	Skāmāni	03/02/20	5,31																
15	Skāmāni	02/03/20	5,55																
15	Skāmāni	13/04/20	5,49									85	48	37	0,41				
15	Skāmāni	04/05/20	5,48																
15	Skāmāni	03/06/20	5,92																
15	Skāmāni	06/07/20	5,27																
15	Skāmāni	03/08/20	5,33																
15	Skāmāni	07/09/20	5,73																
15	Skāmāni	05/10/20	5,05									130	88	42	0,36				

St.nr.	Stasjonsnavn	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	ANCl µekv/l
15	Skåmåni	02/11/20	5,03																
15	Skåmåni	07/12/20	5,48																
16	Storstraumen	06/01/20	5,96																
16	Storstraumen	03/02/20	5,92																
16	Storstraumen	02/03/20	5,98																
16	Storstraumen	13/04/20	6,09									12	9,3	2,7	0,91				
16	Storstraumen	04/05/20	6,08																
16	Storstraumen	03/06/20	5,90																
16	Storstraumen	06/07/20	6,05																
16	Storstraumen	03/08/20	5,92																
16	Storstraumen	07/09/20	6,18																
16	Storstraumen	05/10/20	6,19									24	16	8	0,71				
16	Storstraumen	02/11/20	6,47																
16	Storstraumen	07/12/20	5,98																
17	Kvålsåna Bygland	06/01/20	5,26																
17	Kvålsåna Bygland	03/02/20	5,40																
17	Kvålsåna Bygland	02/03/20	5,52																
17	Kvålsåna Bygland	13/04/20	5,43									93	60	33	0,59				
17	Kvålsåna Bygland	04/05/20	5,52																
17	Kvålsåna Bygland	03/06/20	5,83																
17	Kvålsåna Bygland	06/07/20	5,32																
17	Kvålsåna Bygland	03/08/20	5,28																
17	Kvålsåna Bygland	07/09/20	6,26																
17	Kvålsåna Bygland	05/10/20	5,16									110	67	43	0,59				
17	Kvålsåna Bygland	02/11/20	5,03																
17	Kvålsåna Bygland	07/12/20	5,80																
21	Dalsåni	06/01/20	5,67																
21	Dalsåni	03/02/20	5,59																
21	Dalsåni	02/03/20	5,91																
21	Dalsåni	13/04/20	5,60									79	50	29	0,56				
21	Dalsåni	04/05/20	5,51																
21	Dalsåni	03/06/20	6,32																
21	Dalsåni	06/07/20	5,46																
21	Dalsåni	03/08/20	5,92																

St.nr.	Stasjonsnavn	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	ANCl µekv/l	
21	Dalsåni	07/09/20	6,03																	
21	Dalsåni	05/10/20	5,46									150	110	40	0,79					
21	Dalsåni	02/11/20	5,19																	
21	Dalsåni	07/12/20	5,69																	
22	Grendiåni	06/01/20	5,28																	
22	Grendiåni	03/02/20	5,32																	
22	Grendiåni	02/03/20	5,62																	
22	Grendiåni	13/04/20	5,28									87	50	37	0,42					
22	Grendiåni	04/05/20	5,53																	
22	Grendiåni	03/06/20	6,15																	
22	Grendiåni	06/07/20	5,34																	
22	Grendiåni	03/08/20	5,63																	
22	Grendiåni	07/09/20	5,86																	
22	Grendiåni	05/10/20	5,73									110	72	38	1,06					
22	Grendiåni	02/11/20	5,37																	
22	Grendiåni	07/12/20	5,61																	
23	Boåni	06/01/20	5,33																	
23	Boåni	03/02/20	5,01																	
23	Boåni	02/03/20	5,13																	
23	Boåni	13/04/20	4,98									97	54	43	0,25					
23	Boåni	04/05/20	5,16																	
23	Boåni	03/06/20	5,51																	
23	Boåni	06/07/20	4,97																	
23	Boåni	03/08/20	5,29																	
23	Boåni	07/09/20	5,16																	
23	Boåni	05/10/20	4,96									140	82	58	0,30					
23	Boåni	02/11/20	4,85																	
23	Boåni	07/12/20	4,99																	
24	Byglandsfjorden utløp	06/01/20	5,95									33	22	11	1,03					
24	Byglandsfjorden utløp	03/02/20	6,04									36	24	12	0,57					
24	Byglandsfjorden utløp	02/03/20	5,78									37	24	13	0,67					
24	Byglandsfjorden utløp	13/04/20	5,81	1,09	0,057	28	130	61	2,2	1,16	0,74	32	23	9	0,66	0,11	0,14	0,93	35	
24	Byglandsfjorden utløp	04/05/20	5,88									29	19	10	0,86					
24	Byglandsfjorden utløp	03/06/20	6,02									19	13	6	0,65					

St.nr.	Stasjonsnavn	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	ANCl µekv/l
24	Byglandsfjorden utløp	06/07/20	5,98									27	17	10	0,49				
24	Byglandsfjorden utløp	03/08/20	5,98									20	9,9	10,1	0,40				
24	Byglandsfjorden utløp	07/09/20	6,08									21	11	10	0,49				
24	Byglandsfjorden utløp	05/10/20	6,17	0,94	0,056	27	130	33	2,3	1,06	0,59	23	14	9	0,68	0,09	0,13	0,84	39
24	Byglandsfjorden utløp	02/11/20	6,03									29	23	6	0,89				
24	Byglandsfjorden utløp	07/12/20	6,00									31	22	9	0,71				
25	Oddebekken	06/01/20	5,12																
25	Oddebekken	03/02/20	4,95																
25	Oddebekken	02/03/20	5,26																
25	Oddebekken	13/04/20	5,24									87	53	34	0,90				
25	Oddebekken	04/05/20	5,31																
25	Oddebekken	03/06/20	5,81																
25	Oddebekken	06/07/20	5,01																
25	Oddebekken	03/08/20	4,98																
25	Oddebekken	07/09/20	5,68																
25	Oddebekken	05/10/20	4,74									180	110	70	1,69				
25	Oddebekken	02/11/20	4,96																
25	Oddebekken	07/12/20	5,17																
26	Fennefoss v/bru	06/01/20	5,89																
26	Fennefoss v/bru	03/02/20	5,84																
26	Fennefoss v/bru	02/03/20	5,81																
26	Fennefoss v/bru	13/04/20	5,96									29	24	5	0,80				
26	Fennefoss v/bru	04/05/20	6,01																
26	Fennefoss v/bru	03/06/20	6,26																
26	Fennefoss v/bru	06/07/20	5,94																
26	Fennefoss v/bru	03/08/20	5,94																
26	Fennefoss v/bru	07/09/20	6,15																
26	Fennefoss v/bru	05/10/20	5,77									72	55	17	0,85				
26	Fennefoss v/bru	02/11/20	5,86																
26	Fennefoss v/bru	07/12/20	6,02																
31	Kleppåna v/Hannås	06/01/20	5,25																
31	Kleppåna v/Hannås	03/02/20	5,18																
31	Kleppåna v/Hannås	02/03/20	5,13																
31	Kleppåna v/Hannås	13/04/20	5,23									65	42	23	0,48				

St.nr.	Stasjonsnavn	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	ANCl µekv/l	
31	Kleppåna v/Hannås	04/05/20	5,48																	
31	Kleppåna v/Hannås	03/06/20	5,83																	
31	Kleppåna v/Hannås	06/07/20	5,22																	
31	Kleppåna v/Hannås	03/08/20	4,99																	
31	Kleppåna v/Hannås	07/09/20	5,47																	
31	Kleppåna v/Hannås	05/10/20	4,72									200	130	70	0,54					
31	Kleppåna v/Hannås	02/11/20	4,85																	
31	Kleppåna v/Hannås	07/12/20	5,00																	
36b	Kilefjorden bru	06/01/20	5,94									40	27	13	1,17					
36b	Kilefjorden bru	03/02/20	6,10									43	30	13	0,82					
36b	Kilefjorden bru	02/03/20	5,83									37	25	12	0,94					
36b	Kilefjorden bru	13/04/20	5,91	1,16	0,057	28	140	66	2,2	1,41	0,84	30	20	10	0,78	0,13	0,15	1,04	38	
36b	Kilefjorden bru	04/05/20	6,01									29	15	14	0,84					
36b	Kilefjorden bru	03/06/20	6,07									19	9,6	9,4	0,65					
36b	Kilefjorden bru	06/07/20	6,05									28	16	12	0,61					
36b	Kilefjorden bru	03/08/20	6,00									36	21	15	0,59					
36b	Kilefjorden bru	07/09/20	6,10									20	10	10	0,52					
36b	Kilefjorden bru	05/10/20	5,90	1,28	0,056	27	200	37	4,4	1,70	0,74	53	36	17	0,80	0,17	0,19	1,18	45	
36b	Kilefjorden bru	02/11/20	6,02									46	40	6	1,04					
36b	Kilefjorden bru	07/12/20	6,02									38	28	10	0,80					
51	Herplandsåni	06/01/20	5,39																	
51	Herplandsåni	03/02/20	5,45																	
51	Herplandsåni	02/03/20	5,55																	
51	Herplandsåni	13/04/20	5,57									93	52	41	0,89					
51	Herplandsåni	04/05/20	5,49																	
51	Herplandsåni	03/06/20	5,68																	
51	Herplandsåni	06/07/20	5,33																	
51	Herplandsåni	03/08/20	5,36																	
51	Herplandsåni	07/09/20	5,49																	
51	Herplandsåni	05/10/20	5,20									120	92	28	0,27					
51	Herplandsåni	02/11/20	5,15																	
51	Herplandsåni	07/12/20	5,34																	

Vedlegg 2. Bunndyr funnet i sparkeprøvene i Dåsånassdragnet og Otra våren 2020. Stasjon 1-6 og 15-16 ble prøvetatt 14.06, mens stasjon 7-14 ble prøvetatt 07.07.

	St. 1 Storebekk	St. 2 Dåsåna	St. 3 Skjerka oppstrøms doserer	St. 4 Skjerka nedstrøms doserer	St. 5 Dåsåna v/ Støylen	St. 6 Dåsåna v/Kalkhovd	St. 7 Otra v/Kveste	St. 8 Otra 200 m nedstrøms utløp Brokke	St. 9 Otra 700 m nedstrøms utløp Brokke	St. 10 Otra v/Besteland	St. 11 Otra nedstrøms Heknifossen	St. 12 Herpelandsåni	St. 13 Otra v/Langeid	St. 14 Otra v/Storøy	St. 15 Otra v/Bryggja	St. 16 Otra v/utløp Kilefjorden
Nematoda		2	1		2	5	3	3	4				8	9	3	
Oligochaeta	1	30	17	30	17	24	18	10	29	6	5	4	43	19	27	7
Acari	8	1	3	9	11	5		1		13	10	1		4	2	1
Bivalvia																
<i>Pisidium sp.</i>						1	3								18	1
Gastropoda																
<i>Radix balthica</i>							4		1	1					11	
Hirudinea																
<i>Erpobdella octoculata</i>															1	
Anisoptera																
<i>Cordulegaster boltonii</i>		1				1										
Libellulidae indet.																1
<i>Somatochlora metallica</i>							1									
Ephemeroptera																
<i>Baetis cf. subalpinus</i>	1	1														
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>							5									
<i>Baetis rhodani</i>		1			2	3	7	2		3	9	8	14	1		
<i>Ephemerella sp.</i>							19									
<i>Heptagenia sulphurea</i>							3									
<i>Leptophlebia vespertina</i>															1	1
<i>Nigrobaetis niger</i>							3									
Plecoptera																
<i>Amphinemura borealis</i>	2		2	2	2	6		1	3			1				
<i>Amphinemura standfussi</i>												8				
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		2										1				
<i>Diura sp.</i>		1	1		3						1		1			
<i>Isoperla grammatica</i>					2											
<i>Leuctra fusca</i>	5	8	12	30	10	5	2				2	6	1		3	
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	17	11	48	45	19	21	3	1		1	4	9	3	1	58	2
<i>Nemoura avicularis</i>																2
<i>Nemoura cinerea</i>																22
Nemouridae indet.		1						1								
<i>Protonemura meyeri</i>		1											1			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		1			2	1							1	1		
Trichoptera																
<i>Apatania cf. stigmatella</i>																1
<i>Apatania stigmatella/hispida</i>									5							
<i>Athripsodes cinereus</i>						1										1
<i>Athripsodes sp.</i>						2	1									1
<i>Chaetopteryx villosa</i>							2									
<i>Cyrnus trimaculatus</i>																1
<i>Halesus radiatus</i>							1							1		
<i>Hydropsyche siltalai</i>		24			6	7										
<i>Hydroptila sp.</i>																1
<i>Ithytrichia lamellaris</i>																2

<i>Lepidostoma hirtum</i>			1		1		4		2		1		5			
<i>Limnephilus lunatus</i>															1	
<i>Limnephilus vittatus</i>													1		1	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>		2														
<i>Oxyethira sp.</i>						1	3			1	1		1	2	3	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>										1	1	1			2	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	6	2	1	11	4	3				20	2		2		12	
<i>Polycentropus irroratus</i>															15	
<i>Rhyacophila nubila</i>	2	6	12	9	3	3	9			2	3	8	3			
Trichoptera indet.						1										
<i>Wormaldia subnigra</i>		1														
Diptera																
Ceratopogonidae indet.			3	4	6	2	1	1							2	1
Chironomidae indet.	104	98	165	103	73	29	145	20	4	65	82	137	61	245	103	9
<i>Dicranota sp.</i>	2	1		1		4	1						1	2		
Empididae indet.	1	9	4	5	3	1	2				1			7	10	4
Simuliidae indet.	9	23	63	29	7	47	2	3		7	37	94	13	1	1	
<i>Tipula sp.</i>		1														
Collembola												1				
Megaloptera																
<i>Sialis fuliginosa</i>				1												
Coleoptera																
Dytiscidae indet.	2											1		1		1
<i>Elmis aenea</i>	2						4									
Hydrophilidae indet.																4
<i>Limnius volckmari</i>															28	
Crustacea																
<i>Asellus aquaticus</i>																2
<i>Bosmina sp.</i>															1	46
Calanoida indet.															2	1
Chydoridae indet.	1										1			2		
Cyclopoida indet.					1							1		2	2	2
Daphnidae indet.								3								
<i>Eurycercus lamellatus</i>			2													
Harpacticoida indet.								1				1	1	1		
<i>Holopedium gibberum</i>															1	1
<i>Polyphemus pediculus</i>																5
Antall individ	163	228	335	279	174	173	246	47	48	120	160	282	159	300	339	89
Antall arter/taxa	15	23	15	13	19	22	24	12	7	11	15	16	16	17	32	17
Forsuringsindeks 1	1	1	0,5	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5
Forsuringsindeks 2	0,54	0,59	0,5	0	0,56	0,59	1	1	0,5	1	1	0,82	1	1	0,5	0,5
RAMI	3,47	3,71	3,63	3,28	3,92	3,81	4,89	4,75	4,87	3,73	4,14	4,01	4,17	3,14	3,96	3,47
EQR (RAMI) (Svært kalkfattig, klar)	0,85	0,91	0,89	0,8	0,96	0,93	1,2	1,16	1,19	0,91	1,02	0,98	1,02	0,77	0,97	0,85
ASPT	5,3	6,08	6,56	5,38	6,5	6,07	6,31	4,83	5	5	6,2	5,33	6,58	5,56	5,64	5,22
EQR (ASPT)	0,88	1,01	1,09	0,9	1,08	1,01	0,91	0,7	0,72	0,72	0,9	0,77	0,95	0,81	0,94	0,87

Vedlegg 3. Bunndyr funnet i sparkeprøvene i Dåsånavassdraget og Otra 14.10.2019.

	St. 1 Storebekk	St. 2 Dåsåna	St. 3 Skjerka oppstrøms doserer	St. 4 Skjerka nedstrøms doserer	St. 5 Dåsåna v/ Støylen	St. 6 Dåsåna v/Kalkhovd	St. 7 Otra v/Kveste	St. 8 Otra 200 m nedstrøms utløp Brokke	St. 9 Otra 700 m nedstrøms utløp Brokke	St. 10 Otra v/Besteland	St. 11 Otra nedstrøms Heknfossen	St. 12 Herpelandsåni	St. 13 Otra v/Langeid	St. 14 Otra v/Storøy	St. 15 Otra v/Bryggja	St. 16 Otra v/utløp Kilefjorden
Turbellaria																
Turbellaria indet.													2			
Nematoda		28	4	6	8		3	2	3	1	4		5		2	
Oligochaeta	6	9	48	8	12	12	16	17	24	14	14	4	27	11	7	6
Acari	1	3	1	4		1	2					1	1	1	1	
Bivalvia																
<i>Pisidium sp.</i>							1									16
Gastropoda																
<i>Radix balthica</i>													3		11	
Hirudinea																
<i>Erpobdella octoculata</i>															1	1
Anisoptera																
<i>Cordulegaster boltonii</i>		1			1											
Ephemeroptera																
<i>Baetis rhodani</i>		22			4	3	4			12	18		10		1	1
<i>Baetis sp.</i>							1									
<i>Heptagenia sulphurea</i>							3									
<i>Leptophlebia marginata</i>				1					1			2				
<i>Leptophlebia vespertina</i>							1									
<i>Nigrobaetis niger</i>							58						1			
Plecoptera																
<i>Amphinemura borealis</i>	26	39	5	16	37	32	19		1	10	2	1	4			
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	11	17	2	5	3	3	6			11	4	1			2	
<i>Brachyptera risi</i>	1	4			3	1				2		51				
<i>Diura nanseni</i>						3									1	
<i>Isoperla sp.</i>	2	11	3	5	2	9	2			1	1					
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	1		1		2	2				3						
<i>Leuctra hippopus</i>	20	6	10	2	5	1	4				2	5	3	2		
<i>Leuctra nigra</i>								1								
<i>Nemoura avicularis</i>								1							1	
<i>Nemoura cinerea</i>								1				16			1	
<i>Nemurella pictetii</i>		1														
<i>Protonemura meyeri</i>			1	3	1	1										
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	20		1	1	2	1				1						
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>			1			2							7	1	2	
Trichoptera																
<i>Apatania sp.</i>									2							
<i>Chaetopteryx villosa</i>																
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		2			1	6	1									
<i>Hydropsyche siltalai</i>		10	1	1	18	10									3	
<i>Hydropsyche sp.</i>		5			4	3										
<i>Hydroptila sp.</i>																1
<i>Ithytrichia lamellaris</i>		5				1									5	1
<i>Lepidostoma hirtum</i>				1									4		2	
Limnephilidae indet.				2				1				2				
<i>Limnephilus extricatus</i>														1		

<i>Neureclipsis bimaculata</i>		4													28	49
<i>Oecetis testacea</i>															1	
<i>Oxyethira sp.</i>		2	4	1			11			3	7		13	21	8	1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2										1	1		3		
Polycentropodidae indet.				4												
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	3	3	7	3	1	1				3	1		2		20	4
<i>Rhyacophila nubila</i>	2	6	3	2	6	2	2				5	4	2		1	
Diptera																
Ceratopogonidae indet.		1			2		10	1								1
Chironomidae indet.	58	20	35	65	15	22	104	8	32	20	51	21	31	62	38	42
<i>Dicranota sp.</i>	1	1	2										1	2		
Diptera indet.					1											
<i>Eloeophila trimaculata</i>														1		
Empididae indet.		10		3	2	2	5		1			1	1		1	
Simuliidae indet.	10	16	8	31	24	29	1			2	16	49	1		1	104
<i>Tipula sp.</i>							1					1		2	4	
Coleoptera																
<i>Elmis aenea</i>	1									1						
<i>Limnius volckmari</i>															9	
<i>Nebrioporus depressus</i>															1	
Crustacea																
<i>Asellus aquaticus</i>																1
Bosmina sp.				1		1		6			1					1
Calanoida indet.								1								
Chydoridae indet.															1	
Cyclopoida indet.			1	1			1							1	1	
<i>Euryercus lamellatus</i>															1	
Harpacticoida indet.							1		4	1		2				
Ostracoda indet.								1								
Antall individ	165	226	138	166	153	149	257	40	68	85	127	162	118	109	171	212
Antall arter/taxa	16	24	19	22	21	24	23	11	8	15	14	16	18	13	29	12
Forsuringsindeks 1	1	1	0,5	0,5	1	0,5	1	0,5	1	1	1	0	1	1	1	0,5
Forsuringsindeks 2	0,5	0,83	0,5	0,5	0,58	0,5	1	0,5	0,5	1	1	0	1	0,5	0,7	0,5
RAMI	3,16	3,76	2,8	3	3,61	4,06	4,25	2,25	2,6	4	3,95	2,4	4,29	2,79	4,39	3,3
EQR (RAMI) (Svært kalkfattig, klar)	0,78	0,92	0,69	0,74	0,89	1	1,04	0,55	0,64	0,98	0,97	0,59	1,05	0,68	1,08	0,81
ASPT	6,73	6,31	6,69	6,93	6,5	6,57	6,07	5,4	5,4	6,42	5,9	6,45	6	6,11	5,68	3,88
EQR (ASPT)	0,97	0,91	0,97	1	0,94	0,95	0,88	0,78	0,78	0,93	0,86	0,94	0,87	0,89	0,82	0,56

Vedlegg 4. Forsuringsindeks 2 (Indeks 2) og RAMI EQR for lokalitetene i Dåsåna og Otra vår og høst 2010-2019. Stasjonene ble prøvetatt 06.05 og 22.10 i 2019. Blå farge viser «svært god» økologisk tilstand, grønn farge viser «god» økologisk tilstand, gul farge viser «moderat» god økologisk tilstand, oransje farge viser «dårlig» økologisk tilstand og rød farge viser «svært dårlig» økologisk tilstand. Forsuringsindeks 2 og RAMI EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018. Alle stasjoner vises med nye stasjonsnavn utenom tidligere St. 5 Dåsåna ved utløp og St. 26 Otra nedstrøms Hekni kraftverk (flyttet og tilsvarer St. 14 Otra v/Storøy) ettersom disse ikke inngår i overvåkingen.

Lokalitet	Indeks	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		
		V	H	V	H	V	H	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. 1 Storebekk	Indeks 2																	0,5	0,51	0,5	0,52	
	RAMI EQR																	0,81	0,72	0,85	0,79	
St. 2 Dåsåna	Indeks 2																	0,5	0,5	0,53	0,57	
	RAMI EQR																	0,79	0,87	0,96	0,93	
St. 3 Skjerka oppstrøms doserer	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	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	0,65	0,86	0,97	0,97	
St. 4 Skjerka nedstrøms doserer	Indeks 2																	0,5	0,5	0,5	0,5	
	RAMI EQR																	0,82	0,93	1,05	0,87	
St. 5 Dåsåna v/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	0,5	0,52	0,5	0,54	
	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	0,72	0,86	1,04	1,02	
St. 6 Dåsåna v/Kallhovd	Indeks 2																	0,5	0,55	0,5	0,5	
	RAMI EQR																	1,06	0,86	1,09	0,96	
St. 7 Otra v/Kveste	Indeks 2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,88	6,4	8,58	6,56	
	RAMI EQR	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1,17	1,16	1,28	1,25	
St. 8 Otra 200 m nedstrøms Brokke	Indeks 2	0	0	0	1	0	1	0,5	0	1	0,5	0,5	0	0	0	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0,5	
	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	0,78	0,74	0,67	0,63	
St. 9 Otra 700 m nedstrøms Brokke	Indeks 2					1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,5	0	0	0	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,63	
	RAMI EQR					1	0,77	0,76	0,96	1	1	1	0	0,55	0	0,66	0,78	1,41	0,49	0,75	0,90	
St. 10 Otra v/Besteland	Indeks 2	1	1	0,5	1	1	1	1	1	1	1	0,57	0,6	1	0	1	1	4,5	3,37	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	0,99	1	0,92	0,86	
St. 11 Otra nedstrøms Heknifossen	Indeks 2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12,25	14,25	1,45	4,93	
	RAMI EQR	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,90	1	0,99	0,99	0,86	1	0,98	1,15	1,05	1,05	0,99	
St. 12 Herpelandssåni	Indeks 2													0	0,5	0	0	0,5	0,5	0	0	
	RAMI EQR													0,56	0,64	0,58	0,63	0,59	0,65	0,67	0,54	0,57
St. 13 Otra v/Langeid	Indeks 2							1	1	1	1	1	1	0,67	1	1	1	1,93	10	5,8	1	
	RAMI EQR							1	1	1	1	1	0,88	1	1	1	0,94	0,98	1,06	1,05	1,00	
St. 26 Otra nedstrøms Hekni Kraftverk	Indeks 2					1	1	1	1	-												
	RAMI EQR					1	1	1	1	-												
St. 14 Otra v/Storøy	Indeks 2										0,5	0,92	1	1	0,5	0,5	0,5	0	0,5	0,5	0,7	
	RAMI EQR										0,83	0,96	0,87	0,99	1	0,70	0,73	0,61	0,72	0,88	0,81	
St. 15 Otra v/Bryggja	Indeks 2	0,5	1	0,5	-	0,5	0,5	0,79	0,5	0,58	0,5	1	1	1	1	0,61	0,53	0,52	0,5	0,5	0,5	
	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	0,91	0,83	0,8	0,81	
St. 16 Otra v/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	0,5	2,25	0,5	0,5	
	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	0,91	0,82	0,97	0,61	

Vedlegg 5. ASPT EQR verdier for lokalitetene i Dåsånassdraget og Otra høsten 2010-2019. Stasjonene ble prøvetatt 22.10.2019. Blå farge viser «svært god» økologisk tilstand, grønn farge viser «god» økologisk tilstand, gul farge viser «moderat» god økologisk tilstand, oransje farge viser «dårlig» økologisk tilstand og rød farge viser «svært dårlig» økologisk tilstand. ASPT EQR er basert på Veileder 02:2018 og Vedlegg til veileder 02:2018. Verdier for 2010-2017 er hentet fra Barlaup et al. 2018 og omregnet til ASPT EQR etter Veileder 02:2018. Følgelig er noen tilstandsklasser endret fra tidligere år.

	Høst 2010	Høst 2011	Høst 2012	Høst 2013	Høst 2014	Høst 2015	Høst 2016	Høst 2017	Høst 2018	Høst 2019
St. 5 Dåsåna ved utløp Dåsvatn (utgått)	0,97	-	0,93	0,88	0,99	0,93	0,94	0,91		
St. 1 Storebekk									1,04	0,95
St. 2 Dåsåna									1,06	0,96
St. 3 Skjerka oppstrøms doserer	1	-	1,06	0,94	1,06	0,91	0,99	1,03	1,06	1,04
St. 4 Skjerka nedstrøms doserer									1,03	0,89
St. 5 Dåsåna v/ Støylene	-	-	0,99	1	0,97	0,99	1	1,01	0,98	0,94
St. 6 Dåsåna v/Kallhovd									1	0,95
St. 7 Otra v/Kveste	0,9	1,04	0,9	0,94	0,93	1,01	0,96	0,91	0,98	0,93
St. 8 Otra 200 m nedstrøms utløp Brokke	0,65	0,48	0,83	0,72	0,87	0,78	0,58	0,39	0,85	0,85
St. 9 Otra 700 m nedstrøms utløp Brokke			0,86	0,77	0,52	0,43	0,22	0,52	0,64	0,85
St. 10 Otra v/Besteland	0,83	0,96	0,84	0,87	0,86	0,87	0,91	0,84	0,96	0,83
St. 11 Otra nedstrøms Heknifossen	0,94	1	0,91	0,96	0,9	0,87	0,86	0,84	0,99	0,99
St. 12 Herpelandsåni						0,97	0,88	1,04	0,92	0,89
St. 13 Otra v/Langeid				0,97	0,94	0,97	0,99	0,99	1	0,96
St. 26 Otra nedstrøms Hekni Kraftverk (flyttet)			0,86	0,83						
St. 14 Otra v/Storøy					1,06	0,8	0,83	0,88	0,75*	0,84
St. 15 Otra v/Bryggja	0,71		0,86	0,91	0,87	0,7	0,81	0,94	0,88	0,86
St. 16 Otra v/utløp Kilefjorden	-	0,75	0,74	0,86	0,86	0,99	0,78	0,86	1	0,82

* 0,75 er klassegrensen mellom «moderat» og «dårlig» økologisk tilstand for ASPT EQR (se Tabell 4).

Vedlegg 6

Population estimate of the Bleke population in the southern part of based on PIT-tagging and a Bayesian statistical approach

By Shad Mahlum, University of Bergen/NORCE LFI

Population estimation:

A Bayesian inference was implemented to estimate the abundance of a closed population (N , Chapter 6.2.2; Kery and Schaub 2011). Only individuals caught between 1 September and 1 December were included in the analysis. We allowed for the random levels of detection (p) across time steps due to potential variance in detection from external factors (e.g., weather and variations in seasonal movements). To accurately estimate the population size from the posterior distribution, it was necessary to augment the data by 5 000 individuals for 2018 and 2019 and 10 000 in 2020 (M). This necessitated that we include an additional inclusion parameter in the model (ω), based on a Bernoulli distribution, to determine the probability that a member of the augmented dataset (M) is included into the estimated population (N , Tanner & Wong 1987). No information was available for a prior distribution for the Bayesian inference; therefore, we used a uniform prior for the detection and inclusion probabilities (uninformative). We ran 3 000 burn-in iterations for three chains before running the 2 500 Markov Chain Monte Carlo (MCMC) samplings (7 500 total iterations) and to achieve model convergence among the chains (Gelman-Rubin diagnostic test < 1.05 ; Gelman & Rubin 1992).

To calculate the Peterson estimate (Ricker, 1975), the initial marking period (p_1) consisted between the dates 1 September to 1 December and the resight period (p_2) from 1 December to 15 December. We used the standard Peterson estimate:

$$B = \frac{(M+1)(C+1)}{(R+1)}$$

Where M is the number of marked fish for p_1 , C is the total number of fish recaptured for p_2 , and R is the number of recaptured during p_2 . The confidence intervals were estimated $B \pm 1.96 \cdot$ the variance (v).

$$v(B) = \sqrt{\frac{(M+1)(C+1)(M-R)(C-R)}{(R+1)^3}}$$

Survival Estimation:

A state-space formulation of the Cormack-Jolly-Seber model was used within a Bayesian framework to estimate survival for 2018 and 2019 (Chapter 7.4; Kery and Schaub 2011). We allowed for the survival (ϕ) to fluctuate across time steps to allow changes in survival through time. No information was available for a prior distribution for the Bayesian inference; therefore, we used a uniform prior for survival and detection probability (p , uninformative). We ran 7 000 burn-in iterations for three chains before running the 60 000 Markov Chain Monte Carlo (MCMC) samplings (180 000 total iterations) and to achieve model convergence among the chains (Gelman-Rubin diagnostic test < 1.05 ; Gelman & Rubin 1992).

Results:

The mean population estimate from the Bayesian analysis ranged from 5368 individuals in 2019 (lower CI = 4088; upper CI = 7064) to 7216 individuals in 2020 (lower CI = 5427; upper CI = 8774; Figure 1). The Peterson estimates showed similar trends with estimates from the Bayesian analysis (Figure 1).

but with significantly lower estimates in 2018 (estimate = 1723 ± 400 ; Table 2). After 2 years, the survival probability of 2018 is 0.47 (lower CI = 0.23, upper CI = 0.84) and after the first year, the survival probability for 2019 is 0.92 (lower CI = 0.44, upper CI = 0.99) with a mean survival across years of 0.60 (lower CI = 0.11, upper CI = 0.97).

Table 1: The captures and recaptures among years of Atlantic salmon from 2018 to 2020 between 1 September to 1 December (n_1) and 1 December to 15 December (n_2).

	Captures		Recaptures				
	n_1	n_2	2018	2019	2020	Total (n_1)	Total (n_2)
2018	666	105	-	10	10	20	40
2019	636	264	-	-	21	21	25
2020	730	363	-	-	-	-	27
Total	2032	732		10	31	41	92

Table 2.

Year	Population Estimates						Survival (CJS)		
	Bayesian Estimate			Peterson Estimate			Mean	U. CI	L. CI
	Mean	L. CI	U. CI	Estimate	L. CI	U. CI			
2018	5772	4298	7448	1723	1323	2124	0.47	0.23	0.24
2019	5368	4088	7064	6492	4170	8813	0.92	0.44	0.97
2020	7216	5427	8774	9463	6160	12766	-	-	-

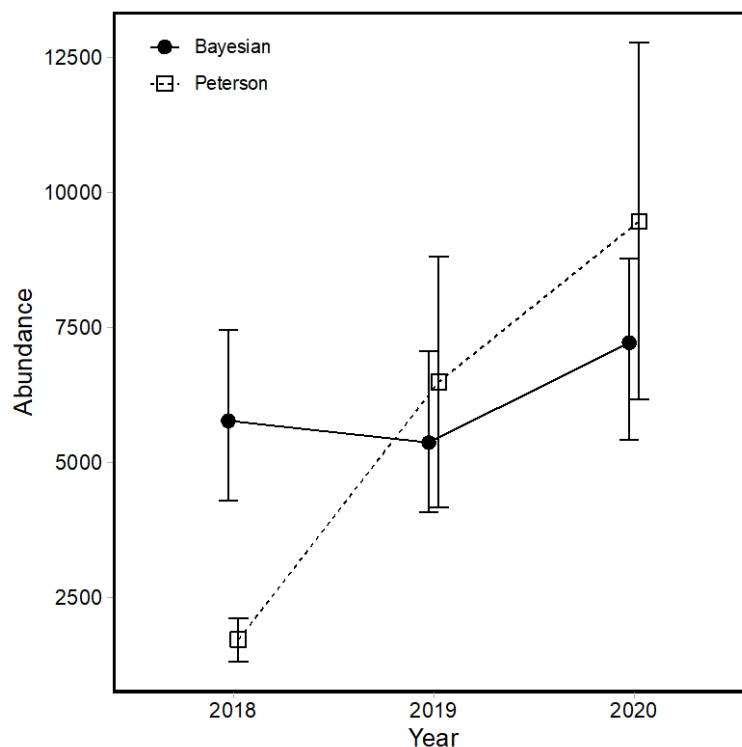


Figure 1. Population estimate for the Bleke population of landlocked Atlantic salmon using a Bayesian inference with mark-recapture data from 1 September to 1 December and a Peterson estimate with initial marking from 1 September to 1 December and resight from 1 December to 15 December.