

1591

NINA Rapport

Vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag i vannområde Nordre Fosen i 2018.

- Problemkartlegging av bekker på Linesøya og Stokkøya, og oppfølging av tidligere undersøkelser i Prestelva med tilløpsbekker i Stadsbygd

Morten Andre Bergan



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag i vannområde Nordre Fosen i 2018.

- Problemkartlegging av bekker på Linesøya og Stokkøya, og oppfølging av tidligere undersøkelser i Prestelva med tilløpsbekker i Stadsbygd

Morten Andre Bergan

Bergan, M. A. 2019. Vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag i vannområde Nordre Fosen i 2018. - Problemkartlegging av bekker på Linesøya og Stokkøya, og oppfølging av tidligere undersøkelser i Prestelva med tilløpsbekker i Stadsbygd. NINA Rapport 1591. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, desember 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3330-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Marius Berg

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Ingebrigt Uglem

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Vannområde Nordre Fosen

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Aud Sylvi Tellesbø, Vannområdekoordinator Nordre Fosen

Harriet de Ruiter, Miljørådgiver Ørland Kommune

FORSIDEBILDE

Kvernhusmyrbekken på Stokkøya. Innfelt: Gytefisk av sjørret hunn (1,5 kg) i Kvernhusmyrbekken høsten 2018. © Morten Andre Bergan, NINA

NØKKEWORD

- Vannområde Nordre Fosen
- Bunndyr
- Vannkvalitet
- Laksefisk
- Problemkartlegging
- Økologisk tilstand
- Overvåkning
- Tiltak

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bergan, M. A. 2019. Vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag i vannområde Nordre Fosen i 2018. - Problemkartlegging av bekker på Linesøya og Stokkøya, og oppfølging av tidligere undersøkelser i Prestelva med tilløpsbekker i Stadsbygd. NINA Rapport 1591. Norsk institutt for naturforskning.

Denne NINA-rapporten presenterer resultater fra ungfisk- og bunndyrundersøkelser, samt analyser fra stikkprøver av vannkvalitet, i bekker på Stokkøya og Linesøya på Fosen, høsten 2018. Videre presenteres resultater fra ungfiskundersøkelser foretatt i Prestelva i Rissa /Stadsbygd samme høst, samt en kunnskapsoppsummering for vassdraget.

Små bekker på Stokkøya og Linesøya er undersøkt for første gang, for å gi en beskrivelse av vannøkologisk tilstand, påvirkninger og forekomst av sjørret. To bekker var fisketomme av årsaker som kan være menneskeskapt eller naturlig, men kunnskapsgrunnlaget for bekkene er for lite til å konkludere med sikkerhet. Bunndyrundersøkelser fra disse to vassdragene avdekker ikke vesentlig vannkjemisk belastning. En bekk, Kvernhusmyrbekken, er et svært viktig sjørretvassdrag, og har trolig kun ubetydelig menneskelig påvirkning i et lite påvirket nedbørfelt. Dette støttes av bunndyrundersøkelser i bekken, og delvis gjennom analyser av vannkvalitet.

Ungfisktellinger i Prestelva på Stadsbygd/Rissa avdekker tilfredsstillende, høy tetthet av årssyngel (sjør-)ørret etter habitat-tiltak, som er foretatt i nøkkelområder av elva etter ras-/skredsikring. Videre kan det konkluderes med at gyteområder hvor det er utført tiltak med utlegging av gytesubstrat i stor grad har blitt benyttet til gyting i 2018, med synlige gytegroper/-felt og stor gyteaktivitet av gytefisk i hele tiltaksområdet. Forekomsten av eldre ungfisk (ettåringer eller eldre) er noe lav ved alle undersøkte partier av elva høsten 2018, og godt under forventning for vassdraget. Årsaken til dette kan vi ikke si noe mer om som følge av mangel på data fra de siste årene, men kan skyldes flere årsaksforhold, som lav gytebestand høsten 2016 eller periodevis ugunstig vannmiljø (lav vannføring vinter eller i gytevandingsperiode, redusert vannkvalitet, punktutslipp), som kan ha gitt lav overlevelse for eldre ungfisk fram til 2018. Slike svingninger i årsklassestyrke kan være naturlig, men for Prestelvas del er det mest sannsynlig menneskeskapte årsaker i ferskvann eller sjø som ligger til grunn til så vidt svake årsklasser.

Det anbefales å følge opp undersøkelsene fra 2018 i alle vassdrag på Stokkøya og Linesøya for å øke datagrunnlaget og sikkerheten i vurderingene og tilstandsklassifiseringene. Videre bør flere bekker på øyene undersøkes for å vurdere miljøtilstand og avklare om disse er eller har vært sjørrettførende. Tilsvarende videreføring gjelder også for Prestelva på Stadsbygd, slik at man genererer sammenhengende tidsserier av data og kunnskap, og med større sikkerhet kan peke på årsaker knyttet til reduserte årsklasser, og ikke minst evaluere effekter av gjennomførte og planlagte tiltak.

Morten Andre Bergan, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5658 Torgarden, 7485 Trondheim. Epost: Morten.Bergan@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2.1 Bekker på Stokkøya og Linesøya	7
2.1.1 Kunnskapsgrunnlag for vannøkologien i bekker på Stokkøya/Linesøya	11
2.2 Stasjoner for bunndyr- og ungfiskundersøkelser i bekker på Stokkøya/Linesøya	11
2.2.1 Vannkvalitet i bekker på Stokkøya/Linesøya	12
2.3 Prestelva med sidebekker	13
2.3.1 Kunnskapsgrunnlag for vannøkologien i Prestelva	13
3 Materiale og metoder	17
3.1 Ungfisktellinger og beregning av tetthet	17
3.1.1 Laksefisk: Klassifisering av økologisk tilstand	17
3.2 Bunndyrundersøkelser	18
3.3.4 Ekspertvurdering av bunndyrsamfunnet	20
3.4 Vurdering av vannkvalitet	20
4 Resultater	24
4.1 Ungfiskundersøkelser i bekker på Stokkøya/Linesøya	24
4.1.1 Gytedefiskregistreringer i Kvernhusmyrbekken	26
4.2 Ungfiskundersøkelser i Prestelva med sidebekker	29
4.2.1 Gytedefiskregistreringer og taksering av gyteområder ovenfor Råbygdveien	33
4.3 Økologisk tilstand - Laksefisk som kvalitetselement	36
4.3.1 Bekker på Linesøya/Stokkøya	36
4.3.2 Prestelva med sidebekker	36
4.4 Bunndyrundersøkelser	37
4.5 Miljøtilstand og klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av bunndyr	40
4.6 Analyser av vannkvalitet	41
5 Diskusjon	43
5.1 Bekker på Stokkøya/Linesøya	43
5.2 Prestelva med sidebekker	49
5.3 Bunndyrsamfunn	58
5.4 Vannkvalitet	59
5.5 Videre arbeid med vannforekomstene	60
6 Referanser	64
Vedlegg A	67
Vedlegg B	69

Forord

Undersøkelsene ble finansiert med midler fra Vannområde Nordre Fosen i forbindelse med vannområdets arbeid med oppfølging av vannforskriften i vannregionen.

Feltarbeidet, bearbeiding av biologisk datamateriale, vurdering av resultater og utforming av NINA-rapport er gjennomført av Morten Andre Bergan ved NINAs akvatiske avdeling i Trondheim. I tillegg har Marcus S. Bergan (8. trinn, Selsbakk Ungdomsskole) bidratt med datapunching og utarbeiding av figurer i forbindelse med skolens arbeidsdag for SOS-barnebyer i 2018. Marius Berg ved NINAs avdeling i Trondheim har kvalitetssikret rapporten, og har bidratt med gode faglige innspill til de ulike tema som rapporten omhandler.

Kontaktpersoner hos oppdragsgiver har vært Aud Sylvi Tellesbø (Vannområdekoordinator Nordre Fosen), som også har stått for innsamling av vannprøver sammen med Elin Skorstad (Åfjord kommune). Videre har Harriet de Ruiter (Miljørådgiver Ørland kommune) bistått med god dialog i prosjektperioden, mens Sverre Fjellheim (Åfjord kommune) ha bidratt med lokal informasjon knyttet til de undersøkte vannforekomstene.

Alle bidragsytere takkes med dette.

Trondheim, januar 2019

Morten Andre Bergan

.....
Morten Andre Bergan, forsker II
Prosjektleder



Foto: Prestelva i Rissa munner til Trondheimsfjorden høsten 2018. Foto på flo sjø. Foto: NINA

1 Innledning

Gjennomføringen av EUs vanndirektiv i norsk vannforvaltning har medført endret forskrift (vannforskriften), endring i organisering av vannforvaltningen i regioner, økt fokus på overvåking, undersøkelser av vannforekomster og metodeutvikling. Viktige føringer i vannforskriften er at forvaltning av vann skal organiseres etter nedbørfelt. Biologiske kvalitetselementer har blitt en viktig del ved klassifisering av tilstanden i en vannforekomst. I tillegg er det innført nye vannkjemiske tilnærminger og hydromorfologiske (HYMO) parametere (Anonym 2009, 2013 - revidert 2015). Målet med den nye forskriften er å etablere og sikre god økologisk og kjemisk tilstand i alle vannforekomstene. Vanndirektivet skal fremme bærekraftig bruk av vannforekomstene og vannmiljøet. Vannforvaltningen i Norge er inndelt i 9 vannregioner. Sør-Trøndelag Fylkeskommune er nå vannregionmyndighet for vannregion Trøndelag.

Hver vannregion skal kartlegge vannmiljøet, fastsette miljømål og kvalitetskrav og utarbeide egne forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksplaner. Som grunnlag for arbeidet med forvaltningsplaner og tiltaksprogrammer skal miljøtilstanden i vannforekomstene først grovkarakteriseres ut fra miljørisiko, og deretter klassifiseres etter en femdelt skala (**figur 1**). Dersom dataene om miljøtilstanden defineres som «Moderat» eller dårligere, vil det være nødvendig med tiltak for å bedre miljøtilstanden slik at vannforekomsten oppnår målet «minimum God økologisk tilstand». Intensjonen om å få «God økologisk tilstand» i alle vannforekomster innen fastsatte tidsfrister, skal legges til grunn for planleggingen av tiltak i vannområdene. Der miljømålet er nådd skal en påse at tilstanden ikke forringes.

Økologisk tilstand / tilstandsklasse	Tiltakskrav i forhold til miljømål
Svært god	Miljømål tilfredsstilt. Opprettholde tilstand.
God	
Moderat	Tiltak nødvendige for å nå fastsatte miljømål
Dårlig	
Svært Dårlig	

Figur 1. Tilstandsklasser og miljømål knyttet til vannforskriften i Norge og EUs vanndirektiv.

For å tilfredsstille kravene i vannforskriften, trenger man kunnskap om så vel påvirkningsfaktorer, naturtilstand og dagens tilstand gjennom data fra vannforekomster man mangler dette fra, samt at vannforekomster som har slik informasjon må følges opp. Denne NINA -rapporten omfatter begge disse innfallsvinklene for små vassdrag i vannområde Nordre Fosen. For små vassdrag lokalisert i ytre kystområder i Åfjord kommune er det gjennomført førstegangs beskrivelser, problemkartlegging og datainnsamling, mens for Prestelva (Rissa, Stadsbygd) er det gjennomført ungfisktellinger basert på tidligere års undersøkelser, herunder oppfølging av tiltaksområder og kunnskapsinnhenting knyttet til gjennomførte og framtidige, planlagte erosjonssikringstiltak i elva (Anonym 2015).

2 Områdebeskrivelse

2.1 Bekker på Stokkøya og Linesøya

Stokkøya og Linesøya er to små øyer som ligger i de ytre kystområder av Åfjord kommune i Trøndelag. Stokkøya har omlag 300 innbyggere og et areal på 17 km². Høyeste punkt oppgis som Kamman, 225 moh. Linesøya ligger like sørvest for Stokkøya. Den har om lag 70 innbyggere, og et areal på om lag 17 km² (www.linesøya.no). Øyas høyeste punkt er oppgitt som Linesfjellet (230 moh).

Begge øyene kjennetegnes av å ha kun et fåtall vannforekomster, med beskjedne størrelser og små nedbørfelt. Det drives noe landbruksaktivitet (jordbruks- og beiteområder) på øyene, samt noe menneskelig aktivitet knyttet til spredt bosetting, hytte- og fritidsboliger.

På Stokkøya ble Sundgårdsbekken, Kvernhusmyrbekken til Vadtjønna og en liten tilløpsbekk til samme vann, undersøkt. Kvernhusmyrbekken er øyas største ferskvannsføremst, og er lokalisert på nordvestre side av øya. Bekken inngår i et (for Stokkøyas del) større vassdragsystem (**figur 2**) bestående av brakkvannstjernet Flesaholmtjønna (0-1 moh) og det noe større tjernet Vadtjønna (1-2 moh). Mellom disse to utposningene av vassdraget renner «Vadtjønnebekken» (nedre del), mens Kvernhusmyrbekken er innløpsbekken til Vadtjønna. Vadtjønna har ytterligere to mindre tilløpsbekker, en nord for Kvernhusmyrbekken, og en sør for denne. Sistnevnte ble undersøkt for ungfish av ørret.



Figur 2. Oversiktsflyfoto (2017) som viser noe av vassdragsnettverket knyttet til Kvernhusmyrbekken og vann/tjern i vassdraget. Flyfoto hentet fra <https://kart.finn.no/>

Kvernhusmyrbekken har sin opprinnelse fra fjellområder vest for Nyphoggfjellet (177 moh) (**figur 3**), og drenerer i slakt hellende terreng i uberørte, naturlige og intakte myrområder på sin vei mot brukrysning under Nessaveien og utløp til Vadtjønna. Bekken kan i vannrike perioder gå i kontakt med ett nettverk av små dammer/tjern i dette myrområdet. Kvernhusmyrbekken veksler mellom hurtigrennende strykpartier, med bredder rundt 4-6 meter, og større utposninger (bredder mellom 10-20 meter) med roligere vannhastighet. Strykpartiene domineres av små og stor elvestein, med innslag av fast fjell/berg. Lonepartiene (bredere, flatere bekkpartier med roligere vannhastighet) har mer finkornet substratstørrelser, i tillegg til innslag av fast fjell.

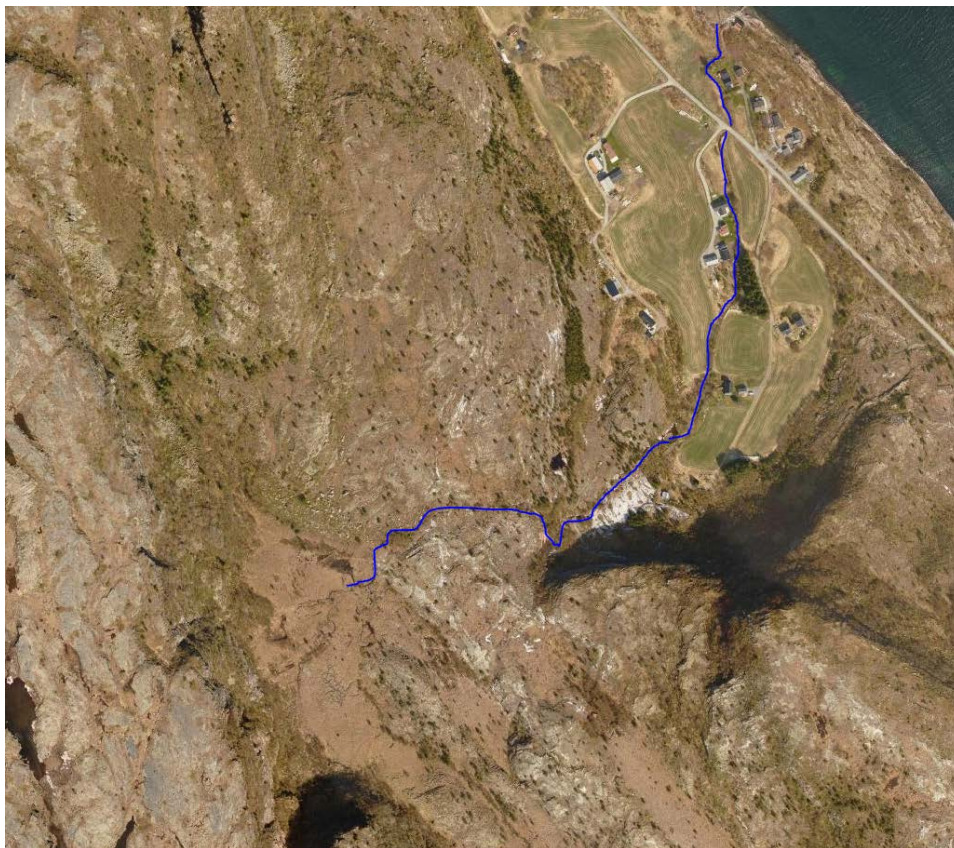


Figur 3. Kvernhusmyrbekken på Linesøya. Foto opp mot Nyphoggfjellet. Foto: NINA.

Sundgårdsbekken (**figur 4 og 5**) er lokalisert (nord-) øst på Stokkøya, og er en mindre bekk der bredden varierer mellom 2-3 meter. Bekken har sin opprinnelse fra myrområder mellom Stigfjellet (194 moh) og Nyphoggfjellet. Bekken stuper bratt ned fjellsida før den flater ut og drenerer til dyrket mark ved Sundgården/Sundgårdsmyra. Her går i bekken nå i et landbrukspreget bekkeløp, det vil si sterkt utrettet og kanalisert. Dette er eldre inngrep. Etter veikrysning under Sundetveien øker bekkens gradient noe, der den løper i et bratt og forbygd parti liker før den munner i sjøen i Sundgårdsbukta.



Figur 4. Sundgårdsbekken ovenfor Sundetveien. Foto: NINA.



Figur 5. Oversiktsflyfoto (2017) som viser Sundgårdbekken. Flyfoto hentet fra <https://kart.finn.no/>



Figur 6. Oversiktskart som viser de to bekkene Kvernhusmyrbekken og Sundgårdsbekken definerte hovedløp (blå linje). Kart hentet fra <http://vann-nett.no/saksbehandler/>

På Linesøya ble Vågabekken (**figur 7 og 8**), lokalisert sørvest på øya, ved Vågan, undersøkt. Denne beskjedne bekken (2- 3 meter bred) har sitt utspring fra to tilløpsbekker fra fjell- og myrområder sør for Linesfjellet. Bekken går i urørt terreng ved Skoglidalen, men møter dyrkamark de siste om lag 500-600 meter før krysning under veien ved Linesmarka. På denne strekningen er bekken utrettet, kanalisert og stedvis flyttet sammenlignet med opprinnelig bekkeløp (eldre inngrep). Vågabekken munner ut i sjøen om lag 250 meter etter veikrysningen. Bekken karakteriseres ved strykstrekninger avbrutt av noen få mindre kulper. Elvestein av ulike størrelser dominerer, men bekken har også innslag av større stein, grus og finkornet substrat (sand). Det er få eller ingen dype ($\geq 1\text{m}$) kulper i bekken i naturlig anadrom strekning i dag.



Figur 7. Vågabekken på Linesøya. Foto: NINA.



Figur 8. Oversiktsflyfoto (2017) som viser Vågabekken. Flyfoto hentet fra <https://kart.finn.no/>



Figur 9. Oversiktskart som viser Vågåbekken (blå linje). Kart hentet fra <http://vann-nett.no/saks-behandler/>

2.1.1 Kunnskapsgrunnlag for vannøkologien i bekker på Stokkøya/Linesøya

Det er så vidt vi er kjent med ikke gjennomført vannøkologiske undersøkelser av vassdrag på Stokkøya/Linesøya tidligere. Det finnes imidlertid noe lokal informasjon som kan synliggjøre relevante problemstillinger og eventuelt naturlige/tidligere bestander av laksefisk. Disse opplysningene er tatt til etterretning for å fastsette vassdragenes vannøkologiske forhold, egnethet og forventet forekomst av laksefisk (ørret/sjørret).

Det er lokal informasjon om tidligere (sjø-)ørret-bestander i en navnløs bekk på Linesøya, heretter kalt «Fagerlibekken» (munning ved Fagervikholmen), som ikke var en del av undersøkelsesprogrammet for 2018. Bestanden av ørret er i dag antatt å være utdødd av ukjent årsak (tidligere forurensning fra silo/landbruk eller inngrep i vandringsforholdene fra sjøen).

2.2 Stasjoner for bunndyr- og ungfiskundersøkelser i bekker på Stokkøya/Linesøya

I Sundgårdbekken på Stokkøya ble det gjennomført undersøkelser med elfiskeapparat på strekninger fra munning til sjø opp til foss/stryk (st.1), partier nedstrøms Sundetveien (st. 2) og partier like ovenfor Sundetveien (st.3). Bunndyrprøven ble innhentet på bekkepartier ovenfor Sundetveien (st.3).

I Kvernhusmyrbekken på Stokkøya ble det gjort undersøkelser med elfiskeapparat på strekningen nedstrøms veikrysningen under Nessaveien (st. 4). Denne stasjonen ble også undersøkt for bunndyrsamfunn. Ovenfor Nessaveien (st. 5) ble det kun gjort kvalitative undersøkelser av ungfiskbestanden, samt registreringer av større gytefisk (sjørret) som oppholdt seg på dette partiet. En mindre tilløpsbekk sør for Kvernhusmyrbekken ble undersøkt med en stasjon (st. 6) nedstrøms Nessaveien,

I Vågabekken på Linesøya ble det opprettet en stasjon for bunndyr- og ungfiskundersøkelser nedstrøms veikrysning av Linesmarkaveien (st. 7). Videre ble det gjort søk med elfiskeapparatet for å eventuelt påvise fisk på strekninger ovenfor Linesmarkaveien (st. 8). **Tabell 1** viser en oversikt over stasjoner hvor det er foretatt undersøkelser. **Tabell 2** angir stasjonenes størrelse og anvendt metode. I **Vedlegg B** er stasjonenes lokalisering angitt på flyfoto over vassdragene.

Tabell 1. Stasjoner i bekker på Stokkøya/Linesøya høsten 2018.

Vann-ID	Vassdrag	Lokalisering	St.	UTM 32
136-3-R	Sundgårdbekken	Stokkøya	1	7104737 N, 549785 E
136-3-R	Sundgårdbekken	Stokkøya	2	7104637 N, 549805 E
136-3-R	Sundgårdbekken	Stokkøya	3	7104604 N, 549791 E
136-3-R	Kvernhusmyrbekken	Stokkøya	4	7104908 N, 546479 E
136-3-R	Kvernhusmyrbekken	Stokkøya	5	7104875 N, 546588 E
Ikke definert	Tilløpsbekk Vadtjønna	Stokkøya	6	7104796 N, 546468 E
Ikke definert	Vågåbekken	Linesøya	7	7097350 N, 543760 E
Ikke definert	Vågåbekken	Linesøya	8	7097358 N, 543956 E

Tabell 2. Anvendte metoder for ungfisktelling, bunndyrundersøkelser og størrelse på stasjoner i bekker på Stokkøya/Linesøya høsten 2018.

Vann-ID	Vassdrag	Lokalisering	St.	Metoder	Areal
136-3-R	Sundgårdbekken	Stokkøya	1	1*el/Søk med elfiskeapp.	50
136-3-R	Sundgårdbekken	Stokkøya	2	1*el/Søk med elfiskeapp.	50
136-3-R	Sundgårdbekken	Stokkøya	3	1*el, bunndyrprøve	65
136-3-R	Kvernhusmyrbekken	Stokkøya	4	1*el, bunndyrprøve	100
136-3-R	Kvernhusmyrbekken	Stokkøya	5	Søk med elfiskeapp.	-
Ikke definert	Tilløpsbekk Vadtjønna	Stokkøya	6	1*el	90
Ikke definert	Vågåbekken	Linesøya	7	1*el, bunndyrprøve	50
Ikke definert	Vågåbekken	Linesøya	8	Søk med elfiskeapp.	-

2.2.1 Vannkvalitet i bekker på Stokkøya/Linesøya

For å få et øyeblikksbilde av vassdragenes vannkvalitet er det gjort innsamling av vannprøver ved tre ulike tidspunkt høsten 2018 i de tre bekkene på Stokkøya/Linesøya. Prøvetakingsstasjonene er lokalisert i nedre del av vassdragene, før munning til hhv. sjø (Sundgårdbekken og Vågåbekken) og Vadtjønna (Kvernhusmyrbekken). Dette for å få informasjon om samlet vannkjemisk og bakteriologisk belastning i bekken i det meste av nedbørsfeltet.

Vannprøvene er analysert for parameterne kalsiuminnhold (Ca, mg/l), totalt innhold av nitrogen (Tot-N-total, mg/l), total fosfor (Tot-P, mg/l), Termotolerante koliforme bakterier (TKB, CFU/100ml), fargetall (mg Pt/l), totalt organisk karbon (TOC, mg/l) og alkalinitet (pH 4.5 mmol/l). Ved en prøvetaking (siste prøvetaking) er også pH målt i vannforekomstene. Resultatene fra analysene av næringssaltene er omregnet til µg/l for å samsvare med forventningsnivåene i tilstandsklassifiseringen.

2.3 Prestelva med sidebekker

Prestelva har et nedbørfelt på 29,1 km², og munner ut i Prestbukta i Stadsbygd, i den sørlige delen av Indre Fosen kommune (tidligere Rissa kommune). Prestelva har sin opprinnelse fra Vatngardsvatnet (174 moh), med tilsig fra flere sidebekker fra de store skog- og myrområdene i nedbørfeltet. Flere små tilløpsbekker er i dag helt eller delvis lagt i bakken under dyrkamark, eller utgrøftet og kanalisert (Bergan & Bongard 2015). De viktigste tilløpsbekkene i dag er Kårlibekken i øvre del av elva, og Valsåa i nedre del (Bergan 2014, Bergan & Bongard 2015). Elvas anadrome strekning (strekning med oppgang av sjøvandrende laksefisk som laks og sjørørret) drenerer intensivt drevet jordbrukslandskap, spredt bebyggelse og noe industri ved Stadsbygd i Rissa.



Figur 10. Oversiktskart som viser Prestelvas definerte hovedløp (blå linje), med eksisterende eller tidligere tilløpsbekker (gule linjer). Kart hentet fra <http://vann-nett.no/saksbehandler/>

2.3.1 Kunnskapsgrunnlag for vannøkologien i Prestelva

Kunnskapsgrunnlaget for vannøkologien i Prestelva er upresist og lavt før 2013 (Bergan, 2014, Bongard & Bergan, 2015). Johnsen mfl. (1999) omtaler Prestelva som ei smålaks og sjørørretelv, med stedvis betydelig tetthet av ørretunger, i tillegg til en del laksunger. Det vises ikke til data på ungfish eller andre parametere i denne rapporten, men antas videre en årlig smoltproduksjon på 1000 laksesmolt på bakgrunn av lengde på anadrom strekning, uten videre omtale av betydningen for sjørørret. Vassdraget er også omtalt i Korsen (2004), trolig på bakgrunn av Johnsen mfl (1999) og ytterligere lokal informasjon, da det ikke er vist til fiskebiologiske undersøkelser fra vassdraget i denne rapporten heller. I Korsen (2004) angis elva Prestelva og sidebekker som et produktivt laks- og sjørørretvassdrag. Videre opplyser Korsen (2004) at de nedre delene har lite fisk, men at det på de øvre delene er det en betydelig tetthet av ørretunger, og

dessuten «en del laksunger». Det ble tidligere fisket sjørret og noe smålaks i Prestelva. Lokale opplysninger indikerer at sjørret har dominert fiskesamfunnet i Prestelva historisk, der normale størrelser på gytefisk har vært 1-2 kilo. Større ørret på 3-5 kilo var ikke uvanlig (Bongard & Bergan 2015). Det har ikke vært organisert fiske i Prestelva, og offentlig fangststatistikk eller andre nedtegnelser av fangst/oppfisket kvantum er (trolig) aldri foretatt. På 60- og 70-tallet gikk fiskebestanden ifølge Korsen (2004) betydelig tilbake på grunn av forurensning fra jordbruk og kloakk. Miljøtilstanden ble undersøkt i 2013 av Bergan (2014) i forbindelse med implementering av vanddirektivet i norsk vannforvaltning /vannforskriften. Her ble vassdragets vannkvalitet, bunndyrfauna og ungfiskbestand undersøkt og beskrevet ut fra innsamlet data dette året, og vannkjemisk og økologisk tilstand klassifisert på bakgrunn av resultatene. Bergan (2014) viste ved sine resultater at Prestelva også nå mottar for stor belastning fra omkringliggende landbruksvirksomhet og bebyggelse. Vannprøver fra vassdraget viste en markant økende gradient av næringssaltnivåer og bakterienivåer nedover mot utløp sjøen. Forhøyde bakterienivåer i flere av tilsigsbekkene synliggjorde enten påslipp/lekkasjer av urensset kloakk/sanitært avløpsvann eller avrenning av husdyrgjødsel. Ungfisketellingene i 2013 viste at ørret (sjørret) dominerte Prestelva og sidebekkene. Ungfisk av laks ble ikke påvist i undersøkelsene i 2013. Ungfisktettheten ble betegnet som tilfredsstillende i øvre deler av vassdraget, men avtok kraftig nedover elva. Flere sidebekker som tidligere var viktige gytebekker for sjørret hadde lite fisk eller var fisketomme. Øvre deler av vannforekomsten hadde god økologisk tilstand eller bedre ved bruk av biologiske kvalitetselementer (bunndyr og ungfisk). Bergan (2014) pekte videre på redusert økologisk tilstand og lavere produksjonspotensiale for sjørret i Prestelva (ved en helhetsvurdering) sammenlignet med naturtilstand. Årsaken til dette ble knyttet utelukkende til menneskelig påvirkning, gjennom et samvirke mellom redusert vannkvalitet, forringet habitatkvalitet og et ikke-kvantifisert tapt areal for sjørret og laks. Bergan (2014) fastslo videre at lite historiske opplysninger om Prestelva, begrenset datatilgang og mangel på flerårige overvåkingsdata preget den foreløpige tilstandsklassifiseringen og fiskebiologiske vurderingen av vassdraget.

Som en oppfølging av resultatene fra 2013 ble Prestelva med sidebekker undersøkt med utvidete ungfisktelinger i 2014, i tillegg til enkle oppmålinger og beregninger av tapt areal for laks og sjørret i vassdraget (Bongard & Bergan 2015). Bunndyr- og ungfiskundersøkelsene i 2014 ga det samme inntrykket som i 2013, ved at miljøtilstanden i Prestelva forverret seg nedover mot utløpet. Nedre del av vassdraget ble beskrevet som periodevis svært vannkjemisk belastet, med moderat til dårlig økologisk tilstand klassifisert ved fisk og bunndyr. Økologisk tilstand bedret seg vesentlig oppover i vassdraget også i 2014. Ungfisketellingene i 2014 viste at sjørret dominerte fiskebestanden i vassdraget, men at en svak, sårbar laksebestand fortsatt hadde tilhold og reproduserte på et avgrenset område i midtre/nedre del av hovedelva.

Beregningene av tapt areal og redusert produksjonsevne i Prestelva med sidebekker ble av Bongard & Bergan (2015) gjort ved å ta utgangspunkt i en antatt naturtilstand på bakgrunn av historiske flyfoto fra 1955-/65 sammenlignet med dagens situasjon (= 2014). Resultatene viste et arealtap knyttet til utretting, avsmalning og grøfting av elveløpet som følge av landbruksaktivitet. Bongard & Bergan (2015) viste at tilgjengelig anadrom strekning i hovedelva Prestelva (eksklusive sidebekker) i perioden 1955-65 var anslagsvis 8 203 elvemeter med gjennomsnittsbredde på 3,9 meter i anadrom strekning, noe som ga et tilgjengelig gyte- og oppvekstareal på 34 960 m² tidligere. Tilsvarende status i dag ble oppmålt og beregnet til 7 148 elvemeter, med redusert gjennomsnittsbredde, som dermed ga beregnet tilgjengelig areal på 30 615 m² i dag. Dette ble oppsummert ved at 12,4 % av Prestelvas opprinnelige produktive areal for laks og sjørret er å anse som tapt sammenlignet med situasjonen i 1955-/65.

Videre har mange opprinnelig anadrome sidebekkene til Prestelva i dag tapt areal og redusert produksjonsevne som følge bekkelukkinger, vandringsbarrierer under vei og forurensning. Tilgjengelig anadrom strekning var i perioden 1955-65 oppmålt til 7 785 meter med gjennomsnittsbredde på 2 meter, noe som ga et tilgjengelig areal på 15 178 m² for gyting og oppvekst av sjøvandrende laksefisk. I dag var kun 4 688 bekkemeter tilgjengelig for sjørret/laks, med

redusert gjennomsnittsbredde ned mot 1,5 meter knyttet til kanalisering og endring av bekkeløpet, som ga et grovt beregnet tilgjengelig areal på 7 404 m² nå. Situasjonen i dag sammenlignet med 1955/-65 ble av Bongard & Bergan (2015) grovt oppsummert ved at om lag 39 % av sidebekkenes lengdemeter var tapt, som sammen med redusert gjennomsnittsbredde hadde ført til et grovt anslått arealtap i bekkene på om lag 51 % sammenlignet med tidligere. Samlet sett viste Bongard & Bergan's (2015) gjennomgang av flyfoto at Prestelva med sidebekker hadde tapt 4 152 lengdemeter av opprinnelig anadrom strekning i dag, sammenlignet med situasjonen i 1955/-65, noe som utgjorde et samlet arealtap på 12 119 m².

Lengde på anadrom strekning for den definerte hovedelva Prestelva er helt opp til Råfossen, omlag fem kilometer i luftlinje til Trondheimsfjorden. I Johnsen mfl (1999) og deretter gjengitt i kultiveringsplan for vassdrag i Sør- Trøndelag (Korsen 2004), oppgis seks kilometer som anadrom lengde for vassdrag. Trolig har man bare tatt utgangspunkt i hovedløpet i dette anslaget, og i tillegg ikke gjort særlig nøyaktige oppmålinger. Bongard & Bergan (2015) beregninger av anadrom strekning i Prestelva synliggjorde at dagens strekning i hovedelva er omlag 7,1 kilometer, mens sidebekkene i tillegg bidrar med om lag 4,6 kilometer. Samlet lengde på anadrom strekning for vassdraget i dag bør derfor oppjusteres til 11,7 kilometer i kunnskaps- og forvaltningsgrunnlaget for elva. Opprinnelig anadrom strekning før inngrep og endringer kan fastsettes til 8,2 kilometer i Prestelva og 7,8 kilometer i sidebekkene, altså en samlet strekning på 16 kilometer historisk.

2.4 Stasjoner for ungfisktellinger i Prestelva og sidebekker

I Prestelva med sidebekker ble det til sammen etablert 10 stasjoner for ungfisktellinger. Stasjon 1 ble etablert i midtre del av Valsåa, på et parti av bekkens som er relativt urørt, om lag 150-170 meter nedstrøms veikrysningen under FV 717 Kjerkeveien. Stasjon 2 ble etablert i nedre del av hovedløpet Prestelva, på et sterkt kanalisert og utrettet elveparti ved Fenstad, om lag 250-300 meter før samløp med Valsåa. Videre ble det etablert to stasjoner i Prestelva hhv. nedstrøms (st. 3) og oppstrøms (st. 4) samløp med sidebekken Bliksåsbekken. I midtre del av Prestelva, på partier omkring Stadsbygd Kunstgressbane, ble stasjon 5 og 6 etablert. Stasjon 5 ble lokalisert parallelt med kunstgressbanen, mens stasjon 6 ble lokalisert like nedstrøms krysning under Teglværksveien. I øvre del av Prestelva, på nylige steinsatte strekninger, ble stasjon 7 lokalisert like ovenfor Råbygdveien. Stasjon 8 ble anlagt om lag 100-150 meter ovenfor stasjon 7 på det samme steinsatte elvepartiet. Nedstrøms samløp med Kårlibekken i øvre deler av elva ble stasjon 9 lokalisert, mens stasjon 10 ble anlagt i nedre del av Kårlibekken før samløp med Prestelva.

Tabell 3 viser en oversikt over stasjoner hvor det er foretatt ungfisktellinger. **Tabell 4** angir stasjonenes størrelse og anvendt metode. I **Vedlegg B** er stasjonenes lokalisering angitt på flyfoto over vassdragene.

Tabell 3. Stasjoner for ungfisktellinger i Prestelva med sidebekker høsten 2018.

Vann-ID	Vassdrag	Lokalisering	UTM 32	St.
131-77-R Prestelva	Valsåa	Midtre del	7042596 N, 550545 E	1
131-77-R Prestelva	Prestelva	Nedre del	7041578 N, 549869 E	2
131-77-R Prestelva	Prestelva	Nedre del	7042565 N, 549701 E	3
131-77-R Prestelva	Prestelva	Nedre del	7042607 N, 549706 E	4
131-77-R Prestelva	Prestelva	Midtre del	7042936 N, 550027 E	5
131-77-R Prestelva	Prestelva	Midtre del	7043030 N, 550054 E	6
131-77-R Prestelva	Prestelva	Øvre del	7044881 N, 551062 E	7
131-77-R Prestelva	Prestelva	Øvre del	7044942 N, 551048 E	8
131-77-R Prestelva	Prestelva	Øvre del	7045291 N, 551006 E	9
131-77-R Prestelva	Kårlibekken	Nedre del	7045337 N, 551052 E	10

Tabell 4. Anvendte metoder for ungfisktelling og størrelse på stasjoner i Prestelva med tilsig-bekker høsten 2018.

Vann-ID	Vassdrag	Lokalisering	St.	Metode	Areal (m ²)
131-77-R Prestelva	Valsåa	Nedre del	1	1*el	39
131-77-R Prestelva	Prestelva	Nedre del	2	1*el	32
131-77-R Prestelva	Prestelva	Nedre del	3	1*el	42
131-77-R Prestelva	Prestelva	Nedre del	4	1*el	20
131-77-R Prestelva	Prestelva	Midtre del	5	1*el	65
131-77-R Prestelva	Prestelva	Midtre del	6	1*el	35
131-77-R Prestelva	Prestelva	Øvre del	7	3*el	40
131-77-R Prestelva	Prestelva	Øvre del	8	1*el	28
131-77-R Prestelva	Prestelva	Øvre del	9	1*el	45
131-77-R Prestelva	Kårlibekken	Nedre del	10	1*el	35
Sum					381 m ²

3 Materiale og metoder

3.1 Ungfisktellinger og beregning av tetthet

Bekker på Stokkøya/Linesøya

Alle stasjoner ble kun avfisket en gang, eller definert som «søk» for å påvise ungfisk (og gytefisk) i bekken. Tetthet er beregnet ved en fastsatt, ekspertvurdert fangbarhet på $p=0,5$ for årsyngel og $p=0,6$ for eldre ørretunger, og $p=0,55$ for all ungfisk (se avsnitt om Prestelva for nærmere omtale av fangbarhet, samt diskusjonskapittelet for nærmere omtale av forholdene under ungfisktellingerne).

Prestelva med sidebekker

Elektrisk fiske med bærbart elektrisk fiskeapparat av Paulsen-type ble gjennomført på til sammen 10 stasjoner i Prestelva med sidebekker. På en av stasjonene (st. 7) ble det benyttet gjentatte overfiskinger og beregning av tetthet ved hjelp av den såkalte utfangstmetoden (Zippin 1958; Bohlin 1981, Bohlin mfl. 1989). Fangbarheten på denne stasjonen beregnet til henholdsvis $p=0,52$ og $p=0,71$ for hhv. årsyngel ørret (alder 0+, fisk som stammer fra gyting høsten 2017) og eldre ørretparr ($\geq 1+$, fisk som stammer fra gyting høsten 2016 og/eller 2015). De resterende ni stasjonene ble overfisket én gang. Tetthet av laks- og ørretunger på disse stasjonene ble beregnet ved å se til erfaringstall fra tidligere års undersøkelser og beregnet fangbarhet fra stasjonen der utfangstmetoden ble anvendt. Denne fangbarheten ble for 2018 fastsatt til $p=0,5$ og $p=0,7$ for hhv. årsyngel (0+) og eldre ørretparr ($\geq 1+$). Beregnet fisketetthet er oppgitt i antall individer per 100 m² i rapporten, og stasjonene som ble undersøkt er presentert i rekkefølge fra sjøen til øverst på anadrom strekning. Videre er tetthetene presentert separat for årsyngel (alder 0+) og parr ($\geq 1+$), samtidig som total ungfisktetthet også er synliggjort. Sistnevnte utgjør grunnlaget for en vurdering av økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement, kombinert med fiskebiologisk ekspertvurdering knyttet til tilstedeværelse eller ikke av forventede årsklasser.

For de ulike stasjonene i Prestelva brukes det i rapporten begrep om tettheter som lav, moderat eller høy. Grensene mellom disse gruppene er vurdert ut fra en forventning om hva som er vanlig fisketetthet i alminnelig produktive, mindre berørte vassdrag i regionen (for eksempel Bergan 2017, Johnsen mfl. 2010, 2012). Prestelva med sidebekker er utfra NINAs faglige oppfatning av vassdragets naturlige egnethet forventet å ligge i øvre sjikt med hensyn til ungfisktettheter, med en ungfiskbestand dominert av ørretunger, fortrinnsvis av anadrom herkomst. Årsyngel skal derfor dominere sterkt, men også høye tettheter av ettåringer og eldre pre-smolt skal forekomme.

3.1.1 Laksefisk: Klassifisering av økologisk tilstand

Ungfisktetthetene fra alle stasjoner er anvendt til å klassifisere økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement etter et eksisterende forslag for denne typen små, kystnære anadrome vassdrag, med strandnært elfiske og beregnet ungfisktetthet som metodikk. Sammenslått tetthet av all laksefisk (både ørret og laks) fra naturlig anadrome strekninger er vurdert etter foreslåtte forventningsverdier for fisketetthet (Sandlund mfl. 2013), i tråd med forslag i gjeldende veileder for klassifisering av økologisk tilstand (Anonym 2013, revidert 2015). Tetthetstallene fra det strandnære elektrisk fisket er derfor brukt til å angi økologiske tilstandsklasser basert på ungfisktetthet (**tabell 5**), med forventningsverdier etter kolonne «Anadrom, habitat ikke beskrevet» som utgangspunkt.

Treffsikkerheten i tilstandsklassifiseringen og andre fiskebiologiske betraktninger knyttet til resultatene er synliggjort i en ekspertvurdering av fiskesamfunnet. Denne kan være forskjellig fra

klassifisert tilstand. Bakgrunnen for en variasjon i ekspertvurdering sammenlignet med klassifisert tilstand er diskutert i kapittel 5.

Tabell 5. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i små laks- og sjøørretførende vassdrag (fra Sandlund mfl.2013). Anadrom: Sjøvandrende bestand. Stasjonær: Bestand som naturlig ikke vandrer ut av vassdraget.

Tabell 7.1 Klassegrenser for vanntype bekker og små elver med laksefisk. Verdiene (antall ungfisk per 100 m ²) for "habitat ikke beskrevet" gjelder der habitatdata ikke er registrert. Habitatklasse 1 er "lite egnet", habitatklasse 2 er "egnet", habitatklasse 3 er "velegnet". Nærvær av flere aldersgrupper (både 0+ og ≥1+) støtter en konklusjon om at bestanden er i god eller svært god tilstand. Ved eventuelt fravær av en aldersgruppe må årsaken vurderes nøye og tilstanden eventuelt flyttes ett trinn ned.					
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 2	>7	7-5	4-3	3-2	<2
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 2	>3	3-2	2-1	<1	0
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

* *Allopatrisk: Uten andre, konkurrerende fiskearter til stede. Sympatrisk: I sameksistens med én eller flere konkurrerende fiskearter*

3.2 Bunndyrundersøkelser

Bunndyrprøvene ble innsamlet den 11. oktober 2018. Det er kun vassdrag på Linesøya og Stokkøya som er prøvetatt for bunndyrsamfunn. Innsamling av bunndyrmaterialet ble gjort i henhold til klassifiseringsveilederne (Anonym 2013, -revidert i 2015). Innsamlingsmetoden var den såkalte «sparkemetoden» (Frost m.fl. 1971). Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS4719 og NS-ISO 7828). Det ble tatt tre ganger ett minuttprøver (R-1* 3 = R-3) på strykpartier dominert av stein- og grussubstrat i til sammen omlag 9 meters lengde. Kulper med finkornet substrat ble også inkludert i arealet dersom dette var til stede i bekken, for å få et bilde av hele artsmangfoldet i vannforekomsten. For å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av bunndyrmateriale fra håven, ble håven tømt etter ca. 1,5 minutter før innsamlingen fortsatte. Hver bunndyrprøve ble fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs laboratorier.

3.3 Metodikk for vurdering av resultater

På bakgrunn av kjente belastningstyper i vassdraget, dvs. næringssaltanrikning fra landbruk og/eller organisk forurensning fra bebyggelse (boliger/fritidsboliger), samt eventuell diffus avrenning, er det benyttet ASPT klassifiseringsmetodikk og EPT-indeks. ASPT- referanseverdien er utarbeidet på bakgrunn av et begrenset datamateriale fra middels store og store vassdrag i Norge, fortrinnsvis innlandsvassdrag. Mindre vassdrag av typen kystnære bekker og små elver er ikke nødvendigvis tilpasset denne fastsatte referanseverdien/naturtilstanden. Det presiseres at ASPT- indeksen kan ha lavere presisjon ved punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet, da indeksen ikke skiller på antall bunndyr, men kun registrerte eller ikke registrerte individer. Det kan derfor være nødvendig med en tilleggsvurdering (ekspertvurdering) av resultatene i enkelte tilfeller. På bakgrunn av denne usikkerheten inkluderer vi også BMWP-indeks og ekspertvurdering av resultatene. I tilfeller hvor ekspertvurderinger gir vesentlig lavere miljøbedømming enn økologisk tilstandsklassifisering, anbefales det at ekspertvurderingen overstyre tilstandsklassifiseringen etter ASPT-indeksen med henhold til prioritering av tiltak i vannforekomsten.

3.3.1 ASPT

ASPT indeks (Average Score per Taxon) er anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet (Armitage m.fl. 1983). Indeksen regnes ut som en tallverdi ved å foreta en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, på bakgrunn av deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT-indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9, for bunnfaunaen i elver. **Tabell 2** angir klassegrenser for ASPT-verdi for bunndyrfaunaen innenfor hver tilstandsklasse.

Tabell 6. Klassegrenser for tilstandsvurdering av bunndyrfaunaen i rennende vann etter ASPT-indeks. Tabell hentet fra Anonym (2009).

Bunnfauna i elver, ASPT klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	<4,4

*interkalibrerte klassegrenser

3.3.2 BMWP

BMWP-indeksverdi (Armitage m.fl. 1983) oppgis på bunndyrmaterialet, som er integrert (en del av beregningsgrunnlaget) i ASPT-indeksverdien. Dette er en indeks hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som relateres til graden av påvirkning. Elver med god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002). For små vassdrag i Trondheim og Midt- Norge for øvrig viser de siste årenes bunndyrovervåking at en bør forvente verdier godt over 100 for å kunne fastslå at den vannkjemiske og/eller habitatmessige (hydromorfologiske) påvirkningen ikke er betydelig. Verdier ned mot 80 eller lavere kan indikere markante påvirkninger i vassdraget.

3.3.3 EPT

Totalt antall EPT og dominansforhold i bunndyrsamfunnet

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstand og vannkvalitet i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårflyer, i tillegg til andre rent-vannsformer, på habitater med stein- og grusbunn. Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptre med tetthet større enn enkeltfunn, og med liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Store innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor næringssaltanrikning og annen vannkjemisk belastning, vil derimot være indikatorer på forurensninger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/taksa av døgnflyer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårflyer (**T**richoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente ved en naturtilstand danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i norske vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse, beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografiske beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet. Bunndyrmaterialet i denne undersøkelsen er derfor vurdert opp mot ASPT-indeksen og det totale antall EPT-arter, med antall bunndyr per prøve, og dominansforhold mellom følsomme og tolerante bunndyrgrupper som underliggende støttevurderinger.

3.3.4 Ekspertvurdering av bunndyrsamfunnet

De anvendte miljøbedømmingsindeksene kan som tidligere nevnt ha lavere presisjon ved punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet, da indeksen ikke skiller på mengde bunndyr, men kun registrerte eller ikke registrerte individer. Videre er indeksen egnet for vurdering av «generell påvirkning», og er best egnet med tanke på å synliggjøre eutrofieringseffekter (som følge av organisk belastning og næringssaltanrikning), og kan være mindre treffsikker ved andre påvirkninger (som plutselige/kortvarige utslipp av stoffer som gir pH-endringer, tungmetallforurensning, osv). Samtidig kan de interkalibrerte klassegrensene for økologisk tilstand og klassifiseringsmetodikk ha ulik naturtilstand som utgangspunkt. Dette vil medføre feil tilstandsklassifisering. Bunndyrmaterialet er derfor også «ekspertvurdert» med hensyn til miljøtilstand, der antall bunndyr per prøve og strukturell /funksjonell sammensetning av bunndyrfaunaen er forsøkt integrert i denne erfaringsbaserte miljøbedømmingen. Ekspertvurderingen er foretatt på bakgrunn av omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyrfaunaen de siste 10-15 årene i norske små og mellomstore vassdrag, der ulike belastninger og forurensninger har gjort seg gjeldende som påvirkningsfaktorer.

3.4 Vurdering av vannkvalitet

Relatert til kjente aktiviteter i nedbørfeltet, påvirkninger som kommunene har myndighet til å gjøre noe med, samt risikovurderinger oppstrøms prøvetakingspunktene, var det av oppdragsgiver valgt ut følgende fysisk-kjemiske støtteparametere: Kalsium og farge for å kunne identifisere vanntypen, og næringssaltene nitrogen og fosfor (Tot-N, Tot-P), for å kunne få en indikasjon på næringstilstand i henhold til klassegrensene i vannforskriften. Videre ble totalt organisk innhold (TOC) analysert, for blant annet å si noe om organisk belastning, i tillegg til alkalitet. Denne ble supplert med en analyse av vannprøvens innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB), som sier noe om fekal forurensning. Videre ble fargetall og innhold av kalsium (Ca) og alkalitet analysert for å typifisere vannforekomstene til riktig vanntype.

Materialet består av tre prøvetakinger (stikkprøver) i nedre del av vannforekomstene, og gir således kun et øyeblikksbilde av vannkvaliteten i vannforekomsten i de tre periodene prøven ble hentet inn. Resultatene kan benyttes til å gi et første bilde av tilstanden på de enkelte vassdrags-avsnittene som ble undersøkt, og til en grov sammenligning lokalitetene seg imellom. For å gjøre sikrere vurderinger, kreves et større undersøkelsesomfang over et lengre tidsrom og under flere miljøforhold og ulike vannføringer (snøsmelting, vårflo, tørr sommerperiode, høstflo mm).

For å vurdere vannkvaliteten i vassdraget er analyseresultatene fra vannprøvetakingen vurdert etter kriteriesett i henhold til vannforskriftens veileder 02-2013, revidert i 2015 (Anonym 2015). Det er da først nødvendig å bestemme vannforekomstens vanntype på prøvetakingsstedet. For å fastsette denne, tas det hensyn til naturtilstanden og konsentrasjonen av humus- og kalkinnholdet/alkalitet i vannet, og andre kriterier knyttet til vannforekomsten (**tabell 7**). **Tabell 7**, hentet fra tabell 3.6 i Anonym (2015), viser et utvalg av aktuelle elvetyper som vassdrag på Stokkøya og Linesøya kan typifiseres til avhengig av målt vannkvalitet på humus- og kalkinnhold.

Det er laget et kriteriesett med grenseverdier/klassegrenser for nivåer av fysisk-kjemiske støtteparametere knyttet til de ulike vanntypene i vannforskriften, som kvantifiserer et avvik fra en antatt naturtilstand. Disse er vist for de ulike vanntypene for næringssaltene nitrogen (Tot- N) og fosfor (Tot-P) i **tabell 8** og **9**.

Tabell 7. Aktuelle elvetyper for vassdrag på Stokkøya/Linesøya. Hentet fra tabell 7.6 i Anonym (2015).

Tabell 3.6 Oversikt over elvetyper i Norge med ulike betegnelser som er brukt for de samme typene. I de to økoregionene i Nord-Norge bør kun vanntypene for skog og fjell benyttes. Klimaregion fjell benyttes dersom man er over eller nord for tregrensen.								
Klimaregion	Typebeskrivelse	Type nr.*	N GIG type**	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC*** mg/l	Størrelse km ²
Lavland < 200 moh	Svært kalkfattig, svært klar	1 (a, b, c, d)		<1	<0,05	<10	<2	alle
	Svært kalkfattig, klar	2 (a, b, c, d)		< 1	<0,05	<10-30	2-5	alle
	Svært kalkfattig, humøs	3 (a, b, c, d)		<1	<0,05	30-90	5-15	alle
	Kalkfattig, svært klar	4		1-4	0,05-0,2	<10	<2	alle
	Kalkfattig, klar	5	R-N2	1-4	0,05-0,2	10-30	2-5	alle
	Kalkfattig, humøs	6	R-N3	1-4	0,05-0,2	30-90	5-15	alle
	Moderat kalkrik, klar	7	R-N1, R-N4	4-20	0,2-1,0	<30	<5	alle
	Moderat kalkrik, humøs	8		4-20	0,2-1,0	30-90	5-15	alle
	Kalkrik, klar	9		> 20	> 1	<30	<5	alle
	Kalkrik, humøs	10		> 20	> 1	30-90	5-15	alle
	Leirpåvirkete elver****	11		> 4	> 0,2	alle	alle	alle

Tabell 8. Referanseverdier og klassegrenser for total fosfor og total nitrogen i elver. Hentet fra tabell 7.9 i Anonym (2015).

Tabell 7.9 Referanseverdier og klassegrenser for Total fosfor – elver.							
a) Absoluttverdier.							
Elvetype*	Høydereion	Total Fosfor (Tot-P) i elver (µg/L)					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
1, 2, 4, 5, 18	Lavland og skog	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	>60
3, 6, 19	Lavland og skog	9	1 - 17	17 - 24	24 - 45	45 - 83	>83
7, 9	Lavland	9	1 - 15	15 - 25	25 - 38	38 - 65	>65
8, 10	Lavland	11	1 - 20	20 - 29	29 - 58	58 - 98	>98

Tabell 9. Referanseverdier og klassegrenser for total nitrogen i elver. Hentet fra tabell 7.10 i Anonym (2015).

Tabell 7.10 Referanseverdier og klassegrenser for Total nitrogen – Innsjøer og elver.								
a) Absoluttverdier.								
Innsjøtype (nr)*	Elvetype (nr)*	Høydereion	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
			Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
1, 2, 4, 5, 18	1, 2, 3, 4, 5, 18	Lavland og skog	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
6	na	Lavland	175	1-200	200-400	400-650	650-1300	>1300
3, 7, 19	6, 19	Lavland og skog	275	1-475	475-650	650-1075	1075-1775	>1775
8, 10	7, 9	Lavland	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
9, 11	8, 10, 11	Lavland	325	1-550	550-775	775-1325	1325-2025	>2025

For å vurdere konsentrasjonen av totalt organisk materiale (TOC) og innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB) er det ikke utarbeidet kriterier i henhold til vannforskriften. Det er derfor benyttet tidligere kriteriesett, utarbeidet for SFT (Andersen mfl. 1997) for å vurdere og klassifisere miljøkvalitet i ferskvann for disse to parameterne (**tabell 10**).

Bakterier og fekal forurensing

I tillegg til vannprøvene som ble hentet med det formål å beskrive den fysisk-kjemiske vannkvaliteten, ble det også hentet inn parallelle vannprøver, som ble analysert for innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB). Dette ble gjort for å få et øyeblikksbilde av eventuell fekal forurensing på prøvetakingstidspunktene. Resultatene er vurdert utfra SFT-grenseverdier for miljøtilstand i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

TKB er indikatorbakterier som benyttes til å påvise blant annet fekal forurensning i vann, fra mennesker og andre varmblodige dyr (pattedyr og fugler). *E. coli* er den viktigste bakteriegruppen innenfor TKB-gruppen. Den er en god indikatorbakterie, og formerer seg ikke i vesentlig grad i miljøet utenom tarmen, men kan også forekomme i råtnende plantemateriale, dvs. naturlige jordbakterier. Disse bakteriene overlever noe lenger i naturen enn *E.coli*. Bakterien er vanlig forekommende i fekalier. De fleste *E.coli*-stammene er ufarlige og utgjør en viktig og naturlig del av den normale mikrofloraen i tarmen, men når den registreres med forhøyde nivåer, indikerer dette at vannforekomsten mottar fekal forurensing. Kilden er som oftest avløpsvann og slam (human fekal opprinnelse), og/eller slam og husdyrgjødsel (animalsk fekal opprinnelse). Påvirkningen sees raskt i vannforekomster som mottar slik påvirkning med en økning i antall slike

indikatorbakterier. Funn av fekal forurensing indikerer fare for smitte fra andre bakterier og parasitter.

Fysisk-kjemiske variabler av vannkvalitet fungerer som støtteparametere, noe betyr at de har en kompletterende funksjon til de biologiske kvalitetselementene (i denne rapporten bunndyr og eventuelt laksefisk), som har den sentrale funksjonen ved klassifisering av økologisk tilstand.

Tabell 10. Grenseverdier for miljøtilstand i ferskvann mht. innhold av partikler, organiske stoffer og bakterier (Andersen mfl. 1997).

Virkning av	Parameter	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Organiske stoffer:	TOC, mg C/l	< 2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	> 15
Bakterier:	TKB*	< 5	5 - 50	50 – 200	200 - 1000	> 1000

*Termotolerante koliforme bakterier. Antall cfu pr. 100 ml.

4 Resultater

4.1 Ungfiskundersøkelser i bekker på Stokkøya/Linesøya

Tabell 11 viser forekomst av ungfisk og estimerte tettheter ved de undersøkte stasjonene i bekker på Stokkøya og Linesøya. Lengdefordeling og antatt alder hos all fanget ungfisk fra Kvernhusmyrbekken er vist i **figur 11**. Dette inkluderer også ungfisk som ble fanget utenom oppmålt areal (stasjonsområde 5) i denne bekken.

Sungårdsbekken på Stokkøya var fisketom med hensyn til ørret/laksefisk. Kun den nederste stasjonen, med fri vandringsvei til sjøen i dag, hadde normal forekomst av fiskeartene Skrubbe (*Platichthys flesus*) og tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*).

Kvernhusmyrbekken på Stokkøya hadde forekomst av ørret, tre-pigget stingsild og ål (*Anguilla anguilla*). Det ble til sammen fanget 23 ørretunger ved de undersøkte stasjonsområdene i Kvernhusmyrbekken. Alle forventede årsklasser av ørretunger var tilstede, men tetthet og forekomst var noe lavere enn forventet. Ved stasjon 4 ble det fanget 10 ørretunger. Tre av disse hadde lengder mellom 43-47 mm, tilsvarende årsyngel (0+) (se **figur 11**, øvre bilde). De syv resterende ørretungene var mellom 73-131 mm, og tilsvarer lengdene hos ett- ($\geq 1+$) og toåringer ($\geq 2+$) (se **figur 11**, nedre bilde). Tettheten av årsyngel ørret (0+) var svært lav, med 6,0 individer per 100 m². Tettheten av ørretunger med alder ett år eller eldre ($\geq 1+/\geq 2+$) var også lav, men noe høyere, med 11,7 individer per 100 m². I bekk til Vadtjønna (stasjon 6) ble det ikke påvist årsyngel av ørret, men to eldre ørretunger på hhv. 135 og 127 mm ble registrert. Dette ga en estimert tetthet på 3,2 ørretunger per 100 m². Ved stasjon 5 i Kvernhusbekken, etter kvalitativt søk med elfiskeapparatet over et begrenset område, ble det fanget til sammen 13 ørretunger. Tre ørretunger hadde her lengder mellom 57-62 mm, tilsvarende antatt årsyngel, mens øvrige ørretunger hadde lengder fra 82-149 mm, tilsvarende eldre årsklasser.

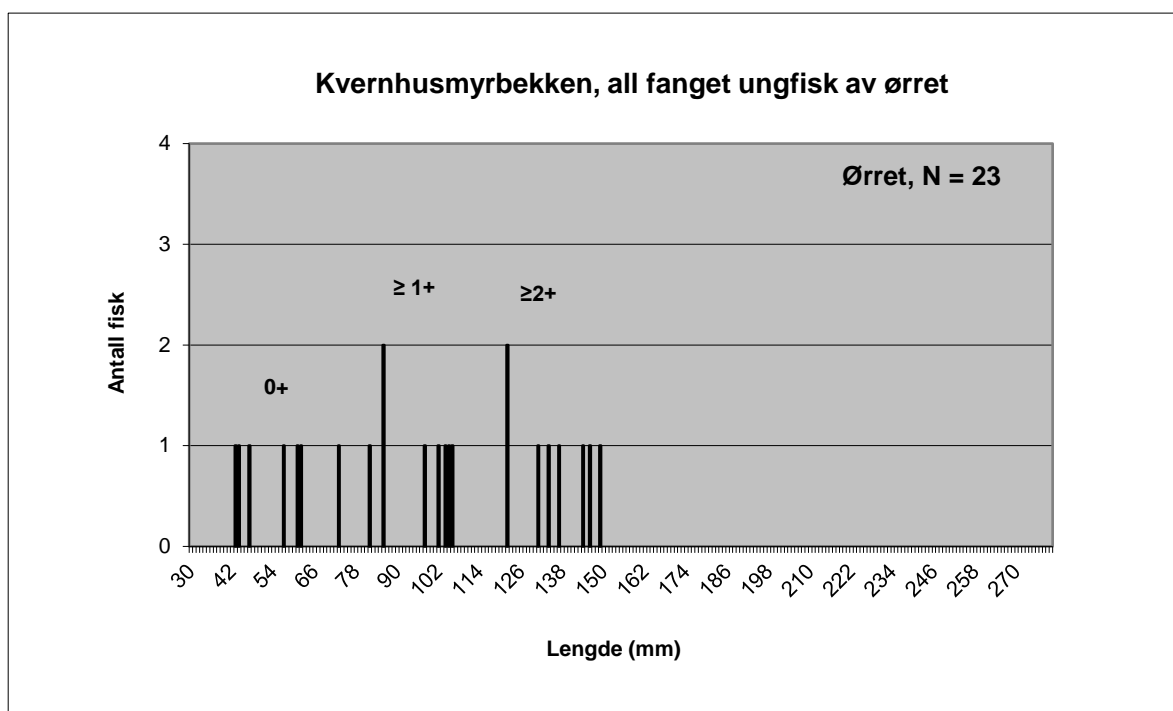
Det ble som nevnt fanget en ål i Kvernhusmyrbekken (**figur 13**). Denne ålen var om lag 40 cm lang. Den ble i tillegg observert flere ål i ulike størrelser (15-40 cm) på dypere vann, eller som ikke lot seg fange.

Det ble ikke påvist ørretunger i Vågåbekken på Linesøya på de to undersøkte stasjonsområdene i bekken, hhv. nedstrøms (st7) og oppstrøms (st.8) Linesmarka-veien.

Tabell 11. Fiskesamfunn og estimert tetthet av laksefisk i bekker på Stokkøya/Linesøya.

Vassdrag			Tetthet (antall individer per 100 m²)					
			All laksefisk	Ørret		Laks		
Navn	St.	Areal (m²)	Total tetthet	0+	≥ 1+	0+	≥ 1+	
Sundgårdbekken	1	50	0	0	0	0	0	Skrubbe, stingsild
Sundgårdbekken	2	50	0	0	0	0	0	Ingen
Sundgårdbekken	3	65	0	0	0	0	0	Ingen
Kvernhusmyrbekken	4	100	18,2	6,0	11,7	0	0	Ål, stingsild
Kvernhusmyrbekken	5	-	+	+	+	0	0	Stingsild
Bekk til Vadtjønna	6	90	3,2	0	3,2	0	0	Stingsild
Vågåbekken	7	50	0	0	0	0	0	Ingen
Vågåbekken	8	-	0	0	0	0	0	Ingen

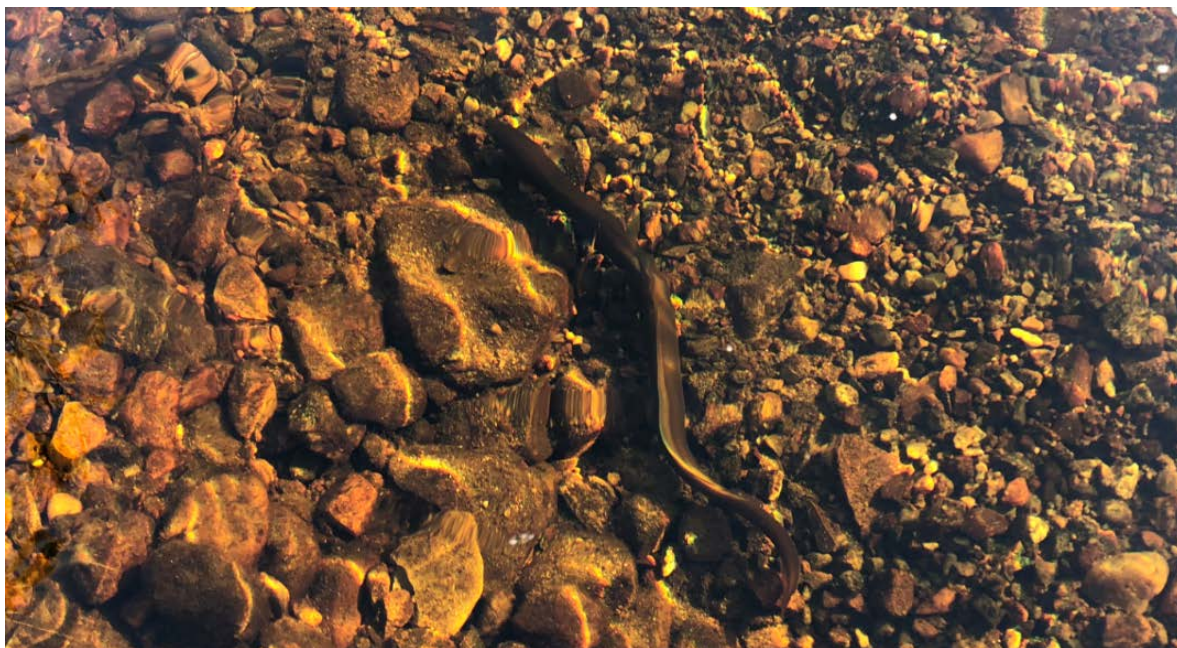
+ = påvist med god forekomst



Figur 11. Lengdefordeling og antatt alderskasetilhørighet hos ungfisk av ørret ved stasjon 4 og 5 i Kvernhusmyrbekken på Stokkøya.



Figur 12. Årsyngel (øverst) og eldre ørretunge (nederst) i Kvernhusmyrbekken. Foto: NINA.



Figur 13. Ål i Kvernhusmyrbekken. Foto: NINA.

4.1.1 Gytefiskregistreringer i Kvernhusmyrbekken

Ved gjennomføringen av ungfiskundersøkelsene ble det klart at Kvernhusmyrbekken hadde en relativt stor forekomst av gytefisk etter oppgang fra sjøen denne høsten (**figur 14-17**). På bekkepartiet fra veikrysning Nessaveien og ned til om lag munning Vadtjønna ble det observert et titalls gytefisk av sjørøret. Det ble også observert ploger i overflaten i munningsområdet, som stammer fra stor gytefisk. Visuelt vurdert var størrelsen på den observert gytefisken fra 0,5- 2 kg, der mesteparten av fisken hadde størrelser rundt ± 1 kg. Det ble ikke gjort anstrengelser for å fange gytefisk. Kulpen nedstrøms Nessaveien ble imidlertid avsøkt med elfiskeapparat for å med sikkerhet bestemme art, kjønn og størrelse på et utvalg enkeltindivider. Dette ble gjort skånsomt, med apparatinnstillinger for «stor fisk» på elfiske-apparatet. Her ble flere gyte-ørret observert, og en ørret innfanget for måling og artsbestemming. Fisken var om lag 50 cm, med vekt (før gyting) anslått til 1,3-4 kg ved normal kondisjonsfaktor. Ørreten var en hunnfisk, og den var ferdig utgytt.

Ovenfor Nessaveien ble det til sammen observert minimum 20-30 store gytefisk av ørret. Mesteparten av ørreten oppholdt seg i kulper med roligere vannhastighet, eller i de større lonene/utposningen av bekken ovenfor veien. Et par av disse ørreten ble innfanget for artsbestemming og visuell vurdering. Art ble fastslått til (sjø-)ørret for alle registrerte og observerte gytefisk, og fisk som var ferdige med gytinga. Videre ble det fanget flere mindre utgytte ørreter med lengder mellom 20-30 cm, som trolig er ferskvannstasjonære brunørreter (ørret med helårsopphold i vassdraget, uten å vandre til sjøen).

Det ble observert flere sjørøret med ytre skader. Skadene var i stor grad forenlig med beiteskader forårsaket av lakselus under sjørøretens næringsvandring i sjøen. Sårflater på hode, deler av rygg og vevsskader på ryggfinne var godt synlig på flere fisker. Slike sår vises godt på fisken i vatnet, der skadet vev sees som hvite felt og striper på hode, nakke og rygg. Videre hadde enkeltfisk åpne sår, trolig som følge av angrep fra enten sel, fugl, oter eller tilsvarende vanlig forekommende predatorer norske kystvassdrag.



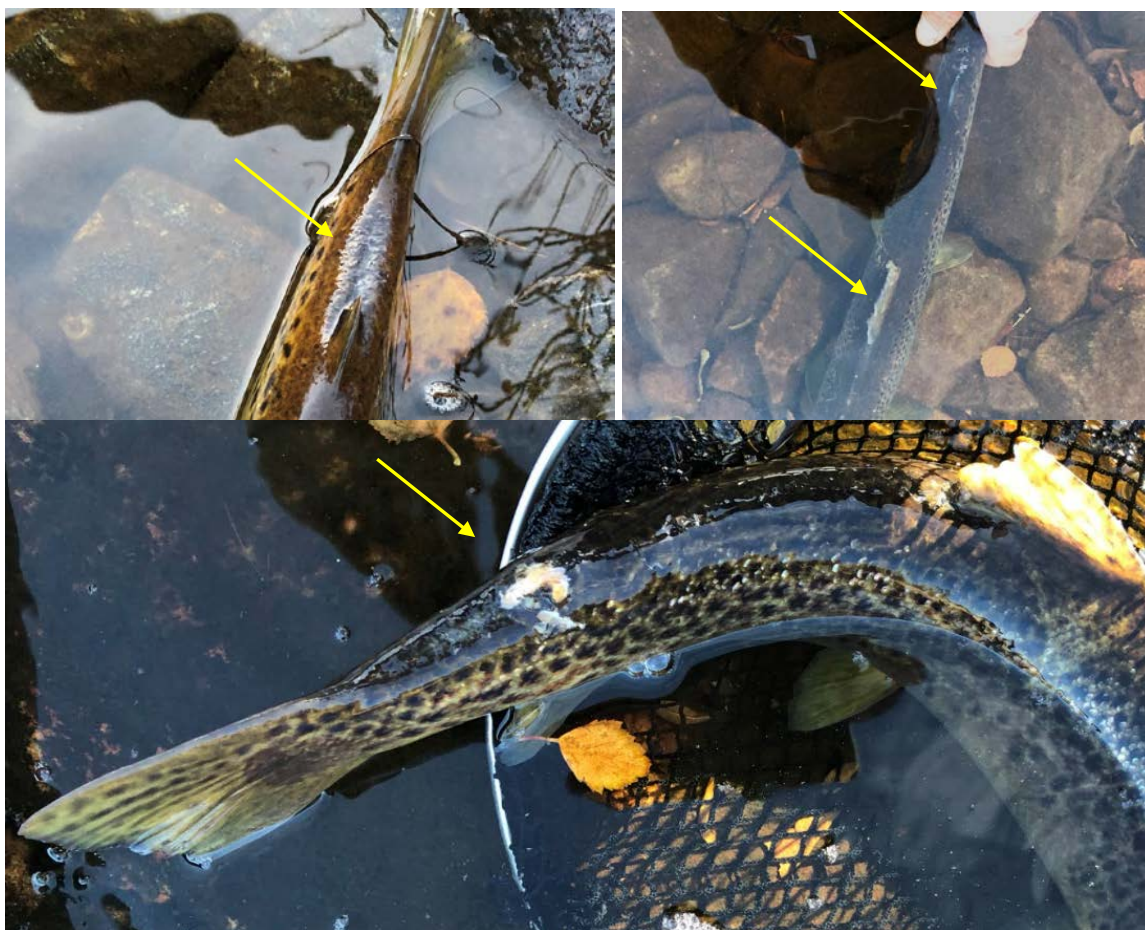
Figur 14. Vanlig gytefiskstørrelse på sjørret som ble observert i Kvernhusmyrbekken. Bildet viser en utgytt hunnfisk på nærmere 50 cm. Foto: NINA.



Figur 15. Mindre gytefisk av ørret (± 30 cm) ble også registrert i Kvernhusmyrbekken. Foto: NINA.



Figur 16. Sjøørret med sår, sannsynligvis etter predator. Foto: NINA.



Figur 17. Flere sjørøret hadde sår forårsaket av lakselus. Foto: NINA.

4.2 Ungfiskundersøkelser i Prestelva med sidebekker

Tabell 12 viser forekomst av ungfisk og estimerte tettheter av laks og ørret ved de undersøkte stasjonene i Prestelva med sidebekker.

Tabell 12. Estimert tetthet av laksefisk (ørret og laks) på stasjoner i Prestelva med sidebekker.

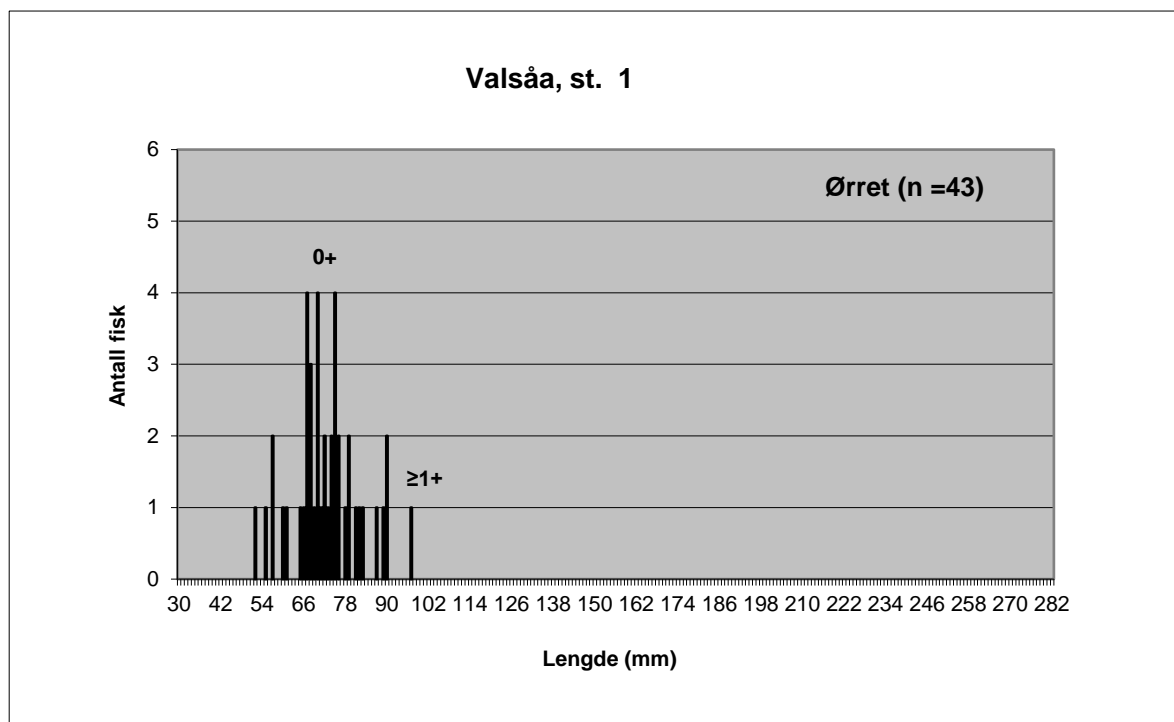
Vassdrag			Tetthet (antall individer per 100 m ²)				
			All laksefisk	Ørret		Laks	
Navn	St.	Areal (m ²)	Total tetthet	0+	≥ 1+	0+	≥ 1+
Valsåa	1	39	220,5	215,4	3,7	0	0
Prestelva	2	32	81,3	81,3	0	0	0
Prestelva	3	42	150,0	100,0	21,4	10,0	10,0
Prestelva	4	20	171,4	157,1	0	14,3	0
Prestelva	5	65	58,5	49,2	6,6	0	0
Prestelva	6	35	120,0	120	0	0	0
Prestelva	7	40	94,2	87,0	7,7	0	0
Prestelva	8	28	207,1	200,0	5,1	0	0
Prestelva	9	45	146,7	146,7	0	0	0
Kårlibekken	10	35	137,1	137,1	0	0	0
Gjennomsnitt Prestelva	St. 2-9		128,6	117,6	5,1	3,0	1,2
Gjennomsnitt Sidebekker	St. 1 og 10		183,8	176,2	3,7	0	0

I de undersøkte sidebekkene Valsåa (nedre del av Prestelva-systemet) og Kårlibekken (øvre del av Prestelva-systemet) ble det til sammen fanget 67 ørretunger på et avfisket areal på 74 m² (**tabell 12, figur 18 og 19**). Fangsten ga en beregnet en tetthet av årsyngel ørret på hhv. 220,5 (st. 1, Valsåa) og 137,1 individer per 100 m² (st. 10, Kårlibekken). Ingen eldre ørretunger ble registrert på stasjonen i Kårlibekken (st. 10), mens det ble beregnet en tetthet av $\geq 1+$ ørret på 3,7 individer per 100 m² i Valsåa (st. 1).

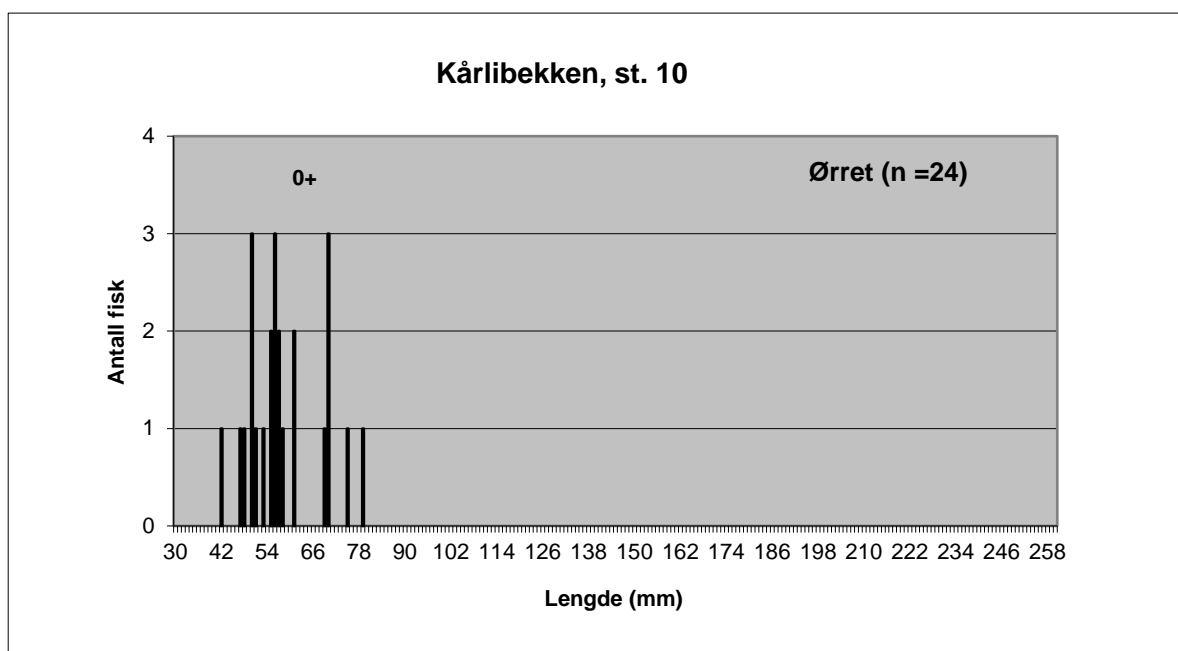
På stasjoner i hovedelva Prestelva (st. 2-9) ble avfisket et totalt areal på 307 m², med en totalfangst på 195 ørretunger og fem laksunger (**tabell 12, figur 20-22**). Årsyngel-tettheten av ørret varierte fra 49,2 (st. 5) til 200,0 (st. 8) individer per 100 m². Fem av de åtte stasjonene i hovedelva hadde tettheter av årsyngel ørret over 100 individer per 100 m², noe som ga et gjennomsnitt på 117,6 individer per 100 m².

Tettheten av eldre ørret varierte fra 0 til 21,4 individer per 100 m². Høyeste tetthet ble beregnet ved stasjon 3. Fire av åtte stasjoner hadde ingen forekomst av eldre ørretunger, mens tre av fire stasjoner hadde tettheter godt under 10 individer per 100 m². Dette ga en gjennomsnittlig tetthet av eldre ørretunger på 5,1 ungfisk per 100 m².

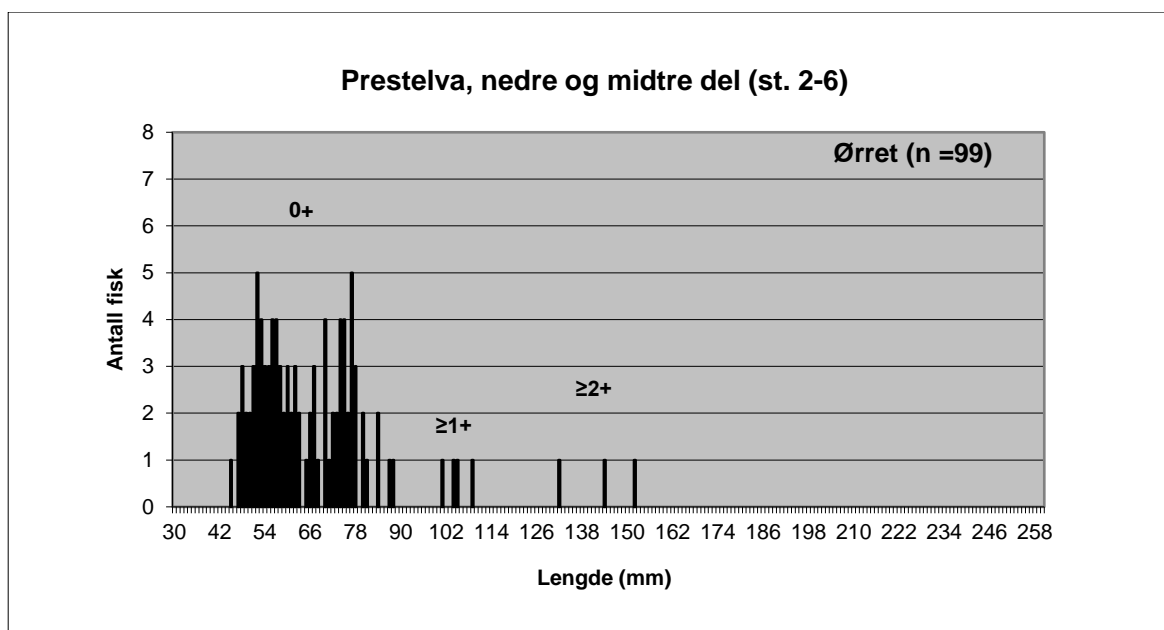
Laksunger var som nevnt fåtallige i Prestelva, og ble kun påvist ved stasjon 3 (n=3, kun årsyngel) og 4 (n=2, en årsyngel og en eldre ungfisk) i Prestelva. Ved stasjon 3 ble det beregnet en tetthet av årsyngel laks på 14,3 fisk per 100 m², og 10,0 fisk per 100 m² ved stasjon 4. Eldre laksunger ble kun påvist med ett individ ved stasjon 3, noe som ga en beregnet tetthet på 10,0 fisk per 100 m².



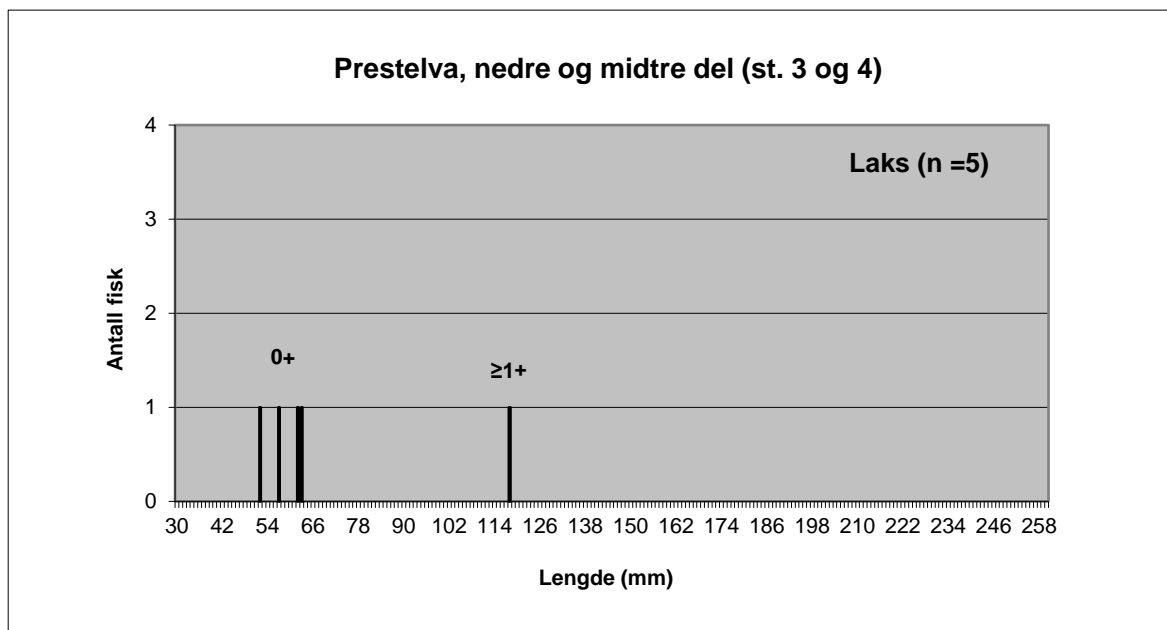
Figur 18. Lengdefordeling og antatt alderskasetilhørighet hos ungfisk av ørret ved stasjon 1 i Valsåa.



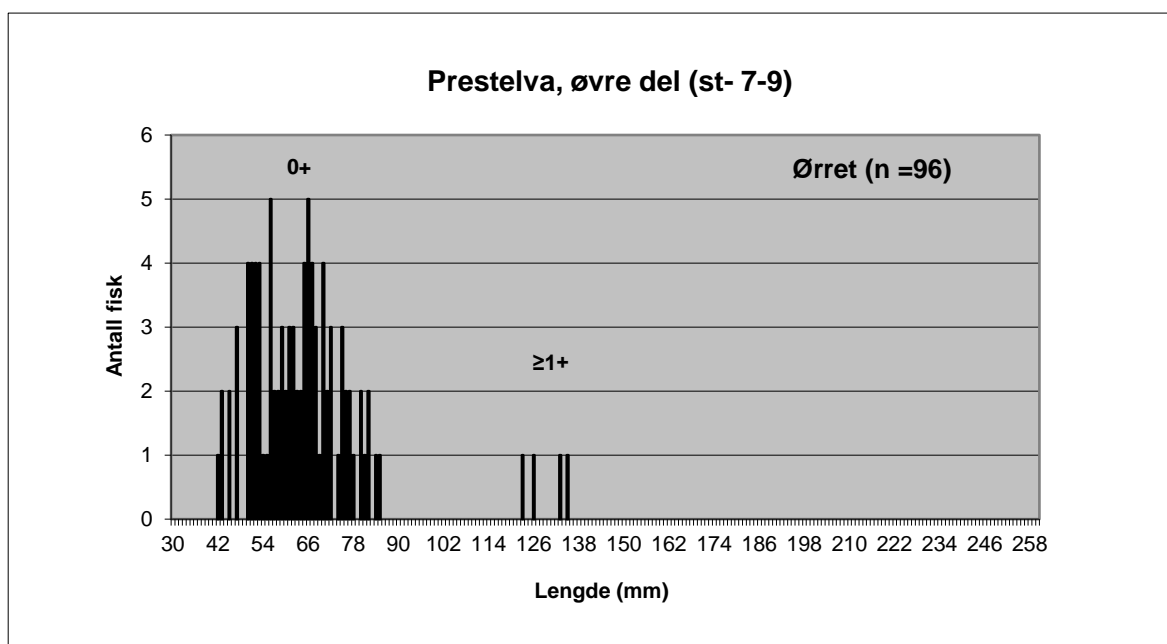
Figur 19. Lengdefordeling og antatt aldersklassetilhørighet hos ungfisk av ørret ved stasjon 10 i Kårlibekken.



Figur 20. Lengdefordeling og antatt aldersklassetilhørighet hos ungfisk av ørret ved stasjon 2 til 6 i nedre og midtre del av Prestelva.



Figur 21. Lengdefordeling og antatt aldersklassetilhørighet hos ungfisk av laks ved stasjon 3 og 4 i nedre/ midtre del av Prestelva.



Figur 22. Lengdefordeling og antatt aldersklassetilhørighet hos ungfisk av laks ved stasjon 7 -9 i øvre del av Prestelva.

4.2.1 Gytefiskregistreringer og taksering av gyteområder ovenfor Råbygdveien

Øvre del av Prestelva, dvs. fra veikrysning under Råbygdveien og opp mot samløp med Kårlibekken er det siden 2013 (Bergan 2014) utført sikring mot kvikk-leireskred, erosjon og utglidning av elvesider. Det er samtidig (i etterkant) gjort fiskeforsterkende habitat-tiltak i sikret strekning, gjennom utlegging av egnet gytesubstrat, storstein, trevirke og lignende naturhermende restaureringstiltak.

Ved befarings av strekningen samtidig som ungfisktellingene ble gjennomført, ble det klart at dette elvepartiet hadde gode forekomster av stor gytefisk, med stor dominans av sjørret (**figur 23**). Det ble observert og identifisert sjørret med størrelser fra 1-3 kilo ved samtlige elvepartier som ble vurdert egnet for gyting. Videre ble det registrert gyteaktivitet (**figur 24**, pågående gyting og nyanlagte gytegroper) ved alle områder som har fått tilført gytesubstrat etter sikringstiltaket.



Figur 23. Gytemoden sjørret hannfisk på om lag 1 kilo fra Prestelva høsten 2018. Foto: NINA.



Figur 24. Registrert gyteaktivitet hos sjøørret (1-3 kilo) på strekninger ovenfor Råbygdveien, beliggende mellom el-fiskestasjon 7 og 8. Gul pil på øverste bilde viser halefinnen til sjøørret gå klar av vannet. Gul pil på nederste bilde markerer graveaktivitet hos sjøørret. Foto: NINA.

Like nedstrøms samløp med Kårlibekken, dvs mellom stasjon 9 og 10, ble en gytefisk av laks registrert (**figur 25**). Dette var en gytemoden hunnfisk, med vekt på om lag 4 kilo. Laksen var fortsatt relativt blank, og hadde ikke stått på elva særlig lenge. Alle finner var intakte, og ingen forkortning av gjellelokk ble registrert. Laksen hadde ingen synlig skader etter lus, og k-faktor anses som meget god. Ut fra en visuell vurdering ble denne fisken klassifisert som (stedegen) villaks tilhørende Prestelva, og returnert uskadet tilbake til elva.



Figur 25. Gytemoden hunnlaks registrert i øvre del av Prestelva, mellom elfiskestasjon 9 og 10.
Foto: NINA.

4.3 Økologisk tilstand - Laksefisk som kvalitetselement

4.3.1 Bekker på Linesøya/Stokkøya

Tabell 13 viser en tilnærming til økologisk tilstandsklassifisering ved bruk av laksefisk som kvalitetselement for bekker på Stokkøya/Linesøya. For stasjoner i bekker (Sundgårdsbekken og Vågåbekken) som enten var fisketomme, og bekk til Vadtjønna med lav tetthet av ørretunger, anses vurderingsgrunnlaget og kunnskap om naturtilstand som foreløpig for lite til å fastsette en treffsikker tilstandsklasse. Se kapittel 5 for videre redegjørelse av dette.

I Kvernhusmyrbekken ble det også påvist lav forekomst av ungfisk ørret, som ga estimerte ungfisktettheter som er lavere enn forventet for denne typen vannforekomster med sjøvandrende ørret. Ved bruk av gjeldene forventninger til tetthet oppnår stasjon 4 «Dårlig økologisk tilstand» (se forventningsverdier i **tabell 5** og anadrome habitater for ungfisk (ikke beskrevet)). En mer inngående og detaljert fiskebiologisk ekspertvurdering av tilstanden tilsier grensenivået «Moderat/God» økologisk tilstand, med få/ingen risikofaktorer eller påvirkninger knyttet til ferskvannsfasen i vassdraget. En eventuell redusert fiskebestand i denne vannforekomsten må trolig knyttes til leveforhold i sjøen, økt dødelighet og/eller endret livshistorie som følge av infeksjoner av lakselus, eller andre risikofaktorer (eksempelvis overbeskatning). Det er ikke mulig å gjøre sikre vurderinger av dette med dagens beskjedne datagrunnlag. Se kapittel 5 for videre omtale av denne problematikken.

Tabell 13. Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement.

Vassdrag		Tetthet	
		All laksefisk	Ekspertvurdering
Navn	St.	Total tetthet (n/100 m ²)	Miljøtilstand
Sundgårdbekken	1	0	Ikke vurderingsgrunnlag
Sundgårdbekken	2	0	Ikke vurderingsgrunnlag
Sundgårdbekken	3	0	Ikke vurderingsgrunnlag
Kvernhusmyrbekken	4	18,2	Moderat/God
Kvernhusmyrbekken	5	+++	Moderat/God
Bekk til Vadtjønna	6	3,2	Ikke vurderingsgrunnlag
Vågåbekken	7	0	Ikke vurderingsgrunnlag
Vågåbekken	8	0	Ikke vurderingsgrunnlag

+++ = påvist med god forekomst, men ingen arealoppmåling for å beregne tetthet

4.3.2 Prestelva med sidebekker

Tabell 14 viser en tilnærming til økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement for stasjoner i Prestelva med sidebekker.

Den estimerte totale ungfisktettheten må karakteriseres som tilfredsstillende, med klar dominans av ørret årsyngel. Vurdert etter forventningsverdiene i **tabell 5** oppnås «Svært god» økologisk tilstand ved alle stasjoner unntatt stasjon 5, som med noe lavere ungfisktetthet oppnår «God» økologisk tilstand. Ved flere stasjoner er tilstandsklassen likevel ekspertvurdert ned med en tilstandsklasse. Dette skyldes at årsklassen $\geq 1+$ (ettåringer) av ørret var unormalt fåtallige i Prestelva høsten 2018, uten at vi kan peke på konkrete årsaker til dette. Se diskusjonskapittelet for videre redegjørelse av denne problematikken.

Tabell 14. Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av laksefisk som kvalitetselement.

Vassdrag		Tetthet (antall individer per 100 m ²)	
		All laksefisk	
Navn	St.	Total tetthet (n/100 m ²)	Ekspertvurdering
Valsåa	1	220,5	Svært god
Prestelva	2	81,3	God
Prestelva	3	150,0	God
Prestelva	4	171,4	God
Prestelva	5	58,5	Moderat
Prestelva	6	120,0	God
Prestelva	7	94,2	God
Prestelva	8	207,1	Svært god
Prestelva	9	146,7	God
Kårlibekken	10	137,1	Svært god
Gjennomsnitt Prestelva		128,6	God
Gjennomsnitt Sidebekker		183,8	Svært god

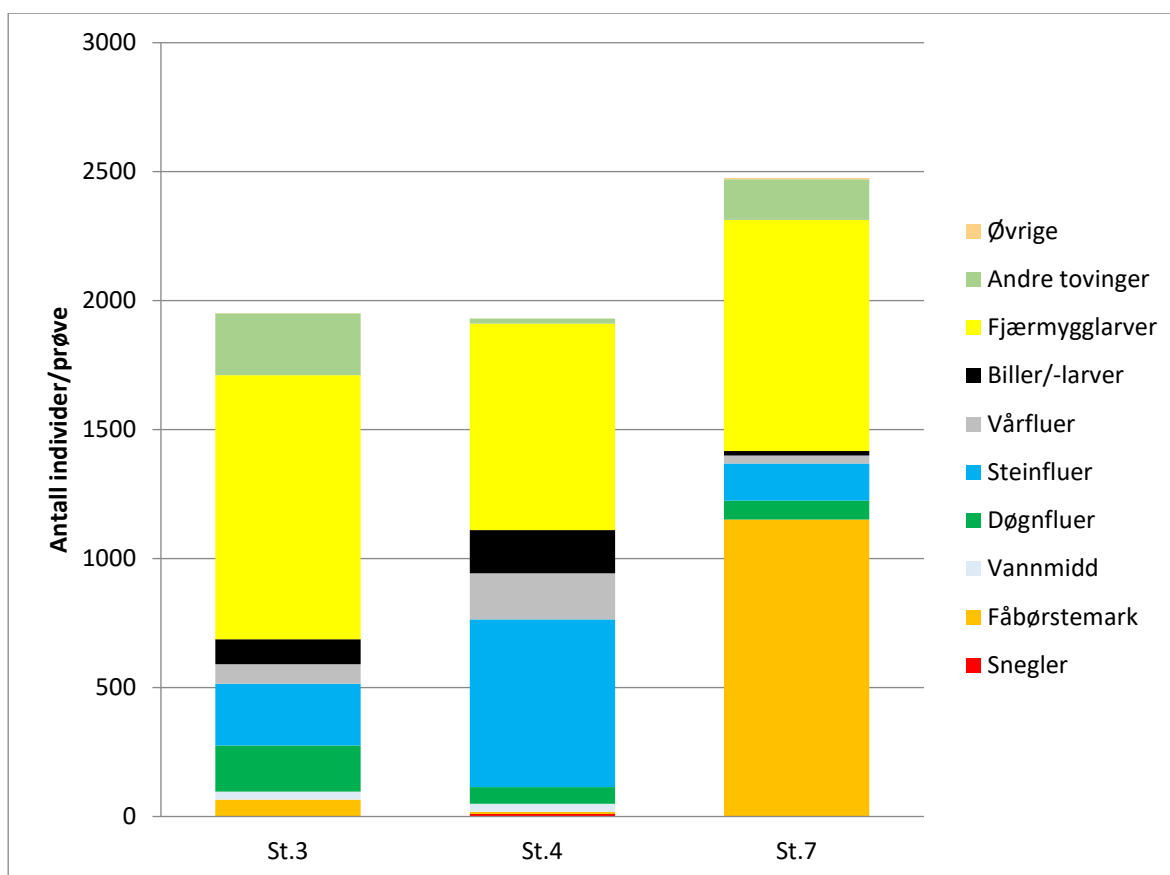
4.4 Bunndyrundersøkelser

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i bekker på Stokkøya/Linesøya er presentert i figurer og tabeller i dette kapittelet. Fullstendig artsliste med antall bunndyr per prøve er vist i **vedlegg A**.

Ved stasjon 3 i Sungårdsbekken ble det til sammen funnet 1952 individer av ulike bunndyr per prøve (**figur 26**). Dominerende bunndyrgruppe var «Fjærmygg», med 1024 individer per prøve, noe som utgjorde 52,46 % av den totale bunndyrfaunaen. Videre ble det funnet 240 individer av gruppen «Andre tovinger» og «Steinfluer», som begge hver for seg utgjorde 12,3 % av bunndyrene. Øvrige bunndyrgrupper var lite representert i antall per prøve og i prosentvis dominansforhold.

Ved stasjon 4 i Kvernhusmyrbekken ble til sammen funnet 1931 individer av ulike bunndyr per prøve (**figur 26**). Dominerende bunndyrgruppe var også her «Fjærmygg», med 800 individer per prøve, noe som utgjorde 41,43 % av den totale bunndyrfaunaen. Videre ble det funnet 650 individer av gruppen «Steinfluer», som utgjorde 33,66 % av antall bunndyr. Øvrige bunndyrgrupper var lite representert i antall per prøve og i prosentvis dominansforhold.

Ved stasjon 7 i Vågåbekken ble til sammen 2475 individer av ulike bunndyr registrert per prøve (**figur 26**). Blant de dominerende bunndyrgruppene var «Fåbørstemark» (1152 individer) og «Fjærmygg» (896 individer) som utgjorde henholdsvis 46,5 % og 36,2 % av den totale bunndyrfaunaen per prøve. Øvrige bunndyrgrupper var lite representert i antall per prøve og i prosentvis dominansforhold.

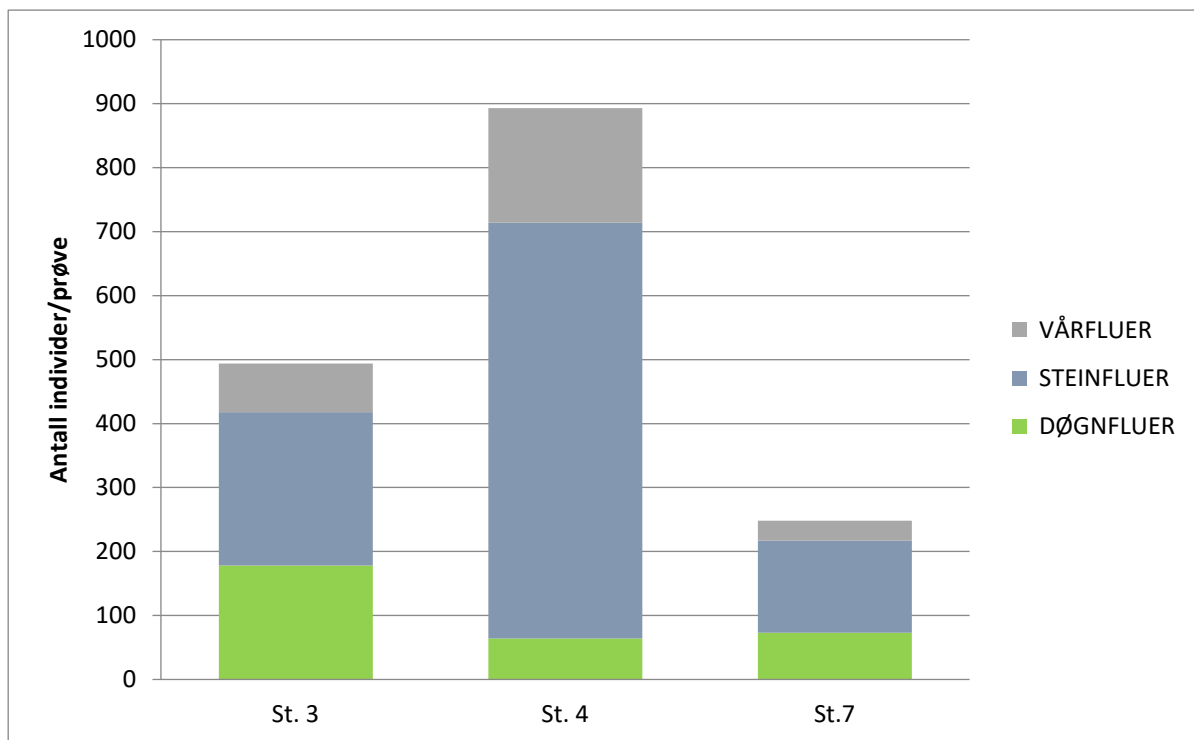


Figur 26. Totalt antall individer og antall individer innenfor ulike bunndyrgrupper per prøve på de undersøkte stasjonene i Sundgårdsbekken (st.3), Kvernhusmyrbekken (st. 4) og Vågåbekken (st. 7).

Figur 27 viser en oversikt over antall individer av døgn- stein- og vårfluer (EPT) per prøve i de undersøkte bekkene, mens **tabell 15** synliggjør antall bunndyr per bunndyrgruppe og prosentlig fordeling per prøve.

Tabell 15. Antall bunndyr per prøve fordelt på bunndyrgrupper og prosentlig andel av det totale bunndyrtallet.

Bunndyrgrupper	St.3		St.4		St.7	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Snegler	1	0,05 %	10	0,52 %	0	0,00 %
Fåbørstemark	64	3,28 %	8	0,41 %	1152	46,55 %
Vannmidd	32	1,64 %	32	1,66 %	0	0,00 %
Døgnfluer	178	9,12 %	64	3,31 %	73	2,95 %
Steinfluer	240	12,30 %	650	33,66 %	144	5,82 %
Vårfluer	76	3,89 %	179	9,27 %	31	1,25 %
Biller/-larver	96	4,92 %	168	8,70 %	17	0,69 %
Fjærmygglarver	1024	52,46 %	800	41,43 %	896	36,20 %
Andre tovinger	240	12,30 %	20	1,04 %	158	6,38 %
Øvrige	1	0,05 %	0	0,00 %	4	0,16 %
Sum	1952	100,00 %	1931	100,00 %	2475	100,00 %



Figur 27. Totalt antall individer av EPT og antall individer innenfor gruppene Døgn- (E), Stein- (P) og Vårfluer (T) ved de undersøkte stasjonene i Sundgårdsbekken (st.3), Kvernhusmyrbekken (st. 4) og Vågåbekken (st. 7).

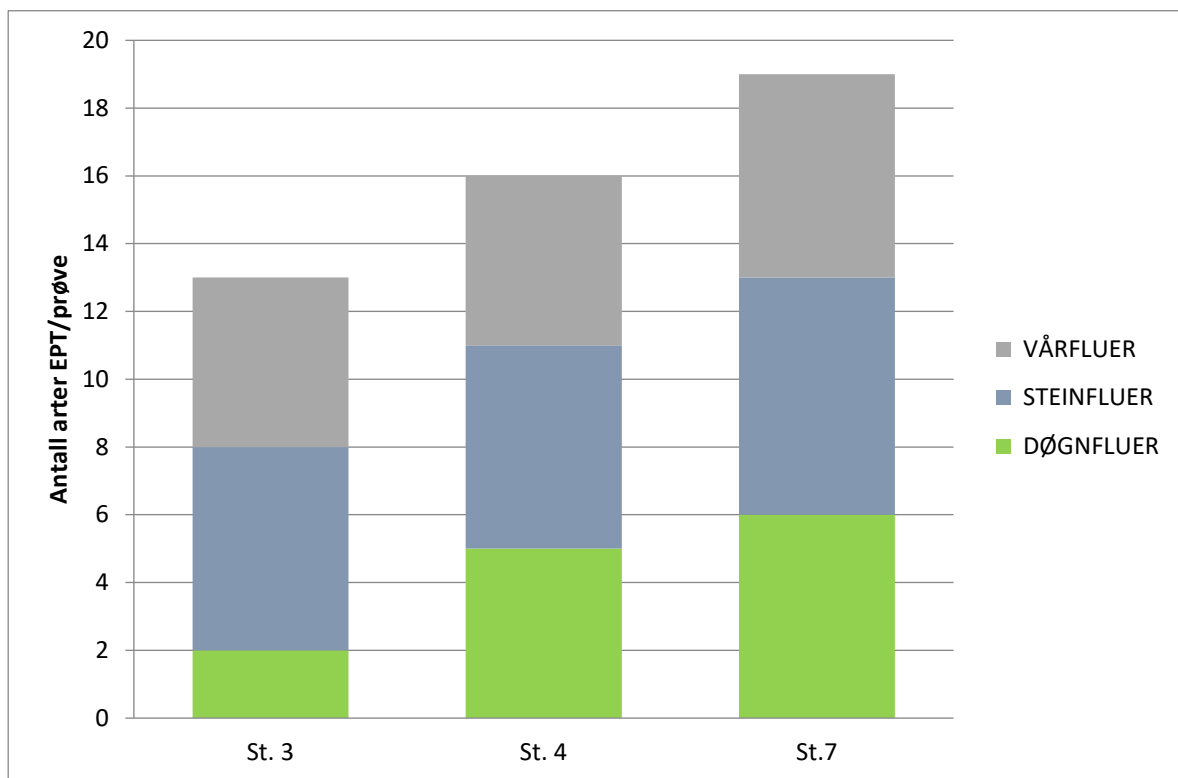
Ved stasjon 3 i Sundgårdsbekken ble det påvist til sammen 494 individer av EPT, noe som utgjorde 25,31 % av det total antallet bunndyr per prøve (**tabell 15, figur 27**). Antallet var fordelt på 178 døgnfluer, 240 steinfluer og 76 vårfluer. Ved stasjon 4 i Kvernhusmyrbekken ble det funnet til sammen 893 individer av EPT, noe som utgjorde 46,25 % av det totale antall bunndyr per prøve (**tabell 15, figur 27**). Antallet var fordelt på 64 døgnfluer, 650 steinfluer og 179 vårfluer. Tilsvarende for stasjon 7 i Vågåbekken var 248 individer av EPT per prøve (**tabell 15, figur 27**), noe som utgjorde 10,02 % av det totale bunndyrantallet.

Det biologiske mangfoldet av EPT (antall ulike taksa av EPT) var hhv. 13, 16 og 19 ulike taksa på stasjon 3, 4 og 7 (**figur 28**). Ved stasjon 3 ble to døgnfluetaksa, seks steinfluetaksa og fem vårfluetaksa registrert. Tilsvarende for stasjon 4 var fem døgnfluetaksa, seks steinfluetaksa og fem vårfluetaksa. Ved stasjon 7 ble det påvist seks døgnfluetaksa, syv steinfluetaksa og seks vårfluetaksa.

Blant døgnfluene var arter i familiene Leptophlebiidae (*Leptophlebia* sp. og *Paraleptophlebia* sp) vanlig forekommende i alle bekkene, men med lave antall. Utover dette ble arter i familien Baetidae registrert ved stasjon 3 og 7, men med noe lave antall. Baetidaer ble ikke påvist ved stasjon 4 i Kvernhusbekken.

Blant steinfluene ble rovformen *Isoperla* sp. registrert i alle bekkene som vanlig forekommende, og var blant de mest dominerende artene ved stasjon 3. Nemouridaer var vanlig forekommende i alle bekkene, og arten *Amphinemura sulcicollis* dominerte ved stasjon 4. Utover dette ble den rentvannskrevende arten *Leuctra hippopus* registrert med gode forekomster ved stasjon 3 og 4, men ble ikke funnet ved stasjon 7. Tilsvarende ble arten *Brachyptera risi* påvist med normale forekomster ved stasjon 3 og 7, men arten ble ikke påvist ved stasjon 4. Blant vårfluene dominerte individer av arten *Ryacophila nubila* ved stasjon 3, mens slekten *Hydroptila* sp. var mest tallrik ved stasjon 4. Ved stasjon 7 dominerte husbyggende individer i familien Limnephilidae

vårfluefaunaen. For nærmere detaljer knyttet til de ulike registrerte taksa og bunndyrfaunaen for øvrig vises det til komplett artsliste i **vedlegg A**.



Figur 28. Biologisk mangfold ved de undersøkte stasjonene i bekker på Stokkøya/Linesøya, uttrykt ved antall ulike taksa EPT.

4.5 Miljøtilstand og klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av bunndyr

Bunndyrundersøkelsene i bekker på Linesøya og Stokkøya avdekker kun moderate belastninger knyttet til redusert vannmiljø- og kvalitet (**tabell 16**). Oppnådd ASPT-indeksverdi ligger lavere enn referanseverdien, men høyere enn grensenivået for miljømålet «God økologisk tilstand», som er 6,0, ved alle stasjoner. Dette gir følgelig en normalisert EQR-verdi innenfor miljømålet «God økologisk tilstand».

BMWP-indeksverdien ligger mellom 80-86 for alle stasjoner, noe som kan indikere at bunndyrfaunaen er i grensesjiktet for moderat vannkjemisk påvirkning (Bergan & Aanes 2017). Tilsvarende viser det biologiske mangfoldet av EPT noe lavt antall ved stasjon 3, mens stasjon 4 og 7 har det man (faglig vurdert) anser som normalt mangfold av EPT for denne typen vassdrag.

En ekspertvurdering av bunndyrsamfunnet tilsvarer indeksvurderingene. For stasjon 3 i Sundgårdsbekken og Stasjon 4 i Kvernhusmyrbekken synliggjøres ingen store forskyvninger i bunndyrfaunaen mot tolerante bunndyrgrupper. Rentvannskrevende arter er samtidig tilstede med gode forekomster. Dette gjelder også for stasjon 7 i Vågåbekken, men her er det noe mindre tallrikhet av rentvannskrevende EPT (i antall), og samtidig noe økning i bunndyrgruppen fåbørstemark. Dette kan indikere økt organisk belastning og nedslamming, som kan være kamuflert av drift av rentvannskrevende bunndyr fra mindre påvirkede strekninger oppstrøms.

Tabell 16. Samlet miljøtilstand for bekker på Linesøya og Stokkøya på bakgrunn av bunnfaunaundersøkelser høsten 2018. Oversikt over beregnede indekser og deres miljøtilstandsbedømming.

Dato : 11.10.2018	St. 3	St. 4	St. 7
ASPT – Average Score Per Taxon	6,14	6,15	6,23
EQR – Økologisk tilstand	0,89	0,89	0,90
Normalisert EQR ASPT	0,64	0,64	0,65
BMWP- indeks	86	80	81
EPT- indeks	13	16	19
Ekspertvurdert miljøtilstand	God	God	God/Moderat

4.6 Analyser av vannkvalitet

Resultatene fra vannanalysene i vassdragene på Stokkøya/Linesøya kjennetegnes ved å ha til dels svært høye fargetall og lave kalsiumnivåer (**tabell 17**). Basert på resultatene (gjennomsnittsverdier) fra vannprøvetakingen, typifiseres Sundgårdsbekken og Vågabekken til vanntype 8 (Lavlandsvassdrag, moderat kalkrik, humøs). Disse bekkene ligger i grensenivået mellom vanntype 8 og 6, med gjennomsnittsverdier tilsvarende vanntype 8. Kvernhusmyrbekken typifiseres til vanntype 6 (Lavlandsvassdrag, kalkfattig, humøs) i to av tre prøvetakingstidspunkt, men høyt kalsiumnivå ved tredje prøvetaking gjør at også denne vannforekomsten må typifiseres til vanntype 8.

Tabell 17. Resultater fra vannkvalitetsmålinger (stikkprøver) av kalsium (Ca-mg/l), Fargetall (mg Pt/l) og alkalitet (mmol) ved tre prøvetidspunkter høsten 2018. Ph ble kun målt ved ett tidspunkt.

Vassdrag	Prøvetakingsdato	Ca	Fargetall	Alkalinitet	pH
Sundgårdsbekken	2018-08-30	5,75	208	0,2	
Sundgårdsbekken	2018-09-26	2,32	94	<0.050	
Sundgårdsbekken	2018-10-31	4,57	86	0,11	7,1
Sundgårdsbekken	Gjennomsnitt	4,21	129	0,12	
Kvernhusmyrbekken	2018-08-30	1,75	145	0,1	
Kvernhusmyrbekken	2018-09-26	1,6	70	<0.050	
Kvernhusmyrbekken	2018-10-31	13,7	166	0,52	7,4
Kvernhusmyrbekken	Gjennomsnitt	5,68	127	0,22	
Vågabekken	2018-08-30	22,2	113	1,1	
Vågabekken	2018-09-26	4,82	105	0,11	
Vågabekken	2018-10-31	15,8	69	0,74	7,6
Vågabekken	Gjennomsnitt	14,27	95,7	0,65	

Tabell 18 viser en oversikt over vannkvalitetsmålinger i bekker på Stokkøya/Linesøya, med fargekoder etter klassegrensener for sin respektive vanntype.

Tabell 18. Resultater fra vannkvalitetsmålinger (stikkprøver) av næringssaltinnhold (Tot-P og Tot-N, innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB) og totalt organisk materiale (TOC) ved to prøvetidspunkter høsten 2018. Fargekoder knyttet til femdelte skala for vannkjemisk tilstand.

Vassdrag	Prøvetakingstidspunkt	Vanntype	Tot-N (µg/l)	Tot-P (µg/l)	TKB (Cfu)	TOC (mg/l)
Sundgårdsbekken	2018-08-30	8	2200	74	820	13
Sundgårdsbekken	2018-09-26	8	580	42	67	9,2
Sundgårdsbekken	2018-10-31	8	740	55	54	7
Sundgårdsbekken		Gjennomsnitt	1173	57	313	9,7
Vassdrag	Prøvetakingstidspunkt	Vanntype	Tot-N (µg/l)	Tot-P (µg/l)	TKB (Cfu)	TOC (mg/l)
Kvernhusmyrbekken	2018-08-30	8	400	34	21	9,3
Kvernhusmyrbekken	2018-09-26	8	220	7,22	95	7
Kvernhusmyrbekken	2018-10-31	8	1100	35	34	14
Kvernhusmyrbekken		Gjennomsnitt	573	25,4	50	10,1
Vassdrag	Prøvetakingstidspunkt	Vanntype	Tot-N (µg/l)	Tot-P (µg/l)	TKB (Cfu)	TOC (mg/l)
Vågabekken	2018-08-30	8	1700	150	84	9,7
Vågabekken	2018-09-26	8	630	48	120	11
Vågabekken	2018-10-31	8	570	11	2	6,9
Vågabekken		Gjennomsnitt	967	70	69	9,2

Innholdet av totalt nitrogen (Tot-N) varierer vesentlig mellom prøvetakingstidspunktene i både Sundgårdsbekken, Kvernhusmyrbekken og Vågabekken. Det er svært forhøyde nivåer i alle bekkenene ved enkelt-tidspunkt, med høyeste nivåer i Sundgårdsbekken, tilsvarende «Svært dårlig» vannkjemisk tilstand. Gjennomsnittlig innhold av totalt nitrogen tilsvarer «Dårlig» vannkjemisk tilstand i Sundgårdsbekken, mens gjennomsnittsverdien er innenfor «Moderat» vannkjemisk tilstand i Vågabekken. Nitrogenverdiene fra Kvernhusmyrbekken er innenfor klassegrensene til «Svært god/naturtilstand» ved to av prøvetakingstidspunktene, med en markant økning i tredje og siste prøvetaking, tilsvarende «Dårlig» tilstand. Dette ga et gjennomsnittlig nitrogennivå innenfor «God» tilstand.

Innholdet av totalt fosfor (Tot-P) er høyest i Vågabekken, med gjennomsnittlig verdi som overskrider tilstandsklassen «Svært dårlig» vannkjemisk tilstand, men med store variasjoner per prøvetakingstidspunkt. Fosforverdiene er også forhøyd i Sundgårdsbekken, med gjennomsnittlig verdi som overskrider tilstandsklassen «Dårlig» vannkjemisk tilstand. I Kvernhusmyrbekken varierer fosfornivået mellom «Moderat» og «Svært god» tilstandsklasse mellom prøvetakingene, med gjennomsnittlig verdi tilsvarende «Moderat» vannkjemisk tilstand.

Innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) er noe forhøyd i alle vannforekomster. Høyeste bakterienivåer ble målt i Sundgårdsbekken, med verdier tilsvarende «Dårlig» bakteriologisk tilstandsklasse. I Kvernhusmyrbekken og Vågabekken er gjennomsnittsverdiene innenfor «Moderat» tilstandsklasse. Innhold av totalt organisk materiale (TOC) er relativt stabilt forhøyd i alle undersøkte bekker, med nivåer som overskrider «Dårlig» tilstandsklasse ved alle prøvetakinger som ble gjennomført.

5 Diskusjon

5.1 Bekker på Stokkøya/Linesøya

I Sundgårdsbekken på Stokkøya ble det ikke funnet ungfisk av ørret. Man har ikke fått avklart hvorvidt denne bekken har hatt en naturlig bestand av ørret/sjørret tidligere. Basert på inntrykket etter feltarbeidet så er bekken stor og vannrik nok til å naturlig kunne huse en stedegen ørret-/sjørretbestand (dypområder/kulper for vinteroverlevelse og strykstrekninger med gytemuligheter), men bekken er fisketom i dag.

Sundgårdsbekken krysser Sundetveien i en veikrysning bestående av to runde plastrør-kulverter (**figur 29**). Rørene er ikke optimalt utformet og anlagt i forhold til fiskevandring, og kunne med fordel vært lagt noe mer nedsenket i bekkeløpet, som gir et større vandringsvindu for fisk, og hatt større dimensjon (som gir lavere vannhastighet og dermed gjør det lettere for fisk og passere). Kulverten gir uavhengig av dette, og ved normal vannføringen, ingen store vandringsproblemer for fisk, uansett fiskestørrelse.



Figur 29. Kulvert under Sundetveien. Foto: NINA.

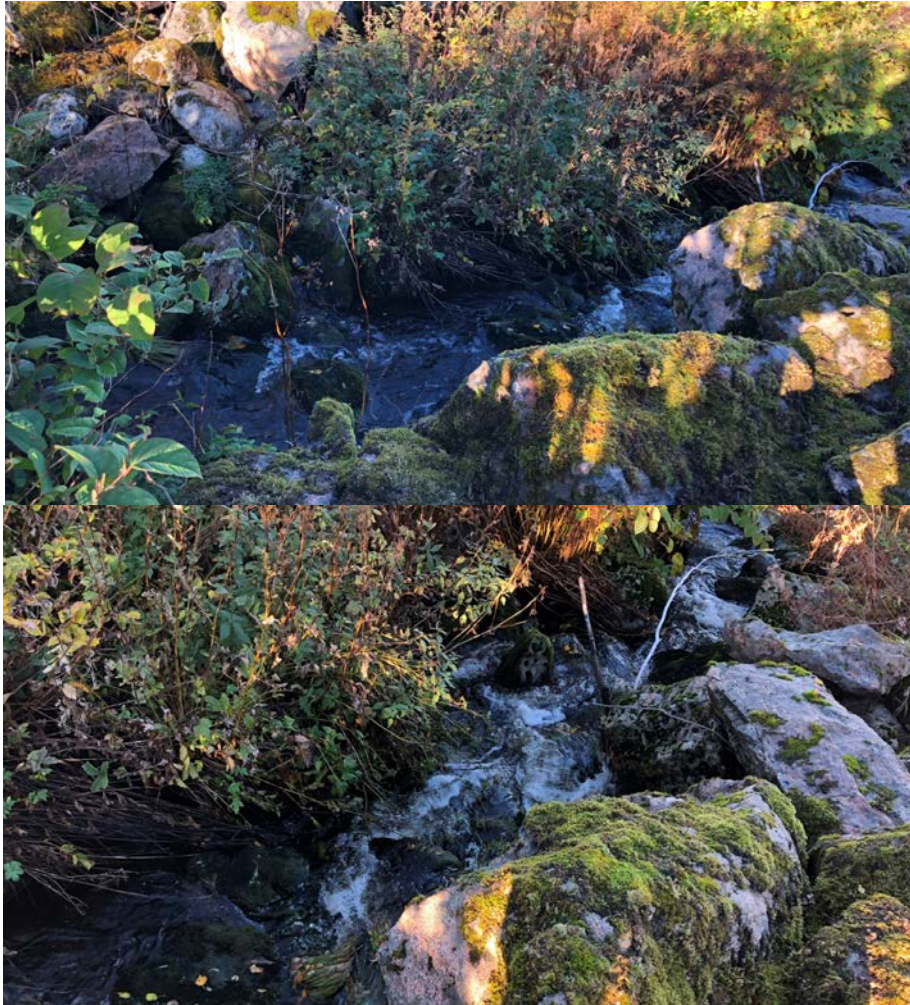
Det ble imidlertid avdekket svært vanskelige oppgangsforhold (**figur 31-33**) i nedre del av Sundgårdsbekken før munning (**figur 30 og 31**) til sjøen. Sjørret kan i dag ikke passere et parti med storstein/blokk i bekkeløpet, trolig etterlatenskaper fra en gammel forbygning, utdatert vannbruk eller lignende virksomhet. Her er ligger mye stor sprengt blokkstein (flush) spredt i og langs bekkeløpet. Dette har gitt strykstrekninger med store høydesprang og brattere gradient i bekkeløpet, uten dypere «satskulper» for sjøvandrende laksefisk. Det er ikke usannsynlig at sjørret kunne passere dette partiet av bekken før forbygningen ble anlagt, men det er ikke mulig å konkludere videre på dette uten historisk informasjon om Sundgårdsbekken.



Figur 30. Munningsområdet til Sundgårdsbekken. Foto: NINA.



Figur 31. Blokk ved bekkeløpet før munning til sjøen. Foto: NINA.



Figur 32. Blokk og storstein i bekkeløpet før munning til sjøen. Foto: NINA.



Figur 33. Blokk og storstein i bekkeløpet før munning til sjøen. Foto: NINA.

Resultatene viser at Kvernhusmyrbekken på Stokkøya utgjør (sammen med Vadtjønna) et lokalt svært viktig vassdragsystem i dette ytre kystområdet av Åfjord. Høsten 2018 var det en vesentlig oppgang av stor sjørret (gytefisk) i bekken. Ungfiskbestanden og spesielt tettheten av årsyngel, er noe fåtallig sammenlignet med forventning, uten at det per i dag kan pekes på konkrete årsaker til dette. En kan ikke utelukke at ungfisken i dette vassdraget forlater bekken og går ut i vatnet, spesielt ved tørre og varme perioder (som sommeren 2018) eller om høsten før vinteren kommer. Utover den varme og tørre sommeren i 2018 vet vi at vinteren 2017/2018 var uvanlig kald og nedbørfattig over et lengre tidsrom i regionen (<https://www.yr.no/sted/Norge/Trøndelag/Åfjord/Linesøya/almanakk>). Både bunndyrundersøkelser og vannprøveanalyser viser et vassdrag med liten menneskelig påvirkning. Det er svært liten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, og vassdraget har tilnærmet naturtilstand hva gjelder hydro-morfologiske forhold. Vassdraget har store likhetstrekk med tilsvarende høyproduktive, men små, sjørretvassdrag i andre ytre kystmiljøer i Trøndelag, eksempelvis på Smøla (Sjursen mfl. 2011, Davidsen mfl. 2012, Bergan, 2014- upublisert materiale) , Hitra (Bergan 2012) og Frøya (Bergan 2014).

I Vågåbekken på Linesøya (**figur 34**) ble det ikke funnet ungfisk av ørret på de to undersøkte stasjonsområdene hhv. nedstrøms og oppstrøms den kryssende Linesmarka-veien. Bekken er å anse som fisketom i dag. Det er ikke fastslått om denne bekken har hatt en naturlig bestand av ørret/sjørret tidligere, men det fins lokale opplysninger som viser til at bekken kan ha hatt noe produksjon av (sjø-)ørret for 40- 50 år siden (Personlig meddelelse; Arne Egil Hansen). Det opplyses her om at eieren av gården Vågan «hadde fisket ørret i utløpet av denne bekken» på sytti-tallet. Samtidig opplyses det om at nabobekken «Fagervikbekken», som det ikke fins data fra og som ikke ble undersøkt av NINA i 2018, tidligere sannsynligvis hadde en stedegen ørretbestand. Denne bestanden «kom bort da man fikk siloutslipp til bekken først på sytti-tallet» (Personlig meddelelse; Arne Egil Hansen). Det er også tidligere langt på vei dokumentert at små sjørretbekker i ytre kystområder i Trøndelag har tapt opprinnelig bestand i dag som følge av tidligere forurensninger. Fellesnevneren for dem alle er at de ofte ikke har større vannkilder (vatn) med stedegen ørret ovenfor påvirkningskildene (og rekolonisering dermed ikke har skjedd ovenfra), at forurensningen har pågått over lang tid (flere tiår), og at det har vært relativt store distanser til nærmeste fungerende sjørrettsystem (som kunne ha bidratt med rekolonisering via sjøveien).



Figur 34. Vågåbekken nedstrøms Linesmarka-veien. Foto: NINA.

Basert på inntrykket etter feltarbeidet så er Vågåbekken sannsynligvis også i dag stor og vannrik nok til å naturlig kunne huse en liten stedegen ørret-/sjørørbestand, men andelen dypområder/kulper for vinteroverlevelse er kanskje en begrensning. Strykstrekninger med gytemuligheter forekommer oppover hele bekken (**figur 35**).



Figur 35. Vågåbekken oppstrøms Linesmarka-veien. Foto: NINA.



Figur 36. Vågåbekken oppstrøms Linesmarka-veien. Legg merke til opplagring av rundballer helt inntil bekkeløpet (øverst i venstre bildekant). Foto: NINA.

Det ble registrert lagring av rundballer tett inn til bekkeløpet i Vågåbekken (**figur 36**). Det er ikke kjent om dette har en skadelig vannøkologisk effekt i vassdraget, men risikoen for dette må nevnes. Det er tidligere knyttet effekter som fiskedød, langvarig reduksjon i ungfiskbestander og utarming av bunndyrfaunaen som følge av lekkasjer av pressaft fra silo/rundballer lagret nær sjørretbekker i Trøndelag (Sjursen mfl. 2010, Bergan 2015a).

Rundballer kan, avhengig av rundballens innhold, representere en kilde til avrenning av miljøskadelig pressaft til små vassdrag. Det presiseres her at det en trenger kun om lag 1 liter silo-pressaft til 500 liter vann for starte den biologiske prosessen som fører til algevekst og forbruk av oksygen i vannet. Avrenning, selv i små mengder fra rundballer, kan derfor føre til økt næringstilgang, algeoppblomstring og gjengroing, og i verste fall enten akutt eller sekundær fiskedød. Forskrift om gjødselvarer av organisk opphav gjelder for rundballer. Se <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951> for mer informasjon. Gjødselvarerforskriftens stiller konkrete krav til hvor og hvordan gjødselvarer skal lagres for å forhindre forurensning. Rundballer bør fortrinnsvis lagres på mark der saftavrenning kan infiltreres i grunnen, og hvor avrenning kan kontrolleres gjennom drenering. Terrenget bør være mest mulig flatt, og rundballer bør lagres i god avstand fra vassdrag. En egen lagerplass med tett dekke og oppsamling av pressaft kan være nødvendig dersom lagring direkte på bakken fører til forurensning. Rundballer må heller ikke lagres på flomutsatte arealer, som vanligvis er nær vassdragsløpet.

Gjennom Linesmarka-veien går bekken i en godt nedsenket veikulvert utført av stein (**figur 37**). Det ble vurdert at denne kulverten ikke er til hinder for fisk, uansett fiskestørrelse eller vannføring i bekken.



Figur 37. Vågåbekken. Veikulvert under Linesmarka-veien. Foto: NINA.

Ved studier av flyfoto (**figur 38**) over bekkeløpet ble det oppdaget en kryssende avlingsvei/bekkelukking nedstrøms Linesmarka-veien. Partiet ble ikke befart under feltarbeidet. Det anbefales at hele strekningen nedstrøms veien befares og undersøkes med elektrisk fiskeapparat ved eventuelle oppfølgende undersøkelser i bekker på Linesøya, for å forsikre seg at det er frie vandringveier fra sjøen og opp til Linesmarka-veien.



Figur 38. Vågåbekken. Lukking under avlingsvei i dyrkamark nedstrøms Linesmarka-veien. Flyfoto fra 2017 (øverst, synlig lukking) og 1970 (nederst, ingen lukking). Foto: NINA.

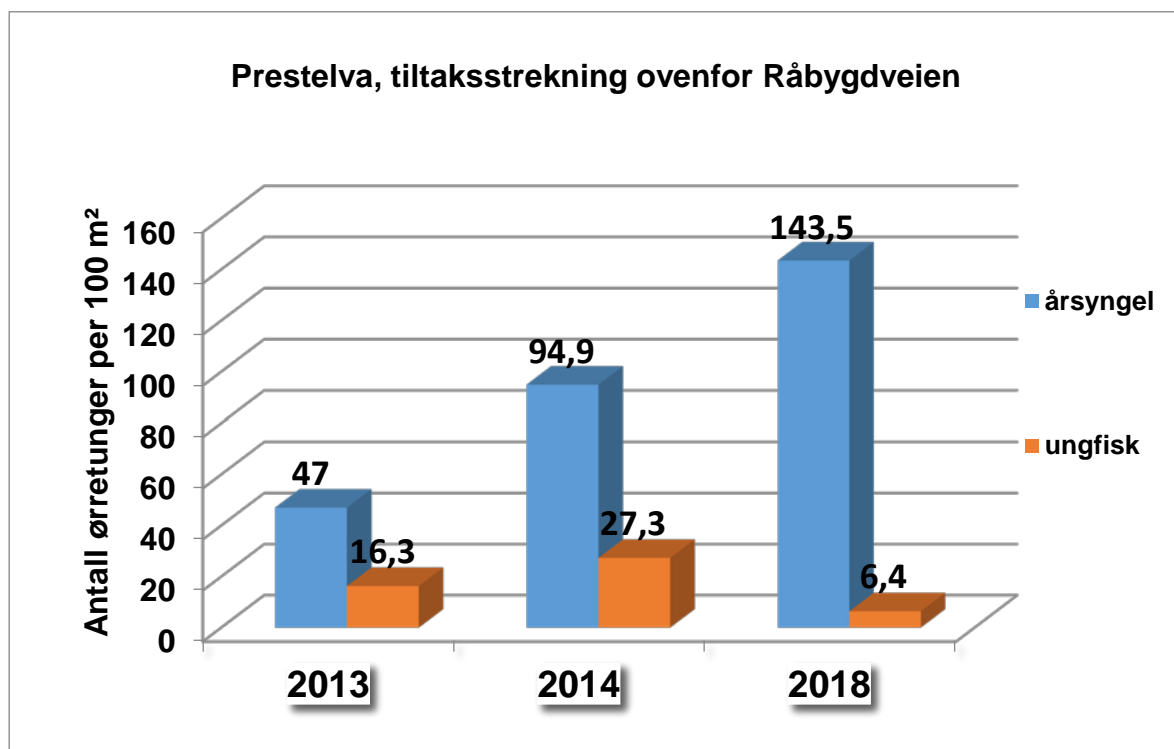
5.2 Prestelva med sidebekker

Ungfisktellingerne i 2018 viser en svært god utvikling i årsyngeltetthet av ørret sammenlignet med tidligere undersøkelser (Bergan 2014, Bergan & Bongard 2015), både i hovedelva Prestelva (utvalgte og sammenlignbare stasjoner i øvre del av Prestelva, **figur 39**, blå søyle) og de undersøkte tilløpsbekkene Valsåa i nedre del og Kårlibekken i øvre del. Årsyngeltettheter på over 200 fisk per 100 m² er høye tettheter, og en gjennomsnittstetthet på 128, 6 på stasjoner i hovedelva nå i 2018 viser at fjorårets gyting og overlevelse fram til høsten 2018 har vært tilfredsstillende. Samtidig er det oppløftende å påvise gytefisk av laks og to årsklasser av laksunger i vassdraget (**figur 40** og **41**), selv om tettheten av laksunger er svært lav og kun knyttet til flekkvise partier av elva.

Vurdert etter forventningsverdier til total ungfisktetthet oppnås «Svært god» økologisk tilstand ved alle stasjoner unntatt stasjon 5 i Prestelva, som med lavere ungfisktetthet oppnår «God» økologisk tilstand. Ved flere stasjoner er tilstandsklassen likevel redusert med tilstandsklasse. Dette skyldes at årsklassen antatte ettåringer av ørret var svært fåtallige i Prestelva høsten 2018, uten at vi kan peke på konkrete årsaker til dette. En skal ikke forvente høye tettheter av ørret med lengder over 14-15 cm i Prestelva, da dette er vanlig lengde for $\geq 2+$ (to-åringer) som forlater vassdraget som smolt og går til sjøen. Det er likevel unormalt lave tettheter av ørretunger med lengder tilsvarende ettåringer eller eldre (9-12 cm). Med så vidt mange stasjonsområder, fordelt

over hele elva og i ulike habitater, så er det påfallende hvor mangelfull denne årsklassen er, og det gjelder hele elva, inklusive sidebekkene.

Trenden i utvikling de siste årene i øvre del av Prestelva (ovenfor Råbygdveien, i nylig erosjons-sikret strekning) er også noe bekymringsfull (**figur 39**, oransje søyle) Vi kan ikke konkludere videre med årsaken til bortfallet, og mangler ungfiskdata fra de tre foregående årene, som kunne ha styrket vurderingsgrunnlaget. Det er så vel naturlige som unaturlige (menneskeskapte) forhold som kan ligge til grunn her, som f.eks. uvanlige og ugunstige klimaforhold (langvarig tørke/kulde eller flom) eller akuttutslipp/forurensning, som har rammet denne årsklassen spesielt, alternativt (eller i tillegg til) forhold knyttet til sjøfasen for voksen sjørret (lakselus, overbeskatning/fangst i sjø eller under gytetid i elv) som har ført til lav gytebestand og svikt i gytingen høsten 2016.



Figur 39. Utvikling i ungfisktetthet (gjennomsnittstettheter) i Prestelva fra utvalgte, samsvarende stasjonsområder ovenfor Råbygdveien. Tidligere data hentet fra Bergan (2014) og Bongard & Bergan (2015).



Figur 40. Årsyngel av ørret (øverst) og laks (nederst) fra Prestelva høsten 2018. Foto: NINA.

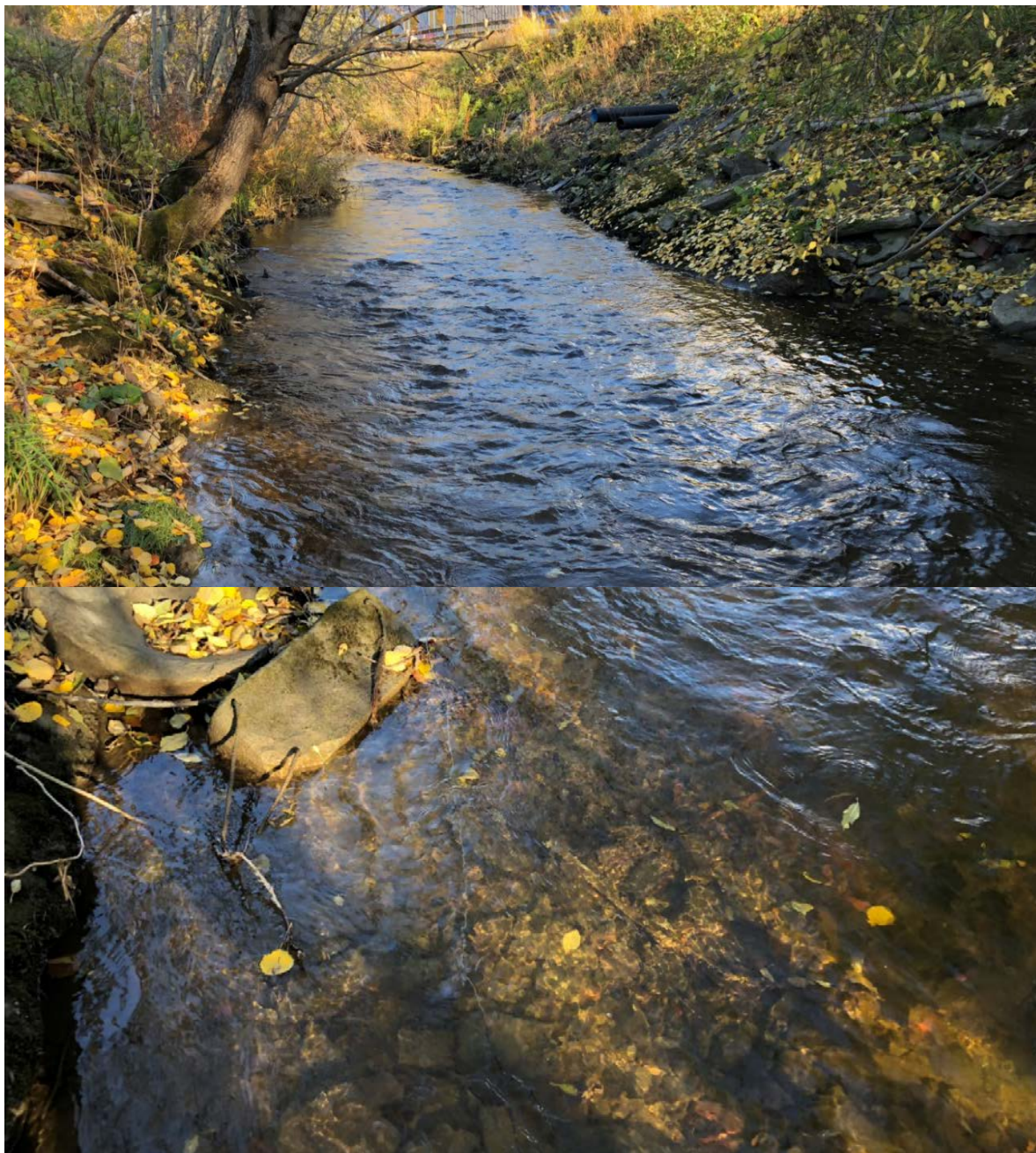


Figur 41. Eldre ørret- (øverst) og laksunge (nederst) fra Prestelva høsten 2018. Foto: NINA.

Ved en helhetsvurdering av Prestelvas anses produksjonspotensialet å være et godt stykke fra fullt utnyttet, tross relativt høye tettheter av årsyngel på mange stasjoner. Det er betydelige elvepartier, fortrinnsvis i midtre og nedre del av Prestelva (fra Teglverksveien og nedover), som har redusert vann- og habitatkvalitet (**figur 42 og 43**).



Figur 42. Tilsynelatende svært gode gyteområder for laks og sjørret i nedre del av Prestelva ovenfor samløp med Bliksåsbekken, som ved nærmere befaring viser seg å fullstendig mangle naturlig elvestein. Årsaken er knyttet til menneskeskapte, hydromorfologiske endringer ved elva. Foto: NINA.



Figur 43. Partier av Prestelva ved Stadsbygd kunstgress og industriområde ved Teglverksveien. Sterkt kanalisert elv med utløpsrør fra industriområdet (øverst), og lite naturlig elvestein (nederst). Foto: NINA.

Det er også i dette området at ungfisktetthetene er lavest i 2018, og at laksefisk som kvalitets-element på økologisk tilstand slår ut med redusert tilstandsvurdering. Det er større elvepartier her som har økt nedslamming, med lengre strekninger preget av utretting og eldre grøfting, som har fått redusert gytemulighetene vesentlig sammenlignet med et opprinnelig potensiale (naturlig tilstand). Det ble også registrert akutt mangel på naturlig elvesubstrat (elvestein) i noen av partiene i tilknytning til stasjonsområdene i nedre del. Enkelte steder har elva erodert bort naturlig elvebunn og gravd seg ned til leira (**figur 42**), noe som ikke anses som naturlig. Prestelva er utrettet, avsmalnet og steinsatt langs kantene (eldre inngrep), og dette har medført at vannhastigheten har økt vesentlig på mange partier, spesielt under flom. Dette fører til at elva graver seg nedover og eroderer på bunn, i stedet for mer naturlig erosjon i elvesvinger og meandring. Resultatet over tid blir at vassdraget ikke får tilført ny elvestein, og at typisk gytesubstrat (naturlig

elvestein og -grus med diameter 2-12 cm) stedvis spyles ut med kraftige flommer og isgang (vårflom). Mange elvepartier har utelukkende sprengt stein som substrat (**figur 43**), som gir gode oppvekstområder, men er uegnet som gyteområder. Nedslammingen er også synlig økende langs gradienten ned mot munning til sjøen, tilsvarende konklusjoner i Bergan (2014a) og Bongard & Bergan (2015).

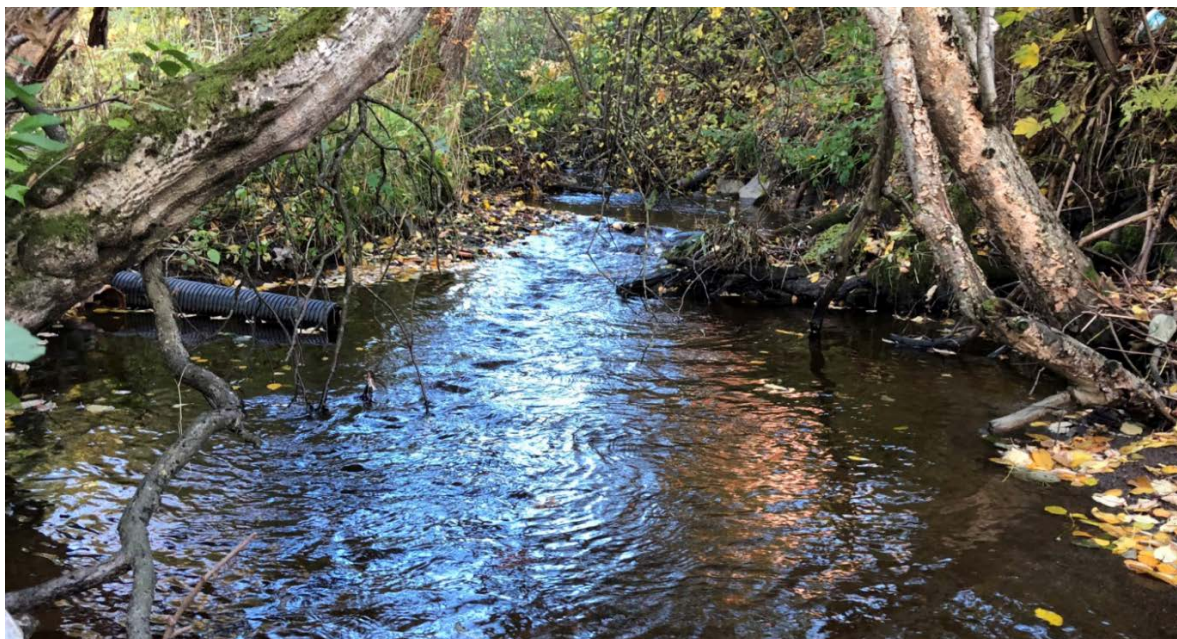
Bergan (2014a) og Bongard & Bergan (2015) fremhever viktigheten av sidebekkene til Prestelva i forhold til gytemuligheter og produksjonsområde for sjøørret. Denne konklusjonen forsterkes ytterligere av resultatene fra ungfisktellene i 2018 (**figur 44**). Sidebekkene Kårlibekken (**figur 45**) og Valsåa (**figur 46**), som fortsatt har god egnethet for gyting tross inngrep, endringer og forurensningsbelastning, fastslås som svært viktige gyteområder for sjøørreten i Prestelvvassdraget, med en positiv trend i årsyngeltetthetene sammenlignet med tidligere år. Det er høye tettheter av årsyngel i begge disse to små bekkene i 2018. Slik små sidebækker har en spesielt sårbar status, med lav resipientkapasitet og liten toleranse for forurensninger til vannmiljøet, noe som blir viktig å ivareta i forhold til vannforskriften.



Figur 44. Fangsten av årsyngel ørret på et begrenset stasjonsområde av Valsåa viser at denne bekken er en svært viktig gytebekk for sjøørret i Prestelvvassdraget. Foto: NINA.



Figur 45. Nedre del av Kårlibekken bærer preg av utretting/kanalisering og utgrunning knyttet til landbruk og dyrkamark, men har bevart naturlig elvestein, slik at bekken kan benyttes som gyteområde. Foto ved stasjon 10. Foto: NINA.



Figur 46. Valsåa har naturlikt og lite berørt bekkeløp flere steder i nedre del, men svarte utslipps-/drensrør fra virksomheter nært bekken utgjør også her en risikofaktor for forurensende tilførsler. Foto ved stasjon 1. Foto: NINA.

Valsåa drenerer ut i Stadsbygd sentrum, og er i likhet med de fleste små bekker som er lokalisert i tilknytning relativt urbane områder, utsatt for forsøpling og dumping av avfall. Bekkeløpet preges av dette (**figur 47**), med mye plastemballasje og dumpet skrot som ligger henslengt i og langs bekken. Dette er unødvendig estetisk forurensning, og kan også bidra til at bekkeløpet tettes og skaper vandringsproblemer for sjørørret opp til viktige gyteområder, i tillegg til at det

hindrer ungfisk å foreta naturlige vandringer innad i bekken gjennom året. Det legges her til at slik forsøpling også kan være til hinder og fare for annet dyreliv i og langs bekken.



Figur 47. Det er en del søppel, plast og skrot som har blitt dumpet i Valsåa, og det er i ferd med å danne seg tettinger i bekkeløpet. Foto nedstrøms stasjon 1. Foto: NINA.

NINA er blitt kjent med at det utredes etablering av et steinbrudd (Gråsteinlia steinbrudd) som potensielt kan ha vannøkologisk påvirkning og negative effekter på Valsåa. Ledje (2017) konsekvensvurderer at dette inngrepet i nedbørfeltet til Valsåa «trolig ikke vil påvirke forholdene langs anadrom strekning i vassdraget, forutsatt at vannhåndteringen fungerer som planlagt, og at en effekt i anadrom del vil bli begrenset». Masseuttaket vurderes å «ha liten negativ konsekvens for ferskvannsmiljø» i denne rapporten. Ledje (2017) vurderer videre at «spill av diesel fra anleggsmaskiner og avrenning av forurenset overflatevann fra uttaksområdet er de største, potensielle forurensningskildene til Valsåa. Etablering av gode rutiner for lagring og tanking av diesel samt for håndtering av spill og utslipp vil bidra til lav risiko for grunnforurensning og videre spredning til vann. Risikoen for annen forurensning enn partikkeltilførsel til vann vurderes å være lav. Planlagt system for vannhåndtering i masseuttaket vil bidra til å redusere avrenning av partikkelforurenset vann til Valsåa. Vannkvaliteten i utløp fra sedimentasjonbasseng og bekk vil bli overvåket, og dersom driften fører til førhøyde partikkelkonsentrasjoner og tilslamming av bekken vil ytterligere avbøtende tiltak bli satt i verk.»

NINA gjør ingen videre vurderinger knyttet til etablering av dette steinbruddet, konsekvensrapporten og påvirkning av vannmiljøet, sjørretten og biologisk mangfold i Valsåa, men viser til andre tilsvarende masseuttak og steinbrudd nært små sjørretbekker i regionen. Erfaringer fra små vassdrag andre steder i Norge (Aanes & Bergan 2016) og sjørretbekker i Gaulavassdraget (Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan & Solem 2016, 2017, 2018, Bergan 2012, 2015, Solem mfl. 2014) som har blitt berørt av tilsvarende virksomhet er at konsekvensene kan være svært negative for sjørret og bunndyr. Negative effekter er først og fremst knyttet til kraftig nedslamming bekkibunnen og kitting av elvestein, tross omfattende tiltak for å redusere avrenning. Dette har i perioder og år med stor avrenning kombinert med økt aktivitet ved virksomhetene,

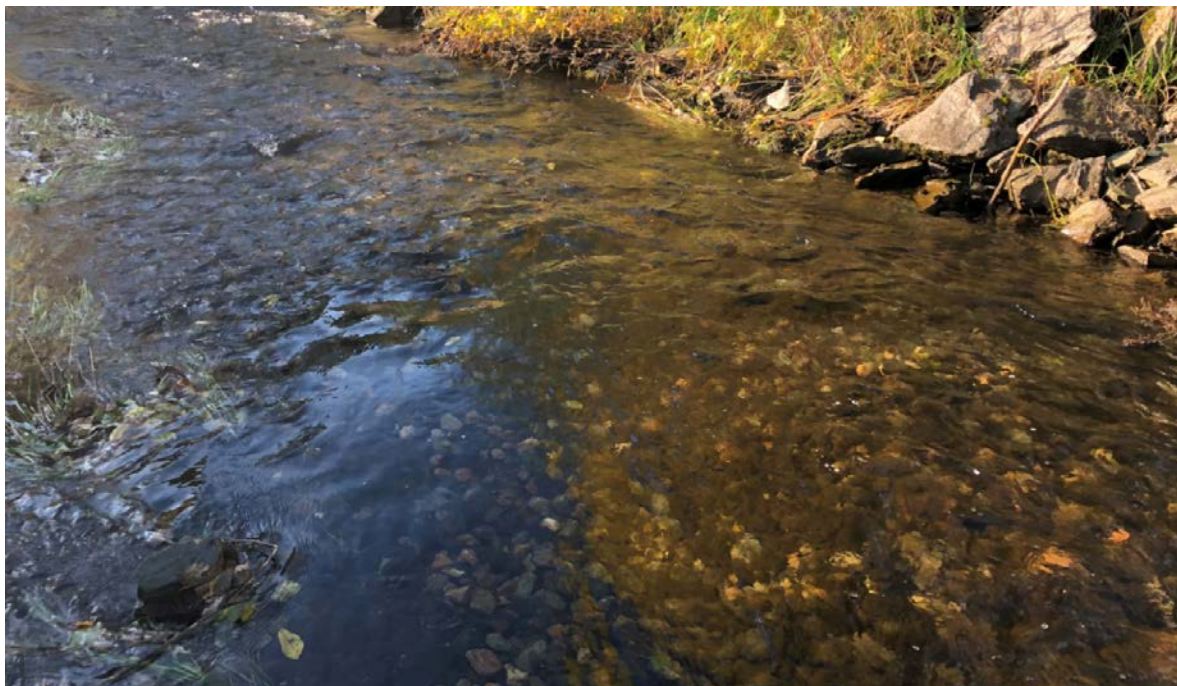
ført til et svært redusert bunndyrsamfunn, bortfall av sjørret som følge av redusert hulromskapasitet i bunnsubstratet og tap av gyteområder i de belastede resipientene. Videre gjør NINA oppmerksom på sumeffekten av belastning fra nedbørfeltet til Valsåa, der selv dagens avrenningsforhold kan ha medført redusert vannkvalitet og redusert resipientkapasitet i perioder (Bergan & Bongard 2015). Det anmodes derfor at det iverksettes store avbøtende tiltak for å hindre ytterligere negative effekter i Valsåa etter etableringen av steinbrudd, og at denne problematikken tas på største alvor.

Gytefiskregistreringene i Prestelva ovenfor Råbygdveien tyder på at det var en tallrik gytebestand av sjørret på elva høsten 2018. Gytefisk (sjørret) var midt i gyting, samtidig som svært mange gytegroper og gytefelt allerede var ferdig anlagt (**figur 48 og 49**). Etter en svært tørr og varm sommer ble det godt med nedbør i området mot slutten av september (https://www.yr.no/sted/Norge/Trøndelag/Indre_Fosen/Stadsbygd/almanakk). Dette ga vannføringen i Prestelva og gode oppgangsforhold for gytefisk, som samtidig med markant fall i vanntemperaturen i første uke av oktober, gjorde at gytinga begynte for sjørret. Det antas at mesteparten av oppgangen av sjørret foregikk siste uke september og første uke oktober, og at gytinga startet umiddelbart, med varighet til medio oktober. Den ene voksenlaksen som ble fanget hadde underutviklet gytedrakt, som tyder på at det enda var noe tid før gytingen inntraff. Dette samsvarer med det man ser i andre midt-norske vassdrag hvor ørret vanligvis gyter 1-2 uker (mellomårsvariasjon) før laksen.

Kunnskap om oppgangstider for gytefisk og periodeavgrensning for gyting for hhv. sjørret og laks i Prestelva er svært viktig i forbindelse med de planlagte sikringstiltakene i elva (Anonym 2015), slik at man ta de største hensynstagende i forhold til arbeid i og ved elva når gytefisk vandrer eller er tilstede.



Figur 48. Gyteområder (sjørret) i øvre del av Prestelva, på partier med utlagt gytestein, like nedstrøms samløp med Kårlibekken. Foto: NINA.



Figur 49. Gyteområder (sjøørret) i øvre del av Prestelva, på partier med utlagt gytestein, like ovenfor Råbygdeveien. Foto: NINA.

5.3 Bunndyrsamfunn

Ved bruk av de vanligste indeksene for generell forurensning og belastning av vassdrag på bunndyr-resultatene, avdekkes ingen store avvik fra en forventede indeksverdier. Dette gir en tilstandsklassifisering innenfor «God» økologisk tilstand, som er i tråd med ekspertvurdert miljøtilstand. For Kvernhusmyrbekken er dette innenfor det som bør forventes, med så vidt liten eller ingen påvirkning i nedbørfeltet, noe som også gjenspeiles i stor grad i resultatene fra vannprøveanalysene. I de to andre bekkene er det noen problemer knyttet til vannkvaliteten, og dette avdekkes til en viss grad ved ekspertvurdering av bunndyr-resultatene, men ikke i særlig grad i indeksklassifiseringen. Det observeres noen forskyvninger i strukturell og funksjonell sammenheng i bunndyrsamfunnet i vassdragene, spesielt i Vågåbekken. En økning av fåbørstemark, som utgjorde nærmere 50 % av bunndyrfaunaen (i antall per prøve) i Vågåbekken, kan indikere organisk belastning ut over bekkens resipientkapasitet (evne til selvrensing) i perioder av året. For Sundgårdsbekken registreres ingen slik større forskyvning, uten at man kan utelukke slike effekter av den grunn gjennom året. Det er viktig å påpeke at bunndyrundersøkelser som er gjennomført en god stund etter eventuelle forurensningssituasjoner eller akutt-utslipp, ofte ikke fanger like lett opp effekter av dette. Dersom det er friske bekkestreknings ovenfor utslippspunktet, vil naturlig rekolonisering av bunndyr kamuflere negative effekter gjennom drift (Bergan & Nystad 2003), og etter hvert gjenopprette økologisk tilstand.

Sammenlignet med bunndyrfaunaen i små bekker i lavlandet i indre deler av Trøndelag og Trondheim (Bergan mfl. 2017, Bergan & Aanes 2017, Bergan 2017, 2018), så anses det biologiske mangfoldet og produksjonen av bunndyr å være i nedre sjikt for vassdragene på Stokkøya og Linesøya. Dette vurderes som innenfor det normale, da det er stor forskjell i biotiske faktorer som jordsmonn, geologi, klima, grunnvannstilførsel og generell naturlig vannkvalitet i et ytre kystmiljø sammenlignet med typiske bekker i indre Trondheimsfjorden.

Et interessant moment ved resultatene ved bunndyrprøvene fra alle de undersøkte bekkene som kan underbygge dette, er at døgnfluefamilien Baetidae, slekt *Baetis* sp., er forholdsvis lite representert i bunndyrfaunaen fra bekkene. Stasjon 4 i Kvernhusmyrbekken hadde eksempelvis ikke arter av *Baetis* sp. i det hele tatt. Denne døgnflueslekta, og da spesielt arten *Baetis rhodani*,

anses å være Norges vanligste døgnflue i rennende vann, og er svært tallrik i bekker i regionen. Arten er samtidig relativt tolerant for middels organisk belastning og begynnende eutrofiering, og blomstrer da vanligvis opp under vannøkologiske forhold (noe næringssaltanrikning og/eller organisk belastning) tilsvarende bekker på Stokkøya/Linesøya. *Baetis rhodani* og øvrige arter i slekta er derimot sensitive for lav pH, og benyttes om en indikatorart på forsuring (Raddum & Fjellheim 1990, Bækken & Kjellberg 2004), men også tungmetallforurensning og gruvedrift (Aanes & Bergan 2009, Bergan & Aanes 2017). Det er nærliggende å knytte den beskjedne forekomsten av Baetidaer til et naturlig surere vannmiljø i bekker på Stokkøya og Linesøya, som følge av et kystnært, myrdominert nedbørfelt med naturlig lavere pH. Samtidig domineres døgnfluene av arter/slekter familien Leptophlebiidae, som anses som mer tolerant for (naturlige) surere vannmiljø og pH-svingninger.

5.4 Vannkvalitet

Innledningsvis er det viktig å påpeke at målinger av vannkvaliteten i vannforekomstene fungerer først og fremst som støtteparametere til de biologiske kvalitetselementene. Det er beregnet gjennomsnittlige verdier av de undersøkte parameterene som kan gi nivåer under tiltaksgrenser, samtidig som enkeltprøver kan være sterkt forhøyde, med potensiale for negative økologiske konsekvenser på biologi. Negativ biologisk respons (f.eks. fiskedød, utarming av bunndyrarter og biologisk mangfold) tar ofte ikke hensyn til gjennomsnittsverdier, og biologien kan ofte bli skadelidende av kortvarige vannkjemiske episoder, periodevis punktutslipp og uhellsutslipp som kun opptrer noen få ganger eller færre gjennom året. Spesielt små vannforekomster, som i denne undersøkelsen, er utsatt for denne typen problemstillinger. Slike kystnære, små vassdrag kan også erfare sjøsaltpåvirkning i perioder med ekstremvær, som kan gi kortvarige og langvarige negative effekter i vassdragene (Hindar & Enge 2006).

Vannanalysene avdekker at det er ingen vesentlig problemer knyttet til vannkvaliteten i Kvernhusmyrbekken ved to prøvetakingstidspunkter (03. august og 26. september 2018), utover noe forhøyde TOC-nivåer og svakt forhøyd fosfor- og TKB-nivåer. Resultatet fra disse tidspunktene tolkes inntil videre som mer eller mindre naturlig variasjon og bakgrunnsverdier enn resultatet av menneskeskapt forurensning. Konklusjon kommer som en følge av vassdragets jordsmonn/geologi og naturlige beskaffenhet i nedbørfeltet, samt at Kvernhusmyrbekken ikke har synlige forurensningskilder i nedbørfeltet, samtidig som det er så godt som fullstendig inngrepsfritt. Resultatene fra bunndyrundersøkelsene støtter også denne konklusjonen. Resultatene fra siste prøvetakingstidspunkt (31.10.2018) ga imidlertid uventet høyt nitrogeninnhold i vannprøven, uten at dette kan årsaksforklares per i dag. Tilsvarende gjaldt også kalsiuminnholdet fra dette tidspunktet, som var svært forhøyd. Sistnevnte gjør at vannforekomsten typifiseres til vanntype 8 i stedet for vanntype 6.

Resultatene bør følges opp, for å avklare om siste prøvetakingsrunde avdekket ukjente og uventede vannkjemiske problemstillinger i Kvernhusmyrbekken, eller om denne prøvetakingen bør utelukkes som følge av feil i vannanalysene, forhold ved selve prøvetakingen, kontaminering av prøveflaskene eller andre forhold.

Vannanalysene i Sungårdsbekken og Vågåbekken viser svært forhøyde nivåer av næringssalter, med fosfor- og nitrogeninnhold langt over det naturlige i enkelt-tidspunkter. Verdiene er så periodevis vidt høye for både nitrogen og fosfor, at man ikke kan utelukke vannøkologiske problemer i resipientene (eutrofiering, nedslamming, oksygensvinn), med negative effekter på biologien og redusert økologisk tilstand som vannøkologisk effekt. Denne næringssaltanrikningene skyldes trolig fortrinnsvis avrenning fra landbruket (dyrkamark og andre landbruksrelaterte forhold). Forløpig viser dataene at konsentrasjonen er størst i perioder med lav vannføring, da nivåene var vesentlig høyere ved prøvetaking i august (tørt vær, lav vannføring og lite avrenning fra nedbørfeltet) sammenlignet med september/oktober (nedbørsrik periode med høy vannføring). Årsaken til dette kan være sammensatt, og kan skyldes variasjon i aktivitet i landbruket mellom periodene, men kan også forklares gjennom større uttynning i nedbørsperioder, dersom tilførselen er konstant. Det er ikke nok data og kunnskap om bekken for å konkludere videre på dette. En slik

respons kan også forekomme dersom tilførselskilden ikke er diffus avrenning, men stammer fra f.eks. punktutslipp med relativt stabil og kontinuerlig avrenning. Det er store bekkpartier som mangler kantvegetasjon i bekken, som kan gi økt avrenning fra områder nært bekken. Det ble i tillegg registrert rundballer opplagret nært inntil bekkanten. Lekkasjer fra rundballer kan gi svært forhøyde nitrogenverdier, endringer pH i vatnet og ugunstig vannmiljø for så vel fisk, bunndyr og andre akvatiske organismer. (se **figur 34** og tekst knyttet til denne problematikken).

Innhold av TKB var varierende i bekkene. Det var forhøyde nivåer i Sundgårdsbekken, noe forhøyde i Vågåbekken og kun svakt forhøyd i Kvernhusmyrbekken. I de to sistnevnte viser de foreliggende dataene at problematikken utgjør liten risiko. Det er normalt forekommende med tilsvarende svake forhøyninger av bakterieverdier i vassdrag uten særlig tilførsel og belastning, og dette har ofte naturlige forklaringer.

For Sundgårdsbekken viser ett prøvetakingstidspunkt (lav vannføring i august) de høyeste nivåene (820 cfu pr.100 ml), og dette kan (sammen med forhøyde næringsaltverdier) indikere at det er et punktutslipp av forurensning til vassdraget ovenfor prøvetakingsstasjonen. Nivåene av bakterier er likevel ikke alvorlig høye, og bunndyrresultatene viser ingen store tegn til denne typen påvirkning. For å sette bakterienivået Sundgårdsbekken noe i perspektiv, så vi viser målinger i Trondheim kommunes sterkt kloakkforurensede bekker TKB-nivåer på flere tusen til mange titusener eller mer cfu pr.100 ml etter overløp av kloakk til bekkene i nedbørsperioder (Nøst 2015, 2016 og 2017).

Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) er relativt høyt i alle de undersøkte bekkene i området. Høye verdier bør normalt undersøkes nærmere for å avklare om det er humusinnhold eller farligere komponenter (for eksempel miljøgifter) som gir høy verdi. Vann som drenerer fra fjellområder og områder der morenemateriale dominerer løsavsetningene, kan ha naturlig lave TOC-verdier (≤ 2 mg O/l). Områder med skog og spesielt mye myr kan være så vidt naturlig humuspåvirket at det organiske innholdet gjerne blir flere ganger så stort. I tillegg til de naturlige tilførselene av humusstoffer fra skog og myrområder, kommer tilførsler som skyldes menneskelig aktivitet: Kloakkvann, visse industriutslipp (næringsmiddelindustri, treforedling etc.) og jordbruksvirksomhet f.eks. silosaft, samt produksjon av organisk materiale i selve vannforekomsten i form av planktonorganismer, alge- og soppvekst og høyere planter. I tilfellet for vannforekomster på Stokkøya og Linesøya vurderes det som tidligere nevnt mer naturlig i forhold til bekkenes naturlige vannkvalitet knyttet til et myrdominert nedbørfelt, med svært høye fargetall og forhøyde TOC-verdier på grunn av naturlig høyt humusinnhold.

5.5 Videre arbeid med vannforekomstene

Stokkøya

I Sundgårdsbekken er det lite hensiktsmessig med ytterligere fiskeundersøkelser så lenge oppgangsforholdene i nedre del er som i dag. Tiltak med å fjerne blokk og legge til rette for fiskevandring bør vurderes dersom det fastsettes at bekken opprinnelig var naturlig sjørrettførende. Sistnevnte naturtilstand bør undersøkes nærmere. Vann- og miljøkvaliteten utover dette er relativt tilfredsstillende med unntak av noe forhøyde bakterienivåer. Videre overvåking bør derfor fokusere mest på kilder til bakteriologisk forurensning, samt vannprøvedata som gir ytterligere grunnlag til å vurdere vannkjemisk situasjon i bekken. I denne sammenhengen bør det vurderes en problemkartlegging oppstrøms for avdekke om kilden (-e), og hvorvidt det er kloakklekkasje fra bolig eller husdyrgjødsel/avføring som utgjør kilden.

Foreløpige undersøkelser viser at Kvernhusmyrbekken langt på vei er et bekkesystem i tilnærmet naturtilstand, beliggende i ytre kyststrøk, uten store påviselige negative effekter fra menneskelige inngrep. Resultatene knyttet til vannkvalitet bør likevel følges opp, for å avklare om siste prøvetakingsrunde i 2018 avdekket ukjente og uventede vannkemiske problemstillinger i Kvernhusmyrbekken, eller om denne prøvetakingen heller bør utelukkes i vurderingsgrunnlaget, som

følge av feil i vannanalysene, forhold ved selve prøvetakingen, kontaminering av prøveflaskene eller andre forhold.

Utover kartleggingen gjennomført i 2018 anbefales oppfølgende fiskebiologiske undersøkelser som omfatter hele vassdraget, fra de nederste strekningene nedstrøms Vadtjønna og til de øvre delene av Kvernhusmyrbekken. I tillegg bør to andre tilløpsbekker til Vadtjønna undersøkes for å fastsette betydningen disse har som gytebekker og forurensningstilstand. Det samlede arbeidet bør innbefatte en enkel grovbonitering (enkel habitat/substratkartlegging av vassdraget og vurdering av livsvilkår for sjørret), stedfesting og utbredelse av gyteområder, tetthetsberegninger av ungfisk og en enkel gytefisktellinger. I sum vil resultatene fra en slik undersøkelse bidra til økt forståelse for vannforekomsten og en helhetlig status for fiskesamfunnet. Det vil være stor overføringsverdi (kunnskap og forvaltningsrelatert) knyttet til andre tilsvarende sjørretvassdrag i et ytre kystmiljø i Trøndelag i dette arbeidet. Resultatene fra 2018 viser at Kvernhusmyrbekken lokalt sett er veldig viktig for sjørret, men manglende datagrunnlag (vannkvalitet, bunndyr- og ungfiskdata) fra tidligere år gjør at man har begrenset oversikt og vurderingsgrunnlag. En grovbonitering av bekkesystemet vil gi essensiell informasjon om nøkkelområder for sjørret, gyteområder og oppvekstområder. Ved å inkludere gytefisktellinger vil en innhente informasjon om gytebestandsstørrelsen, utbredelse på gytingen og beregning av rogndeponering.

Negative interaksjonseffekter mellom oppdrettsnæringen og ville laksefiskbestander (villaks, sjørret og sjørøye) har et stadig økende fokus i forvaltningen. Herunder er spredning av lakselus til de frie vannmassene som en direkte årsak knyttet til matfiskproduksjon i sjøen (oppdrettslaks – og regnbueørret) vurdert som en av de største trusselfaktorene for vill laksefisk. For å dokumentere effektene av lakselusinfeksjoner på sjørret for en gitt region er man prisgitt overvåking av enkeltbestanden over flere år (tidsserier). Bestandsundersøkelser på sjørret er svært mangelfulle i Norge. Det er imidlertid igangsatt overvåking av sjørret ved bruk av PIT-merkesystemer i to vassdrag i Midt Norge (Fremstadelva på Agdenes (Trøndelag) og Vatnevassdraget (Møre og Romsdal)) der målsetningen er å vurdere hvorvidt lakselusinfestasjoner under fiskens næringsopphold i sjøen kan tilskrives endringer i vandringsatferd, vekst og i siste instans bestandsdynamikk. Supplerende prosjekter med kartlegging av lakselusinfestasjonene på sjørret under næringsvandring i sjøen vil være et viktig bidrag for å evaluere populasjonsdynamikk (og sjørrets overlevelse) i en større kontekst. De pågående undersøkelsene vil danne et bilde av effekten av antropogene påvirkninger på sjørrets vekst og overlevelse over tid, men det er helt nødvendig å inkludere nye vannregioner og sjørretvassdrag for å øke kunnskapsgrunnlaget. Kvernhusmyrbekken innehar kvaliteter og en geografisk plassering (kystnært) som gjør systemet velegnet til en intensiv bestandsovervåking, og som referansevassdrag for overvåking av sjørret. Samtidig er sjøområdet rundt vassdraget preget av intensivt drevet akvakultur (**figur 50**). PIT-merking og akustisk merking vil begge være aktuelle metoder for å avdekke habitatbruk hos sjørreten i ytre kyststrøk med høy produksjon av oppdrettsfisk. I kjølvannet av Havbruksmeldingen 2014-2015 (Stortingsmelding 16) og senere innføring av Trafikklyssystemet, har Norskekysten blitt inndelt i 13 kystsoner, hvor miljøpåvirkninger inkludert lakselus skal regulere produksjonen av oppdrettsfisk (laks og sjørret) innen hver sone for å ivareta «bærekraftsprinsippet». Per nå tar Trafikklyssystemet utelukkende sikte på å evaluere miljøeffektene som oppdrettsnæringen har på villaks, men det forventes at sjørret vil innlemmes i samme system innen rimelig tidshorisont. Det faktum at sjørreten har en adferd der den bruker fjorder og ytre kyststrøk som beiteområder, gjør den mer utsatt for lakselus, og det vil i så henseende være svært viktig å følge utviklingen for bestandene i takt med at det forventes en fortsatt stor vekst i oppdrettsnæringen.



Figur 50. Kart som viser kommersielle akvakulturlokaliteter for oppdrett av laks og regnbueørret (røde fiskesymboler) nært Stokkøya og sjøområdet som utgjør potensielle beiteområder for sjørret tilhørende Kvernhusmyrbekken. Kartgrunnlag: <https://kart.fiskeridir.no/>

Linesøya

Vågåbekken på Linesøya bør følges opp med problemkartlegging, bunndyr/vannkvalitetsprøvetaking og ungfishetellinger. Spesielt strekninger nedstrøms Linesmarka-veien bør befares for eventuelle oppgangsproblemer for sjørret knyttet bl.a. til en kortere lukket strekning under avlingsvei i dyrkamarka. Det anbefales at hele strekningen nedstrøms veien befares og undersøkes med elektrisk fiskeapparat ved eventuelle oppfølgende undersøkelser i bekker på Linesøya. Utover dette har det dukket opp informasjon om at den nærliggende «Fagerlibekken» tidligere

kan ha vært (sjø-)ørretførende, men er fisketom i dag. Det anbefales at denne bekken også problemkartlegges for å gi ytterligere svar på forannevnte.

Prestelva med sidebekker

Partier av Prestelva skal ras- og erosjonssikres ytterligere i årene som kommer (Anonym 2018), og det er planer om økt aktivitet i sidebekken Valsåa sitt nedbørsfelt (Ledje 2017) i nær framtid. Hovedelva med sidebekker anses å være regionalt viktig for sjørret i Trondheimsfjorden. Undersøkelsene i 2018 er delvis oppløftende for sjørretbestanden i vassdraget, der høye tettheter av årsyngel og mye observert gytefisk høsten 2018 er positivt. Svært lav forekomst av eldre ørretunger er derimot bekymringsfullt.

Det anbefales at Prestelva og sidebekker får stor fokus i forbindelse med de planlagte inngrepene i vassdraget og nedbørsfeltet. Prestelva og de viktigste sidebekkene bør overvåkes jevnlig (helst årlig) i forbindelse med vannforskriftens miljømål og alle de planlagte inngrepene/tiltakene som skal gjennomføres (og er gjennomført).



Foto: Bilde fra munningsområdet til Prestelva tatt i 1910. Foto: www.digitaltmuseum.no

6 Referanser

- Anonym 2009. Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 01:2009. Miljødirektoratet.
- Anonym 2013 (revidert i 2015). Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. Miljødirektoratet.
- Anonym 2015. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 8b. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Anonym 2016. Status for norske laksebestander i 2016. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 9. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Anonym. 2017. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 10b. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning
- Anonym 2018. NVE Tiltaksplan. 20059-Sikringstiltak mot kvikkleireskred I Prestelva i sone 937 Storaunet-Skei. NVE Region Midt Norge.
- Bergan, M. A. 2012. Vannkjemisk og økologisk tilstand i små sidevassdrag til Gaula; Undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr og yngel/ungfisk i bekker i Midtre Gauldal. NIVA-rapport L. NR. 6317-2012. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2014a. Vannøkologiske undersøkelser i vannområde Nordre Fosen i 2013. NIVA-rapport L.NR. 6705-2014. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan 2014b. Sjørret på Smøla og Tustna. Resultater fra befaring og ungfisktellinger i tre vassdrag på øyene Tustna og Smøla høsten 2014. Foredrag (PowerPoint) presentert på arbeidsmøte i tilknytning til konsekvensutredning (KU) for utvidet oppdrettsvirksomhet ved lokaliteter rundt Smøla. Desember 2014- ikke publisert.
- Bergan, M. A. 2015a. Fiskebiologiske undersøkelser i Balsnesvassdraget på Ørland i 2014. Problemkartlegging og laksefisk som miljømål ved restaurering av Rusasetvatnet og tilknyttede bekkestrekninger. - NINA Rapport 1176. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., 2015b. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula i 2014. - NINA Minirapport . 538. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2017. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2016.. NINA Rapport 1359. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2018. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. - NINA Rapport 1488. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Nystad, B. 2003. Drivfauna, bunndyr og ernæring hos Atlantisk laks (*Salmo salar*) om vinteren i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag. Cand.scient oppgave. NTNU, Trondheim (2003).
- Bergan, M.A. & Arnekleiv, J.V. 2009. Vurdering av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i vannområdene Nidelva og Gaula i Sør-Trøndelag 2008. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2009, 2: LFI, NTNU Vitenskapsmuseet.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2016. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula, Årsrapport 2015.- NINA Rapport 1242. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2017. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula, Årsrapport 2016. NINA Rapport 1363. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Aanes, K. J. 2017. Vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag i Vannområde Orkla - Resultater fra undersøkelser av vannkvalitet og bunndyr høsten 2016 - NINA Rapport 1343. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Solem, Ø. 2018. Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i små sidevassdrag til Gaula. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.

- Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Gjershaug, J. O. & Solem, Ø. 2017. Biologiske mangfoldundersøkelser etter erosjonssikring og restaurering av Hofstadelva, Stjørdal – Resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016 - NINA Rapport 1320. Norsk institutt for naturforskning.
- Bongard, T. & Bergan, M.A Vannøkologiske undersøkelser i Prestelva og Botnområdet, Rissa kommune, 2014-15.- NINA Minirapport 561. Norsk institutt for naturforskning.
- Bohlin, T. 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. Report from Institute of Freshwater Research Drottningholm 59, 5-14.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing –Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173, 9-43.
- Bækken, T & G., Kjellberg. 2004. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. NIVA-rapport L.NR. 4923-2004. Norsk institutt for vannforskning.
- Davidsen, J. G., Sjursen, A. D., Rønning, L. 2012. *Hindres sjørretens gytevandring i Hinnå-vassdraget på Smøla av gjengroing?* 2012. Notat. Vitenskapsmuseet, Zoologisk avdeling.
- Fjellheim, A. og G.G. Raddum. 1990. Acid precipitation: monitoring of streams and lakes. – The Sciences of the Total Environment, 96.
- Hindar, A. & Enge, E. 2006. Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 – påvirkning og effekter på vannkjemi i vassdrag. NIVA-rapport L.NR. 5114. Norsk institutt for vannforskning.
- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Møkkelgjerd, P.I. 1999. Lakselver i Trondheimsfjorden — NINA Oppdragsmelding 598: 1-38. Norsk institutt for naturforskning.
- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2005. Vassdragsregulering og sikringstiltak mot kvikkleireskred i Vigda og Børsaelva. Effekter på laks og laksefiske. NINA Rapport 35. Norsk institutt for naturforskning.
- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2007. Vassdragsregulering og sikringstiltak mot kvikkleireskred i Vigda og Børsaelva. Effekter på laks og laksefiske. Årsrapport 2006. NINA Rapport 228. Norsk institutt for naturforskning.
- Ledje, U. P. 2017. Etablering av Gråsteinlia steinbrudd, Rissa kommune – konsekvenser av utslipp til vann og grunn. Ecofact rapport nr: 583.
- Nøst, T. 2015. Vannovervåking i Trondheim 2014. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2015/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2016. Vannovervåking i Trondheim 2015. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2016/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2017. Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten Rapport nr. TM 2017/01. Trondheim kommune.
- Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O.H., Fjeldstad, H.P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T.O., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T.H., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Rapport Miljødirektoratet, M22-2013. Miljødirektoratet.
- Sjursen, A.D., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2010. Elver i Nord-Trøndelag – vurdering av økologisk tilstand. – Zoologisk notat 2010, 1: 1-49. NTNU Vitenskapsmuseet
- Sjursen, A. D., Kjærstad, G., Arnekleiv, J. V., Rønning, L. 2011. Vurdering av økologisk tilstand i utvalgte vassdrag på Smøla 2010. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2011, 2: 1-44. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Jensås, J.G., Ugedal, O., Rognes, T., Foldvik, A., Heggberget, T.G. & Borgos T. 2014. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget 2013. - NINA Rapport 1027. Norsk institutt for naturforskning.
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Turtum, M., Jensås, J.G., Krogdahl, R. & Ulvan, E.M. 2018. Tiltaksrettet kartlegging av sjørretvassdrag i Orkla. Årsrapport 2017. NINA rapport 1458. Norsk institutt for naturforskning.

- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.
- Aanes, K.J. & Bergan, M.A. 2009. Kartlegging av miljøtilstanden - Bleikvasselve, Røssågavassdraget. Tema: Miljøgifter NIVA-rapport L.NR 5887-2009. Norsk institutt for vannforskning.
- Aanes, K. J. & Bergan, M. A. 2016 Overvåkning av avrenning fra dagbrudd. Sibelco Nordic AS, Åheim Plant. NIVA-rapport L.NR. 7088-2016. Norsk institutt for vannforskning.

Vedlegg A

Artslister fra Bunndyrundersøkelser. 3- minutts prøvetaing (R-3). Innsamlingsdato: 11.10.2018.

Lokalitet	Sundgårdsbekken	Kvernhusmyrbekken	Vågåbekken
Art/Taksa	St. 3	St.4	St.7
Bivalia (Småmuslinger)			
Sphaeriidae	1		4
Gastropoda (Snegler)			
Lymnaeidae		10	
Planorbidae	1		
Annelida (Bløtdyr)			
Oligochaeta	64	8	1152
Arachnidae (Edderkoppdyr)			
Acari	32	32	0
Ephemeroptera (Døgnfluer)			
Baetis sp.			28
Baetis muticus/niger			9
Baetis niger			6
Baetis rhodani	176		20
Caenis sp.		2	
Leptophlebiidae	2	16	6
Leptophlebia sp		4	4
Leptophlebia sp., cf marginata		2	
Paraleptophlebia sp.		40	
Plecoptera (Steinfluer)			
Isoperla sp.	64	6	24
Brachyptera risi	28		88
Amphinemura sulcicollis	48	384	
Nemouridae	32	96	8
Nemoura sp	4	48	12
Nemoura cinerea		4	
Nemoura avicularis			
Nemurella pictetii			3
Leuctra sp.			1
Leuctra hippopus	64	112	8
Coleoptera (Biller)			
Dytiscidae (larve)			1
Elmidae, juvenile		168	0
Hydraenidae	96		16
Trichoptera (Vårfluer)			
Rhyacophila nubila	28		
Hydroptila sp.		80	
Oxyethira sp		1	
Polycentropodidae	4	32	4
Plectrocnemia conspersa	16		
Polycentropus flavomaculatus		64	

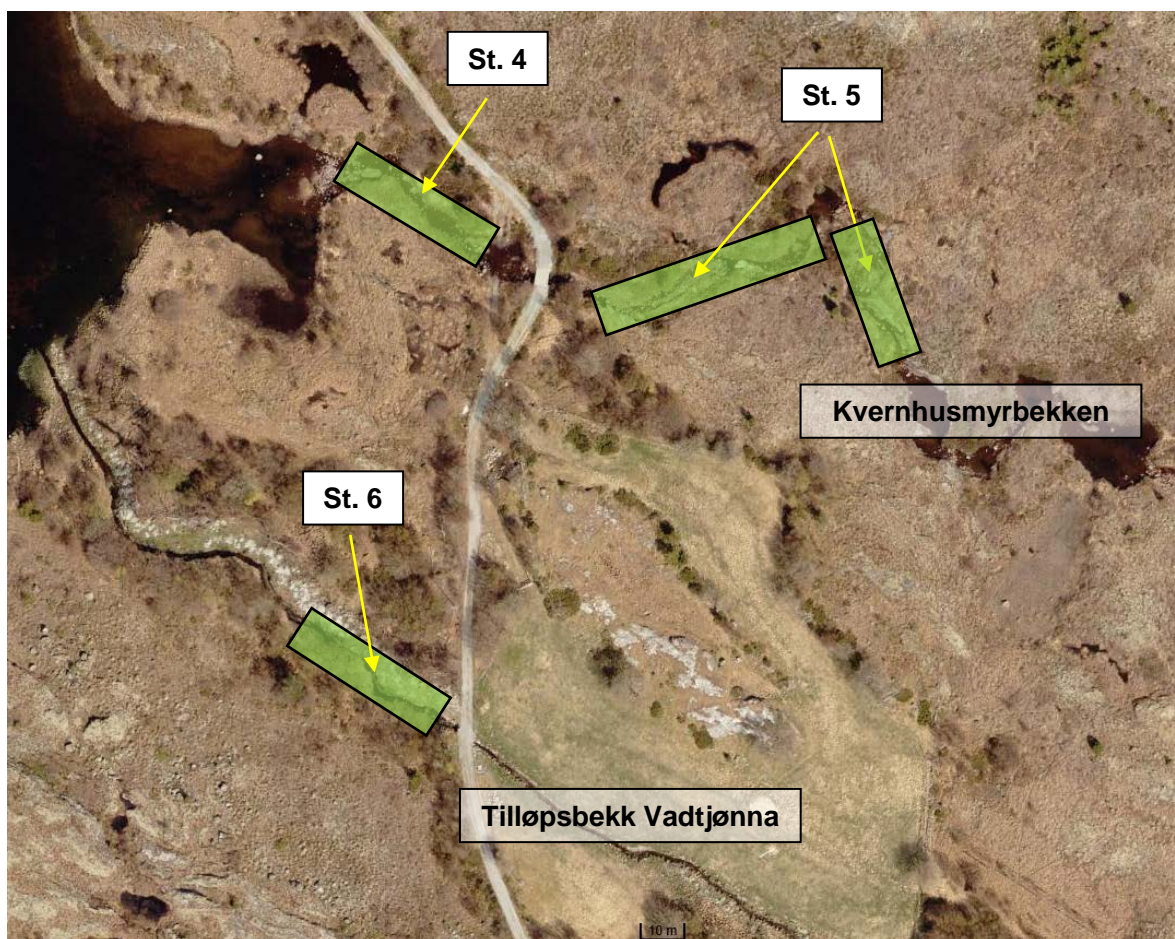
Limnephilidae sp.	4	2	16
C. villosa./ A. obscurata	24		6
Potamophylax sp.			2
Potamophylax cingulatus			1
Stenophylax sp			2
Diptera (Tovinger)			
Tovingelarver ubest		2	
Limoniidae	208	8	80
Simuliidae	32	10	72
Ceratopogonidae			6
Chironomidae	1024	800	896
Antall bunndyr per prøve	1952	1931	2475

Vedlegg B

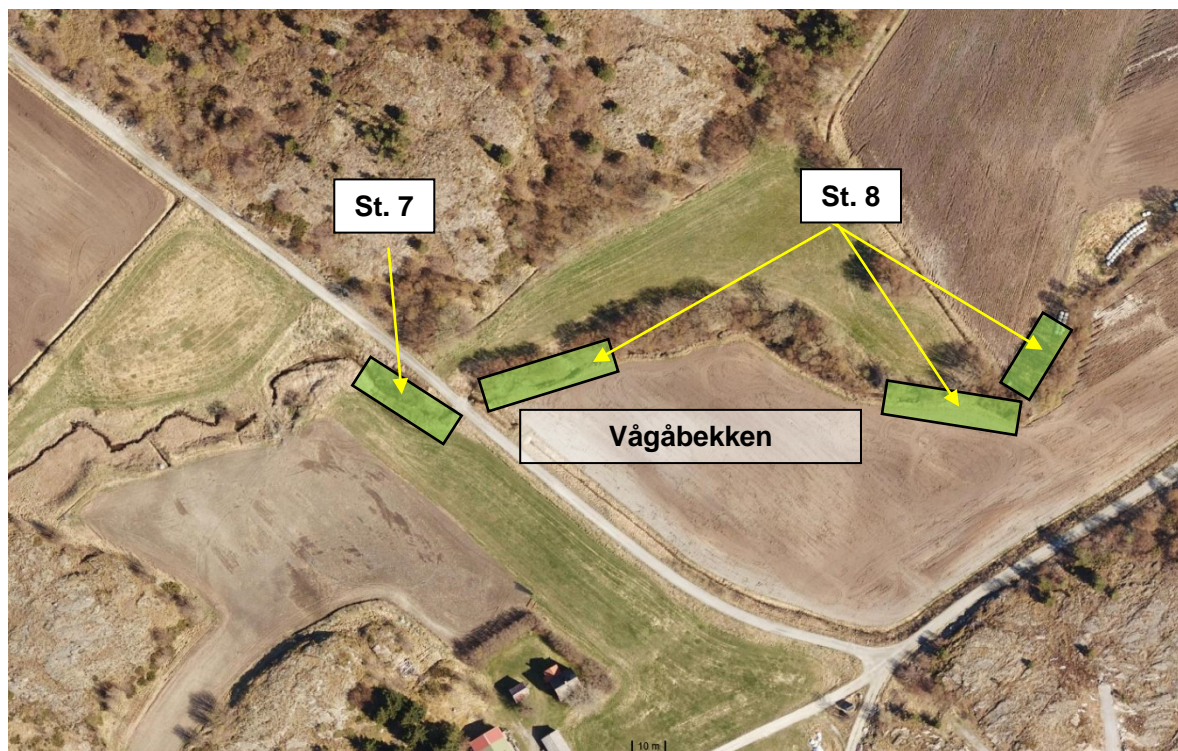
Angivelse av stasjoner i Sundgårdsbekken (flyfoto):



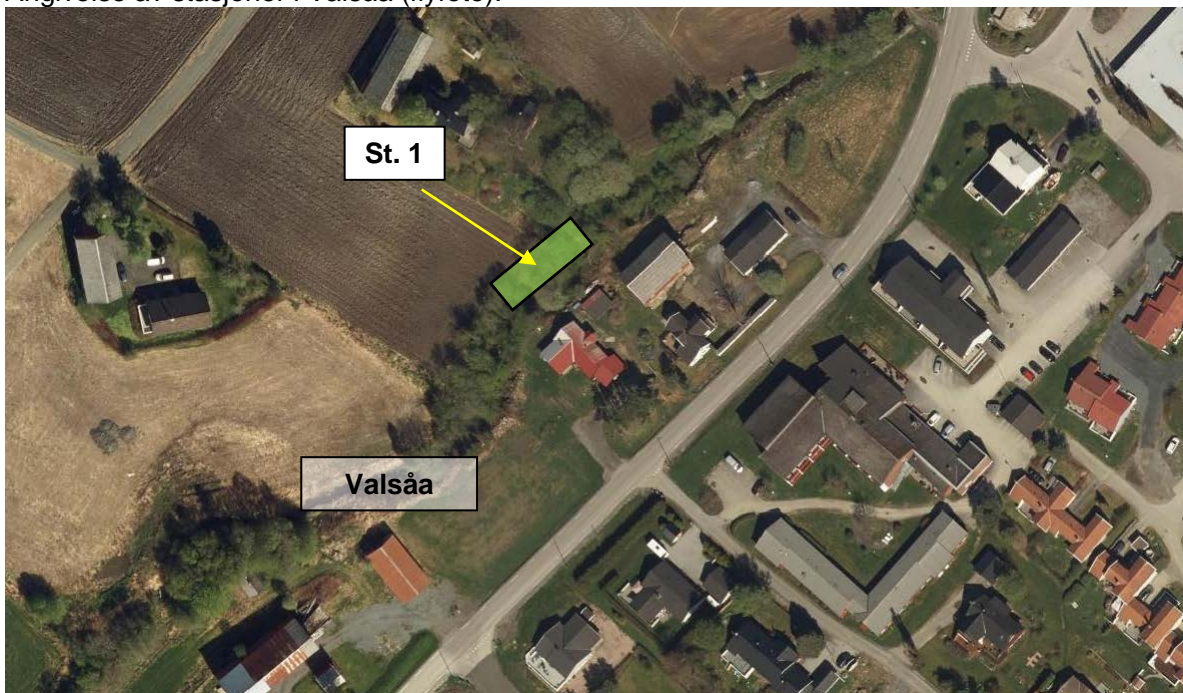
Angivelse av stasjoner i Kvernhusmyrbekken og navnløs tilløpsbekk til Vadtjønna (flyfoto):



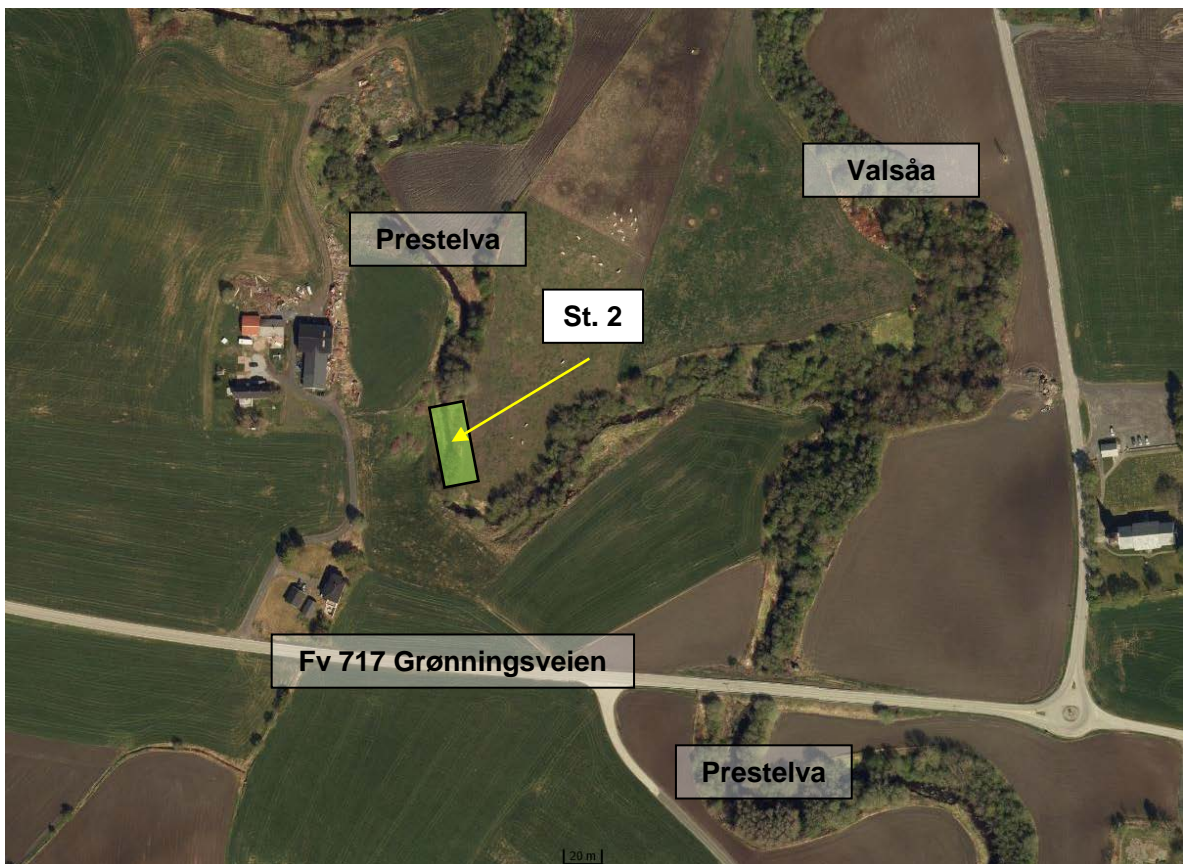
Angivelse av stasjoner i Vågåbekken (flyfoto):



Angivelse av stasjoner i Valsåa (flyfoto):



Angivelse av stasjoner i Prestelva nedre (flyfoto):



Angivelse av stasjoner i Prestelva nedre/midtre (flyfoto):



Angivelse av stasjoner i Prestelva øvre (flyfoto):



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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3220-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger