

1829

NINA Rapport

Biologisk mangfoldundersøkelse i Gråelva- vassdraget i Skjelstadmark, Stjørdal kommune

Randi Saksgård, Terje Bongard, Bård G. Stokke, Geir Langelo og
Gunnar Kristiansen



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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Biologisk mangfoldundersøkelse i Gråelvavassdraget i Skjelstadmark, Stjørdal kommune

Randi Saksgård
Terje Bongard
Bård G. Stokke
Geir Langelo
Gunnar Kristiansen

Randi Saksgård, Terje Bongard, Bård G. Stokke, Geir Langelo og Gunnar Kristiansen. 2020. Biologisk mangfoldundersøkelse i Gråelvavassdraget i Skjelstadmark, Stjørdal kommune. NINA Rapport 1829. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mars 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4588-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Ingeborg Palm Helland (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

NVE

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

Saksnr. 200701139

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Mads Eirik Hugo Johnsen, Arne Jørgen Kjøsnes

FORSIDEBILDE

Mangfold i og ved Gråelvavassdraget © NINA

NØKKEWORD

- Gråelva, Skjelstadmarka, Stjørdal kommune, Trøndelag
- Fisk, bunndyr, fugl og planter
- Statusoppdatering av fauna og flora i Gråelvavassdraget
- etterundersøkelse, sikringstiltak
- vassdrag

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
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Randi Saksgård, Terje Bongard, Bård G. Stokke, Geir Langelo og Gunnar Kristiansen 2020. Biologisk mangfoldundersøkelse i Gråelvavassdraget i Skjelstadmark, Stjørdal kommune. - NINA Rapport 1829. Norsk institutt for naturforskning.

Siden 1992 har det blitt gjennomført ulike sikringstiltak i og i tilknytning til Gråelvavassdraget for å forhindre leirras, og disse tiltakene pågår fortsatt i øvre del av Gråelva, og i Skjøla, ei sideelv til Gråelva. Denne rapporten gir en statusoppdatering for det biologiske mangfoldet i og langs Gråelva, Råelva, Bang-/Luddubekken, samt Lund-/Hov-/Dalbekken øverst i Gråelva (Skjelstadmarka). Feltarbeidet ble utført i perioden mai 2019 til oktober 2019.

Bunndyrundersøkelsene i Skjelstadmarka og Gråelva er gjennomført for å vurdere tilstanden for denne delen av biomangfoldet i vassdraget. Til sammen 36 sparkeprøver er tatt på 19 stasjoner vår og høst 2019. Resultatene viser at antall organismer per prøve er som forventet, men arts-mangfoldet er mye lavere enn et teoretisk anslag over forventningssamfunn skulle tilsi. Viktige arter og grupper som burde vært registrert var fåtallige eller fraværende. Rekruttering, rekolonisering og etablering av registrerbare bestander av manglende arter vil sannsynligvis ta flere år. Elvesystemet er preget av landbrukspåvirkning og nedslamming, men potensialet for et artsrikt biomangfold er til stede.

Ungfiskundersøkelsene i 2019 viser en klar dominans av laksunger i Gråelva, mens ørret dominerer i Råelva og de mindre bekkene i Skjelstadmarka. En sammenligning med tidligere ungfiskundersøkelser tyder også på en økning i tettheten av laksunger og spesielt årsyngel. Men siden dette er et enkelt år med data kan dette være noe tilfeldig. Habitatkartlegging og skjulmålinger kan tyde på mangel på skjul for eldre fiskeunger. Denne metoden fanger imidlertid ikke opp alle forhold angående skjul for fisk. Vannkvaliteten var med unntak av i de mindre sidebekkene god. Undersøkelsen tyder på at turbiditeten og innholdet av totalt fosfor har gått ned som følge av sikringstiltakene. Høyt innhold av totalt fosfor og nitrat ble registrert i de øvre områdene i Skjelstadmarka og i Bang-Luddubekken. Forslag til oppfølging og tiltak for å øke fiskeproduksjonen er foreslått, slik som utlegging av gytehabitat (supplering av tiltak som er utført tidligere), utlegging av døde trær, etablering av kantskog der dette mangler, samt tiltak som kan begrense avrenning fra jordbruk og husholdning.

Resultatene fra de ornitologiske undersøkelsene i 2019, og en sammenligning med funn gjort i 1993 indikerer at sikringsarbeidet av Gråelva som ble utført på 1990-tallet ikke har hatt noen merkbare negative effekter på fuglelivet i området. Antall arter og artssammensetningen har tilsynelatende ikke endret seg vesentlig i de to undersøkte områdene. Det ble registrert signifikant flere territorier i området Luddubekken-Kvålsbekken i 2019 enn i 1993, mens det ikke var noen signifikant forskjell mellom tidsperiodene i området nord for Mørsetbekken. Mange arter oppviste flere antall territorier i 2019 enn i 1993, og spesielt gjelder dette delområdene nærmest elva. Mest markant var dette for gransanger, rødstrupe, rødvingetrost og bokfink. For én art, gråtrosten, var det imidlertid motsatt. De iverksatte tiltakene med hensyn til å reetablere vegetasjon under sikringsarbeidet ved Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken anses å være positive for fuglelivet i området i den forstand at artssammensetning og tetthet ikke ser ut til å endres nevneverdig før og etter inngrep. Dette har kommet fram gjennom komparative undersøkelser før og etter anleggsarbeid ved Gråelva og Hofstadelva.

Det er kartlagt vegetasjonsetablering, og naturtyper og rødlistearter er undersøkt langs Gråelva i Stjørdal etter sikringstiltak som er gjennomført siden 1990 tallet. Sikringsarbeidene har pågått frem til i dag. Det var etablert vegetasjon på ulike strekninger med ulik alder på sikringsanleggene. De eldste anleggene hadde vegetasjon nesten lik naturlig høgstaudeutforming, men med mindre variasjon og artsrikhet. De yngste anleggene hadde mindre dekning av vegetasjon, og avtagende dekning med yngre alder. Kulturmarks- og ugrasplanter forekom i stor grad på yngre anlegg spesielt der de lå tilgrensede landbruksarealer og ble intensivt beitet. Ugras- og kulturarter avtok med alderen på anleggene. Det ble avgrenset få verdifulle naturtyper slik som flomfastmark. Dette er trolig forårsaket av at sikringsanleggene er anlagt nært elva, og har bygget ned, låst og fjernet erosjonsprosesser som medvirker til dannelsen verdifulle naturtyper som

rasskråninger, sump- og flomskogsmark. Ved å trekke tilbake anleggene i større avstand fra elva ville slike miljøer kunne blitt dannet i større grad. Røddlistearter og sjeldne arter (unntatt alm) ble ikke registrert, trolig fordi de er knyttet til livsmiljøer som er fjernet fra vassdraget på grunn av sikringstiltakene. Død ved har i svært liten grad, blitt dannet etter at anleggene ble bygget. Når det har gått lengre tid vil slike livsmiljøer kunne bli dannet.

Det anbefales at utviklingen følges opp med en ny undersøkelse om noen år.

Randi Saksgård, NINA Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim. Randi.saksgard@nina.no

Terje Bongard, NINA Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim. Terje.bongard@nina.no

Bård G. Stokke, NINA Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim. Bard.stokke@nina.no

Geir Langelo, Natur og Samfunn AS, Bernt Lies veg 8b, 7024 Trondheim. geir@natsam.no

Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS, Bernt Lies veg 8b, 7024 Trondheim. Gunnar.kristiansen@natsam.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Materiale og metoder	9
2.1 Deltema bunndyr	9
2.2 Deltema fisk, habitatkartlegging og vannkjemi.....	9
2.3 Deltema ornitologi.....	11
2.4 Deltema planteliv	16
3 Resultater og diskusjon	17
3.1 Deltema bunndyr	17
3.1.1 Innledning	17
3.1.2 Resultater- Bunndyr.....	18
3.1.3 Oppsummering og konklusjon- Bunndyr	21
3.2 Deltema fisk, habitatkartlegging og vannkjemi.....	21
3.2.1 Ungfisk - Resultater og diskusjon	21
3.2.2 Habitatkartlegging og skjulmål.....	29
3.2.3 Vannkjemi	32
3.2.4 Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger - Fisk.....	36
3.3 Deltema ornitologi.....	37
3.3.1 Resultater og diskusjon – sammenligning med Thingstad (1993)	37
3.3.2 Resultater og diskusjon – andre områder	44
3.3.3 Oppsummering og konklusjon - ornitologi	46
3.4 Planteliv	46
3.4.1 Innledning	46
3.4.2 Vegetasjonsutviklingen langs sidebekkene og hovedvassdraget	47
3.4.3 Kartlagte rødlistede naturtyper etter NiN-2.0.....	62
3.4.4 Resultater og diskusjon	65
4 Referanser	67
Vedlegg 1- bunndyr	72
Vedlegg 2- fisk	79

Forord

Formålet med dette prosjektet er en statusoppdatering for det biologiske mangfoldet i og langs Gråelva i Skjelstadmarka i forbindelse med sikringsarbeidet i selve elveløpet og sideraviner ned mot vassdraget. Prosjektet har hatt hovedfokus på reetablering av akvatisk fauna (fisk og bunndyr), terrestrisk plantesamfunn (moser, karplanter og lav) samt fugletaksering. Undersøkelsene omfatter Gråelva med sidebekkene Bangbekken/Luddubekken, Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken. Målet var å få en beskrivelse av om sikringsarbeidet har hatt negativ eller positiv innvirkning på fauna og flora i Gråelvavassdraget.

Følgende personer fra NINA har hatt hovedansvaret for gjennomføring av dette prosjektet: Randi Saksgård (fisk og vannkjemi), Terje Bongard (bunndyr), Bård G. Stokke (fugl), mens Geir Langelo og Gunnar Kristiansen fra Natur og Samfunn som har vært underleverandør på planteliv.

Takk til Torgeir Havn, Vegard Ambjørndalen og Jan Gunnar Jensås, alle fra NINA for assistanse med feltarbeid ved ungfiskundersøkelsene og skjul- og habitatundersøkelsene. Takk til Hans Mack Berger og Magnus Berger (TOFA) for assistanse ved hhv skjul- og habitatundersøkelsene og ungfiskundersøkelsene. Takk også til Ola Ugedal og Morten Bergan for gjennomgang av deler av rapporten.

Vi takker oppdragsgiver Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ved Arne Jørgen Kjøsnes for godt samarbeid og dialog i løpet av prosjektperioden.

1. juni 2020. Randi Saksgård

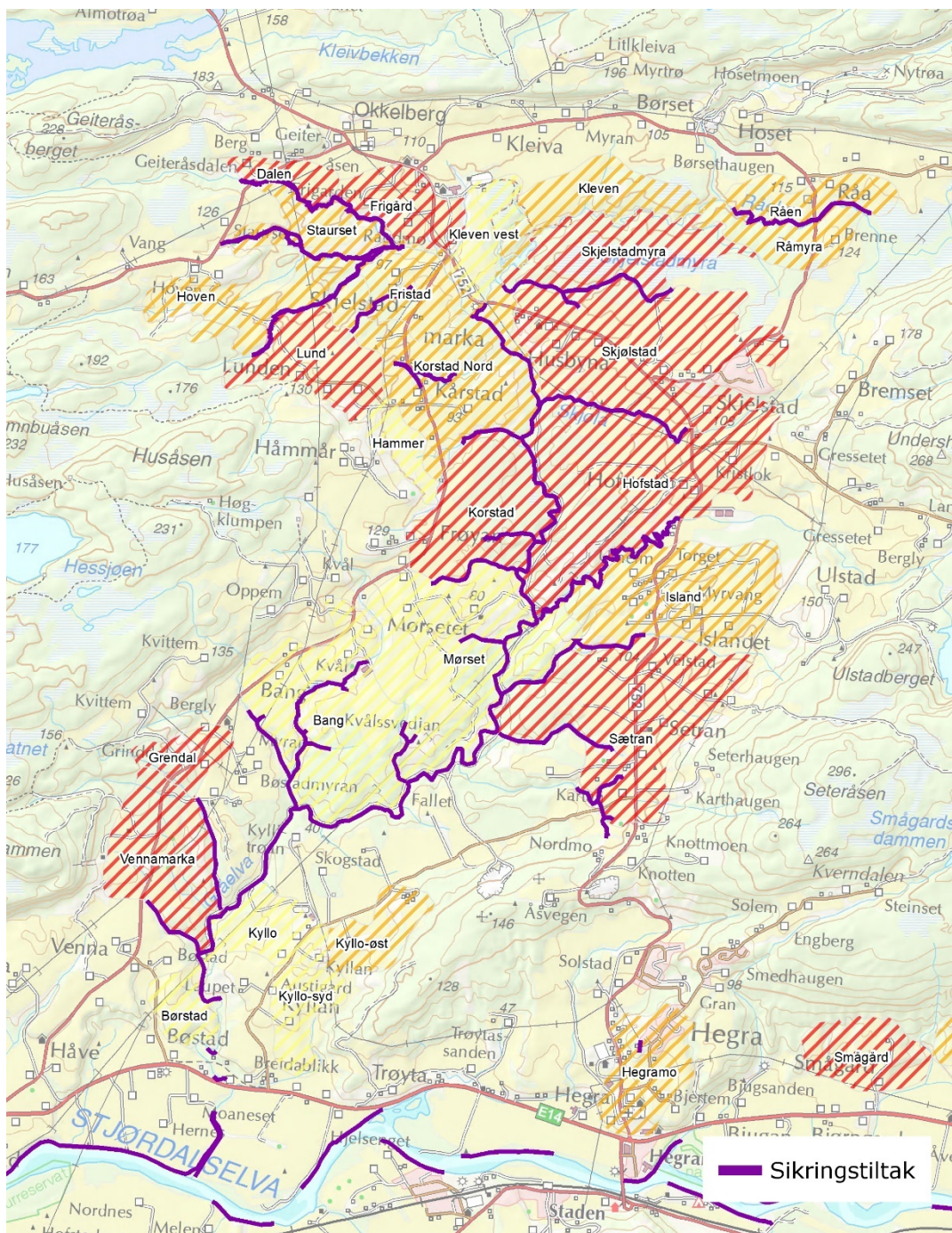
1 Innledning

Gråelva er en av de største og viktigste tilløpselvene til Stjørdalselva. Innenfor nedbørfeltet til Gråelva er det flere områder med høy faregrad med hensyn til kvikkleire (www.skrednett.no). Elva drenerer Skjelstadmark-området som domineres av granskog i de øvre deler og løvskog og dyrkamark (hovedsakelig grasmark) lenger nede. Det totale nedbørfeltet er omlag 50 km² hvorav 14 km² landbruksareal, mens om lag 29 km² er dekket av skog (data fra nevina.nve.no). Over halvparten ligger under den marine grense (180 moh.) og har betydelige marine avsetninger. Årlig nedbør er 1107 mm og årstemperatur (luft) er på 4,4°C. Skjelstadmarka er normalt snødekt fra desember til april og i denne perioden er elva isdekt med unntak i lengre perioder med mildvær og mye regn. Midlere vassføring i Gråelva er omlag 1-2 m³/s, men kan i ekstreme tilfeller komme opp i 70 m³/s (femtiårsflom, nve.no). Gråelva har i likhet med andre vassdrag i Trøndelag en flomtopp i forbindelse med snøsmeltingen (i mai), men ettersom det er få innsjøer i nedbørfeltet varierer vassføringen ellers i året sterkt med nedbøren.

En tiltaksplan for å stabilisere leirmassene og redusere faren for fremtidige ras langs Gråelva ble utarbeidet av NVE i 1990. Arbeidet med sikringstiltakene ble påbegynt i 1992. Sikringsarbeidene i de øverste sidebekkene til Gråelva ble ferdigstilt høsten 2018. Hele vassdraget er hevet 1-2 m med sprengt stein, og selve elveløpet har fått ny utforming med kulper, stryk og stille partier over en total strekning på cirka 28 km (**figur 1**). I tillegg er det lagt flere støttefyllinger i sideraviner ned mot vassdraget for å stabilisere områdene. Totalt er det tilført ca. en million m³ stein og jord/leire som har blitt fordelt i elva og terrenget rundt. Elva følger i hovedsak sitt gamle elveleie, men bunnen og elvebredden består nå av sprengt stein og grus, i motsetning til leire med kuppelstein og noe grus og sand innimellom før sikringsarbeidet. Så og si all kantvegetasjon langs vassdraget har en gang blitt fjernet, men er nå kommet tilbake for fullt, særlig i den delen av vassdraget som ble sikret først. Etter endt sikring er det lagt på stedlige vekstmasser samt at det på enkelte steder ble plantet trær helt ned til elvekanten. Sikringsarbeidene omfatter 7 km av hovedelva samt 20 sidebækker der de største bekkene er Bangbekken/Luddubekken, Hofstad-elva, Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken. For Hofstadelva gjennomføres det et eget FoU-prosjekt og den inngår derfor ikke i dette prosjektet.

Formålet med dette prosjektet er en statusoppdatering for livet i og langs vassdraget. Målet er å gi en beskrivelse av hvilken innvirkning det utførte sikringsarbeidet har hatt på fauna og flora i og langs Gråelvavassdraget.

Det er gjennomført flere undersøkelser i Gråelvavassdraget spesielt med hensyn til fisk og bunndyr (Berger mfl., 1994, Berger mfl. 1997, Berger mfl. 2001, Einum mfl. 2005.). I Råelva ble det gjennomført en undersøkelse av fisk og bunndyr i 2016 før den planlagte ras- og erosjonssikringen (Bergan 2016). Taksering av fugl og planter har også blitt gjennomført tidligere (Thingstad, 1993, Fremstad 1992).



Figur 1.1. Oversikt over Gråelvavassdraget. Sikret området er markert med lilla strek der det er gjort tiltak i selve elveløpet og med tverrgående røde streker for sideraviner. Kartet er laget av NVE.

2 Materiale og metoder

Her gis en beskrivelse av de ulike metodiske tilnærmingene innenfor hvert enkelt deltema; bunndyr, fisk og vannkjemi, fugl og planteliv.

2.1 Deltema bunndyr

Bunndyrprøvene ble tatt med sparkehåv med 500 µm håvduk (Barba mfl. 2010, Frost mfl. 1971). Håvprøver tas ved å holde håven nedstrøms og sparke opp substratet mens man rygger motstrøms. I stillestående partier må håven beveges fra side til side for å fange opp materialet som virvles opp. Det ble tatt fireminutters prøver.

Prøvene ble delvis plukket ferske og delvis konserverert i etanol og sortert på laboratoriet (Bongard 2018). Artsbestemmelsene ble utført på laboratoriet. Alle bunndyrgruppene ble bestemt til art så langt som mulig.

Til sammen 19 stasjoner ble prøvetatt i mai og oktober 2019. Stasjonsnavn og plassering er vist i **Vedlegg 1- B3**. Hovbekken nord og Luddubekken var tørre i oktober, så det ble tatt til sammen 36 håvprøver av fire minutters varighet. Nesten 89 000 bunndyr er gjennomgått, artsbestemt og subsamlet med hensyn til å beregne antall. Dataene er importert i Vannmiljø.

2.2 Deltema fisk, habitatkartlegging og vannkjemi

Elfiske

Ungfiskundersøkelsene ble gjennomført med bærbart elektrisk fiskeapparat og med den nyeste modellen av type FA-5.0 som er utviklet og produsert av TERIK i samarbeid med NINA. Denne modellen tar bedre hensyn til fiskens velferd enn de eldre modellene. Spenningen justeres ved fiskets begynnelse ut fra vannets ledningsevne og stiller seg inn på et korrekt spenningsnivå for hvert område det fiskes. Dette gir et mer effektivt elfiske og er samtidig mer skånsomt for laks- og ørretunger. Elfisket ble gjennomført i perioden 26-28.08.2019 og 26.9.2019. Tetthet er estimert ut fra utfangstmetoden (Zippin 1958, Bohlin mfl. 1989). Elfiskestasjonene ble valgt slik at de er mest mulig representative for de ulike områdene av vassdraget. For å kunne sammenligne med elfiskedata fra tidligere undersøkelser i vassdraget (Berger mfl 1997) ble sju av de samme stasjonene i Gråelva og to i Råelva inkludert i stasjonsnettet i 2019. Av totalt 18 elfiskestasjoner i Gråelva ble fem overfisket tre ganger, og av fem stasjoner i Råelva ble to overfisket tre ganger (**figur Fi-1**). Gjennomsnittlig fangbarhet på de fem stasjonene i Gråelva ble benyttet til å estimere tetthet av ungfisk for de øvrige stasjonene som ble fisket i august, samt de tre nederste stasjonene i Råelva. Dette fordi elfisket på de to stasjonene med 3 omganger i øvre del av Råelva ble elfisket en måned senere enn de tre nederste stasjonene. Fangbarheten fra Gråelva ble derfor brukt her også, siden de ble elfisket i samme periode. Arealet på stasjonene varierte mellom 29 og 137 m², og det ble fisket fra bredd til bredd på alle stasjonene. Ett område i Bang/Luddubekken samt enkelte områder i de tre øverste bekkene; Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken ble også elfisket. For de tre sistnevnte bekkene ble det på grunn av en del leire i bekkene vanskelig å gjennomføre elfisket, fordi leire fører til høy ledningsevne og elfiskeapparatet fungerer dårlig i slike områder. All fisk ble lengdemålt i felt, med unntak av de tilfellene det ble fanget mer enn 20 årsyngel pr omgang. De ble talt opp og det ble skilt på ørret- og laksyngel. All fisk ble satt ut i elva igjen etter endt elfiske på stasjonen. Ungfisken er i denne rapporten delt inn i to aldergrupper ut fra lengdefordeling; årsyngel (0+) og eldre (≥1+). Ut fra lengdefordelingen av laksunger ble individer ≤ 77 mm satt som årsyngel og ≥ 78mm som eldre. Ørretyngel er erfaringsmessig større og ut fra lengdefordelingen ble største lengde for årsyngel satt til 87 mm. Figurer med lengdefordeling finnes i vedlegg B.

Habitat

Habitatkartlegging og skjulmål i Gråelva og Råelva ble utført i mai og juni på dager med gode vannføringsforhold (<0,2 m³/s). Kartlegging av bunnssubstratets egnethet for gyting og oppvekst er avgjørende for tetthet og overlevelse av laks- og ørretunger i elva. Metoden går ut på å kvantifisere hulrom mellom steiner og under steiner som egner seg som skjul for fiskeunger. Denne metoden er svært enkel og har vist seg å gi en god sammenheng med tetthet og overlevelse av

fiskeunger (Finstad mfl. 2007, 2010). Antall og størrelsen på skjul kvantifiseres ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en kvadratisk stållamme på 0,25m². Størrelsen på hulrommene bestemmes ut fra hvor langt ned mellom steinene plastslangen kan føres og deles inn i tre skjulkategorier: S1: 2,5 cm, S2: 5-10cm og S3: >10cm. Måling av skjul ble gjort i én til tre prøveflater fordelt i transekter på tvers av elva. Stållamma blir tilfeldig kastet ut innenfor undersøkelsesområdet og det beregnes et gjennomsnittlig antall skjul for hver kategori i hvert transekt. Verdiene blir summert for å gi en verdi for «vektet skjul» (S1 + S2x2 + S3x3). Transektene ble valgt ut fra endringer i elvetype og/eller substrat ved å gå hele elvestrekningen. I Gråelva ble det målt skjul i 103 slike transekter og i Råelva i 30 transekter. Hulromskapasiteten for vektet skjul klassifiseres ut fra følgende skala:

Lite skjul	<5
Middels skjul	5-10
Mye skjul	>10

Dominerende og subdominerende bunnssubstrat ble bestemt ut fra en skala fra 1 til 4 (se under) innenfor den 0,25m² store stållammen. Substratet ble klassifisert i partikkelstørrelse etter følgende skala:

<2 cm (leire, sand, grus)
2-12 cm (fin elvør)
13-35 cm (grov elvør)
> 35 cm (blokk)

Substratklasse 2 vil være best egnet som gytesubstrat for både laks og sjørørret. Substratklasse 2-3 vil være spesielt godt egnet for vekst og overlevelse for yngel og parr, mens substratklasse 4 kan gi gode oppholdsområder for større ungfisk, i første rekke presmolt og smolt.

Klassifisering av elveklasser i Gråelva og Råelva er utført etter Forseth og Harby (2013) og det omfatter følgende elveklasser:

Glattstrøm – grunne elveområder med ganske høy vannhastighet, men har glattere vannoverflate enn et strykområde

Høl/Kulp – inkluderer dype høler med lav vannhastighet og kulplignende renner med høy vannhastighet

Grunnområde – grunne elveområder med lav vannhastighet

Kvitstryk – elveområder med høy vannhastighet som forekommer i bratte og smale partier av elva

Stryk -relativt grunt område med høy vannhastighet og bølger i overflaten

Kartlegging av habitat og skjul ble brukt til å finne eventuelle flaskehalsar for produksjon av laks og ørret. En slik analyse vil kunne identifisere stadiet for bestandsregulering samt produksjonsbegrensende habitatfaktorer.

Soner

Gråelva ble delt inn i seks soner og Råelva i tre soner. De usikrede områdene i Gråelva og Råelva ble definert som en egen sone (sone 2 i begge elvene). De resterende sonene ble delt inn ut fra elfiskestasjonenes beliggenhet (ovenfor/nedenfor samløp med Hofstadelva og Råelva). Elfiskestasjon 1 ble inkludert som en del av sone1 fordi det her går et naturlig skille ved den gamle brua til E14. Her er det et strykp parti som ungfisk med stor sannsynlighet ikke vil passere oppover i elva. Elfiskestasjonen ligger omtrent i skillet mellom sikret og usikret område av elva i sone 1 (**figur 1** og **figur Fi-1**). Området fra usikret sone 2 og opp til samløp med Hofstadelva ble delt i to soner ut fra forskjell i mengde skjul; sone 3 og 4. Sone 5 strekker seg fra ovenfor samløpet med Hofstadelva og opp til samløpet med Råelva. Sone 6 i Gråelva er ovenfor samløpet med Råelva og opp mot Lund-/Hov-/Dalbekken. Sone 1 i Råelva er fra samløpet med Gråelva og opp til brua der Skjelstadmarkvegen krysser elva (**figur 1** og **Fi-1**). Den midterste sonen (sone 2) i Råelva er i området nedenfor samløpet med Børsethbecken og noen hundre meter nedover. I denne delen er det ikke utført sikringsarbeid i selve elveløpet slik som i den øvre delen av tiltaksområdet. Sone 3 er i øvre del av rassikret område inkludert plastring i elvebunnen, og strekker seg et par hundre meter nedenfor og ovenfor Råvegen.

Økologisk tilstand

Klassifisering av økologisk tilstand for ungfisk av laksefisk er foreløpig ikke utviklet for større vassdrag enn 10 km² (Anonym 2018). I Veileder 02:2018 er det utarbeidet et forslag til klassifisering av laksefisk i små vassdrag og er tilpasset bekker/elver som kan undersøkes over hele tverrsnittet og fotgås i de fleste kulper (Anonym 2018). Gråelvavassdraget er i utgangspunktet for stor (50 km²) til å vurderes opp mot forventningsverdiene, som er gitt i klassifiseringsveileder 02:2018, av tetthet av ungfisk i små vassdrag. Vi har likevel valgt å anvende dette klassifiseringssystemet til vurdering av økologisk tilstand på ungfiskdataene fra Gråelva, Bang-/Luddubekken og Råelva. De to sistnevnte bekkene/elva er små nok til at data herfra kan brukes i klassifiseringssystemet. Begrunnelsen for å bruke dette systemet også i Gråelva er at både elfisket og habitatkartleggingen ble gjennomført på tvers av elveavsnittet. Vi tar likevel visse forbehold om at klassifiseringen er upresis i forhold til forventning til naturtilstand. Dette er diskutert i kapittel 3.3.

Tettheten av ungfisk av laksefisk (ørret og laks) ble vurdert opp mot forventningsverdiene for små lakse- og sjørretvassdrag gitt i tabell 6.15 i Veileder 02:2018. Økologisk tilstandsklasse er gitt ut fra estimert tetthet på hver enkelt stasjon og samlet for henholdsvis Gråelva, Bang-/Luddubekken og Råelva. De estimerte tettheten er klassifisert med forventningsverdier etter «Anadrom, habitatklasse 2 eller 3» som ble bestemt under habitatkartleggingen.

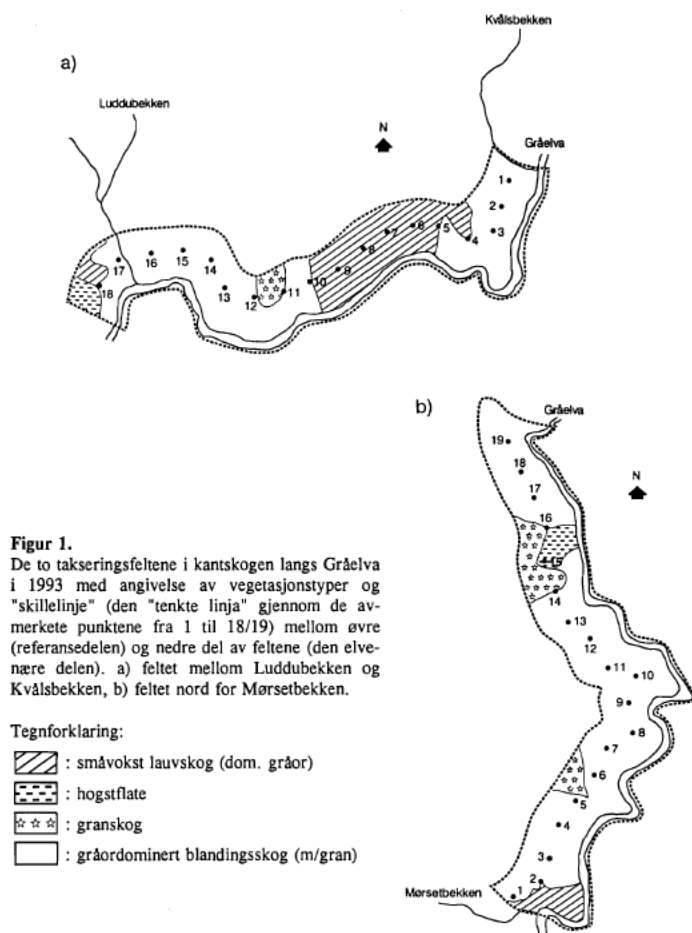
Vannprøver

Det ble tatt vannprøver ved 6 stasjoner i Gråelvavassdraget en gang per måned fra mai til og med september 2019. De ble analysert på pH, kalsium (Ca), konduktivitet, total organisk karbon (TOC), Nitrat (NO₃-N), totalt fosfor (Tot-P) og turbiditet (Turb) (**tabell 3.2.5**). Prøvene ble analysert ved Analysesenteret i Trondheim kommune. Gjennomsnittet for pH på de ulike stasjonene er beregnet ut fra målte H⁺ konsentrasjoner. I klassifiseringssystemet for elver har Gråelva vanntypekode RML2303 (<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/124-142-R>). Dette betyr at det er en middels stor elv (10-100km²), klimasone er lavland (<200moh), moderat kalkrik (Ca> 4-20mg/l), turbid og leirpåvirket.

2.3 Deltema ornitologi

I følge oppdragsteksten ønsket oppdragsgiver «*taksering av fugl med tanke på arter og hekking. Sammenligne med tidligere takseringer som er gjort i området (Thingstad, P.G. 1993 og Zoologisk notat 2011-7). Vurdere inngrepene som er gjort og vurdere eventuelle konsekvenser for fuglelivet i området*». Videre nevnes det at «*vassdragene som skal undersøkes er Gråelva med sidebekkene Bangbekken/Luddubekken, Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken*».

To områder langs Gråelva som ble taksert av P. G. Thingstad i 1993 (**Figur 2.3.1.**, Thingstad 1993) ble valgt ut for fugletakseringer.



Figur 2.3.1. Takseringsfelt langs Gråelva i 1993. Figur fra Thingstad (1993).

Thingstad (1993) sine takseringer i 1993 ble foretatt før arbeidet med erosjons- og rassikring ble startet. Langs Gråelva mellom Kvålsbekken og Luddubekken (**Figur 2.1**, 1a i Thingstad (1993)) ble anleggsvei bygget omkring 1999. Elva ble her sikret på enkeltstrekninger. Gråelva mellom Skjøla og Mørsetbekken (**Figur 2.1**, 1b i Thingstad (1993)) ble sikret i perioden mellom 1995 og 1999 (Mads Erik Hugo Johnsen (NVE), pers. medd.).

En viktig del av arbeidet med den foreliggende rapporten var, ved å sammenligne resultatene med de som framkom fra Thingstad (1993), å belyse effektene av erosjons- og rassikring på fuglefaunaen langs Gråelva.

De øvrige områdene som nevnes i oppdragsteksten (Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken) ble besøkt for en kortfattet vurdering av inngrepene som er gjort og av eventuelle konsekvenser for fuglelivet.

For en nærmere beskrivelse av de to takserte områdene henvises til Thingstad (1993). Gråorskog med innslag av gran dominerer vegetasjonen i hvert av områdene. Det er også innslag av mer eller mindre åpne områder med småvokst buskvegetasjon eller urter og gress. De største forskjellene siden Thingstad sin undersøkelse synes å være at det er anlagt veg ned mot elva i området Luddubekken-Kvålsbekken, samt at det tilsynelatende er foretatt en omfattende flatehogst i de sørlige deler av Mørsetbekken-området (**Figur 2.3.2**). Hvert av områdene ble taksert på samme måte som av Thingstad i 1993. Utlekking av takseringsfeltene med markering av tellepunkter ble foretatt under befaringsrunde 26. april 2019 sammen med Arne Jørgen Kjøsnes, NVE.

I begge områdene ble en strekning langs elva på ca. 1 km taksert. Punktene som angitt i Thingstad (**Figur 2.1**) ble plottet i Garmin BaseCamp og lagt inn på GPS (**Figur 2.3.2**). Hvert punkt er plassert ca. 50 meter fra Gråelva.



Figur 2.3.2. Takseringsfelt langs Gråelva i 2019. Øverst: Område mellom Luddubekken og Kvålsbekken. Nederst: Område nordover fra Mørsetbekken. Disse to områdene ble taksert også i 1993 (Thingstad 1993).

Områdene består delvis av relativt tett oreskog, noe som gjør det vanskelig å orientere seg under takseringsrundene. Derfor ble det før feltsesongen satt opp markører (røde og gule strimler) i hvert punkt (**Figur 2.3.3.**), som ble fjernet etter siste takseringsrunde.



Figur 2.3.3. Hvert punkt i takseringsfeltene ble markert med røde eller gule papirstrimler.

Fuglefaunaen ble taksert etter standardisert metode (kartmetoden, Bibby mfl. 1992). Dette er samme metode som ble benyttet av P. G. Thingstad og J. O. Gjershaug under takseringene langs Gråelva i 1993, og Hofstadelva i 2011, samt 2016-2017 og 2019 (Thingstad 2011; Bergan mfl. 2017a, b, in prep.). Denne takseringsmetoden fordrer at hvert område blir undersøkt minst 10 ganger i løpet av fuglenes hekkesesong. Dette fordi flere besøk muliggjør større sannsynlighet for at alle individer/arter i området blir taksert (oppdagbarhet kan avhenge av bl.a. værforhold, tid på døgnet og tid på sesongen – arter hekker til ulik tid av sesongen).

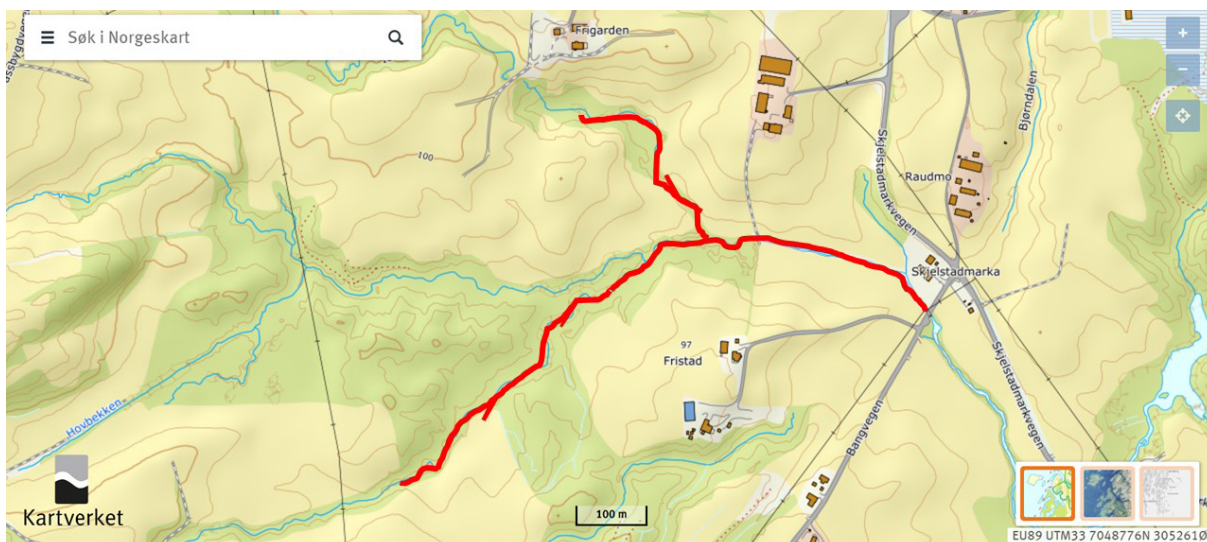
For hver av takseringene ble posisjonen til alle individer med reviratferd (sang, kurtiseatferd, reirbygging, osv) kartfestet. Alle fugler observert inntil ca. 100 meter fra elva ble registrert. Det totale takserte arealet ble anslått av Thingstad (1993) til å være ca. 0,10 km² i området Luddubekken-Kvålsbekken, og 0,11 km² i området nord for Mørsetbekken.

Etter at alle takseringene var gjennomført ble kartene sammenholdt. Vanligvis vil territorier/revirer framkomme som «punktsvermer» i spesifikke områder. En «sverm» på minst 3 punkter representerer et territorium. Forekomsten av arter som ikke er territoriehevdende ble kartlagt på grunnlag av reirfunn, varsling, osv.

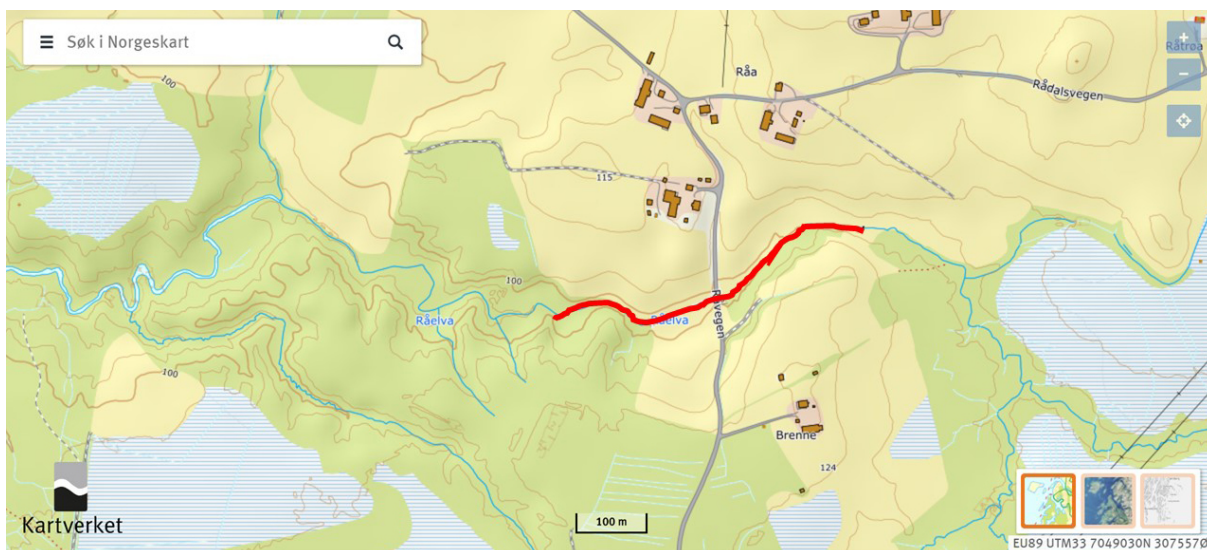
Fugleregistreringer ble i begge områdene fordelt til to delområder; 1) fra elvebredden til 50 meters avstand fra denne, og 2) fra ca. 50 – 100 meter fra elvebredden (referanseområde). Det er i utgangspunktet forventet at referanseområdet (2) er blitt mindre påvirket av erosjons- og raskring enn området mot elva (1) (se Thingstad 1993). For området Luddubekken-Kvålsbekken utgjorde delområde 1) ca. 0,06 km² og delområde 2) ca. 0,04 km². Tilsvarende arealer for området nord for Mørsetbekken var 1) ca. 0,06 km² og 2) ca. 0,05 km² (Thingstad 1993).

Det ble foretatt 13 takseringer over 7 dager i perioden 28. april – 11. juni 2019. Oppstart for takseringene var ca. kl. 05:00, og det ble alternert hvilket område som ble taksert først og sist mellom takseringsrundene. Været varierte fra sol og blåhimmel til overskyet med litt duskregn. Det var vindstille eller tilnærmet vindstille under alle takseringsrundene, og temperaturen varierte mellom +4°C til +10°C.

Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken (**Figur 2.3.4** og **2.3.5**) ble besøkt 26. april samt 9. september 2019. Her ble kortere strekninger besiktiget for en vurdering av effektene av sikringsarbeid på fuglefaunaen.



Figur 2.3.4. Besøkte områder langs Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken i 2019 (røde streker).



Figur 2.3.5. Besøkte områder langs Råelva i 2019 (rød strek).

2.4 Deltema planteliv

De botaniske undersøkelser langs Gråelva og undersøkte sidebekker ble utført 25. september 2019 av Geir Langelo og Gunnar Kristiansen. Området ble kartlagt etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2019. I tillegg ble arealene også sjekket for naturtyper etter håndbok 13 om kartlegging av biologisk mangfold, revidert 2014. Hovedfokuset er lagt på reetablering av karplanter og naturlige naturtyper for slike områder. De berørte områdene ble vurdert opp mot forventede naturtyper og arter, og sammenlignet med lignende tiltak andre steder.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Deltema bunndyr

3.1.1 Innledning

Nettverket av bekker og elver i Skjelstadmarka drenerer et svært viktig økosystem som naturlig inneholder mange og varierte biotoper. Bekkesystemet ligger i en biotop som blir mer og mer uvanlig, og restaureringen er derfor biologisk verdifull. Bekke- og elvesystemet i Skjelstadmarka er ikke regulert, og ligger derfor godt til rette for en rekolonisering av biomangfoldet etter de store inngrepene. Lokalitetene bidrar med store variasjonsmuligheter for arters behov for ulike nisjer. Området er uberørt av vassdragsregulerings raske nedtappinger og fluktuerende vannstander som tynner ut artsmangfold og forekomster (Dewson mfl. 2007, Dukowska mfl. 2007, Gore mfl. 2001, Harby mfl. 2004, Konrad mfl. 2008, Stanley mfl. 1994, Tullos mfl. 2009). Dessverre preges bekkene av mye slamtransport, både naturlig og fra et intensivt landbruk. Gjenkitting av hulrom har stor innvirkning på substratets kvalitet og nisjetilgang for artene. Det er vist tydelige sammenhenger mellom høy sedimenttransport og reduksjoner i bunndyrforekomster (Cobb mfl. 1992, Gibbins mfl. 2007, Gibbins mfl. 2007, Gore mfl. 1994, Hilsenhoff 1996).

Vannforskriften vektlegger bunndyr i ferskvann som et viktig kvalitetselement for mål på miljøtilstand. Biomangfoldet i elveøkosystemer defineres med en egenverdi i tillegg til nytteverdi i form av økosystemtjenester som for eksempel livsgrunnlag for fisk. Begrepet økosystemtjenester viser til at sammenhengen mellom artsmangfold, økosystemer og menneskets livsgrunnlag henger nøye sammen¹. Vi vet ennå ikke hvilke konsekvenser endringer i tilsynelatende mindre viktige økosystemer vil ha. Sammenhengene mellom artsmangfold og gjenskaping av livsgrunnlag har omfattende konsekvenser. Endring av økosystemer har innvirkning på sykdomskontroll, matproduksjon og rekreasjon, i en svært komplisert vev som mennesket er en integrert del av.

I Norge er det nærmere 3000 arter av invertebrater i ferskvann (Aagaard & Dolmen 1996). Bare av fjærmygg er det omkring 800, og av døgn-, stein og vårfluer er det nærmere 300. I tillegg er det høye artsantall innen tovinger, biller, andre leddyr og mollusker. Mange av artene finnes bare i stillestående vann, men elvenes strykpartier er de mest artsrike ferskvannslokalitetene, og er derfor spesielt viktige. Artenes krav til leveområder og nisjevariasjoner faller nært sammen med fisk og andre vertebrater som er avhengige av vann (MacPherson mfl. 2018). Limnisk økosystemer må derfor forvaltes helhetlig hvis formålet er å beholde dem mest mulig upåvirket (Hutchinson 1993). Artene opptrer som regel flekkvis i en komplisert mosaikk av stein, sand og mudder, med variabel begroing og sedimentering. Artene har ulike krav til leveområder på alle nivåer: Klimaregioner, kontinentalitet og høyde over havet så vel som mikroforhold i substratet bestemmer utbredelser og forekomster. I tillegg er sammensetningen av såkalte funksjonelle grupper bestemmende for økosystemets kvalitet: Artene fordeler seg etter næringsform mellom hovedgruppene skrapere, algesugere, kuttere, filterspisere og rovdyr. Fordelingen av gruppene avgjør stabiliteten i økosystemet, og utgjør derfor i neste nivå grunnlaget for mattilgang for fisk året rundt.

I både rennende og stillestående vann er bunndyrenes funksjon som konsumenter viktigst. Omsetningen av organisk materiale - både det som produseres i vannet (autoktont) og det som tilføres fra omgivelsene (alloktont) - er nødvendig for at økosystemene skal fungere. En sentral funksjon utføres av artene som kalles shredders, på norsk gjerne oversatt med kuttere eller oppdelere. Disse artene grovdeler blader og kvist slik at overflaten som gjøres tilgjengelig for nedbrytere mangedobles (Bundschuh & McKie 2016). I Skjelstadmarka gir næringstilsiget fra landbruket den største påvirkningen i form av algevekst, og fører til at arter som kan omsette dette blir viktige.

Taksonomiske registreringer på artsnivå gir den mest korrekte beskrivelsen av økosystemet (Jones 2008). Det er stor forskjell på et økosystem med 1000 meitemark per m², kontra 500 organismer fordelt på 50 arter og grupper. Kartlegging av bunndyrsamfunn i elvemiljøer, både når det gjelder artsmangfold og forekomst av hver art, er svært krevende. Man kan få en

¹ <http://www.teebweb.org/>

forståelse av problemene med kartlegging og prøvetaking ved å se nærmere på hvor fragmentert en elvebunn er. Variasjonen er enorm, ikke bare mellom elver og lokaliteter innen elver, men på mikronivå fra stein til stein. Artene har ulike preferanser, og fordeler seg flekkvis på forsider, baksider og undersider av steiner. Andelene av ulike steinstørrelser, sedimentering, gjenkitting og nedslamming vil derfor ha stor betydning for mikrohabitatenes nisjer og artenes leveforhold. Bunndyrartene er i ulik grad avhengige av bestemte arter alger, moser, påvekst og dødt organisk materiale, både som næring og leveområde, og disse faktorene endrer seg kontinuerlig med elvestrøm og endringer i vannføring. Beiting og begroing på dødt organisk materiale som samles flekkvis i substratet er en viktig nisje. Flytter man seg en halv meter til side kan bunnprøven derfor få et helt annet resultat. Å kartlegge fraksjonerte habitater er et metodeproblem som gjelder mange økosystemer, også terrestriske. Mange forsøk er gjort for å kunne beskrive elvebunn i håndterbare størrelser for å relatere det fysiske til det biologiske, men det har vist seg å være svært vanskelig å tallfeste variasjonene (Bongard & Rønning 1993).

Bunndyrene er i seg selv gjensidig avhengige av et intakt artsmangfold for å sikre at økosystemenes nisjer består av alle funksjonelle grupper. For eksempel kan mangel på predatorer i et økosystem gi store utslag. Påvirkede økosystemer får gjerne en ubalanse i forholdet mellom konsumenter og predatorer som kan gi masseoppblomstringer eller sammenbrudd i forekomster, med påfølgende dårligere omsetning og gjenvinning av organisk materiale. Resultatet for skadede økosystemer kan gi mange og uforutsigbare effekter. Eksempelvis vil bortfall av shredders kunne føre til at organisk materiale hoper seg opp og gi anoksisk forråtnelse fordi bakterier og sopp kan få overtak. Et viktig område som er dårlig undersøkt er derfor intakte økosystemers evne til sykdomskontroll i bred forstand: Begrensning av enkeltorganismers muligheter for skadelige oppblomstringer. Limnisk økosystemer spiller derfor en viktig rolle i det som kalles økosystemtjenester og gjenvinning.

3.1.2 Resultater- Bunndyr

På bakgrunn av undersøkelser fra Midt-Norge anslås generelt at sparkeprøver bør inneholde omkring 5-600 organismer per minutt prøve, utenom perioden midsommers. Prøvene fra Skjelstadmarka varierte, men inneholdt omtrent 600 organismer per minutt i gjennomsnitt.

Det ble funnet totalt ni arter døgnfluer, 17 arter steinfluer og 12 arter vårfluer i bunnprøvene. Ingen rødlistede eller sjeldne arter ble funnet. Dette er langt under forventede artsregistreringer (**Vedlegg 1, Vedlegg 2**, Artsdatabanken, (Aagaard 1987, Aagaard & Dolmen 1996)).

Av 89 000 individer registrert til sammen i alle prøvene besto over halvparten av individene av bare tre arter. Det ble funnet 29 000 individer av Norges vanligste døgnflueart, *Baetis rhodani*. Nesten 16 000 individer besto av kun to steinfluearter, *Leuctra hippopus* og *Capnia atra*. Disse klekker om våren, og ble funnet i enorme mengder som små nymfer i oktoberprøvene. Det ble funnet 23 000 fjærmygglarver. Gruppen består av omkring 800 arter i Norge, men artsbestemmelse av fjærmygg er svært ressurskrevende, og hvor mange arter som var til stede i materialet er derfor ukjent. De resterende 21 000 organismene besto av 5000 individer av andre døgnfluearter, 5000 knottlarver, 4000 steinfluer og 2000 fåbørstemark. Resten av biomangfoldet utgjorde bare 5 % av totalt antall organismer. Mange grupper og arter manglet fullstendig.

På bakgrunn av de svært mangelfulle og avvikende artsforekomstene gir det liten mening å vurdere resultatene ut fra ASPT-verdier eller andre indekser.

Det ultimate målet for påvirkninger vil alltid være endringer i artsmangfold, uavhengig av om faktorene er kraftutbygging, forurensning, eutrofiering eller fysiske inngrep. Vannforskriftens målsetting om tilbakeføring til God økologisk tilstand bygger på et anslag over hva som er naturtilstanden for artsmangfoldet. Endring fra naturtilstand er derfor det eneste utgangspunktet en har for en vurdering av elvers økologiske tilstand (Cao mfl. 1998). Naturtilstanden er imidlertid ukjent for mange økosystemer, ikke bare i ferskvann. Å sammenligne dagens situasjon med naturtilstanden må derfor bygge på empiri og regional kunnskap om teoretisk forventet artsmangfold. Naturtilstanden for Midt-Norge generelt og Skjelstadmarka spesielt er ukjent, men ut fra generell kunnskap om elveøkosystemers biomangfold og utbredelsesmønstre for ferskvannsorganismer

kan det likevel settes opp en forventet artsliste, se **Vedlegg 2** (Aagaard 1987, Aagaard mfl. 2002, Aagaard & Dolmen 1996, Nøst 1986). **Tabell 3.1.1** viser en sammenligning basert på en vurdering av forventede arter.

Tabell 3.1.1. Artsmangfold av døgn-, stein- og vårfluer i et teoretisk forventningssamfunn sammenlignet med konkrete artsfunn i undersøkelsene fra Skjelstadmarka.

	Øvre lokaliteter	Midtre lokaliteter	Nedre lokaliteter	Alle lokaliteter (Teoretisk forventet artsantall i parentes)
DØGNFLUER				
Vanlig forekommende	6	3	6	8 (18)
Sporadisk forekommende				(10)
Sjelden forekommende	1			1 (4)
STEINFLUER				
Vanlig forekommende	11	11	11	17 (24)
Sporadisk forekommende				(1)
Sjelden forekommende				(1)
VÅRFLUER				
Vanlig forekommende	8	9	5	11 (43)
Sporadisk forekommende	1			1 (9)
Sjelden forekommende				(13)

Tabellen viser det totale antall døgn-, stein- og vårfluearter som teoretisk kan opptre, ikke antallet man burde forvente å finne i konkrete undersøkelser, se diskusjonskapitlet. Det er altså ikke mulig å fastslå konkret hvor stor andel av et teoretisk arts mangfold som *burde* vært registrert i vårt materiale fra 2019. Det registrerte arts mangfoldet er imidlertid betydelig lavere enn forventet, særlig vårfluefaunaen var artsfattig.

På bakgrunn av et relativt stort antall organismer som ble samlet er det derfor grunnlag for å konkludere med at arts mangfoldet var i Dårlig økologisk tilstand i 2019.

Diskusjon – metodikk for innsamling av bunndyr

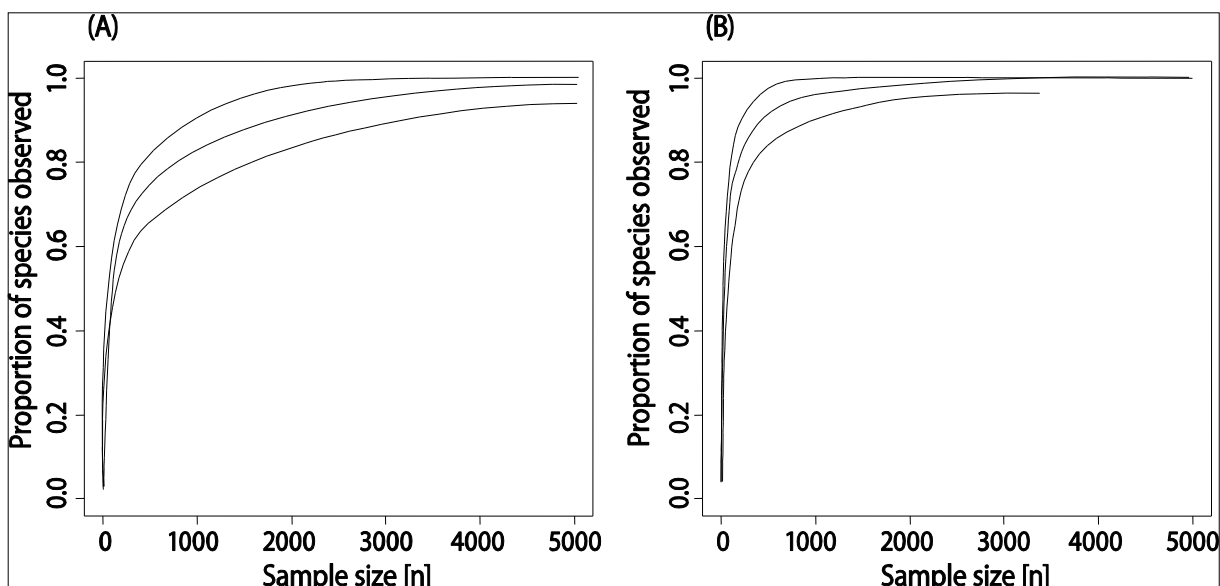
De to mest brukte metodene for å samle bunndyr i rennende vann er Surberhåv og sparkehåv (figur 3.1.1).



Figur 3.1.1. Surbersamplers og sparkehåv finnes i flere utgaver. Prinsippet er det samme: Med sparkehåven rygger man motstrøms og sparker opp bunnen slik at håven siler substrat og organismer som virvles opp. Surbereren skal samle organismene som finnes innen et kjent areal, definert av bunnrammen.

Surberen skal i prinsippet være en kvantitativ metode, men gir usikre resultater som varierer avhengig av mikrohabitatet som prøven tas på (Giri mfl. 2010). Surbersampleren krever derfor mange replikater for å kunne gi signifikante tall for antall per areal, og blir dermed svært ressurskrevende. Både norske og utenlandske analyser av store datamengder viser dette (Cao 1997, Carter & Resh 2001, Engen mfl. 2011, Frost mfl. 1971, Giri mfl. 2010, Stark 1993, Storey 1991). Der det brukes Surbersamplere for å oppnå statistisk signifikans tas det ofte 20 og flere replikater (Garcia-Roger mfl. 2013). Dette antallet kan imidlertid variere mye avhengig av substratet (Chiasson 2009). Surberprøver er heller ikke mulig å ta dypere enn 40-50 cm, fordi man må komme ned til bunnen med armene for å kunne vaske ut substratet. Med sparkehåv er det mulig å bruke på dypere vann, så lenge man klarer å sparke opp bunnen og bevege seg motstrøms. Klassifiseringsveilederen for ferskvann fra 2009 oppgir i dag kun sparkehåv som standardmetode (Anonym 2018). For praktiske undersøkelser finnes det nå ingen enhetlig metode for å angi antall per areal av bunndyr i elver. Den norske standarden NS-EN ISO 10870 er derfor stadig under revisjon, og NINA er med i dette arbeidet.

For å kompensere for usikker metodikk kan man øke innsatsen. Kvaliteten på prøven er avhengig av prøvestørrelse, både når det gjelder artsmangfold og forekomster. Dette er beskrevet i Bongard mfl. 2011 og kan illustreres med en graf (figur 3.1.2).



Figur 3.1.2. Kurvene viser hvordan prøvestørrelsen eller antall bunndyrprøver (x-aksen, oppgitt som antall individer gjennomført) har betydning for hvor stor andel av totalt artsantall (y-aksen, oppgitt som observert andel av totalt artsinventar) som påvises ved å undersøke et økende antall organismer. **A** viser registrert andel av det **totale antall** arter på en lokalitet, mens **B** viser de **25 vanligste artenes** økende sannsynlighet for registrering. Figuren er basert på data fra 24 års undersøkelser i Atna, Hedmark (Bongard mfl. 2011).

Grafen viser at det er avtakende sannsynlighet for å påvise nye arter etter hvert som man identifiserer et økende antall individer. For å oppnå et noenlunde reelt bilde av artsinventaret må man øke prøvestørrelsen inntil man når knekkpunktet i kurvene i **Figur 3.1.2**. For å påvise alle arter i et økosystem må man derfor samle et urealistisk stort materiale. Det nødvendige antall organismer for å kunne gi et godt bilde av biomangfoldet varierer svært mye mellom elver og regioner, og kan ikke standardiseres. Vi har tatt fireminutters sparkeprøver i denne undersøkelsen, noe som sannsynligvis gir et noenlunde riktig resultat sett under ett for artene med de høyeste forekomstene. Resultatene i undersøkelsen fra Skjelstadmarka må imidlertid tolkes med en stor grad av forsiktighet.

Eksempler fra Sør-Norge viser at antall organismer som må undersøkes for å nå knekkpunktet kan variere fra 3000 (Atna, Hedmark) til kanskje over 8000 (Nidelva, Trondheim). Enkeltprøver er svært usikre og påvirkes av mange faktorer. Man vet ikke hvor stor del av artsinventaret man

har funnet i en ett-, to- eller treminutters prøve. Standarder i form av bestemte prøvestørrelser, prøvetid eller antall meter er derfor vanskelig å relatere til kurven for økende artsregistrering. Standarder som ikke forholder seg til modellen i **Figur 3.1.2** gir derfor ikke sikre data for verken artsmangfold eller forekomster. Denne usikkerheten er fremdeles til stede selv om man kjenner lokalitetens naturtilstand godt, fordi artsforekomstene svinger mye fra år til år i rennende vann (Bongard 2018, Bongard & Aagaard 2006, Bongard mfl. 2011). Det må derfor tas hensyn til betydelige kvantitative og kvalitative metodiske problemer med prøvetaking av bunndyr i rennende vann (Bonada mfl. 2006, Bongard mfl. 2011, Diserud & Aagaard 2002, Doberstein mfl. 2000, Stark 1993, Vallania & Corigliano 2007).

Skjelstadmarkas bekkesystemer utgjør et lavereliggende og sentralt vassdrag i Trøndelag, og forventes dermed å ha et tilnærmet komplett biomangfold ut fra foreliggende kunnskap om utbredelser av vannlevende organismer i rennende vann i Midt-Norge. Så lenge økosystemene kan bidra med nisjer og leveområder for de ulike artenes krav vil rekoloniseringen av bunndyr til bekkesystemene fortsette. Rekruttering skjer kontinuerlig fra omkringliggende områder. Noen arter er raskt tilbake, andre kan bruke flere år, avhengig av mange faktorer. Landbrukspåvirkning og nedslamming gir grunn til bekymring, men potensialet for rekolonisering og gjendanning av et rikt artsmangfold i bekkesystemene i Skjelstadmarka er stort.

Artsantallet for de fleste grupper øker fra fjell mot fjord i rennende vann. I tillegg til arter som bare finnes i lavereliggende strøk vil enkeltindivider av arter som er tilpasset høyereliggende strøk og kaldere vann gjerne drive nedover vassdraget og dermed øke artsantallet i nedre deler. For å kompensere for denne driften har flyvende stadier av arter i rennende vann en oppstrømsflukt. Nedstrømsdrift og oppstrømsflukt kalles artenes kolonisasjonssyklus. I og med at bekkesystemene i Skjelstadmarka og Gråelva består av sammenhengende vannstrenger vil denne prosessen bidra til rekruttering både fra Stjørdalselva og høyereliggende områder ovenfor.

3.1.3 Oppsummering og konklusjon- Bunndyr

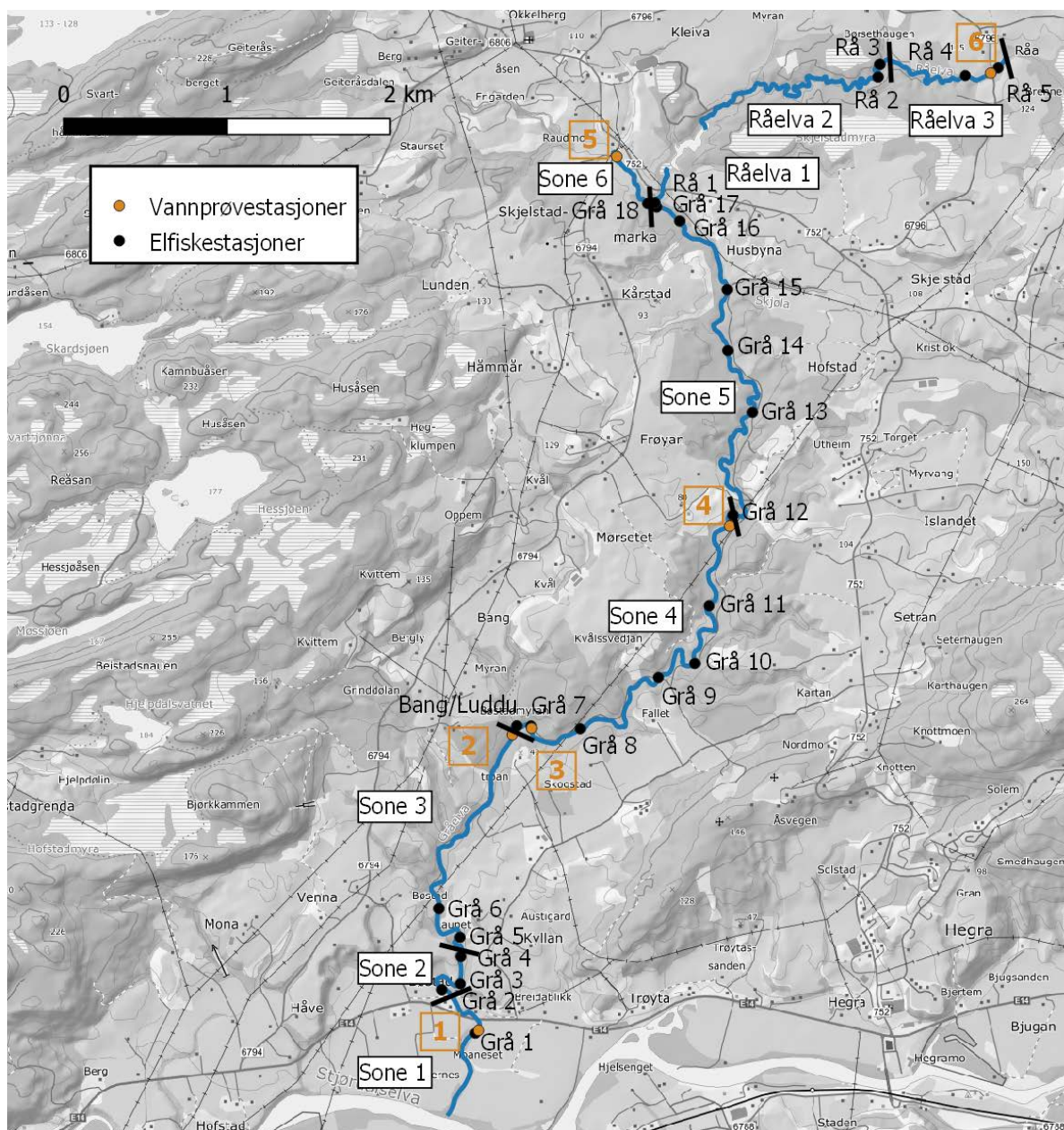
Resultatene av undersøkelsene viser at bunndyrtetthetene er gjennomsnittlig som forventet, men økosystemets totale artsmangfold er sterkt redusert, preget av skjev artsfordeling med dominans av få arter i forhold til forventningssamfunnet for regionen. De viktigste årsakene til dette er delvis de store fysiske inngrepene som er gjort for relativt kort tid siden. I tillegg til den naturlige leiretransporten er det også en betydelig påvirkning fra landbruksutslipp med påfølgende nedslamming og gjenkitting av substratet. Dette gir seg utslag i desimering av habitater som forringer økosystemet. Skjelstadmarka er et biologisk viktig område som har potensiale til å opprettholde et rikt biomangfold i bekke- og elvesystemene.

3.2 Deltema fisk, habitatkartlegging og vannkjemi

3.2.1 Ungfisk - Resultater og diskusjon

Gråelva er regnet som ei sjørreretelv der det vesentligste av ungfiskproduksjonen foregår i Hofstadelva, Råelva og Børsethelva øverst i vassdraget (Berger mfl. 1997). Total strekning for sjøvandrende fisk er omlag 15 km, inkludert de mindre bekkene lengst oppe (Berger mfl. 1997). På grunn av elvas beskaffenhet har høsting av fiskebestanden i Gråelva med tradisjonelle sportsfiskeredsaker vært lav. Det er imidlertid vanlig med lystring i sidebekkene om høsten, også i dag, samt isfiske i nedre del av Råelva på oversiden av Skjelstadmarkveien (grunneier, pers. medd.) En oversikt over stasjoner som ble elfisket samt vannprøvestasjoner er gitt i **figur 3.2.1**.

Vannføringen under elfisket i august var rundt 0,2 m³/s ved Børstad (like på oversiden av bru til E14 over elva) og det var etter forholdene god sikt i elva. Vanntemperaturen var imidlertid høy; mellom 14 og 17°C. Den høye vanntemperaturen gjorde at vi valgte å avslutte elfisket i Råelva etter tre stasjoner og de to siste stasjonene i øvre del som er et tiltaksområde ble elfisket i september da vanntemperaturen var 7,3°C.



Figur 3.2.1. Kart over Gråelva med elfiske- og vannprøvestasjoner og ulike soner.

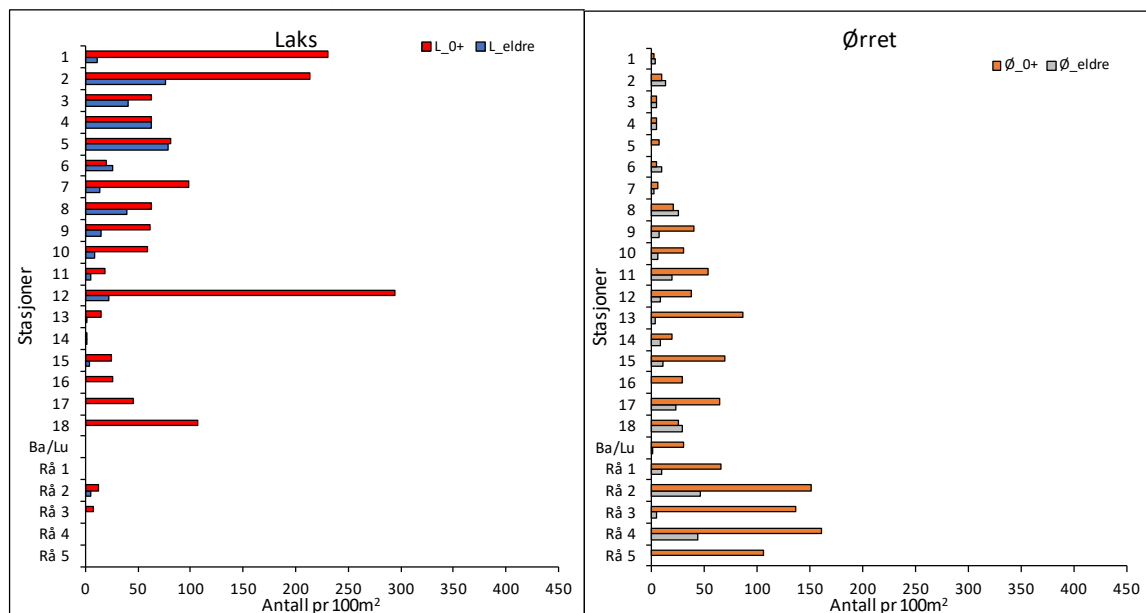
Til sammen 1733 m² elveareal ble elfisket med en eller tre omganger i Gråelva og 300 m² i Råelva (**tabell 3.2.1**). På dette arealet ble det til sammen registrert 1477 laks- og ørretunger i Gråelva og 300 i Råelva. I Bang/Luddubekken ble det elfisket på et 100 m² stort areal og det ble fanget 21 ørretunger. I de øvre delene av Gråelva, i Skjelstadmarka, ble det også elfisket på sporadiske steder i Lund-/Hov-/Dalbekken. Det ble her registrert tilstedeværelse av ørretunger. En del leire i disse bekkeløpene gjorde imidlertid elfiske vanskelig og det ble kun sporadiske forsøk. Disse tre bekkene sammen med Bangbekken og Luddubekken bar alle sterkt preg av jordbruk og veier (**figur 3.2.5**). I nedre del av Lundbekken ned mot samløpet av Hovbekken var det anlagt vei og bekken renner under veien (**figur 3.2.6**).

Tabell 3.2.1. Antall laks- og ørretunger, årsyngel (0+) og eldre (E) fanget på 18 stasjoner i Gråelva, en stasjon i Bang/Luddubekken (B/L) og fem stasjoner i Råelva (Rå 1-5) samt estimert tetthet pr 100 m² for de enkelte stasjonene. Samlet tetthet for laksefisk med fargekoder etter veileder 02:2018 for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet (tabell 6.15 i Veileder 02:2018). Gjennomsnittlig tetthet for hele elvestrekningen er gitt for Gråelva (St 1-18) og Råelva (Rå 1-5). *= tre omganger elfiske. Stasjon 1-4 i Gråelva og stasjon 2-3 i Råelva (markert med grå farge) er utenfor rassikret område, i selve elveløpet.

Stasjon	Areal m ²	Antall fiskunger				Laks n/100 m ²		Ørret n/100 m ²		laksefisk samlet
		0+ laks	E laks	0+ ørret	E ørret	0+	Eldre	0+	Eldre	
1	100	104	7	1	2	231,1	11,5	1,5	2,9	223,5
2*	98	117	66	9	12	213,8	76,3	9,2	13,3	270,5
3	100	28	25	3	3	62,2	41,0	4,5	4,3	115,7
4	88	25	34	3	3	63,1	63,3	5,1	4,9	144,8
5	60	22	29	3	0	81,5	79,2	7,5	0,0	176,5
6	90	8	14	3	6	19,8	25,5	5,0	9,5	67,5
7*	127,5	75	15	6	2	98,2	13,1	5,9	1,7	111,1
8	75	21	18	10	13	62,2	39,3	19,9	24,8	162,1
9	98	27	9	26	5	61,2	15,1	39,6	7,3	134,1
10	90	24	5	18	4	59,3	9,1	29,9	6,3	111,1
11*	102	18	5	52	20	18,3	4,9	52,9	19,7	95,8
12	87,5	116	12	22	5	294,6	22,5	37,5	8,2	347,3
13	91	6	1	53	2	14,7	1,8	86,9	3,1	133,6
14	136,5	1	1	18	8	1,6	1,2	19,7	8,4	40,2
15*	129	30	4	84	14	24,9	3,4	68,9	10,9	107,7
16	121	14	0	23	0	25,7	0,0	28,4	0,0	60,0
17*	110	44	0	69	25	45,6	0,0	63,8	23,2	128,6
18	29,3	14	0	5	6	106,4	0,0	25,5	29,3	167,6
Sum	1732,8	694	245	408	130					
Snitt						82,5	22,6	28,4	9,9	167,1
B/L	100	0	0	20	1	0,0	0,0	29,9	1,4	35,0
Rå1	62,5	0	0	27	4	0,0	0,0	64,5	9,1	97,3
Rå2	34,5	2	1	35	11	12,9	4,8	151,4	45,5	278,5
Rå3	90	3	0	82	3	7,4	0,0	136,0	4,8	191,7
Rå4*	63	0	0	64	23	0,0	0,0	160,5	43,1	195,8
Rå5*	50	0	0	45	0	0,0	0,0	105,5	0,0	105,5
Sum	300	5	1	253	41					
Snitt						4,1	1,0	123,6	20,5	196,1

Det ble fanget årsyngel (0+) av laks på alle stasjonene i Gråelva i 2019, mens eldre laksunger ble fanget opp til og med stasjon 15 (tabell 3.2.1, figur 3.2.2). Årsyngel av ørret ble fanget på alle stasjonene i Gråelva og i Råelva, mens eldre ørretunger ikke ble registrert på stasjon 5 og 16 i Gråelva, og stasjon 5 i Råelva. Generelt sett dominerer laksungene opp til samløpet med Hofstadelva (stasjon 12), mens ørret dominerer videre oppover i elva. Det ble imidlertid fanget flere laksyngel enn ørretyngel på den øverste stasjonen (stasjon 18). På de tre øverste stasjonene ble det ikke fanget eldre laksunger. (tabell 3.2.1, figur 3.2.2). Det er vanskelig å konkludere om årsakene til den observerte fordelingen av laks- og ørretunger i Gråelva, da det er en rekke forklaringsvariabler som kan ligge til grunn. En av disse kan være vandringsveien i hovedelva Gråelva. Like ovenfor samløp med Hofstadelva er Gråelva steinsatt med blokk og grov stein, som gjør at det dannes et vannføringsavhengig vandringshinder på dette partiet (figur 3.2.3). Partiet kan kun passeres ved vannføring over middels, og kan ha størrelsesselektive egenskaper. Med dagens observerte klimaendringer, risikerer man at dette punktet kan stoppe oppvandring i gytetiden, dersom langvarig tørke inntreffer i samme periode. Da vil man få stor årsyngelproduksjon i Gråelva nedstrøms punktet, og frafall av gytere på partier oppstrøms. Siden laks og

sjørret både kan ha ulik kroppsstørrelse og vandrings tidspunkt i vassdraget, er det heller ikke usannsynlig at slike variabler kompliserer bildet ytterligere. For sidevassdraget Hofstadelva er det nylig byttet en vandringshindrende kulvert i nedre del (Bergan mfl. 2017), noe som gjorde vandringsveien i elva mye lettere, og kan forklare fordelingen av gytefisk og påfølgende ungfisktettheter i vassdraget.



Figur 3.2.2. Beregnet tetthet av årsyngel (0+) og eldre laks- og ørretunger (antall individer pr 100 m²) fanget ved elfiske på 18 stasjoner i Gråelva, en stasjon i Bang/Luddubekken (Ba/Lu) og fem stasjoner i Råelva høsten 2019.



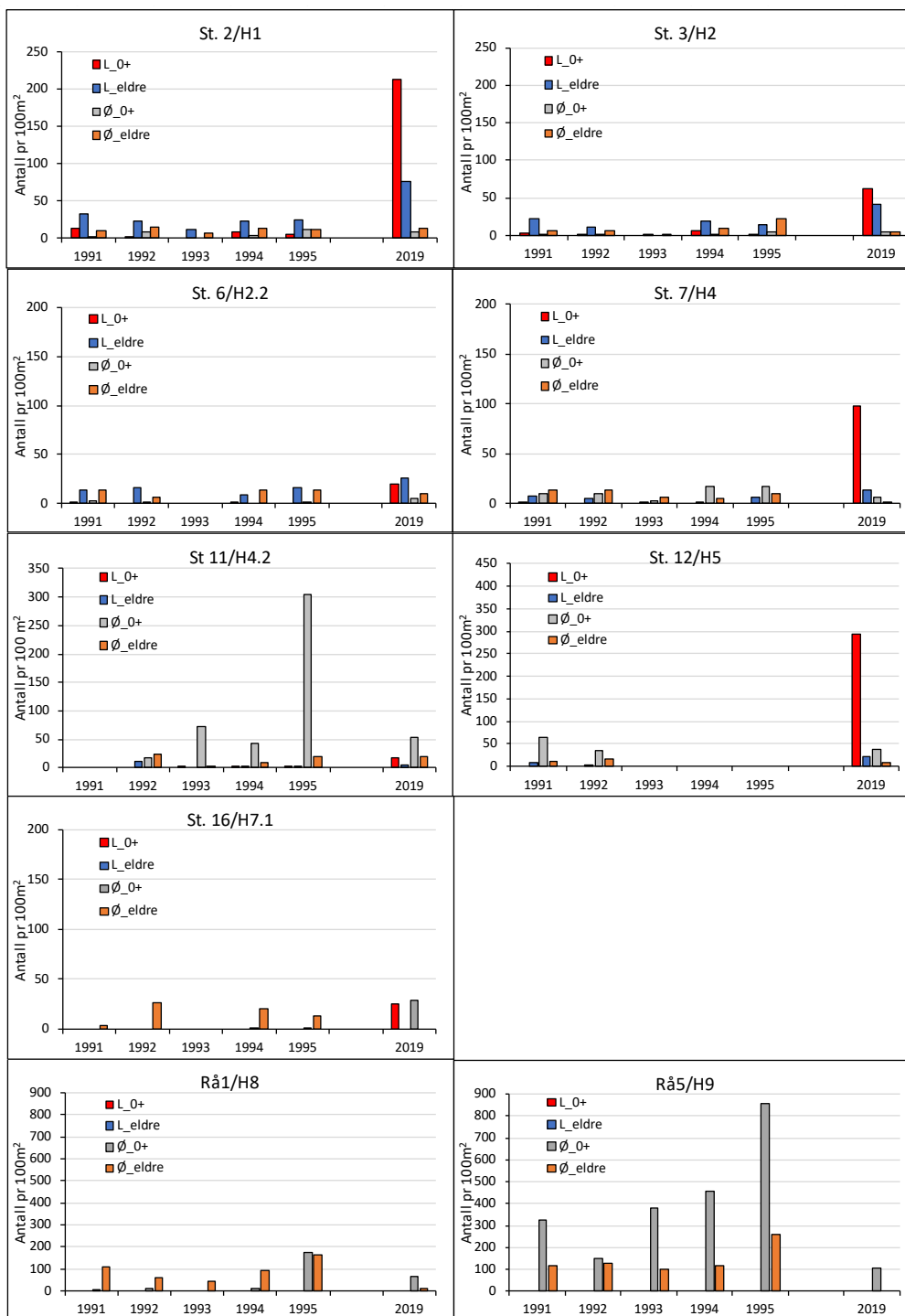
Figur 3.2.3. Storstein og blokk som Gråelva renner gjennom på lav og middels vannføring, og som da er vanskelig å passere for gytefisk. Foto fra 26 september 2017, det vil si i gytevandringsperioden for sjørret i vassdraget. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

En sammenligning mellom tetthetsdata fra første halvdel av 1990-tallet og nå i 2019 viser en betydelig økning i tetthet av laksunger oppover i vassdraget, og spesielt for årsyngel av laks (**figur 3.2.4**). Om dette skyldes at det var en spesielt stor gytebestand i 2018 er vanskelig å si. En undersøkelse fra Hofstadelva i 2016 der det også er inkludert to elfiskestasjoner i Gråelva viste også høy tetthet av laksyngel på de to stasjonene i Gråelva (Bergan mfl. 2017). Det betyr at de høye tetthetene fra 2019 ikke var et engangstilfelle. Det var bare mindre forskjeller i tettheten av ørretunger fra undersøkelsene på 1990-tallet og 2019. Ved de to stasjonene nedstrøms samløpet med Hofstadelva kan det imidlertid se ut som at tettheten av ørretunger er mindre i 2019 sammenlignet med 1990-tallet (**figur 3.2.4**), men det er marginale forskjeller. Undersøkelsen fra Hofstadelva i 2016 viser at tilrettelegging av gyteområder og tilførsel av egnet gytesubstrat har gitt svært positive resultater i form av høye tettheter av spesielt ørretyngel, men også lakseyngel (Bergan mfl. 2017).

I Råelva var det en klar dominans av ørretunger, laksunger ble bare fanget på to av de fem stasjonene og da i svært lavt antall (**tabell 3.2.1, figur 3.2.2**). Tetthetene av ørretunger var svært høy ved undersøkelsene på 1990-tallet (**figur 3.2.4**), og spesielt på den øverste stasjonen der elva/bekken krysser under Rådalsvegen. Her ble det registrert en tetthet på hele 856 ørretyngel og 261 eldre ørretunger pr. 100m² i 1995. Dette var før tiltaket med plastring av elva som den gang hadde et naturligt bekkeløp. I 2019 var tettheten av ørretyngel ved stasjon Rå 5 på 106 pr 100m², mens det ikke ble fanget noen eldre individer. Årsaken til det henger nok sammen med at det sommeren 2019 var svært lite vann i elva i dette området, kombinert med nylige endringer av bekkeløpet (**figur 3.2.5**). Plastringen med stein i elvebunnen har sannsynligvis ikke fått satt seg enda. Ved normalt lave vannføringer, som ved undersøkelsestidspunktet, går vatnet ned i grunnen under den nye bekkesenga av stein. Tilførsel av sand og grus gjennom naturlige prosesser vil forhåpentligvis tette plastringen med tiden, og gjøre at vannet holder seg oppe i elveløpet. Vi anbefaler at dette følges opp videre. En undersøkelse av fisk og bunndyr i Råelva, samt flere mindre tilløpsbekker i mai 2016, før sikringsarbeidet i denne delen ble utført, viser at Råelva og de mindre tilløpsbekkene er svært viktig for ørret (både anadrom og stasjonær) (Bergan 2016).

I Bangbekken/Luddubekken ble det bare fanget ørretyngel (**tabell 3.2.1**). Luddubekken var helt tørrlagt i juni, og det var også deler av Bangbekken (**figur 3.2.5**). Her kan årsaken være relatert til landbruksrelaterte aktiviteter og områder med jordbruk i de øvre deler av nedbørområdet for bekken (**figur 3.2.6**). I forbindelse med landbruket har nok en del av vannmagasineringskapasiteten i bekkenes nedbørfelt blitt vesentlig redusert. Grøfting og oppdyrking av for eksempel tidligere myr i nedbørfeltet kan få små vassdrag med tidligere helårsvannføring til å tørke helt ut. Vann blir tatt bort fra de små bekkene i forbindelse med grøfting, drenering og oppdyrking, eller vannuttak til landbruksformål. Dyrkamark og åker går gjerne over bekkene, som delvis legges i rør, og som så tettes igjen med tilførsel av jord, slam og finstoff. Det anlegges avlingsveier for tilgang til jordbruksland, vist med eksempel i **figur 3.2.6D**.

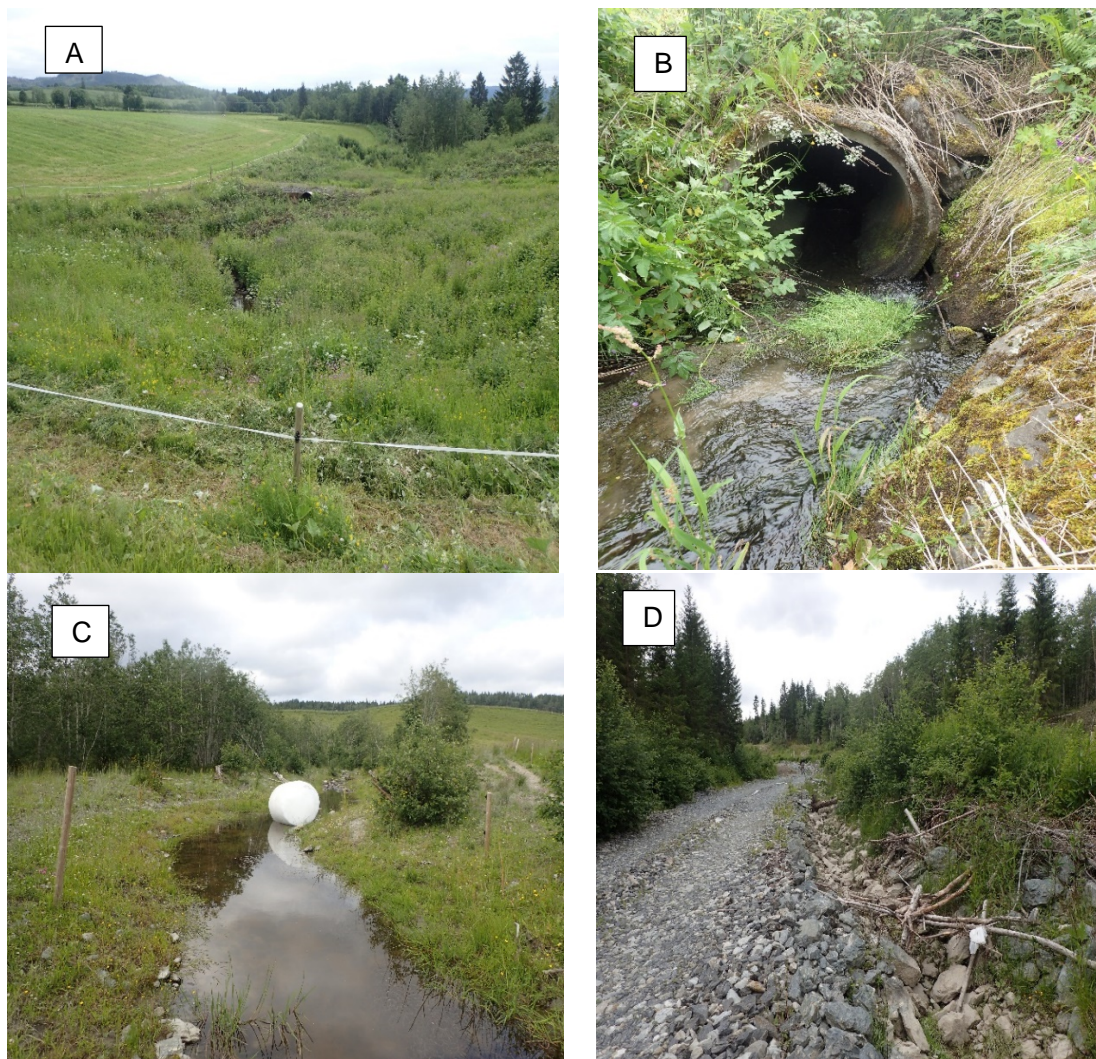
Tettheten av ørretyngel i Bang/Luddubekken var moderat sammenlignet med enkelte områder i hovedelva og i Råelva. Registrering av ørretunger i de øverste bekkeløpene i Skjelstadmarka (Lund-/Hov-/ Dalbekken) viser at bekker i øvre del av anadrom strekning også er av betydning for ørret i Gråelva-vassdraget. «Mislighold» eller vanskjøtsel av helsetilstanden i slike bekker utgjør en trussel for mangfoldet, og er spesielt negativt for sjørret. Undersøkelsen fra Gråelva-vassdraget i 2019, samt andre bekkundersøkelser i nærområdet (Bergan 2016, Bergan mfl. 2017), viser at slike små vassdrag har en svært viktig funksjon for ørret/sjørret. Når laksen dominerer store deler av hovedelva, og ut fra våre data ser ut til å ha spredt seg lenger opp i Gråelva sammenlignet med tidligere undersøkelser, vil slike små og store tilløpsbekker være svært viktige refugier og nøkkelområder for ørret/sjørret i anadrom strekning (Bergan mfl. 2011, Bergan 2013, Whelan 2014, Bergan & Solem 2018, Hol mfl. 2019). Denne relative betydningen for Gråelva-vassdraget og sjørret er slik vi vurderer det også økende, noe som er knyttet til økt forekomst av laks i hovedelva, i kombinasjon med et økt omfang av sumbelastning av menneskeskapte inngrep og endringer i disse bekkene de siste tiårene.



Figur 3.2.4. Beregnet tetthet av årsyngel (0+) og eldre laks- og ørretunger (antall individer pr 100 m²) fanget ved elfiske på åtte stasjoner i Gråelva og to stasjoner i Råelva i ulike år. Data fra 1991-1995 er hentet fra Berger mfl. (1997). Merk: ulik skala på y-aksene.



Figur 3.2.5. Råelva øvre del i juli (A) og september (B). Luddubekken: C i juni og D i september, bildene er fra samme parti av bekken. Bangbekken: E i juni og F i september, etter en flom, bildene er tatt ulike steder i Bangbekken. Foto: Randi Saksgård, NINA



Figur 3.2.6. A) Øvre del av Bangbekken fra nedsiden av Bangvegen, B) kulvert under Bangvegen. C) Fra Dalbekken og D) vei anlagt i nedre del av Lundbekken. Foto: Randi Saksgård, NINA

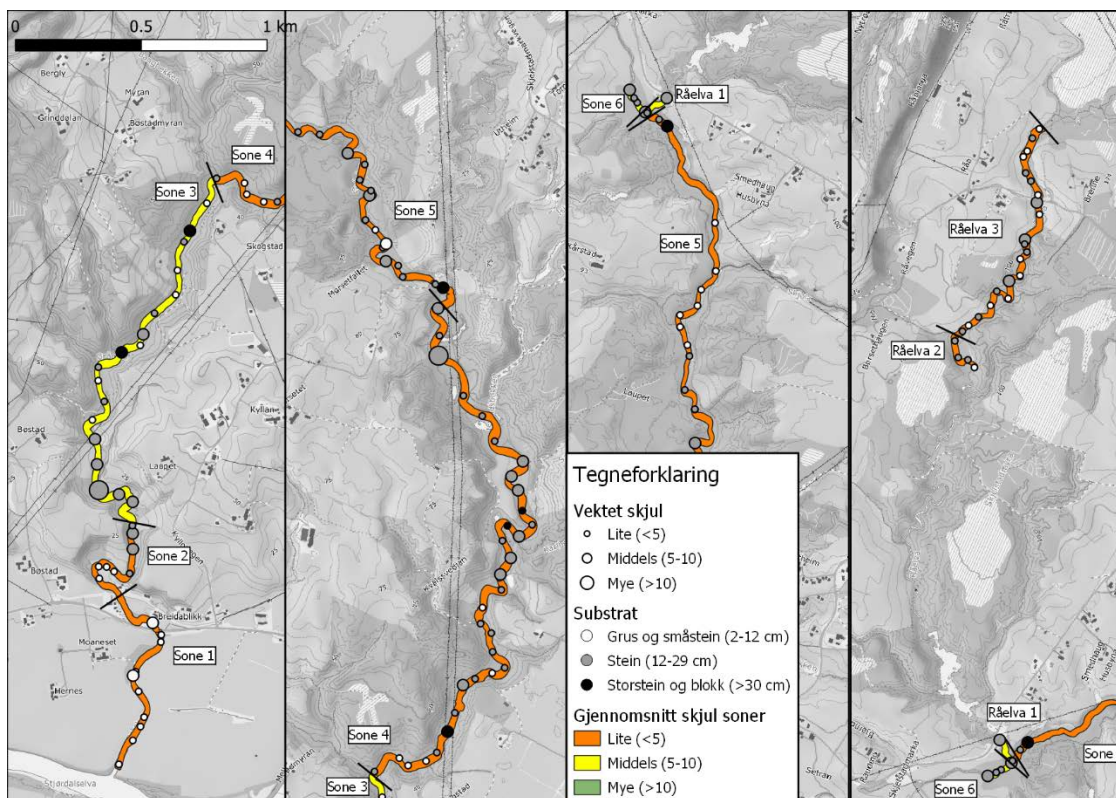
Økologisk tilstand vurdert etter forventningsverdier til tetthet av ungfisk (laksefisk) i norske anadrome småvassdrag (**tabell 3.2.1**), viser at de aller fleste stasjonene i både Gråelva og Råelva oppnådde «Svært god» tilstand, mens to stasjoner oppnådde «God» tilstand. Bang-/Luddubekken oppnådde imidlertid bare «Moderat» økologisk tilstand etter denne forventningen til ungfisktetthet (Anonym 2018, men se også Sandlund mfl. 2013). En undersøkelse i Råelva i mai 2016 viste noen avvik fra forventede ungfisktettheter, tilsvarende «Moderat» til «Svært dårlig» tilstand (Bergan 2016), men ved de fleste stasjonene var økologisk tilstand «Svært god». Undersøkelsen ble imidlertid gjennomført på våren og årsyngel var derfor ikke inkludert. Selv om et vassdrag eller enkeltstasjoner oppnår økologisk tilstand tilsvarende «Svært god» kan vassdragets produksjonsevne ved naturtilstand potensielt ligge langt over kravet for «svært god økologisk tilstand» i forslaget som er anvendt i Veileder 02:2018. En oppnåelse av dette kravet betyr derfor ikke at vassdraget nødvendigvis har nådd sitt produksjonspotensial. Dersom man har gode før-data for vassdragene, gjerne før kjente inngrep eller endringer har skjedd, anses dette som vesentlig bedre referansemateriale for mer treffsikre sammenligninger opp mot et ukjent eller tidligere produksjonspotensiale. For å komme nærmere spørsmål om dagens produksjonspotensiale (=bestandsstørrelse) sammenlignet med opprinnelig potensiale, som i utgangspunktet skal ligge til grunn for en økologisk tilstandsklassifisering med kvalitetselementet fisk, må beregninger av tapt areal og vann/habitatkvalitet også gjennomføres, med metoder tilsvarende Bergan & Nøst (2017), Bergan & Solem (2018) eller Hol mfl. (2019).

Vi kjenner ikke størrelsen på gytebestanden av hverken sjøørret eller laks i Gråelvavassdraget. I følge Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er gytebestandsmåloppnåelsen og høstbart overskudd i Stjørdalselva for de siste fem årene svært god (<https://www.vitenskapsradet.no/VurderingAvEnkeltbestander/#/report/121>). Det kan tyde på at det i hvert fall er en potensielt god gytebestand av laks i Gråelvavassdraget, men under forutsetning av at den anadrome bestanden av sjøørret og laks har mulighet til å vandre opp i Gråelva. Det vil være avhengig av vannføring og at den voksne fisken ikke blir hindret på sin vei oppover i elva. Klassifiseringssystemet åpner også for at fravær av aldersgrupper bør vurderes nøye og kan føre til at tilstanden eventuelt reduseres. Tilstedeværelse eller bortfall av ulike årsklasser og en skjønnsmessig vurdering av menneskeskapt inngrep kan eventuelt forklare en lavere tetthet av fisk sammenlignet med antatt naturtilstand. Lengdefordelingen av laksunger i Gråelva tyder på tallrik forekomst av ettåringer (antatt 80-120 mm) opp til samløpet med Hofstadelva (**Vedlegg 2 figur 1, tabell 3.2.1**). Derfra og opp var det nesten bare årsyngel. Dette kan skyldes at laksen er relativt «nyetablert» i de øvre delene av Gråelva, det vil si fra ovenfor samløpet med Hofstadelva og oppover (Stasjon 13-18). Dette kan også skyldes årlige variasjoner knyttet til et mulig vandringshinder (beskrevet tidligere) på oversiden av samløp med Hofstadelva. For å kunne finne ut noe mer om dette måtte vi hatt flere sammenhengende år med data og sett på vannføring i gytevandingsperioden for laks/sjøørret. En annen mulig årsak kan være mangel på skjulplasser for eldre fiskunger (≥ 1 år). Habitat og skjul diskuteres i kapittel 3.4.

3.2.2 Habitatkartlegging og skjulmål

Vassdrag eller strekninger (soner) med stor avstand mellom gyteområder og skjul kan ha lavere fiskeproduksjon (Forseth & Harby 2013). Erfaringsmessig finnes det gyteområder for laks og ørret i de fleste elveklassene (se metodekapittel). De mest typiske plassene finner en imidlertid på brekk på utløp av høler med egnet substrat. Men høler, renner og strykparti der bunnssubstratet og hydrauliske forhold for gyting er tilstrekkelig er også vanlige gyteområder (**figur 3.2.7**).

Gytehabitat er her gitt ut fra en total vurdering av bunnssubstrat (steinstørrelse), tettpakket substrat (lite hulrom) og elveklasse i hver sone, men også ut fra observasjon i felt. Tetthet av årsyngel av laks og/eller ørret på de enkelte elfiskestasjonene har også vært med i denne vurderingen. I nedre del av Gråelva, fra utløpsosen og noen hundre meter oppover er substratet svært tettpakket og med sakteflytende strøm så selv om størrelsen på substratet her var godt egnet til gyting (klasse 2) egner dette området seg totalt sett dårlig for gyting (**figur 3.2.7**). Ovenfor dette som da blir øvre del i sone 1 i dette tilfelle (**figur 3.2.1**), var det flere korte strykpartier med et brekk i kanten av korte høler og grunnområder. Her var det gode potensielle gyteområder noe som tettheten av årsyngel på stasjon 1 er et bevis på (**tabell 3.2.2**). Totalt for sone 1 er gytehabitat likevel angitt som moderat, men om bare øvre del av sone 1 ble vurdert ville det ha gitt mye gytehabitat.



Figur 3.2.7. Kart som viser vektet skjul, substratstørrelser og gjennomsnittlig skjul i seks soner i Gråelva og tre soner i Råelva beregnet ut fra habitatkartlegging og skjulmål. Detaljerte kart for hver enkelt sone finnes i Vedlegg B, figur 5.

I sone 2 (Gråelva) som regnes som upåvirket av sikringstiltak var det høye tettheter av både årsyngel og eldre laksunger på de tre elfiskestasjonene (**tabell 3.2.2**). Forholdet mellom de to størrelsesgruppene peker ikke på noe stadium som en begrensende faktor for produksjonen i sone 2. Vektet skjul ble imidlertid beregnet til lite skjul, men gjennomsnittet var høyere enn for sone 1 (**tabell 3.2.4**), men forskjellen er liten. Innen sone 2 var det stor variasjon i elveklasser med korte og lengre glattstrømområder, grunnområder, strykpartier samt kulper. Totalt sett gir denne variasjonen en god del potensielle gyteområder (**tabell 3.2.4**: mye).

Tabell 3.2.2. Antall laks- og ørretunger, årsyngel (0+) og eldre (E) fanget på ulike områder av Gråelva og Råelva samt estimert tetthet pr 100 m² for de samme strekningene. Områdeinndeling (soner) se figur FI-1. Stasjon 2-4 i Gråelva og stasjon 2-3 i Råelva (markert med grå farge) er utenfor rassikret område.

Område	Areal m ²	Antall fiskunger				Laks n/100 m ²		Ørret n/100 m ²	
		0+ laks	E laks	0+ ørret	E ørret	0+	Eldre	0+	Eldre
1	100	104	7	1	2	231,1	11,5	1,5	2,9
2	286	170	125	15	18	132,1	71,6	7,8	9,0
3	150	30	43	6	6	44,4	47,0	6,0	5,7
4	580	281	64	134	49	107,7	18,1	34,5	12,1
5	587,5	95	6	247	49	35,9	1,7	62,8	11,9
6	29,3	14	0	5	6	106,4	0,0	25,5	29,3
Råelva									
Rå 1	62,5	0	0	27	4	0,0	0,0	65,5	9,4
Rå 2	124,5	5	1	117	14	8,9	1,3	14,03	16,1
Rå 3	113	0	0	109	23	0,0	0,0	129,5	24,0

I Sone 3 og 4 var det stor variasjon i vektet skjul (**figur 3.2.6**) og i likhet med sone 2 var det også her stor variasjon i elveklasser. Flaskehalsanalysen tyder på at årsyngel var en begrensende faktor for produksjonen i sone 3 fordi tetthetene av årsyngel og eldre er omtrent like høye.

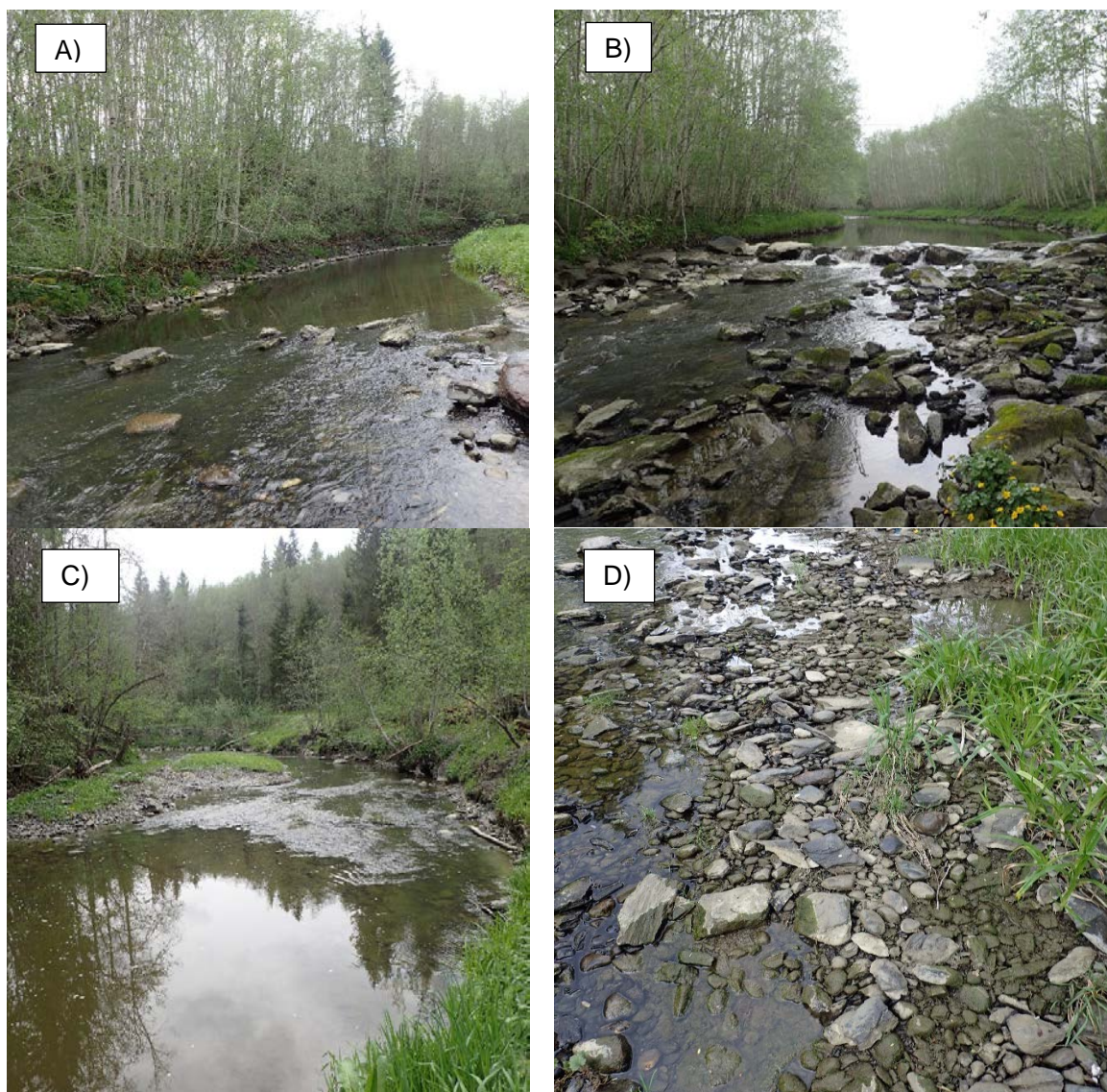
I sone 4 var tettheten av eldre fiskunger lav sammenlignet med årsyngel og kan tolkes som en begrensende faktor (**tabell 3.2.2**). I sone 4 og 5 er det blant annet bygd opp en del terskler i forbindelse med sikringstiltakene og i samband med disse ble det også lagt ut gytegrus sommeren 1999 (Berger mfl. 2001). Tettheten av årsyngel var høy i begge sonene i 2019, men eldre fiskunger var i mindretall og ser ut for å være den begrensende faktoren. I øvre del av Gråelva, sone 6, smalner elva mer og mer og det blir mer storsteinet og mindre med gytesubstrat. Her ble det bare fisket et lite areal, mest pga. at det var en del leire i grunnen slik at elfiskeapparatet fungerte dårlig. Tettheten av årsyngel var imidlertid høy (spesielt laksyngel) og det kan se ut som parrstadiet en begrensende faktor, men her ble bare et lite areal elfisket og er neppe representativt for hele elvestrekningen.

For alle deler av de undersøkte områdene i Råelva er parr den begrensende faktoren (lave tettheter) og det var kun i nedre del (nedenfor bru Skjeldstadmarkvegen) at det var noe særlig med skjul (**figur 3.2.6, vedlegg 2- figur 5**). I øvre del, sone 3 var det i forbindelse med rassikringen (elfiskestasjon 4 og 5) og plastringen av elvebunnen lagt ut en del større stein som nok i fremtiden vil kunne gi skjul også til flere eldre ørretunger. I 2019 var imidlertid parrstadiet en begrensende faktor i dette området. Årsaken (som nevnt tidligere) til dette er nok at det sommeren 2019 var svært lite vann i elva i dette området (**figur 3.2.5**). I 2018 hadde vi også en varm og tørr sommer som kan ha skapt de samme problemene med lav vannføring i dette området og ellers i vassdraget. Trolig har de eldre ørretungene enten klart å komme seg ut av området før det ble tørrlagt og/eller har de dødd pga. manglende vann.

Tabell 3.2.3. Gjennomsnittlig vektet skjul med største og minste verdi. Lite skjul- oransje farge, Middels = gul farge og mye skjul = grønn farge. Gytehabitat innen hver sone er angitt som lite (oransje), moderat (gul) eller mye (grønn).

Sone	Vektet skjul			Gytehabitat		
	Gjennomsnitt	Minste	Største	Lite	Moderat	Mye
Gråelva sone 1	2,8	0,0	7,0			
Gråelva sone 2	3,5	1,3	8,7			
Gråelva sone 3	5,2	1,3	15,0			
Gråelva sone 4	4,9	0,7	10,3			
Gråelva sone 5	3,6	0,0	9,3			
Gråelva sone 6	7,3	0,0	20,0			
Råelva sone 1	9,2	6,5	11,0			
Råelva sone 2	3,4	2,0	5,0			
Råelva sone 3	4,4	0,0	10,0			

Skjulkartleggingen peker på at det er lite skjul i Gråelva. Fire av seks soner hadde i gjennomsnitt lite skjul og to middels mye skjul (**tabell 3.2.4**). Ser man på de enkelte transektene hadde 62 % lite skjul, 35 % middels med skjul og 3 % hadde mye skjul. Flaskehalsanalysene basert på skjulmålingene og elfiskedata peker i store deler i samme retning med lite skjul og med parrstadiet som en begrensende faktor for produksjonen. I usikret område tyder flaksehalsanalysen på at det ikke er noen begrensende faktor på hverken yngel eller parrstadiet selv om det også her var begrenset med skjul ifølge habitatkartleggingen/skjulmålingene. Skjulmålinger er begrenset til et lite areal sammenlignet med det totale arealet i ei elv og det er begrenset hvor mye en kan trekke ut av disse resultatene. Det er nok en del skjul og oppvekstområder som ikke nødvendigvis fanges opp av denne metoden å måle skjul på. Lange partier av Gråelva er stort sett blakket, turbid vann og dette er en parameter som kan gi rom for høyere tetthet av ungfisk enn i klare, rene vassdrag. Konkurransen mellom fisk av samme art er lavere, og predatorer som jakter med synet har lavere suksess. Dette har man også sett i naturlig humøse småvassdrag langs kysten; det er konstant mørkt vann og ungfisken står tett på tross av lav skjulkapasitet på bekkebunnen (Morten A. Bergan pers. medd.). Kantvegetasjon er også svært viktig, og er en faktor som ikke måles med den metoden vi har brukt her. En annen faktor er at Gråelva munner ut i en stor elv; Stjørdalselva. Eldre fiskunger kan vandre ut dit og bruke den som oppvekstområde før de eventuelt smoltifiserer og går ut i havet.



Figur 3.2.7. Bilder av potensielt typiske gyteområder for laks og ørret (A-C). D) viser små lommer av gytesubstrat.

3.2.3 Vannkjemi

De vannkjemiske analysene fra ulike deler av Gråelva i 2019 viser høye verdier av pH, kalsium og ledningsevne (konduktivitet, **tabell 3.2.5**). Innholdet av humus (TOC) var moderat høyt og varierte lite i måleperioden. Det var heller ingen stor variasjon i TOC mellom ulike deler av vassdraget. Innholdet av nitrat var høyest i mai og juni og har sannsynligvis sammenheng med gjødsling av landbruksareal om våren/forsommeren. I leirvassdrag er det en god sammenheng mellom totalfosfor og suspendert stoff (SS), siden den marine leira er naturlig rik på mineralisk fosfor (Veileder 02:2018). Dette betyr at jo høyere erosjon, desto høyere verdier av både SS- og Tot-P-konsentrasjoner. Turbiditet er relatert til SS og i vannprøvene fra hovedelva (St. 1, 2, 4 og 5) var det god korrelasjon mellom turbiditet og Tot-P ($y=0,35x+2,32$, $r^2=0,49$, **figur 3.2.8**). Høye Tot-P verdier samtidig med «lav» turbiditet <5 NTU tyder på at fosforkilden ikke kommer fra erosjon av leire, men fra landbruket. I Råelva ble vannprøvene tatt rett nedstrøms brua på Råvegen. Her ble de høyeste Tot-P verdiene målt i juli og august (**tabell 3.2.5**), samtidig med at det var svært lite vann i elva. Det er intensivt drevet jordbruksland på begge sider av området som er rassikret. Målingene viste imidlertid lave verdier av Tot-P ved alle tidspunkt i Råelva. Vannprøvene fra øvre deler av Gråelva i Skjelstadmarka (St 5) og fra Bang/Luddubekken tyder på at de er sterkt påvirket av jordbruket, spesielt vannet med avrenning til Bang/Luddubekken

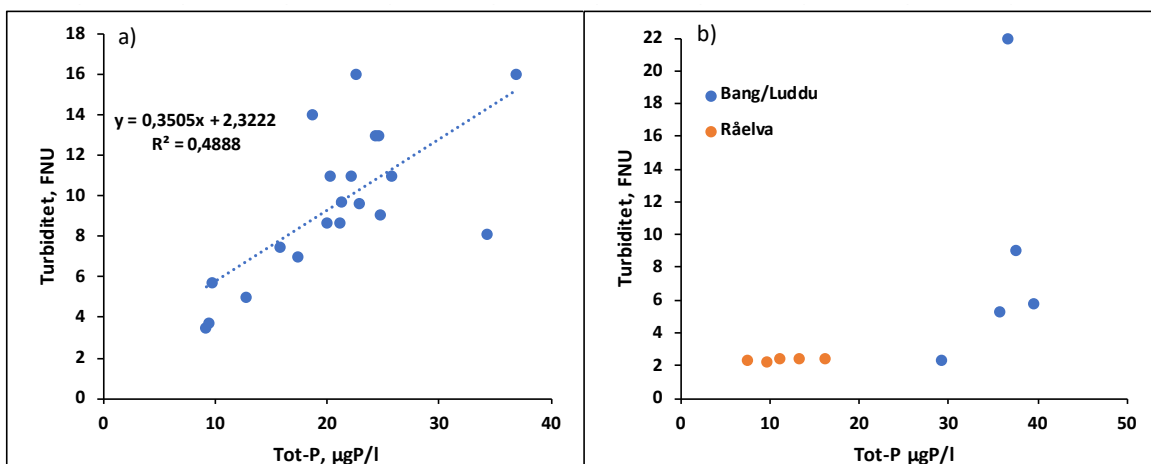
(**tabell 3.2.5**). Høy vannføring med høy turbiditet og høyt innhold av Tot-P i mai og september 2019 indikerer også at elva er leirpåvirket (**tabell 3.2.5, figur 3.2.8**). Sammenligning av vannprøver fra to stasjoner (en stasjon ved Børstad ovenfor «gammelbrua» og en stasjon nedstrøms Hofstadelva) i Gråelva i 1994 og 2019 viser at både Tot-P og turbiditeten nå er redusert. Men her må man samtidig ta høyde for at dette er målinger fra én dag pr måned og vi vet ingenting om hvordan det ser ut mellom prøvetakingstidspunktene. Det er som oftest de korte episodene med dårlig vannkvalitet som tar knekken på fisk og andre vannlevende dyr som stiller ulike krav til vannkjemien. Undersøkelsen viser imidlertid at både turbiditet og Tot-P var mye lavere også ved høy vannføring i 2019, sammenlignet med i 1994 (**figur 3.2.9 og 3.2.10**). Undersøkelsene på 1990-tallet viste også en nedgang over år for både SS og turbiditet (Berger ml. 1997). Siden den gang har flere områder blitt rassikret og steinsatt, og det ser ut til at dette har fungert godt i forhold til tidligere partikkelpåvirkning fra erosjon av leire, med avrenning til Gråelva.

I en undersøkelse som ble gjennomført i perioden 1991-95 i Gråelva og Råelva ble det funnet en klar sammenheng mellom partikulært materiale og fiske- og bunndyr tetthet (Berger mfl. 1997). Økende innhold av partikler gav lavere fiske- og bunndyr tetthet. Undersøkelsen i 2019 gav positive resultater for ungfisk i Gråelva, med stort sett økte tettheter i hele elva sammenlignet med data fra 1990-tallet. I klassifiseringsveilederen er ikke kjemiske støtteparametre inkludert for vassdrag påvirket av leire (Veileder 02-2018). Vi har likevel valgt å se på innholdet av Tot-P, og har her brukt en nærliggende vanntype; «Elvetype R108», som gjelder for humøse, moderat kalkrike / kalkrike elver i lavlandet (tabell 7.9a i Veileder 02-2018). Vannkvaliteten i hovedelva tilsier «God» til «Svært god» tilstand i forhold til innhold av Tot-P (**tabell 3.2.5**). I øvre deler av Gråelva var det tidvis «Moderat» tilstand, mens det i Bang-/Luddubekken var «Moderat» tilstand i forhold til innhold av Tot-P i alle vannprøvene. I Råelva var vannkjemisk tilstand i forhold til Tot-P «Svært god» ved alle tidspunktene. Øvre deler av Gråelva og Bang-/Luddubekken har nok høy avrenning fra jordbruket. En skulle kunne forvente dette i Råelva også, men her har tydeligvis avrenningen fra jordbruket vært mindre ved de aktuelle prøvetakingstidspunktene.

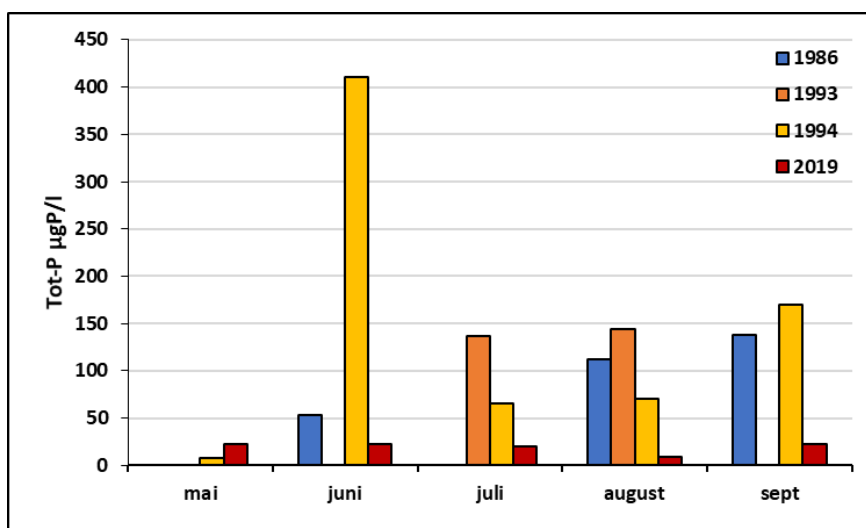
Nitratverdiene (NO₃-N) er relativt høye ved alle måletidspunktene og spesielt i Bang-/Luddubekken (tabell 3.2.5). Det er elvemusling i systemet (Hofstadelva) og disse dyrenes krav til nitratinnhold er mindre enn 125 µg/l (Mejdell 2012). I følge klassifiseringsveileder er grensen for «God» tilstand for total nitrogen satt til 675 µg/l for «Elvetype R108».

Tabell 3.2.5. Analyseresultater fra fem stasjoner i Gråelva og en i Råelva ved fem ulike datoer i 2019 samt et gjennomsnitt for hver stasjon for hele perioden. pH, kalsium (Ca), konduktivitet (Kond), total organisk karbon (TOC), nitrat (NO₃-N), total fosfor (Tot-P) og turbiditet (Turb). Gul markering betyr at verdiene kan klassifiseres som moderat i henhold til Veileder 02-2018 (elvetype R108). Fargekoder etter klassegrenser for Tot-P i elver i lavlandet (tabell 7.9a Veileder 02:2018.)

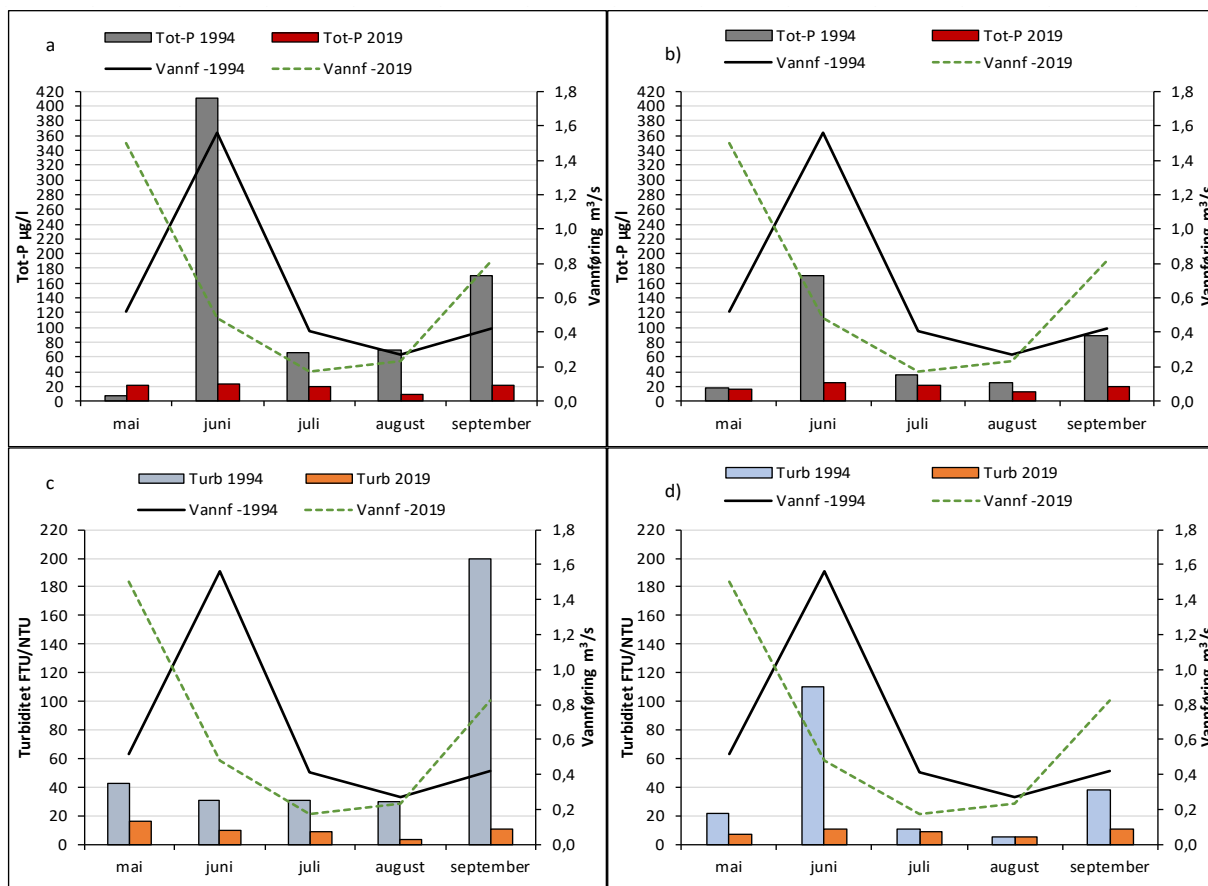
Stasjon Nr	Stasjonsnavn	Dato	pH	Ca Mg/l	Kond mS/m	TOC mgC/l	NO ₃ -N µgN/l	Tot-P µgP/l	Turb NTU
1	Gråelva nedre, Børstad	14.mai	7,66	17,3	16,3	4,8	820	22,5	16,0
		25.juni	8,08	23,3	22,4	6,3	540	22,8	9,6
		31.juli	7,94	20,6	219,0	4,5	240	20,0	8,7
		29.aug	8,61	22,5	22,5	5,7	170	9,4	3,7
		30.sept	7,77	18,3	16,3	5,9	500	22,2	11,0
Gj.snitt	Stasjon 1		7,91	20,4	59,3	5,4	454	19,4	9,8
2	Oppstrøms Bangbekken.	14.mai	7,76	16,3	15,3	5,2	780	24,3	13,0
		25.juni	8,04	22,9	21,5	5,9	500	24,7	9,1
		31.juli	8,29	19,2	198,0	4,4	170	21,2	9,7
		29.aug	8,44	21,0	20,6	5,6	150	9,2	3,5
		30.sept	7,75	17,3	15,1	5,9	470	24,6	13,0
Gj.snitt	Stasjon 2		7,97	19,3	54,1	5,4	414	20,8	9,7
4	Nedstrøms Hofstadelva	14.mai	7,75	15,0	13,0	5,3	710	15,8	7,5
		25.juni	7,76	15,9	13,2	5,5	390	25,8	11,0
		31.juli	7,95	17,6	144,0	4,2	200	21,1	8,7
		29.aug	7,92	17,9	14,0	5,5	190	12,7	5,0
		30.sept	7,70	15,7	12,5	5,8	420	20,2	11,0
Gj.snitt	Stasjon 4		7,80	16,4	39,3	5,3	382	19,1	8,6
5	Gråelva øvre	14.mai	7,82	20,9	16,3	5,4	780	17,3	7,0
		25.juni	7,89	31,9	23,3	6,7	760	34,2	8,1
		31.juli	8,17	45,0	187,0	5,2	130	18,7	14,0
		29.aug	7,98	54,5	34,1	7,9	130	9,7	5,7
		30.sept	7,90	22,0	12,4	5,6	380	36,9	16,0
Gj.snitt	Stasjon 5		7,94	34,9	54,6	6,2	436	23,4	10,2
Gj.snitt	Gråelva		7,90	22,8	51,8	5,6	422	20,7	9,6
3	Bang-/Lud-dubekken.	14.mai	7,80	20,7	18,4	5,1	890	36,6	22,0
		25.juni	7,37	31,0	26,6	5,4	930	39,6	5,8
		31.juli	8,84	49,8	460	3,8	870	35,7	5,3
		29.aug	7,48	37,3	31,9	6,6	990	29,2	2,3
		30.sept	7,72	23,8	19,0	6,5	680	37,6	9,0
Gj.snitt	Stasjon 3		7,65	32,5	111,2	5,5	872	35,7	8,9
6	Råelva	14.mai	7,45	11,6	9,4	5,1	540	7,5	2,3
		25.juni	7,72	18,2	13,2	5,9	360	11,0	2,4
		31.juli	7,67	31,2	203,0	4,6	370	16,2	2,4
		29.aug	7,91	25,3	16,3	6,0	250	13,3	2,4
		30.sept	7,57	15,1	10,8	6,5	420	9,6	2,2
Gj.snitt	Råelva		7,64	20,3	50,5	5,6	388	11,5	2,3



Figur 3.2.8. Sammenhengen mellom turbiditet og innholdet av totalt fosfor (Tot-P) i 2019, a) Gråelva, hovedløpet (4 stasjoner) og b) i Råelva og i Samløpet Bang-/Luddubekken.



Figur 3.2.9. Innholdet av total fosfor (Tot-P) fra vannprøver tatt i nedre del av Gråelva, ved Børstad (tilsvarer St 1 i 2019). Data fra 1986 og 1993 er hentet fra vannmiljø og data fra 1994 er fra Berger mfl. 1997.



Figur 3.2.10. Innholdet av total fosfor (Tot-P), turbiditet samt vannføring på to vannprøvestasjoner i Gråelva i 1994 og 2019. a) Tot-P og vannføring ved Børstad, nederst i Gråelva, b) Tot-P og vannføring nedenfor utløpet til Hofstadelva, c) turbiditet og vannføring ved Børstad, nederst i Gråelva, d) turbiditet og vannføring nedenfor utløpet til Hofstadelva.

3.2.4 Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger - Fisk

- 1) Undersøkelsen i 2019 viser at laksunger dominerer i Gråelva. Tetthetsestimater fra 1990-tallet og 2019 viser en klar økning i tetthet av laksunger oppover hele elva. Da vi ikke vet hvor stor gytebestanden av laks og ørret er i Gråelva og fordelingen av gytefisk oppover i vassdraget, kan vi ikke si om de estimerte tetthetene er god eller mindre god i forhold til hva en kan forvente ut fra gytebestanden. Alt i alt tyder undersøkelsen på at de tiltakene som er gjort ikke har hatt negative konsekvenser for fiskeproduksjonen i Gråelva. Noen tiltak bør imidlertid ses nærmere på slik som steinsettingen ovenfor samløp med Hofstadelva. Dette kan virke som et vannføringsavhengig vandringshinder.
- 2) Undersøkelsen viser at Råelva og små bekker som Bang-/Luddubekken er svært viktige for ørret/sjørret. Tettheten av ørretunger og spesielt årsyngel var høy i Råelva, men mer moderat i Bang-/Luddubekken. I det øverste området i Råelva som er plastret, forsvinner vannet gjennom plastringen på lav/ middels vannføring, og gjør det svært vanskelig for ørretunger å overleve. Her mangler det også kantvegetasjon langs jordene. Det anbefales på det sterkeste å plante noe kantskog her slik at fisken får bedre skjul og som også gir skygge fra direkte solinnstråling slik at vannet i elva ikke varmes opp unødig på sommeren når det i tillegg lav vannføring. Det er svært viktig at kantskogen bevares langs hele vassdraget. Det bør også ses på om det er mulig å gjøre noe med beverdammen (uten at den ødelegges) som er et stykke lenger opp og som kan stoppe en del av vannføringen på sommeren. Denne demningen kan også være et hinder for gytefisken fra å nå gode gyteområder ovenfor (Berger 2016).

- 3) Analysene av tetthet av yngel og eldre fiskeunger sammen med habitatkartlegging og skjulmål indikerer at det kan være begrenset med skjul for eldre fiskeunger. Under undersøkelsen av vassdraget så vi svært lite av døde trær i elveløpet. Døde trær gir godt skjul spesielt for eldre fisk. Vi anbefaler derfor at det legges ut både noe større stein og døde trær nedenfor eller ovenfor gode gyteområder. Da store deler av elveløpet er steinsatt i bunn og på sidene har naturlige tilførsler av egnet gytesubstrat fra erosjon og utglidinger i sidene mer eller mindre stoppet opp. Det vil derfor være viktig å tilføre egnet gytesubstrat år om annet. Dette ble også anbefalt etter en undersøkelse i 2007 der resultatene viste at kunstige gyteområder gir økt produksjon, men at disse områdene må suppleres med nytt substrat (Berger mfl. 2007). Det ble her dokumentert at mye av gytesubstratet var spylt bort med flommer. Slike opparbeidede gyteområder har også gitt gode resultater i Hofstadelva (Bergan mfl. 2017).
- 4) Vannkvaliteten i Gråelva og Råelva var god i 2019. Forhøyede verdier av Tot-P i øvre deler av Gråelva og i Bang-/Luddubekken skyldes nok først og fremst avrenning fra jordbruket og kan være vanskelig å få gjort noe med, men det er fullt mulig. Av ulike landbrukstiltak kan nevnes: unngå høstpløying, unngå pløying langs elvestrekninger/bekker og ned mot bekkeløp, avgrense tråkk av kveg ved å avgrense området for drikketilgang i bekkeløp, reetablering av kantskog der det mangler, problemkartlegging, kartfesting og sanering av punktutslipp fra husholdning og jordbruk samt fjerne drenerør fra landbruk direkte til bekken og heller lage fordrøyningsbassenger eller sedimentasjonskulper før utslipp.

3.3 Deltema ornitologi

3.3.1 Resultater og diskusjon – sammenligning med Thingstad (1993)

I området mellom Luddubekken og Kvålsbekken ble det registrert 23 arter som kan betraktes som territorielle (**Tabell 3.3.1**), mens tilsvarende antall i området nord for Mørsetbekken var 25 arter (**Tabell 3.3.2**). Dette skiller seg ikke vesentlig fra 1993 (henholdsvis 21 og 26 arter, Thingstad (1993)).

Tabell 3.3.1. Antall territorier og tetthet av fugl i området mellom Luddubekken og Kvålsbekken. Totalt antall og tetthet er angitt sammen med tilsvarende estimater for området fra elva og inntil 50 meter (mot elva), og for området fra 50 meter fra elva og inntil 100 meter (referanseområde). Tetthet = antall territorier/km². $H = \sum[(p_i) \times \ln(p_i)]$, hvor p_i er andelen av totalen som utgjøres av art i .

Art	Territorier - totalt	Tetthet - totalt	Territorier - mot elva	Tetthet - mot elva	Territorier - referanse	Tetthet - referanse
Gransanger	21	210	11,5	191,7	9,5	237,5
Rødvingetrost	16	160	9,5	158,3	6,5	162,5
Bokfink	16	160	10	166,7	6	150,0
Gråtrost	8	80	5	83,3	3	75,0
Rødstrupe	7	70	3,5	58,3	3,5	87,5
Måltrost	5	50	2,25	37,5	2,75	68,8
Jernspurv	4	40	2,5	41,7	1,5	37,5
Blåmeis	4	40	2	33,3	2	50,0
Bjørkefink	4	40	2,75	45,8	1,25	31,3
Munk	4	40	3	50,0	1	25,0
Gråfluesnapper	4	40	3	50,0	1	25,0
Gjerdsmett	3	30	2,75	45,8	0,25	6,3
Svarttrost	3	30	1	16,7	2	50,0
Grønnsisik	3	30	1,5	25,0	1,5	37,5
Gulsanger	3	30	1,75	29,2	1,25	31,3
Gulspurv	1	10	0,25	4,2	0,75	18,8
Kjøttmeis	1	10	0,75	12,5	0,25	6,3
Fuglekonge	1	10	0,25	4,2	0,75	18,8
Ringdue	1	10	0,25	4,2	0,75	18,8
Kråke	1	10	0,75	12,5	0,25	6,3
Løvsanger	1	10	0	0,0	1	25,0
Hagesanger	1	10	1	16,7	0	0,0
Svarthvit fluesnapper	1	10	0	0,0	1	25,0
Antall arter	23	23	21	21	22	22
Antall territorier	113	1130	65,25	1087,5	47,75	1193,75
Shannon diversitet (H)	2,69		2,6		2,66	
Andre arter observert: Stokkand, smålom, gråhegre, spurvehauk, trane, storspove, strandsnipe, dvergspett, linerle, granmeis, løvmeis, grønnefink og dompap						

Tabell 3.3.2. Antall territorier og tetthet av fugl i området nord for Mørsetbekken. Totalt antall og tetthet er angitt sammen med tilsvarende estimater for området fra elva og inntil 50 meter (mot elva), og for området fra 50 meter fra elva og inntil 100 meter (referanseområde). Tetthet = antall territorier/km². $H = \sum[(p_i) \times \ln(p_i)]$, hvor p_i er andelen av totalen som utgjøres av art i .

Art	Territorier - totalt	Tetthet - totalt	Territorier - mot elva	Tetthet - mot elva	Territorier - referanse	Tetthet - referanse
Gransanger	18	163,6	12,25	204,2	5,75	115
Bokfink	17	154,5	11,5	191,7	5,5	110
Rødvingetrost	16	145,5	10	166,7	6	120
Gråtrost	7	63,6	3,5	58,3	3,5	70
Måltrost	6	54,5	3,25	54,2	2,75	55
Rødstrupe	5	45,5	2,5	41,7	2,5	50
Jernspurv	5	45,5	3	50,0	2	40
Blåmeis	4	36,4	3,5	58,3	0,5	10
Bjørkefink	4	36,4	3,5	58,3	0,5	10
Grønnsisik	4	36,4	3,25	54,2	0,75	15
Gulsanger	4	36,4	3,5	58,3	0,5	10
Gjerdsmett	3	27,3	2,5	41,7	0,5	10
Munk	3	27,3	2,5	41,7	0,5	10
Gråfluesnapper	3	27,3	1,75	29,2	1,25	25
Fuglekonge	2	18,2	1	16,7	1	20
Ringdue	2	18,2	0,5	8,3	1,5	30
Svarttrost	2	18,2	1,5	25,0	0,5	10
Gulspurv	2	18,2	0,5	8,3	1,5	30
Løvsanger	2	18,2	1	16,7	1	20
Kjøttmeis	1	9,1	0,75	12,5	0,25	5
Kråke	1	9,1	0,25	4,2	0,75	15
Strandsnipe	1	9,1	1	16,7	0	0
Trepiplerke	1	9,1	0	0,0	1	20
Hagesanger	1	9,1	0	0,0	1	20
Krikkand	1	9,1	1	16,7	0	0
Antall arter	25	25	23	23	23	23
Antall territorier	115	1045,5	74	1233,5	41	820
Shannon diversitet (H)	2,8		2,72		2,75	
Andre arter observert: Stokkand, gråhegre, trane, storspove, skogsnipe, enkeltbekkasin, heipiplerke, linerle, granmeis, løvmeis, trekryper, stær, grønnfink og sivspurv						

I 2019 ble det registrert 113 territorier i området mellom Luddubekken og Kvålsbekken (**Tabell 3.3.1**), og 115 territorier i området nord for Mørsetbekken (**Tabell 3.3.2**). Forventet antall ut fra arealstørrelsen var henholdsvis 109 og 119, men det er ingen statistisk signifikant forskjell i antall territorier mellom områdene (G-test of goodness-of-fit, $G = 0,35$, $df = 1$, $P = 0,55$).

Totalt i begge områdene ble det i 1993 registrert 175 territorier mot 228 i 2019. Dette er en signifikant økning i antall territorier (G-test of goodness-of-fit, $G = 6,98$, $df = 1$, $P = 0,008$). I 1993 ble det registrert henholdsvis 81 og 94 territorier i området Luddubekken-Kvålsbekken og området nord for Mørsetbekken. For førstnevnte område var det signifikant færre territorier i 1993 sammenlignet med 2019 (G-test of goodness-of-fit, $G = 5,29$, $df = 1$, $P = 0,021$), mens det ikke var noen signifikant forskjell mellom tidsperiodene i området nord for Mørsetbekken (G-test of

goodness-of-fit, $G = 2,11$, $df = 1$, $P = 0,15$). Shannon diversitetsindeks var også høyere i 2019 enn i 1993 for området mellom Luddubekken og Kvålsbekken (2,69 versus 2,53), mens den var tilnærmet lik i området nord for Mørsetbekken (2,8 versus 2,82).

I 2019 ble det i området Luddubekken-Kvålsbekken registrert 65 territorier i delområdet 0 – 50 meter fra elva og 48 territorier i delområdet 50 – 100 meter fra elva. Forventet antall ut fra arealstørrelsen var henholdsvis 68 og 45, men det er ingen statistisk signifikant forskjell i antall territorier mellom delområdene (G-test of goodness-of-fit, $G = 0,29$, $df = 1$, $P = 0,59$). Tilsvarende antall i området nord for Mørsetbekken var 74 og 41 territorier. Forventet antall ut fra arealstørrelsen var henholdsvis 63 og 52, og det er statistisk signifikant høyere antall territorier i delområdet nær elva i forhold til referanseområdet (G-test of goodness-of-fit, $G = 4,56$, $df = 1$, $P = 0,033$).

Dersom man sammenligner antall territorier 0 – 50 meter fra elva i 1993 med tilsvarende tall fra 2019, finner man en statistisk signifikant økning i antall mellom periodene dersom man ser begge områdene under ett (1993: 103, 2019: 139, G-test of goodness-of-fit, $G = 5,36$, $df = 1$, $P = 0,021$).

En økning i antall territorier finner man også dersom man fokuserer på hvert enkelt område (Luddubekken-Kvålsbekken: 46,5 versus 65,3; nord for Mørsetbekken: 56,0 versus 74,0), men forskjellene mellom år var imidlertid ikke statistisk signifikant (Luddubekken-Kvålsbekken: G-test of goodness-of-fit, $G = 2,89$, $df = 1$, $P = 0,089$; nord for Mørsetbekken: G-test of goodness-of-fit, $G = 2,49$, $df = 1$, $P = 0,12$). Shannon-indeksen var høyere i Luddubekken-Kvålsbekken i 2019 (2,6) enn i 1993 (2,3), mens det i området nord for Mørsetbekken var motsatt (1993: 2,81; 2019: 2,72). Dette viser at man i sistnevnte område har fått flere territorier av noen dominerende arter, mens andre har blitt mer fåtallige eller har forsvunnet.

En sammenligning av antall territorier 50 – 100 meter fra elva i 1993 og 2019, gir også en økning i antall mellom periodene dersom man ser begge områdene under ett (1993: 73, 2019: 89), men dette er ikke statistisk signifikant (G-test of goodness-of-fit, $G = 1,58$, $df = 1$, $P = 0,21$). Man fant en økning i antall mellom periodene i begge områdene (Luddubekken-Kvålsbekken: 34,5 versus 47,8; nord for Mørsetbekken: 38,3 versus 41,0), men forskjellene mellom år var imidlertid ikke statistisk signifikant (Luddubekken-Kvålsbekken: G-test of goodness-of-fit, $G = 2,03$, $df = 1$, $P = 0,15$; nord for Mørsetbekken: G-test of goodness-of-fit, $G = 0,11$, $df = 1$, $P = 0,74$). Shannon-indeksen var noe høyere i Luddubekken-Kvålsbekken i 2019 (2,7) enn i 1993 (2,5), og også litt høyere i området nord for Mørsetbekken (1993: 2,7; 2019: 2,8).

Artssammensetningen var sammenlignbar mellom 1993 og 2019. Verdt å merke seg er at tre par med svartrost ble registrert i området mellom Luddubekken og Kvålsbekken i 2019, mens arten var fraværende i 1993. I området nord for Mørsetbekken ble tre par med granmeis registrert i 1993, men ingen ble observert i 2019. Granmeis er en art som er avhengig av morkne stubber og døde trær for å hakke ut reirhullet, og det kan tenkes at tilgangen på slik død ved har avtatt etter sikringsarbeidet. Blåmeis ble ikke observert i området nord for Mørsetbekken i 1993, mens det i 2019 var fire par her.

Mange arter oppviste flere antall territorier i 2019 enn i 1993, og spesielt gjaldt dette delområdene nærmest elva (**Tabell 3.3.3**). Mest markant var dette for gransanger, rødstrupe, rødvingetrost og bokfink. For én art, gråtrosten, var det imidlertid motsatt. For denne arten var antall par betydelig redusert i delområdene nær elva, men ikke i delområdene lenger fra elva (referanseområde). Løvsangeren har også vist en nedadgående trend, men dette kan skyldes et dårlig år for denne arten siden det også ble gjort svært få registreringer av løvsangere ved Hofstadelva i 2019 sammenlignet med tidligere år (J. O. Gjershaug, pers. medd.).

Man kan kun spekulere i hvorfor gråtrosten har vist en tilbakegang, mens flere andre arter har vist en økning i antall territorier. I motsetning til gransanger, rødstrupe og rødvingetrost bygger gråtrosten reir på greiner eller greinkløfter oppe i trærne. Deler av områdene består av relativt kortvokst gråor (**Figur 3.3.6**), og det er derfor mulig at disse trærne er for spinkle for reirbygging.

Tabell 3.3.3. Forskjell i antall territorier mellom 1993 og 2019 i område 1 (Luddubekken-Kvålsbekken) og område 2 (nord for Mørsetbekken). Forskjeller angis for hele området (totalt), området fra elva og inntil 50 meter (mot elva), samt området fra 50 meter fra elva og inntil 100 meter (referanseområde). Positive tall (grønn farge) indikerer høyere antall i 2019 enn i 1993, mens negative tall (oransje farge) indikerer det motsatte. Forskjeller ≥ 3 indikeres med mørkere grønn/oransje farge.

Art	Område 1 - totalt	Område 1 - mot elva	Område 1 - referanse	Område 2 - totalt	Område 2 - mot elva	Område 2 - referanse
Rødvingetrost	8,5	5	3,5	3	3,25	-0,25
Gransanger	7	5,75	1,25	5	3,75	1,25
Bokfink	7	4,25	2,75	8	7,25	0,75
Rødstrupe	4	3	1	3	2,25	0,75
Blåmeis	3	1,5	1,5	4	3,5	0,5
Svarttrost	3	1	2	1	0,5	0,5
Bjørkefink	3	2,25	0,75	0	1,5	-1,5
Gråflue-snapper	3	2	1	0,5	0,75	-0,25
Måltrost	2	0,25	1,75	0,5	-0,5	0,5
Gjerdsmett	2	2,75	-0,75	0,5	0,75	-0,25
Grønnsisik	2	1,5	0,5	2,5	2,25	0,25
Jernspurv	1	1,5	-0,5	-1	-0,75	-0,25
Fuglekonge	1	0,25	0,75	1	1	0
Ringdue	1	0,25	0,75	0	0	0
Kråke	1	0,75	0,25	1	0,25	0,75
Hagesanger	1	1	0	0	-0,75	0,75
Gulsanger	1	0,75	0,25	0	0,75	-0,75
Svarthvit flue-snapper	1	0	1			
Gulspurv	0	0,25	-0,25	1,5	0,5	1
Munk	-1	0	-1	0	0	0
Trekryper	-1	-0,5	-0,5			
Løvmeis	-1	-1	0	-1	-1	0
Spett sp	-1	-1	0			
Løvsanger	-1,5	-0,25	-1,25	-3	-1,25	-1,5
Kjøttmeis	-2	0	-2	0	0,25	-0,25
Strandsnipe	-2	-2	0	-1	-1	0
Gråtrost	-10	-10,5	0,5	-2	-2,5	0,5
Granmeis				-3	-2,5	-0,5
Trepiplerke				0,75	-0,25	1
Krikkand				1	1	0
Grankorsnebb				-1	-1	0
Bøksanger				-0,5	-0,25	-0,25



Figur 3.3.6. Parti fra området Luddubekken-Kvålsbekken med åpne områder og kortvokst gråor. Foto: Bård Stokke, NINA

Gråtrosten er i motsetning til de andre artene i området en utpreget kolonihækker. En vel så plausibel forklaring for nedgangen i antall gråtrostpar kan være at kolonier har flyttet på seg. Thingstad nevner en større koloni ved Kvålsbekken i 1993 (Thingstad 1993), men denne var fraværende i 2019 selv om vegetasjonen her syntes egnet for gråtrost. Det var en del gråtrostaktivitet i den andre enden av dette området (ved Luddubekken), og det er trolig at det forekom kolonier like utenfor det takserte området.

Under takseringene ble det mer eller mindre tilfeldig funnet reir av måltrost (**Figur 3.3.7**), rødvingetrost (**Figur 3.3.8**), gråtrost og krikkand (**Figur 3.3.9**).



Figur 3.3.7. Måltrostreir plassert henholdsvis på bakken og på en kortvokst stubbe. Foto: Bård G. Stokke, NINA



Figur 3.3.8. To reir av rødvingetrost plassert henholdsvis på en stubbe og i en rotvelte. Foto: Bård G. Stokke, NINA



Figur 3.3.9. Reir av krikkand plassert på bakken. Foto: Bård G. Stokke, NINA

3.3.2 Resultater og diskusjon – andre områder

Ved Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken pågår eller har det nylig pågått sikringsarbeid. Som nevnt tidligere ble kortere strekninger besiktiget i april og september for en vurdering av effektene av sikringsarbeid på fuglefaunaen.

Under sikringsarbeidet fjernes generelt sett vegetasjon fra vannet og inntil ca. 10 meter fra bredden. Det legges vekt på at røtter og matter med vegetasjon plasseres ut i det bearbejdede arealet i slutfasen av sikringsarbeidet for å framskynde prosessene med reetablering av trær (**Figur 3.3.10** og **3.3.11**) og annen vegetasjon (**Figur 3.3.12**). I tillegg legges det gjerne ut død ved. I deler av områdene er sikringsarbeidet utført ved dyrket mark (**Figur 3.3.13**). Sett i lys av de komparative undersøkelsene før og etter anleggsarbeid ved Gråelva og Hofstadelva synes de iverksatte tiltakene å være positive for fuglelivet i den forstand at artssammensetning og tetthet ikke endres nevneverdig før og etter inngrep.



Figur 3.3.10. I slutfasen av sikringsarbeidet legges det vekt på å plassere trerøtter i berørte arealer for å fremme gjenvekst. Parti fra Lundbekken, april 2019. Foto: Bård G. Stokke, NINA



Figur 3.3.11. Utplasserte gråorrøtter viser gjenvekst. Parti fra Dalsbekken, september 2019. Foto: Bård G. Stokke, NINA



Figur 3.3.12. Matter med vegetasjon plasseres i bearbeidet areal. Parti fra Lundbekken, september 2019. Foto: Bård G. Stokke, NINA



Figur 3.3.13. Sikringsarbeid utført ved dyrket mark. Parti fra Råelva, september 2019. Foto: Bård G. Stokke, NINA

3.3.3 Oppsummering og konklusjon - ornitologi

Resultatene fra de ornitologiske undersøkelsene i 2019, og en sammenligning med funn gjort av Thingstad (1993) indikerer at sikringsarbeidet av Gråelva som ble utført på 1990-tallet ikke har hatt noen merkbare negative effekter på fuglelivet i området. Antall arter og artssammensetningen har tilsynelatende ikke endret seg vesentlig i de to undersøkte områdene fra 1993 til 2019. Det ble registrert signifikant flere territorier i området Luddubekken-Kvålsbekken i 2019 enn i 1993, mens det ikke var noen signifikant forskjell mellom tidsperiodene i området nord for Mørsetbekken.

I 2019 var det i området Luddubekken-Kvålsbekken ingen signifikant forskjell i antall territorier i delområdet 0 – 50 meter fra elva og i delområdet 50 – 100 meter fra elva. I området nord for Mørsetbekken ble det registrert et signifikant høyere antall territorier i delområdet nær elva i forhold til referanseområdet. Det ble funnet et signifikant høyere antall territorier 0 – 50 meter fra elva i 2019 enn i 1993 dersom man ser begge områdene under ett, men dette er ikke signifikant dersom man sammenligner hvert av de to områdene separat. En sammenligning av antall territorier 50 – 100 meter fra elva i 1993 og 2019, gir ingen signifikant økning i antall mellom periodene hverken dersom man ser begge områdene under ett, eller dersom man sammenligner hvert av de to områdene separat.

Mange arter oppviste flere territorier i 2019 enn i 1993, og spesielt gjelder dette delområdene nærmest elva. Mest markant var dette for gransanger, rødstrupe, rødvingetrost og bokfink. For én art, gråtrosten, var det imidlertid motsatt. For denne arten var antall par betydelig redusert i delområdene nær elva, men ikke i delområdene lenger fra elva (referanseområde). Gråtrosten er en utpreget kolonihækker. En plausibel forklaring for nedgangen i antall gråtrostpar kan være at kolonier har flyttet på seg.

I Thingstad (2011) presenteres og diskuteres likheter og ulikheter i fuglefaunaen mellom områdene ved Gråelva og nærliggende områder ved Hofstadelva før sikringsarbeid ble utført. Ved Hofstadelva ble Thingstad sine studier i 2011 foretatt etter samme metode som ved Gråelva i 1993, og før det ble utført sikringsarbeid i 2015. I 2016, 2017 og 2019 ble Thingstad sine studier repetert av J. O. Gjershaug for å undersøke effektene av sikringsarbeidet ved Hofstadelva (Bergan mfl. 2017a, b, in prep.). Interessant nok ble det ikke funnet noen nedgang i antall territorier etter sikringsarbeidet, selv om det var fjernet en del skog langs elva.

De iverksatte tiltakene med hensyn til å reetablere vegetasjon under sikringsarbeidet ved Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken anses å være positive for fuglelivet i området i den forstand at artssammensetning og tetthet ikke ser ut til å endres nevneverdig før og etter inngrep. Dette har kommet fram gjennom komparative undersøkelser før og etter anleggsarbeid ved Gråelva og Hofstadelva.

3.4 Planteliv

3.4.1 Innledning

NVEs mål er at revegeteringen etter inngrepene skal få et suksesjonsforløp med mest mulig naturlige vegetasjonstyper og arter innenfor rassikringsområdene.

Feltarbeidet ble utført 25. september 2019, og dekker elveløpet fra fylkesveg 752 og ned til ca. 400 meter nord for E14. Det ble lagt vekt på å kartlegge naturtyper, samt rødlistearter av karplanter og lav. Flere av sideelvene til Gråelva ble også undersøkt, dette gjelder Bangbekken/Luddubekken, Råelva, Lundbekken, Hovbekken og Dalbekken.

3.4.2 Vegetasjonsutviklingen langs sidebekkene og hovedvassdraget

Vegetasjonsutviklingen var generelt preget av at anleggene var bygget i ulike perioder fra 1990-tallet og helt til i dag. Gråor dominerte nesten fullstendig treslagssammensetningen, men på steder der anleggene nylig var bygget var det manglende tresjiktdeknning og unge småvokste trær. Bunnsjiktet fulgte samme mønster med liten dekningsgrad på nye anlegg. Middels gamle anlegg syntes å ha tett skog, med unge trær, men generelt godt utviklet bunnsjikt. Eldre anlegg hadde trær opptil hogstklasse 4-gammel normalskog, og godt utviklet bunnsjikt. Dette kunne variere noe i utforming-artssammensetning, trolig basert på ulike suksesjoner utfra ulik påvirkning. Muligens kan tilførte vekstmasser spille inn samt spredning av arter fra nærliggende arealer, inkludert landbruksarealer. Ingen anlegg eller områder hadde noe særlig død ved. Det forekom noe død ved av mindre dimensjoner og lite nedbrutte stokker på de eldste anleggene.

Det forekom generelt mange ugras og kulturmarksarter der åkrer og beitemarksområder lå nær eller inntil vassdraget. Dette var spesielt gjeldende der dyrene var inngjerdet og beitet helt ned til vannkanten. Slike områder var også preget av tråkk og slitasje. Det vurderes også at vegetasjonsutviklingen kan bli påvirket eller hemmet av intensivt beite inntil vassdragene.

Dalbekken

Dalbekken synes generelt å ha nylig anlagte sikringstiltak med stor påvirkning fra beite, tråkk og nærliggende landbruksarealer på vegetasjonen.

Området er nederst inngjerdet (med strømgjerde) og beites kraftig av storfe. Det var åkrer i omkringliggende arealer. Det var dominerende bar/naken leire/silt i bunnsjiktet med bare omtrent 20 prosent vegetasjonsdekning. Det forekommer spredt med 2-3 meter høy gråor. Av karplanter forekom det spredt med arter som åkertistel, engrapp, kvitkløver, engsoleie, løvetann, groblad, engsyre. Enkelte steder var det omtrent 50 prosent vegetasjonsdekning på arealene som var plastret med stein med overdekning. Mot jorder forekommer større dekning av rødkløver og engrapp.



Figur 3.4.1. Liten vegetasjonsetablering, mye tråkk og slitasje med intensive beiteområder langs bekken. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

På en liten delstrekning var lengdeprofilen brattere med større fall på elva. Det var tråkk og beite langs elva også på denne strekningen, men vegetasjonsdekningen var større. Engsoleie dominerte sammen med engsyre, sølvbunke og kvitkløver. Mer spredt forekom også enghumbleblom, vendelrot, skogstjerneblom og hundekjeks. Det var oppslag av litt eldre busker og tettere med gråor.



Figur 3.4.2. Mer vegetasjonsetablering på kort delstrekning. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

I øvre del var det nesten bare landbruksarealer og intensivt beite helt ned til elva. Det forekom generelt spredt med arter som åkertistel og hestehov. Videre oppover (aller øverst) var det åpent og steinsatt ovenfor naturlig fallstrekning over fjell. Arter registrert var blant annet tunbalderbrå, ryllik, engrapp, rødkløver, høymol, raigras. Det var omtrent 50 prosent vegetasjonsdekning i dette området.



Figur 3.4.3. Landbruksarealer og beiteområde helt inntil elva. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 4.3.4. Intensivt beite og manglende tre-busksjikt. Mye tråkk og slitasje. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Hovbekken øst (sideløp)

Anleggene syntes generelt å være anlagt for relativt kort tid siden. Dette delfeltet hadde delvis beiteområder helt ned til elva med liten vegetasjonsetablering (særlig busker) og mens delområder som ikke ble beitet hadde et mer utviklet busksjikt.

Vanlige arter i øvre del var løvetann, kvitkløver, rødkløver, åkertistel (litt), sølvbunke, engkvein, engrapp, engsoleie (mye), tunbalderbrå (noe) og sølvbunke.

Deler er inngjerdet med intensivt storfebeite helt ned til elva. Her er det liten vegetasjonsetablering og bare spredt med arter som brennesle og tunarve.

Videre nedover langs bekken var det mer naturlig vegetasjonsutvikling over en kort strekning der det ikke ble beitet, med blant annet krattmjølke, ormetelg, kvitmaure, skogsnelle, engkvein, mye engsoleie, sløke, grasstjerneblom i feltsjiktet. Her var det også oppslag av ung gråor.



Figur 3.4.5. Mer oppslag av busker og mer bunnvegetasjon der det ble beitet mindre. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Herfra og nedover mot sammenløpet (med hovedelva) ble det igjen beitet intenst. Det var lite utviklet busksjikt. Arter som forekom spredt var blant annet kvitkløver, groblad, engsoleie, mye sølvbunke, bringebær, brennesle, løvetann (trolig flere arter), knappsisv, vassarve og kvitmaure.



Figur 3.4.6. Intens beite. Lite med busker, men bedre etablert bunnsjikt av vegetasjon. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Hovbekken

Hovbekken hadde, som de andre sidebekkene i dette området, stor påvirkning fra beite og landbruksarealer, men også delstrekninger øverst med mindre påvirkning og trolig litt eldre sikrings tiltak. I nedre del var det relativt kort tid siden sikringsanleggene var bygget.

Helt øverst var det en smal sone med gråor i en bredde av 3-5 meter og stammediameter inntil 10 cm. Feltsjiktet var relativt godt utviklet med arter som bringebær, brennesle, gjerdevikke, åkersvineblom, kveke, sølvbunke, engkvein, mjørdurt, engsoleie (mye), hundekjeks. Langs kantsonen nærmest elva dominerte engsoleie, brennesle, hestehov, enghumbleblom og grasstjerneblom. Det var noe erosjon i elvekanten. Vegetasjonsdekket var omtrent 50 prosent. Det forekom leirholdig silt i mosaikk med vegetasjonen.



Figur 3.4.7. Siltflater i kombinasjon med sluttet busksjikt og bunnvegetasjon. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Et stykke lenger ned var det beitepreget skog med mye tråkk. Dette området var inngjerdet og det foregikk intensivt storfebeite inntil elva. Området hadde noe skogbunnpreg med gjøksyre, furumose, gullris, engsoleie, brennesle, sølvbunke og bringebær. Det forekom noen rasskråninger og leirgroper innimellom. Delstrekninger som nylig var sikret hadde intenst beite med mye tråkk og liten vegetasjonsetablering.



Figur 3.4.8. En streking av Hovbekken med mer utviklet vegetasjon og mer urørt preg selv om det ble beitet. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.9. Delstrekning med meget dårlig utviklet vegetasjon og intenst beite med mye tråkk av husdyr. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Ned mot sammenløpet til bekkene hadde områdene mye beitepreg, men var mer tilvokst med småbusker av gråor (spredt) Det var omtrent 10 prosent dekning av busker. Ellers forekom det spredt med blant annet sølvbunke, tunrapp, engsoleie, kvitkløver, groblad, åkertistel, hestehov og timotei.



Figur 3.4.10. Spredt med busker av gråor og begynnende utvikling av bunnsjikt. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.11. Det er ikke lagt ferdig fylling oppover høyre sideløp av Hovbekken. Steril fylling vises tydelig. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Skjelstadbekken - Sideløp

Skjelstadbekken hadde generelt nylig anlagte sikringsanlegg, og stor påvirkning av kulturarter. I øvre del ovenfor strekningene med landbruksarealer var påvirkningen av kulturarter mindre, og det var flere skogsarter.

I nedre del av bekken er det dominerende grov stein langs elvebredden med lite jordsmonn. Det forekommer spredt med ganske tettvokst småvokst gråor. Vanlige arter i bunnsjiktet var blant

annet nyseryllik, turt, krattmjølke, engsoleie, hestehov, svartvier og sølvbunke. Vegetasjonsdekningen var på omtrent 60 prosent.



Figur 3.4.12. Nedre del av Skjelstadbekken med grovt materiale (sikring), sterilt med lite vegetasjon. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.13. Mer utviklet bunnsjikt, men dominert av kulturarter. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

I øvre del var det omtrent 50 prosent dekning med småbusker av gråor. Arter notert som vanlige var hestehov (mye), sølvbunke (mye), engsoleie, engrapp, rødkløver, svartvier, kvitkløver og skogsnelle

Videre oppover langs bekken var det spredt med småbusker av gråor. I feltsjiktet var det spredt med mjørdurt, engsoleie, skogrørkvein, timotei, engkvein, skogrørkvein. Hestehov og sølvbunke dominerte.



Figur 3.4.14. Øvre del av Skjelstadbekken med mer etablert vegetasjon. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Luddubekken

Bedømt ut fra flyfoto virker denne bekken å være sikret i 2008-2009. Revegeteringen er godt i gang, men er noe preget av pionerarter som hestehov og bringebær, samt en del sølvbunke. Yngre trær og busker av gråor kryper inn på fyllingene, sammen med bl.a. mjørdurt, bringebær, brennesle, gjerdevikke, kveke, sølvbunke, engkvein, engsoleie og hundekjeks.

I øvre deler går vannet ned i grunn ved lave vannføringer og selve bekkeleiet var bevakst med gress. Noe død fisk lå igjen i tørre bekkepartier.



Figur 3.4.15. Kjempe-springfrø er vanlig også langs Luddubekken. Foto: Geir Frode Langelo, Natur og samfunn AS.



Figur 3.4.16. Vannet forsvinner ned i grunnen i deler av Luddubekken. Foto: Geir Frode Langelo, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.17. Bildet viser et område der Luddubekkens elveleie har grodd til med gress. Foto: Geir Frode Langelo, Natur og Samfunn AS.

Hovedløp-Gråelva

Hovedløpet omtales som Gråelva fra Skjelstadmarka der flere småbekker møtes til ei slags hovedelv. Herfra og nedover møter denne elvestrekningen etter et par kilometer det som på kartet omtales som Gråelva fra øst. Vi har valgt å omtale hele elvestrekningen under ett som Gråelva.

Det foregikk sikringsarbeider øverst i området ved Skjelstadmarka. Hovedløpet var i dette området ikke ferdig plastret. Den ene siden av anlegget var helt sterilt. Leirholdige overdekningsmasser lå i ranker bakenfor plastringen. Området ble også beitet, og det var mye tråkk etter storfe. Det forekom spredt med arter som åkertistel, åkersvineblom, groblad, engsoleie, hestehov, løvetann, mjørdurt, brennesle, hundekjeks og engrapp.



Figur 3.4.18. Anlegg under bygging like nedenfor samløpet mellom Dalelva og Lundbekken. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Et stykke nedover fra der Bangveien krysser elva var vassdraget i september 2019 ikke påvirket av tiltak. I dette området foregikk det sikringsarbeider med bunnheving og plastring av hele elveprofilen. På naturlig elvestrekning forekom det svært mye død ved av alle nedbrytningskategorier og størrelser. Det var også en rekke rasskråninger og leirskredgroper. Elva grov aktivt sideveis flere steder. Treslagsdekningen var åpen på grunn av ras og erosjon, og det forekom spredt med gamle trær av gråor. Vegetasjonen var dominert av høgstauder som bringebær og mjørdurt. Andre arter som forekom var blant annet åkersvineblom, hundekjeks, raigras, hestehov og skogstjerneblom. Det forekom landbruksarealer på flatene over elveskråningene på begge sider av vassdraget. I kanten inntil elveskråningen forekom blant annet sølvbunke, mjørdurt, geitrams, hundegras, engreverumpe, rødkløver og stornesle. Området var noe preget av åker- og kulturmarksarter.



Figur 3.4.19. Bunnsikring, heving av bunn og plastring av sidene. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.20. Naturlig strekning før den sikres. Svært mye død ved. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

To hundre meter lenger ned lå det et eldre sikringsanlegg, trolig fra 1990 tallet. På begge sider av elva var det gråorskog med trær opptil 20 cm i diameter. I bunnsjiktet ble det registrert bringebær, mjørdurt (stor dekning), enghumleblom (stor dekning), hundekjeks (stor dekning), hundekveke, grasstjerneblom (stor dekning) og geitrams. Furumose var også vanlig. Engsoleie forekom også spredt.



Figur 3.4.21. Eldre anlegg med større trær og godt utviklet bunnsjikt. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Videre nedover var elva ovenfor krysning av Skjelstadveien stilleflytende med godt utviklet bunnsjikt av høgstaudevegetasjon langs elva. Tresjikt var også godt utviklet med relativt storvokst gråor (omkring 20 -30 cm i stammediameter). Det var høy dekning med høgstauder som mjørdurt, vendelrot, sløke, samt grasstjerneblom. Rødhyll forekom også her som fremmedart med høy risiko.



Figur 3.4.22. Stilleflytende del av elva med eldre trær og mer urørt preg. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.23. Rødhyll som har etablert seg (fremmedart med høy risiko). Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Ett stykke nedenfor dette området ble elvestrekningen avløst av et område med ung, tettvokst gråor. Dette var trolig et anlegg av noe nyere dato, eller som høyst var middels gammelt. I bunnsjiktet, som var relativt godt utviklet, forekom det arter som hundekveke, mjørdurt, skogstjerneblom, brennesle, hundekjeks, hundegras, hestehov, vendelrot, engsoleie, bringebær (spredt) og enghumleblom. Det forekom også delstrekninger innenfor dette anlegget som var dominert av hestehov og skogsnelle og med yngre og tett skog.



Figur 3.4.24. Yngre og tettvokst småskog. Nyere anlegg. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Videre var det lagt en helt ny fylling som nesten var steril, uten vegetasjon og uten jordsmonn over blokksteinen. Det forekom spredt og sparsomt med engsoleie. De fremmede artene klister-svineblom og kjempespringfrø vokste også i dette området på fyllingen. Det kan være en fare for at anleggsarbeider har medført spredning av fremmedarter i dette området, eller at frø fra fremmedarter var blitt spredt med tilførte masser.



Figur 3.4.25. Nylig bygget anlegg langs Gråelva. Sterilt med lite vegetasjon. Forekomst av fremmedarter. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Videre nedover herfra vokser det jevnt med gråor med stammediameter 20 cm. Feltsjiktet var godt utviklet. Det forekom arter som hundekjeks, bringebær, hestehov, mjørdurt og hundekveke. Disse dominerte på grove fyllinger. Videre forekom det også vendelrot, ormetelg, skogstjerneblom på finere jordbunn.

Nedover var det jevnt med mer storvokst gråor (20 cm) og med høy dekning (100 %) av feltsjiktet med mye mjørdurt, engsoleie og bringebær.

Det var også en kortere delstrekning med lavere dekning av bunnsjiktet, og der trærne, som var dominert av gråor, var små til middels store med stammediameter nært 10 cm.



Figur 3.4.26. Middels godt utviklet bunnsjikt og middels unge/store busker. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Denne strekningen ble avløst av nye strekninger med godt utviklet feltsjikt på fyllingene med arter som firblad (spredt), mjørdurt og enghumbleblom. Skogen var relativt ung og det forekom ingen død ved.



Figur 3.4.27. Godt utviklet bunnsjikt med eldre trær. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Langs den strekningen som er omtalt forekom det tre områder med flomskogsmark, og litt åpen flomfastmark (elvører) som er omtalt senere under naturtyper.

Ved området der Bangvegen krysser Gråelva kommer en høgspenlinje fra nordøst og går mer eller mindre langs elva ca. 600 meter før den skråner ut av området. Det betyr at mye av området er ryddet for trær. Det står tette bestander av gråor, samt spredd med selje og enkelt unge almetrær. I tillegg er det plantet inn gran enkelte steder (**figur 3.4.28.**). Det er en del variasjon i terrenghøyden i forhold til vannspeilet, noe som gjør at det dannes både åpen flomfastmark og flommarksskog i tillegg til mindre vanneksponte områder. Flomfastmarkene i dette området domineres dels av skogsivaks samt mye brennesle og kjempespringfrø. I flommarksskogen dominerer strutseving, mye skogstjerneblom, men også der ble det observert en del

kjempespringfrø. Ellers er typiske arter i området slike som engsoleie, jordbær, skogsnelle, mjødurt, løvetenner, gullris, hundekjeks, geitrams, sølvbunke, groblad, bringebær, gjøksyre, skogstjerne, hengeving, engfrytle, firblad, og skogburkne.

Opprettholdelse av vegen langs vassdraget begrenser utviklingen av flomskogsmark og en får tørrere vegetasjonstyper der.



Figur 28. Flyfotoet viser tilvekst av oreskog samt områder tilplantet med gran, ca 600 m nedenfor der Bangvegen krysser elva. Kilde: finn.no

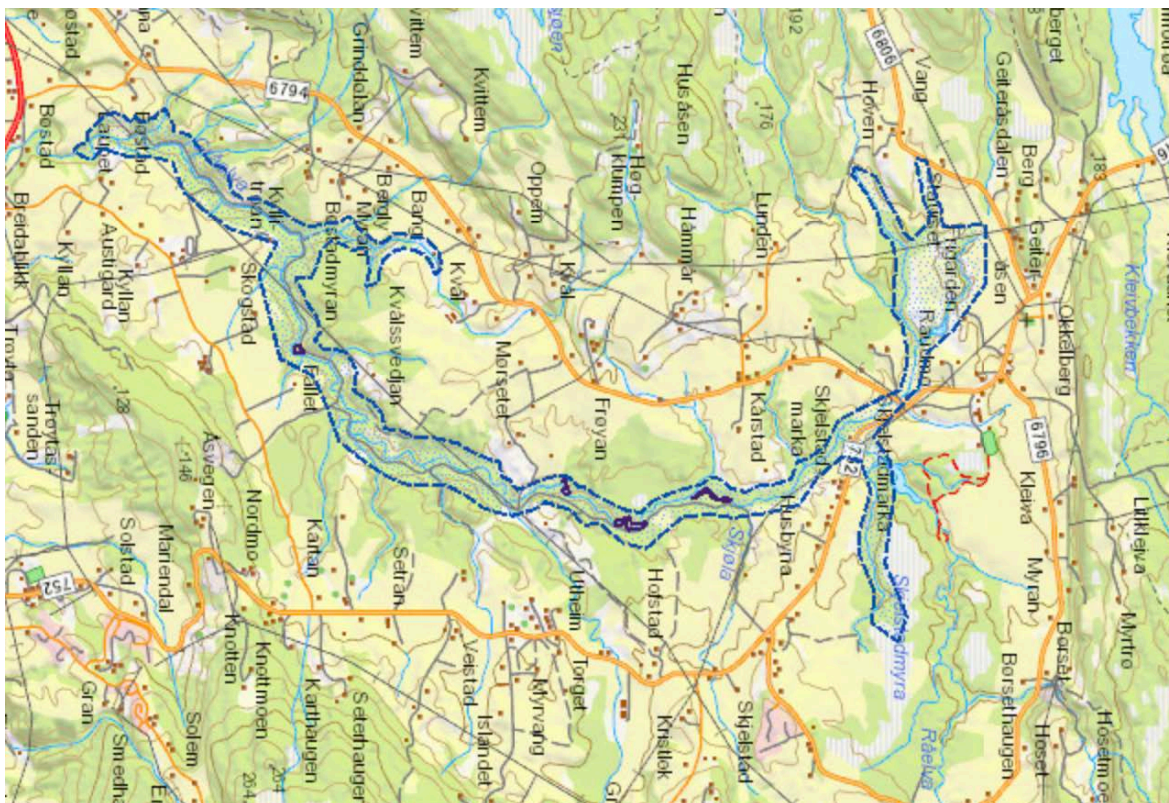
3.4.3 Kartlagte rødlistede naturtyper etter NiN-2.0

Det ble avgrenset få naturtyper, og de som ble avgrenset hadde små areal. Det lave antallet rødlistede naturtyper som ble avgrenset langs vassdraget kan være knyttet til at rasskråninger og flomskogsmarker i stor grad er falt bort som naturtyper langs elva på grunn av sikringsanleggene som er anlagt. Aktive rasskråninger og leirskredgroper er rødlistede naturtyper som typisk opptrer langs vassdrag med hav-/elveavsetninger, slik som Gråelva. Sikringstiltakene har ført til at elvas gravende krefter er kraftig moderert eller har blitt helt borte og det ble ikke registrert slike forekomster. Likevel ble det registrert flomskogsmarker i områder langs eller inntil elva hvor sikringsanleggene lå et stykke unna vassdraget.

Gråelva har opprinnelig hatt mange elveskråninger som har ligget nært elva og noe som trolig har medført begrensede arealer med flomskogsmarker.

Det ble avgrenset fire små flomskogsmarker (se naturbase.no) av lav til moderat kvalitet. Verdien/kvaliteten var liten fordi tilstanden var moderat på grunn av skogen ennå ikke har rukket å bli kontinuitetsskog. I tillegg var det små arealer, noe som også bidrar til liten verdi/kvalitet. Flommarksskogene ble definert som gammel normalskog der trærne ble vurdert til høyst å ha nådd hogstklasse 4. Områdene var ikke preget av inngrep som kjørespor.

Verdien for naturmangfold ble samlet vurdert som liten siden arealene var små samtidig som det ikke forekom gamle trær eller død ved i særlig grad i områdene. Dette er også knyttet til at flommarksmiljøene er av forholdsvis lav alder, og har blitt dannet etter at anleggene er bygget på 1990-tallet.



Figur 3.4.29. Kartet viser det området som er kartlagt etter NiN-instruksen for 2019.



Figur 3.4.29. Kartene viser de fire naturtypelokalitetene som ble registrert etter NIN-metodikken.

Vegetasjonssjiktet var generelt godt utviklet på alle lokalitetene med god dekning av vanlige høgstauder som mjørdurt og bringebær. Nær elva forekom det også små områder mer åpne partier med åpen flomfastmark (elvør).

Flomskogsmarkene var lokalisert til nedre del av elvestrekningen i innersving, eller langs elvebredden der sikringsanleggene på enkelte steder var trukket tilbake ett stykke fra vassdraget. På slike steder vil elva få mulighet til å flomme over breddene og til en viss grad meandrere, selv om de er sikret mot erosjon. På flate områder inntil elva vil dette kunne skape flommarksmiljøer som er knyttet til vassdragets skiftende vannføringer gjennom året.



Figur 3.4.30. Flomskogsmark med vanlige høgstauder samt skogsnelle og ormetelg. Det er spesielt mye mjøldurt og bringebær. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.31. Flomskogsmark med eldre skog og godt utviklet bunnsjikt med høgstauder. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.



Figur 3.4.32. Flommarksmiljøer er dannet i innersving. Foto: Gunnar Kristiansen, Natur og Samfunn AS.

Fremmedarter

Området langs hovedelvas nedre del har betydelig innslag av kjempespringfrø nedover langs vassdraget. Stedvis vokste den noen meter fra vannkanten. Det er vanskelig å si om den er kommet inn via tilkjørte masser, eller om den er spredd vannvegen og kommet inn over bredden i flomperioder. I tillegg ble det registrert klistersvineblom og rødhyll som fremmedarter med høy risiko.

Rødlistearter

Av de registrerte artene er det bare alm som er ført opp på den norske rødlista.

3.4.4 Resultater og diskusjon

Kartleggingen viste at vegetasjonen på de yngste tiltaksområdene i stor grad var preget av kulturmarks- og ugrasarter i kombinasjon med enkelte høgstauder knyttet til opprinnelig naturtype. Disse områdene ble i stor grad også beitet av storfe og lå tilgrensende landbruksarealer. På de eldste anleggene var vegetasjonssammensetningen, mer lik antatt opprinnelig naturtype av høgstaudeutforming, men med noe fattig vegetasjonssammensetning og innslag av kulturmarksarter som engsoleie og hundekjeks. Dersom anleggene var knyttet til elvestrekninger uten særlig nærliggende landbruksarealer virket kulturpåvirkningen mindre.

For å oppnå en vegetasjonssammensetning som er mer artsrik og variert må det trolig gå lengre tid slik at naturtypen nærmer seg gammel normalskog av ulik utforming. I tillegg kan det være et poeng å skjerme disse arealene mot intensivt beite de første årene.

En undersøkelse av vegetasjon og vegetasjonsetablering på erosjonssikrings- og flomvernbygg langs Orkla og Sjøya viste en stor variasjon i artssammensetning mellom anleggene (Holten 1999). Det var også enkelte like arter mellom lokalitetene. Det ble vurdert at de nærliggende områdenes påvirkning knyttet til frøspredning og innvandring av arter var viktige påvirkningsfaktorer. Vegetasjonsetableringen syntes å være relatert til om de nærliggende områdene bestod av intakt skogvegetasjon eller landbruksarealer. Ugraspreget avtok også med økende alder på anleggene. Det ble også registrert stor påvirkning fra beiting, hogst og gjødsling fra dyrkamark i forundersøkelser av naturtypene til rassikringsprosjekter langs Gråelva (Øien & Hassel 2005). Generelt dominerte ulike utforminger av gråor-heggeskog. Fremstad sin undersøkelse viste også det samme (Fremstad 1992). Hun kartla også at vegetasjonen langs Gråelva var dominert av relativt artsrik høgstaudeuskog med gråor som dominerende treslag. Dette synes å samsvare med resultatene fra denne undersøkelsen.

Vegetasjonsetablering synes å foregå relativt hurtig der dekningsgraden av feltsjiktet øker med økende alder på sikringsanleggene. Treslagssammensetningen domineres av gråor som raskt rekoloniserer anleggene der tett ungskog dominerer de første årene mens litt eldre skog med trestørrelser opptil 20 cm i diameter utvikles etter ett par årtier. Dødved-sjiktet er i liten grad utviklet etter at tiltakene ble gjennomført. Dette gjelder også på eldre anlegg.

Det syntes også å være liten aldersspredning på trærne med i stor grad lik størrelse de fleste stedene. Dette er typisk for både yngre og eldre produksjonsskog som dominerte på de middels gamle og eldste anleggene. Det vil ennå ta tid før skogen nærmer seg såkalt gammel normalskog med eldre trær, variert alder og størrelse på trærne og med død ved i ulike nedbrytningskategorier. Opprinnelig strekning med aktiv erosjon og aktive rasprosesser hadde svært mye ansamlinger av død ved. Dette vil trolig ikke komme tilbake siden elveskråningene er sikret mot ras og erosjon.

Det ble i denne undersøkelsen avgrenset få (bare fire små lokaliteter) naturtyper slik som åpen flomfastmark (elveør), flomskogsmark, sumpskogsmark, leirskredgroper eller kilder. Dette vil være naturlig siden rassikringene er gjennomført for å fjerne naturtyper som leirskredgroper (og kilder). Utvikling av flom- og sumpskogsmark samt åpen flomfastmark krever større flate arealer og gjerne med meandrerende elve/bekkepartier nede i bunnen av ravinene. Fremstad (1992) kartla smale arealer med flomskogsmark flere steder i bunnen av ravinene. Delvis har sikringstiltakene innsnevret slike områder, delvis har de rettet ut meandrerende elvepartier. De fire små flomskogsmarkene i denne undersøkelsen lå alle på partier der sikringstiltakene var trukket et stykke bort fra elvestrengene, eller i innersving til elvesvinger.

I en undersøkelse av sidebekker til Gråelva før sikringstiltak ble gjennomført ble det avgrenset flere lokaliteter med små arealer med rike sumpskogsmarker og enkelte verdifulle rasskråninger (Øien og Hassel 2005).

Umiddelbart ser vi ikke noe behov for inngrep som skal styre vegetasjonsendringene i mer optimal retning, men en bør fortsatt følge utviklingen. Noen arter ser fortsatt ut til å mangle, bl.a. kratthumleblom og skogsvinerot, som ble registrert i upåvirkede områder nedenfor tiltaksområdene.

Det kan være et poeng å unngå sterk beiting og tråkk i områder der sikringsanlegg er anlagt. Dette vil kunne fremskynde vegetasjonsutviklingen, og hindre for sterk kulturpåvirkning samt hindre tilførsel av næringsalter til vassdraget.

Kjempespringfrø kan utvikle seg til å bli et betydelig problem langs vassdraget. Denne arten er også registrert langs Stjørdalselva, og opphavet er ukjent. De første to funnene i Stjørdal ble gjort i 1986 nær lufthavna. To mye funn ble gjort i 1998 og 2000. Senere er det gjort stadig nye observasjoner, og i 2013 kom de første registreringene langs Gråelva.

4 Referanser

- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. *Limnofauna Norvegica*. Tapir forlag.
- Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. 2002. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Sluttrapport 1997-2001. - NINA Temahefte 19 19
- Aagaard, K., Hågvar, S. 1987. Sjeldne insektarter i Norge 1. - Økoforsk utredning nr. 6. Program for anvendt økologisk forskning. Økoforsk.
- Anonym. 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. - Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Artsdatabanken 2018. Tjenesten Artskart. <http://artskart.artsdatabanken.no/>.
- Artsdatabanken (2018). Norsk rødliste for naturtyper 2018.
- Barba, B., Larranaga, A., Otermin, A., Basaguren, A. & Pozo, J. 2010. The effect of sieve mesh size on the description of macroinvertebrate communities. - *Limnetica* 29(2): 211-219.
- Bergan, M. 2013. Sjøørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjøørreten? - *Tidsskriftet Vann*. Nummer 2, 2013. s. 175-190. ISSN 0042-2592.
- Bergan, M.A. 2016. Bunndyr- og ungfiskundersøkelser i Råelva med utvalgte tilløpsbekker i 2016. Forundersøkelse ifbm ras- og erosjonssikring av Råelva. – NINA Notat 34 sider pluss vedlegg.
- Bergan, M. A., Gjershaug, J. O., Kyrkjeeide, M. O., Jokerud, M. & Hagelin, J. 2017a. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter erosjonssikring og restaurering. Notat fra undersøkelser i 2017. - NINA Prosjektnotat 43.
- Bergan, M. A., Gjershaug, J. O., Kyrkjeeide, M. O., Jokerud, M. & Hagelin, J. In prep. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter erosjonssikring og restaurering. Sluttrapport.
- Bergan, M. A., Nøst T. & Berger, H. M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand i småelver og bekker. Forslag til metodikk iht. vanddirektivet. - NIVA rapport L. NR. 6224-2011. Norsk institutt for vannforskning.
- 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 feltsongen 2016 - NINA Rapport 1320. 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.
- Berger, H.M., Breistein, J.B., Nøst, T.H., & Larsen, B.M. 1994. Effekter av redusert slamtilførsel på vannkvalitet, bunn- og fiskefauna i Gråelva. Forundersøkelser 1990-1992. – NINA Oppdragsmelding 291: 1-35.
- Berger, H.M., Breistein, J.B., Larsen, B.M. & Nøst, T.H. 1997. Gråelva – Mindre leirslam gir mer bunndyr og fisk. Sluttrapport 1991-95. – NINA Oppdragsmelding 468: 1-42.
- Berger, H.M., Lamberg, A., Fleming, I., Hindar, K. & Fjelstad, H.P. 2001. Etableringa av gyteområder for sjøaure og laks i Gråelva i Stjørdal i Nord-Trøndelag 1999-2000. – NINA Oppdragsmelding 678: 1-27

- Berger, H.M., Berggård, O. K. & Bergan, M. A. 2007. Evaluering av effekter av ekstremflom på kunstig etablerte gyteområder, fisketetthet og plan for supplering av grus i Gråelva, Nord-Trøndelag. - Berger feltBIO Rapport 7 – 2007. Berger Feltbio.
- Bibby, C. J., Burness, N. D. & Hill, D. A. 1992. Bird census techniques. Academic Press, London.
- 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.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. - *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Bongard, T. & Rønning, L. 1993. Flate- og volumberegninger av elvebunn som metode for å beskrive bunndyrhabitat. - *Notat Zool. Avd*
- Bongard, T. & Aagaard, K. 2006. BLOKLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanddirektivets fem nivåer for økologisk status. - NINA Rapport NINA Rapport 113, 28 s. Norsk Inst. for Naturforskning.
- Bongard, T., Diserud, O.H., Sandlund, O.T. & Aagaard, K. 2011. Detecting Invertebrate Species Change in Running Waters: An Approach Based on the Sufficient Sample Size Principle. - *Benthic Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 4: 72-82.
- Bongard, T., Johansen, K. & Munkeby, T.B. 2018. A New Sampling Protocol and Intercalibrated Index for Invertebrates in Running Water. NINA Report 1548. ISBN: 978-82-426-3286-9. Norwegian Institute for Nature Research
- Bundschuh, M. & McKie, B.G. 2016. An ecological and ecotoxicological perspective on fine particulate organic matter in streams. - *Freshwater Biology* 61(12): 2063-2074.
- Cao, Y., Williams, D.D. & Williams, N.E. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? - *Limnology and Oceanography* 43(7): 1403-1409.
- Cao, Y., Williams, W.P., Bark, A.W. 1997. Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. - *Water Environment Research* 69(1): 107-114.
- Carter, J.L. & Resh, V.H. 2001. After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic macroinvertebrate monitoring programs by USA state agencies. - *Journal of the North American Benthological Society* 20(4): 658-682.
- Chiasson, A. 2009. Bootstrapping to investigate the effect of number of macroinvertebrate samples on confidence limits of the mean. - *Environmental Monitoring and Assessment* 149(1-4): 53-59.
- Cobb, D.G., Galloway, T.D. & Flannagan, J.F. 1992. EFFECTS OF DISCHARGE AND SUBSTRATE STABILITY ON DENSITY AND SPECIES COMPOSITION OF STREAM INSECTS. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(9): 1788-1795.
- Dewson, Z.S., James, A.B.W. & Death, R.G. 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. - *Journal of the North American Benthological Society* 26(3): 401-415.
- Diserud, O.H. & Aagaard, K. 2002. Testing for changes in community structure based on repeated sampling. - *Ecology* 83(8): 2271-2277.
- Doberstein, C.P., Karr, J.R. & Conquest, L.L. 2000. The effect of fixed-count subsampling on macroinvertebrate biomonitoring in small streams. - *Freshwater Biology* 44(2): 355-371.
- Dukowska, M., Szczerkowska, E., Grzybkowska, M., Tsydel, M. & Penczak, T. 2007. Effect of flow manipulations on benthic fauna communities in a lowland river: Interhabitat comparison. - *Polish Journal of Ecology* 55(1): 101-112.

- Engen, S., Aagaard, K. & Bongard, T. 2011. Disentangling the effects of heterogeneity, stochastic dynamics and sampling in a community of aquatic insects. - *Ecological Modelling* 222(8): 1387-1393.
- Einum, S., Berger, H.M. & Fjellstad, H.P. 2006. Effekter av ekstremflom på kunstig etablerte gyteområder og fisketetthet i Gråelva, Nord-Trøndelag. – NINA rapport 2202, 30s.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. – *Freshwater Biology* 52: 1710-1718.
- Finstad, A.G., Armstrong, J.D. & Nislow, K.H. 2010. Freshwater habitat requirements of Atlantic salmon. - *Atlantic Salmon Ecology*, 1st ed (eds Ø. Aaas, A. Klemetsen, S. Einum & J. Skurdal), WileyBlackwell.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.) 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. – NINA Temahefte 52: 1-90.
- Fremmedartslista 2018, Artsdatabanken.no.
- Fremstad, E. 1992. Vegetasjon og flora langs Gråelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 155: 1-22.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 49: 167-173.
- Garcia-Roger, E.M., del Mar Sanchez-Montoya, M., Cid, N., Erba, S., Karaouzas, I., Verkaik, I., Rieradevall, M., Gomez, R., Luisa Suarez, M., Rosario Vidal-Abarca, M., DeMartini, D., Buffagni, A., Skoulikidis, N., Bonada, N. & Prat, N. 2013. Spatial scale effects on taxonomic and biological trait diversity of aquatic macroinvertebrates in Mediterranean streams. - *Fundamental and Applied Limnology* 183(2): 89-105.
- Gibbins, C., Vericat, D. & Batalla, R.J. 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. - *Freshwater Biology* 52(12): 2369-2384.
- Gibbins, C., Vericat, D., Batalla, R.J. & Gomez, C.M. 2007. Shaking and moving: Low rates of sediment transport trigger mass drift of stream invertebrates. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 1-5.
- Giri, M.L., Chester, E.T. & Robson, B.J. 2010. Does sampling method or microhabitat type determine patterns of macroinvertebrate assemblage structure detected across spatial scales in rivers? - *Marine and Freshwater Research* 61(11): 1313-1317.
- Gore, J.A., Niemela, S., Resh, V.H. & Statzner, B. 1994. NEAR-SUBSTRATE HYDRAULIC CONDITIONS UNDER ARTIFICIAL FLOODS FROM PEAKING HYDROPOWER OPERATION - A PRELIMINARY-ANALYSIS OF DISTURBANCE INTENSITY AND DURATION. - *Regulated Rivers-Research & Management* 9(1): 15-34.
- Gore, J.A., Layzer, J.B. & Mead, J. 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: A role in stream management and restoration. - *Regulated Rivers-Research & Management* 17(4-5): 527-542.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. - Teknisk Rapport TR A5932. SINTEF.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge. ISBN: 978-82-92838-40-2.
- Hilsenhoff, W.L. 1996. Effects of a catastrophic flood on the insect fauna of Otter Creek, Sauk County, Wisconsin. - *TRANSACTIONS of the Wisc. Acad of Sci.* 84: 103-112.

- Hol, E., Stensland, S., Haugen, T. & Bergan, M. A. 2019. Bestandsnedgang for sjørret; estimat av tapt areal og habitatkvalitet i ferskvann. - Tidsskriftet Vann. Nr. 3, 2019.
- Holten, J. 1999. Vegetasjonsutvikling på Forbyggningsanlegg. Eksempler fra Orkla og Søya i Midt-Norge. NVE rapport.
- Hutchinson, G.E. 1993. A treatise on limnology : 4 : The Zoobenthos. New York : Wiley.
- Jones, F.C. 2008. Taxonomic sufficiency: The influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. - Environmental Reviews 16: 45-69.
- Konrad, C.P., Brasher, A.M.D. & May, J.T. 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. - Freshwater Biology 53(10): 1983-1998.
- MacPherson, M.P., Webb, E.B., Raedeke, A., Mengel, D. & Nelson, F. 2018. A review of Bayesian belief network models as decision-support tools for wetland conservation: Are water birds potential umbrella taxa? - Biological Conservation 226: 215-223.
- Miljødirektoratet 2019. Kartleggingsinstruks kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2019
- Miljødirektoratet 2020. Kartleggingsinstruks kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2019
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I., Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og invertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk utredning nr.1 1
- Sandlund O., Bergan, M. A., Brabrand, Å. Diserud, O. H., Fjeldstad, H. P., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I. P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A., Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. - Miljødirektoratets Rapport M 22-2013.
- Stanley, E.H., Buschman, D.L., Boulton, A.J., Grimm, N.B. & Fisher, S.G. 1994. Invertebrate Resistance and Resilience to Intermittency in a Desert Stream. - American Midland Naturalist 131(2): 288-300.
- Stark, J.D. 1993. Performance of the Macroinvertebrate Community Index - Effects of Sampling Method, Sample Replication, Water Depth, Current Velocity, and Substratum on Index Values. - New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 27(4): 463-478.
- Storey, A.W., Edward, D.H.D., Gazey, P. 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community structure in streams of south-western Australia. - Hydrobiologia 211: 111-121.
- Thingstad, P. G. 1993. Ornitologiske forundersøkelser i forbindelse med sikringsarbeider mot erosjon og ras i Gråelva, Stjørdal kommune. Vitenskapsmuseet Notat Zool. avd. 11.
- Thingstad, P. G. 2011. Ornitologi. S. 15-19 i: Kjærstad, G., Bergan, M. A., Hassel, K., Thingstad, P. G., Aanes, K. J. & Arnekleiv, J. V. 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2011-7.
- Tullos, D.D., Penrose, D.L., Jennings, G.D. & Cope, W.G. 2009. Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. Journal of the North American Benthological Society 28(1): 80-92.
- Vallania, A. & Corigliano, M.D. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the Grande River (San Luis, Argentina). - Environmental Monitoring and Assessment 124(1-3): 201-209.

- Whelan, K.F. 2014. Sea-trout populations in small coastal streams. - *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, Vol. 114 B, No.3, *Small Water Bodies: Importance, Threats and Knowledge Gaps* (2014), pp. 199-204
- Zippin, C. 1958. The removal Method of population estimation. – *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.
- Øyen, D.I & Hassel, K. 2005. Botaniske verdier langs sidebekker til Gråelva, Stjørdal. Konsekvenser av rassikringstiltak. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Botanisk Notat.

Vedlegg 1- bunndyr

Vedlegg B1. Arter og antall i fireminutters sparkeprøver fra Skjelstadmarka mai og oktober 2019.

Stasjon	Gråelva 1	Gråelva 2	Gråelva 3	Gråelva 4	Gråelva 5	Gråelva 6	Gråelva 7	Gråelva 8
Mai 2019								
<i>Radix balthica</i>	3	40	5	5	10	2	15	30
<i>Glossiphonia complanata</i>								1
Oligochaeta	40	10	50	70	15	40	30	80
Hydrachnidae	10	20	5	10	5	5	15	20
Ephemeroptera								
<i>Baetis muticus</i>	60	120	100	80		40		
<i>Baetis niger</i>			30		5	10	10	15
<i>Baetis rhodani</i>	1500	1600	1200	750	800	600	700	600
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	5	10	5	10	5			
<i>Heptagenia sulphurea</i>	3		15			2		
<i>Leptophlebiidae</i>	5	20	5	10	3	5	5	10
<i>Leptophlebia marginata</i>		2						
Plecoptera								
<i>Isoperla grammatica</i>			10		3	5	3	10
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>						2	2	10
<i>Brachyptera risi</i>		20			10		20	5
<i>Amphinemura borealis</i>	40	60	5	20	5	10	3	15
<i>Amphinemura sulcicollis</i>								2
<i>Nemoura cinerea</i>						5		8
<i>Protonemura meyeri</i>	5							
<i>Leuctra hippopus</i>			10		2			4
<i>Leuctra nigra</i>								4
Dytiscidae				1				
Hydraenidae	40	5	20					5
Scirtidae								
<i>Elmis aenea</i>	210	120	120	80	10	5	5	10
<i>Limnius volckmari</i>	50	30	20	40	10	2		5
Trichoptera								
<i>Rhyacophila nubila</i>	8	20	10	20	5	10	3	10
<i>Plectrocnemia conspersa</i>					1	2		5
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	3							8
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	3			8			2	
<i>Sericostoma personatum</i>				1				
Diptera	5	15	10		5	10		
Tipulidae	2	10		2	2	1	1	5
Simuliidae	30	40	20	10	20	15	5	15
Chironomidae	300	400	300	250	300	200	150	100
Ceratopogonidae					1			2
Antall per 4 minutter prøve	2322	2542	1940	1367	1217	971	969	979

Vedlegg B1. (forts.)

Stasjon	Råelva nederst	Råelva øverst	Sjursbekken referanse	Dalbekken øverst	Dalbekken v Frigård	Hovbekken nord	Hovbekken sør	Dal-Hov-Lundbekken samløp	Bangbekken	Lundbekken	Luddubekken
Mai 2019											
<i>Radix balthica</i>	1										
Platyhelminthes									1		
<i>Helobdella stagnalis</i>	1										
<i>Glossiphonia complanata</i>											
Oligochaeta	5	5	3	3	10	550	3	10	5	20	25
Hydrachnidae	5	15	10	5	5	10	3	5	10	3	3
Ephemeroptera											
<i>Ameletus inopinatus</i>			15	15	20			25			5
<i>Siphonurus aestivalis</i>						20	80				
<i>Baetis muticus</i>		10	30					20	10		5
<i>Baetis niger</i>	10	5	20	5	10		3	20	20	10	
<i>Baetis rhodani</i>	200	300	850	80	150		30	900	500	100	200
<i>Centroptilum luteolum</i>				15	20			10			
Leptophlebiidae	50										
<i>Leptophlebia marginata</i>		120						1			
Plecoptera											
<i>Diura nanseni</i>			2								
<i>Isoperla grammatica</i>	3	2	10	100	10	5	2		35		10
<i>Isoperla obscura</i>					1						
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>									5		
<i>Brachyptera risi</i>	80	70	100	250	150	150	10	150	20	350	60
<i>Amphinemura borealis</i>											
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		2							5		
<i>Nemoura cinerea</i>	10	5	15		400	3	180	20	10	300	10
<i>Leuctra hippopus</i>									3		
<i>Leuctra nigra</i>				5					2		
Dytiscidae					1			1			1
Hydraenidae	4		3	1			2	5	3	1	
Scirtidae				2							
<i>Elmis aenea</i>	1		5					3	2		5
Trichoptera											
<i>Rhyacophila nubila</i>	4	6	3					5	5	3	5
<i>Rhyacophila fasciata</i>			1						1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				5	3	1	1		3	2	1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>								2			
Limnephilidae							50		15		5
<i>Halesus digitatus</i>							2	1		1	
<i>Potamophylax cingulatus</i>			2	1				1	1	1	
<i>Sericostoma personatum</i>									1		
Diptera						5	15	3			5
Tipulidae	3		2	3			3	2	2		1
Simuliidae	150	50	30	60	200	80	100	400	10	150	
Chironomidae	60	80	40	30	50	150	70	120	80	40	80
Antall per 4 minutter prøve	587	670	1141	580	1030	974	554	1704	749	981	421

Vedlegg B1. (forts.)

Stasjon	Gråelva 1	Gråelva 2	Gråelva 3	Gråelva 4	Gråelva 5	Gråelva 6	Gråelva 7	Gråelva 8
Oktober 2019								
<i>Radix balthica</i>	5	10	5	5	15	10	20	20
<i>Gyraulus acronicus</i>	1		3		5	2	2	10
<i>Sphaeriidae</i>		5			5			
Oligochaeta	10	15	5	5	5	10	10	20
Hydrachnidae	20							10
Ephemeroptera								
<i>Baetis muticus</i>	50	20	100	50	30	50	50	100
<i>Baetis niger</i>	10	10	10	100	50	200	300	200
<i>Baetis rhodani</i>	1000	800	1200	800	500	1000	800	1500
<i>Centroptilum luteolum</i>			30			10		20
<i>Leptophlebiidae</i>	10					5		
Plecoptera								
<i>Diura nanseni</i>	2				1			
<i>Isoperla difformis</i>			5		10	5	5	20
<i>Isoperla grammatica</i>	5				3		1	5
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	5		2	2	5	10	2	10
<i>Amphinemura borealis</i>	50	50	200	50	100	30	50	100
<i>Nemurella pictetii</i>								20
<i>Nemoura cinerea</i>			10		10		30	30
<i>Capnia sp.</i>	20	10	50	20	200	400	1000	1000
<i>Capnopsis schilleri</i>	3							
<i>Leuctra hippopus</i>	50	300	500	300	800	1500	1500	1500
Hydraenidae								5
Scirtidae								
<i>Elmis aenea</i>	10	5	5	5		10	10	20
<i>Limnius volckmari</i>	15		5		5		10	
Trichoptera								
<i>Rhyacophila nubila</i>	50	10	20	10	40	80	50	150
<i>Ithytrichia lamellaris</i>				5	5			10
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	15	25	15	15	30	60	30	60
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	5	5	5	10	20	10	30	15
Limnephilidae								
<i>Potamophylax spp.</i>		3			1	5		
Tipulidae	5	15	5	20	30	30	30	30
Simuliidae	150	50	300	100	100	50	300	200
Chironomidae	300	2000	1000	800	1500	2000	1500	1500
<i>Pericoma</i>				2				5
Antall per 4 minutter prøve	1791	3333	3475	2299	3470	5477	5730	6560

Vedlegg B1. (forts.)

Stasjon	Råelva øverst	Dalbekken v Frigård	Råelva nederst	Dalbekken øverst	Bangbekken	Hovbekken sør	Sjursbekken referanse	Hovbekken nord	Dal-Hov-Lundbekken samtløp	Lundbekken	Luddubekken
Oktober 2019											
<i>Radix balthica</i>	30		10				20				
<i>Gyraulus acronicus</i>			5							10	
<i>Sphaeriidae</i>	10	10	20	30	20	10					
Oligochaeta	100	60	650	10	25	150	20		10	15	
Hydrachnidae	10	10	10	15	5	15	20		10	10	
Ephemeroptera											
<i>Baetis muticus</i>	30	20	20		200	200	50				
<i>Baetis niger</i>	100	50	100	200	400	50	100			800	
<i>Baetis rhodani</i>	500	100	300	800	2000	3000	2000		400	1800	
<i>Centroptilum luteolum</i>		50							200	400	
<i>Heptagenia sulphurea</i>			5								
<i>Leptophlebiidae</i>	20			25							
<i>Leptophlebia marginata</i>	5										
Plecoptera											
<i>Diura nanseni</i>	20			3	15		5				
<i>Isoperla difformis</i>	100				50	10	15				
<i>Isoperla grammatica</i>	10		20		5	5	5			1	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>							2				
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	50		3								
<i>Brachyptera risi</i>		40			60	80	100				
<i>Amphinemura borealis</i>	300										
<i>Nemurella pictetii</i>					150				20		
<i>Nemoura cinerea</i>		50		15	40	20	20		10	200	
<i>Capnia sp.</i>	1500			200	200	400	200			200	
<i>Capnopsis schilleri</i>						20	5				
<i>Leuctra fusca</i>							1				
<i>Leuctra hippopus</i>	1500			400	600	600	400			400	
Dytiscidae				2						1	
Hydraenidae	10		5	10	15		5			5	
Scirtidae		5		30	20		5			20	
<i>Elmis aenea</i>	20		15				10		15		
<i>Limnius volckmari</i>					4		5				
Vannkjær							1				
Corixidae		1									
Trichoptera											
<i>Rhyacophila nubila</i>	30		8	20	20	15	10		5	5	
<i>Philopotamus montanus</i>				15							
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				3	4	5	2				
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	50		15							10	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	20		3	5			2				
Limnephilidae		1				40	5				
<i>Potamophylax spp.</i>				15	40	55	10				
<i>Potamophylax latipennis</i>										1	
<i>Silo pallipes</i>					4		2				
Diptera						6					
Tipulidae	20	25	5	10	35	20	5		10	10	
Simuliidae	100		50	300	400	150	30		500	800	
Chironomidae	1500	150	550	1200	2400	1500	200		500	1500	
Antall per 4 minutter prøve	6035	572	1794	3308	6712	6351	3255	0	1680	6188	0

Vedlegg B2. Maksimale forventningssamfunn for døgn-, stein- og vårflyer, sammenlignet med konkrete artsfunn i prøver fra Skjelstadmarka vår og høst 2019. Grønn kolonne er vanlig forekommende arter som burde vært registrert i undersøkelsen, blå er mindre vanlig forekommende arter og gul kolonne angir uvanlig forekommende arter.

Arter	Øvre lokaliteter	Midtre lokaliteter	Nedre lokaliteter	Alle lokaliteter
DØGNFLUER				
Ameletus inopinatus EATON, 1887	X			X
Baetis muticus (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X
Baetis niger (LINNAEUS, 1761)	X	X	X	X
Baetis rhodani (PICTET, 1843-45)	X	X	X	X
Baetis scambus EATON, 1870				
Baetis subalpinus BENGTSOON, 1917				
Caenis horaria (LINNAEUS, 1758)				
Centroptilum luteolum (MÜLLER, 1776)	X			X
Cloeon simile EATON, 1870				
Ephemera danica MÜLLER, 1764				
Ephemerella aroni (BENGTSOON, 1908)				
Ephemerella mucronata (BENGTSOON, 1909)				
Heptagenia dalecarlica BENGTSOON, 1912			X	X
Heptagenia fuscogrisea (RETZIUS, 1783)				
Heptagenia joernensis (BENGTSOON, 1909)				
Heptagenia sulphurea (MÜLLER, 1776)			X	X
Leptophlebia marginata (LINNAEUS, 1767)	X		X	X
Leptophlebia vespertina (LINNAEUS, 1758)				
Arthroplea congener BENGTSOON, 1908				
Baetis fuscatus (LINNAEUS, 1761)				
Baetis lapponicus (BENGTSOON, 1912)				
Cloeon dipterum (LINNAEUS, 1761)				
Ephemera vulgata LINNAEUS, 1758				
Ephemerella ignita (PODA, 1761)				
Metretopus borealis (EATON, 1871)				
Paraleptophlebia strandii (EATON, 1901)				
Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS, 1835)				
Procloeon bifidum (BENGTSOON, 1912)				
Paraleptophlebia cincta (RETZIUS, 1783)				
Parameletus chelifer BENGTSOON, 1908				
Baetis vernus CURTIS, 1834				
Siphonurus aestivalis (EATON, 1903)	X			X
STEINFLUER				
Amphinemura borealis (MORTON, 1894)		X	X	X
Amphinemura sulcicollis (STEPHENS, 1836)		X	X	X
Arcynopteryx compacta (McLACHLAN, 1872)				
Brachyptera risi (MORTON, 1896)	X	X	X	X
Capnia atra MORTON, 1896	X	X	X	X
Capnia bifrons (NEWMAN, 1839)				
Capnia pygmaea (ZETTERSTEDT, 1840)				
Capnopsis schilleri (ROSTOCK, 1892)	X		X	X
Dinocras cephalotes (CURTIS, 1827)				
Diura nanseni (KEMPNY, 1900)	X		X	X
Isoperla difformis (KLAPÁLEK, 1909)				
Isoperla grammatica (PODA, 1761)	X	X	X	X
Isoperla obscura (ZETTERSTEDT, 1840)	X			X
Leuctra digitata KEMPNY, 1899				
Leuctra fusca (LINNÉ, 1758)	X			X
Leuctra hippopus KEMPNY, 1899	X	X	X	X
Leuctra nigra (OLIVIER, 1811)	X	X		X
Nemoura avicularis MORTON, 1894				
Nemoura cinerea (RETZIUS, 1783)	X	X	X	X
Nemoura flexuosa AUBERT, 1949				
Nemurella pictetii KLAPÁLEK, 1900		X		X
Protonemura meyeri (PICTET, 1841)			X	X

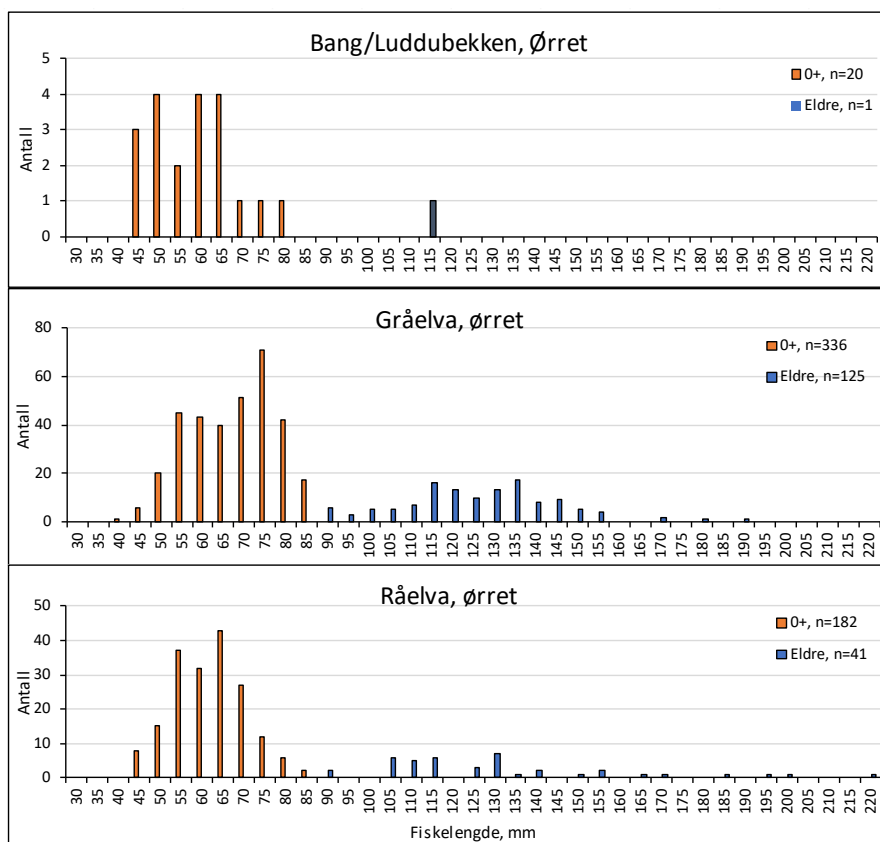
Siphonoperla burmeisteri (PICTET, 1841)		X		X
Taeniopteryx nebulosa (LINNÉ, 1758)	X	X	X	X
Amphinemura standfussi (RIS, 1902)				
Isogenus nubecula NEWMAN, 1833				
VÅRFLUER				
Annitella obscurata (McLACHLAN, 1876)				
Apatania dalecarlica				
Apatania hispida (FORSSLUND, 1930)				
Apatania muliebris McLACHLAN, 1866				
Apatania stigmatella (ZETTERSTEDT, 1840)				
Apatania wallengreni McLACHLAN, 1871				
Apatania zonella (ZETTERSTEDT, 1840)				
Arctopsyche ladogensis (KOLENATI, 1859)				
Athripsodes aterrimus (STEPHENS, 1836)				
Athripsodes cinereus (CURTIS, 1834)				
Ceraclea dissimilis (STEPHENS, 1836)				
Ceraclea nigronevosa (RETZIUS, 1783)				
Chaetopteryx villosa (FABRICIUS, 1798)				
Glossosoma intermedia (KLAPÁLEK, 1892)				
Halesus digitatus (SCHRANK, 1781)		X		X
Halesus radiatus (CURTIS, 1834)				
Holocentropus dubius (RAMBUR, 1842)				
Hydropsyche angustipennis (CURTIS, 1834)				
Hydropsyche nevae (KOLENATI, 1858)				
Hydropsyche pellucidula (CURTIS, 1834)	X	X	X	X
Hydropsyche saxonica McLACHLAN, 1884				
Hydropsyche silfvenii (ULMER, 1906)				
Hydropsyche siltalai DÖHLER, 1963				
Hydroptila spp.				
Ithytrichia lamellaris EATON, 1873			X	X
Lepidostoma hirtum (FABRICIUS, 1775)				
Limnephilus spp.	X	X	X	X
Micrasema setiferum (PICTET, 1834)				
Micropterna lateralis (STEPHENS, 1837)				
Micropterna sequax McLACHLAN, 1875				
Mystacides azurea (LINNAEUS, 1761)				
Neureclipsis bimaculata (LINNAEUS, 1758)				
Oxyethira spp.				
Philopotamus montanus (DONOVAN, 1813)				
Plectrocnemia conspersa (CURTIS, 1834)	X	X		X
Polycentropus flavomaculatus (PICTET, 1834)	X	X	X	X
Potamophylax cingulatus (STEPHENS, 1837)	X	X		X
Potamophylax latipennis (CURTIS, 1834)	X	X		X
Rhyacophila nubila (ZETTERSTEDT, 1840)	X	X	X	X
Sericostoma personatum (SPENCE 1826)		X		X
Silo pallipes (FABRICIUS, 1781)	X			X
Tinodes waeneri (LINNAEUS, 1758)				
Wormaldia subnigra McLACHLAN, 1865				
Ecclisopteryx dalecarlica KOLENATI, 1848				
Glossosoma nylanderii McLACHLAN, 1879				
Glyptotaelius pellucidus (RETZIUS, 1783)				
Goera pilosa (FABRICIUS, 1775)				
Halesus tessellatus (RAMBUR, 1842)				
Hydatophylax infumatus (McLACHLAN, 1865)				
Lype phaeopa (STEPHENS, 1836)				
Mystacides longicornis (LINNAEUS, 1758)				
Rhyacophila fasciata HAGEN, 1859	X			X
Trienodes bicolor (CURTIS, 1834)				
Athripsodes albifrons (Linnaeus, 1758)				
Agapetus ochripes CURTIS, 1834				
Anabolia laevis (ZETTERSTEDT, 1840)				
Beraea maura (CURTIS, 1834)				

Beraea pullata (CURTIS, 1834)				
Ceraclea alboguttata (HAGEN, 1860)				
Ceraclea annulicornis (STEPHENS, 1836)				
Holocentropus picicornis (STEPHENS, 1836)				
Limnephilus spp.				
Nemotaulius punctatolineatus (RETZIUS, 1783)				
Polycentropus irroratus (CURTIS, 1835)				
Psychomyia pusilla (FABRICIUS, 1781)				

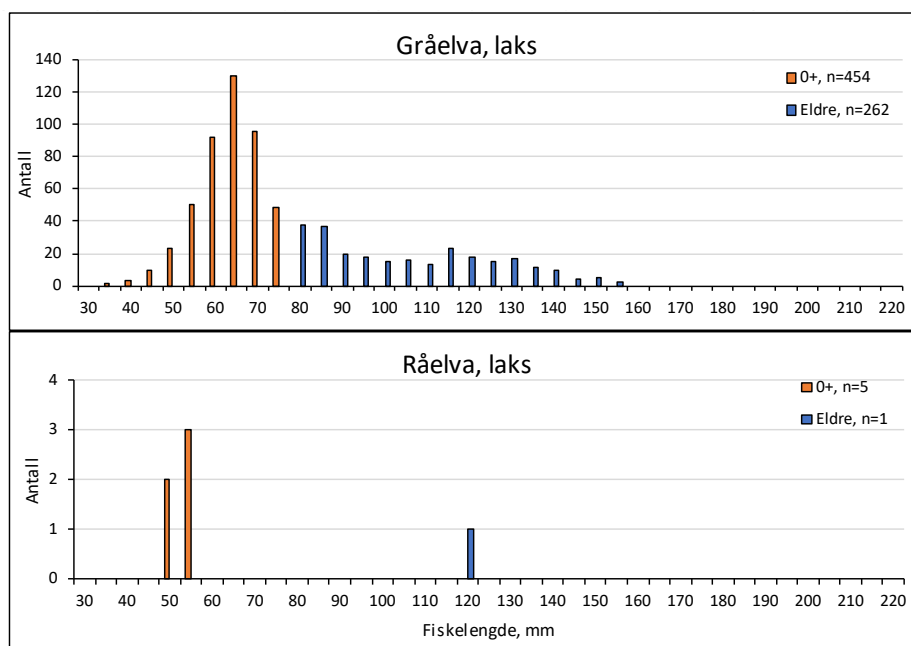
Vedlegg B3. Stasjonsnavn og plassering for de undersøkte stasjonene i Skjelstadmarka 2019.

UTM (lat/lon)	N	Ø
Råelva øverst	63.516701	11.1301529
Sjursbekken referanse	63.5196322	11.1662659
Dalbekken øverst	63.5158316	11.0353365
Dalbekken v Frigård	63.5156993	11.0714016
Hovbekken nord	63.5133296	11.0555621
Hovbekken sør	63.5097694	11.0561716
Dal-Hov-Lundbekken samløp	63.5127923	11.0837427
Bangbekken	63.4880763	11.0614767
Lundbekken	63.5087765	11.0623372
Luddubekken	63.4888469	11.0722945
Råelva nederst	63.5105936	11.0891285
Gråelva st 8	63.5053122	11.0967285
Gråelva st 7	63.4922946	11.096176
Gråelva st 6	63.4842166	11.0870851
Gråelva st 5	63.4817952	11.0810328
Gråelva st 4	63.4815374	11.0709854
Gråelva st 3	63.48121	11.068585
Gråelva st 2	63.4768337	11.0634818
Gråelva st 1	63.4650325	11.0632686

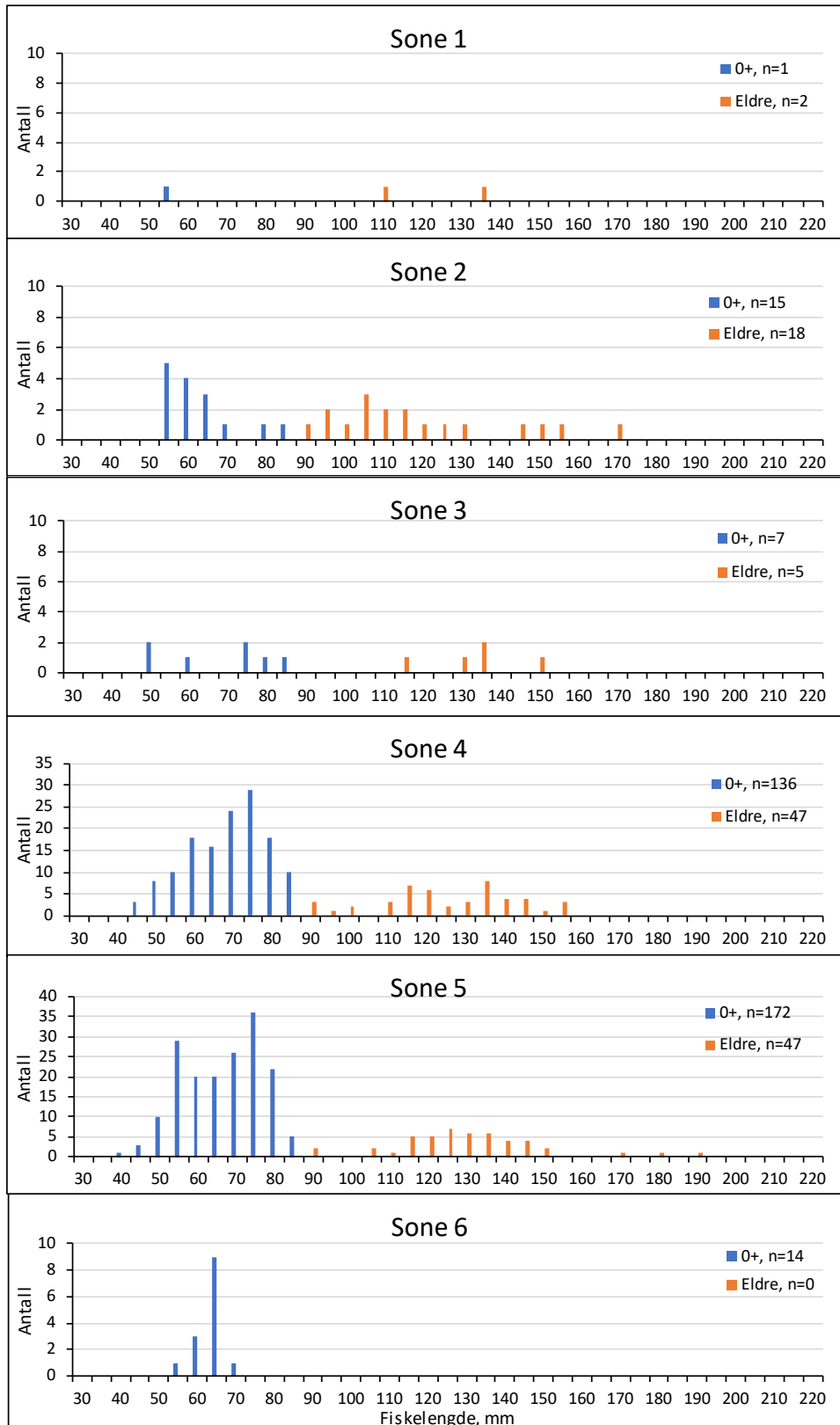
Vedlegg 2- fisk



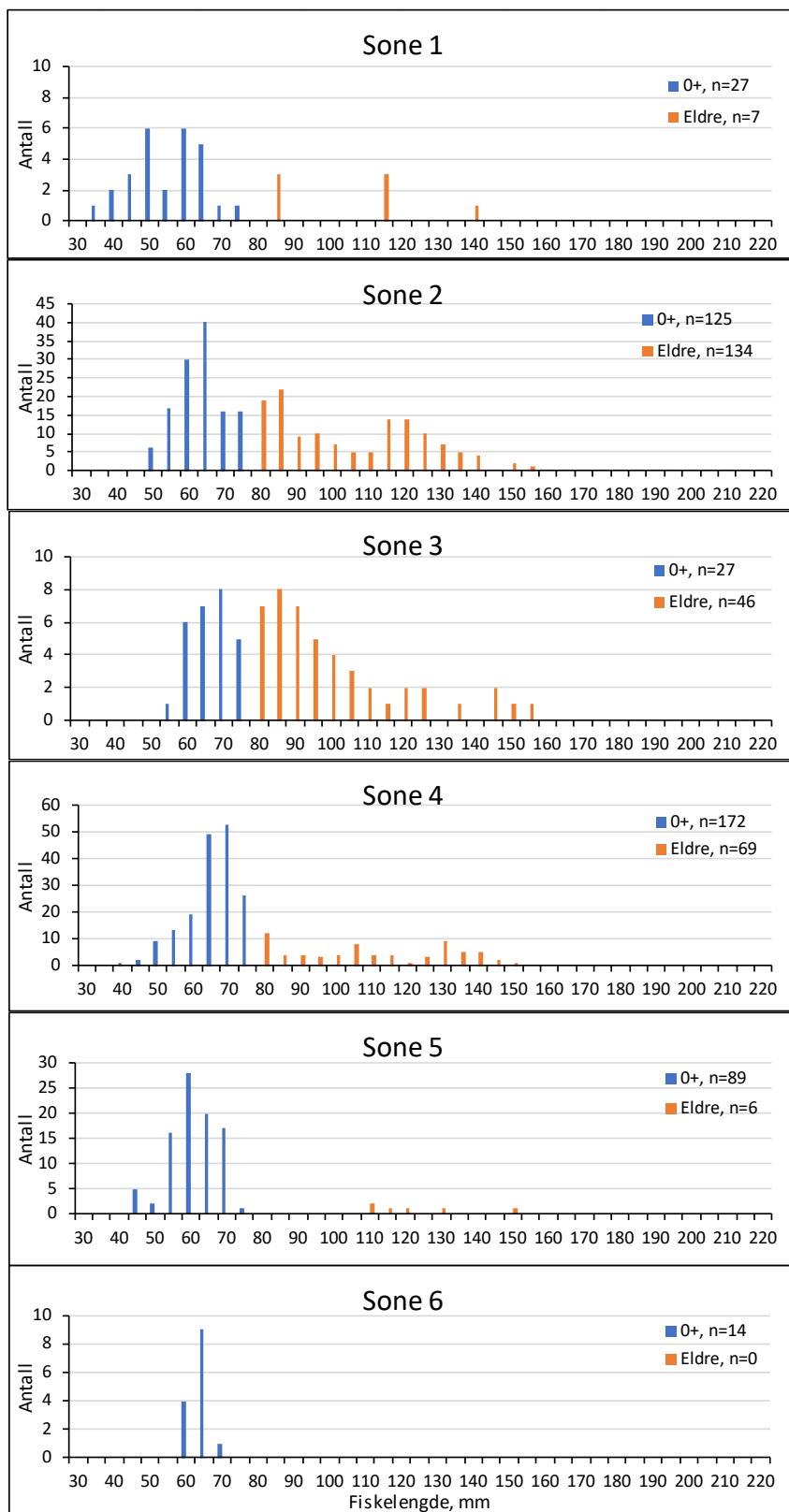
Figur 1. Lengdefordeling av ørretunger fanget og lengdemålt fra Bang-/Luddubekken, Gråelva og Råelva i 2019.



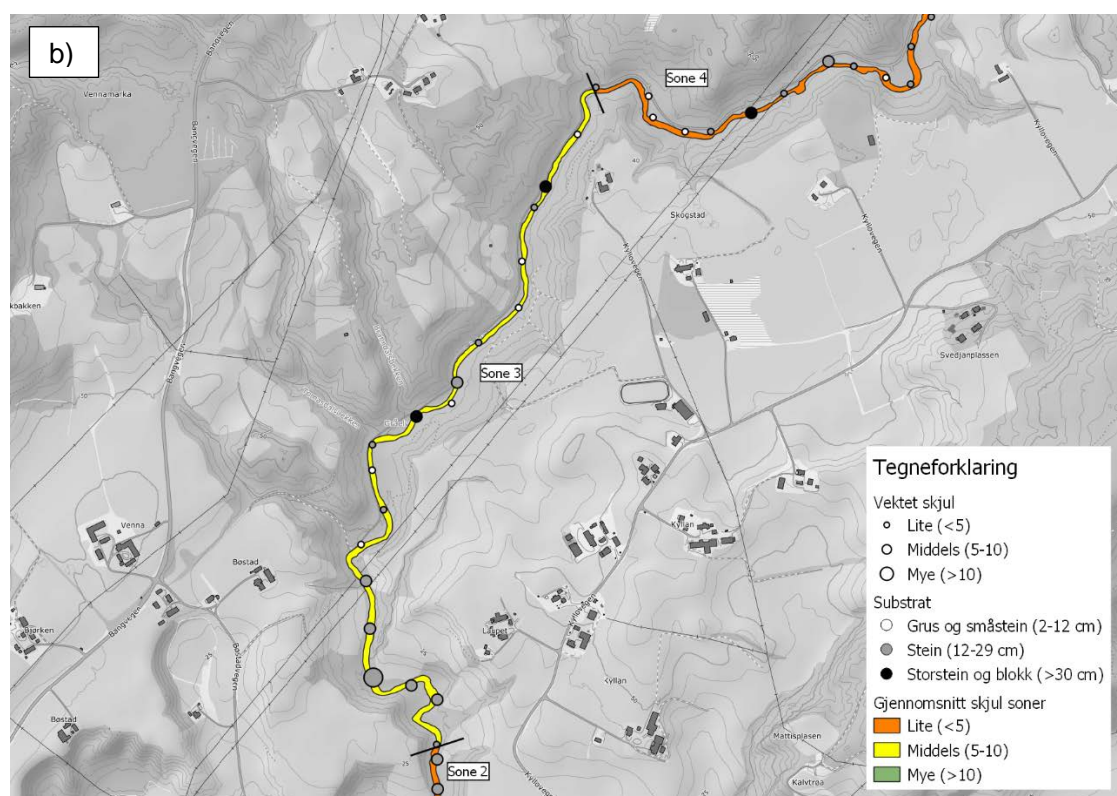
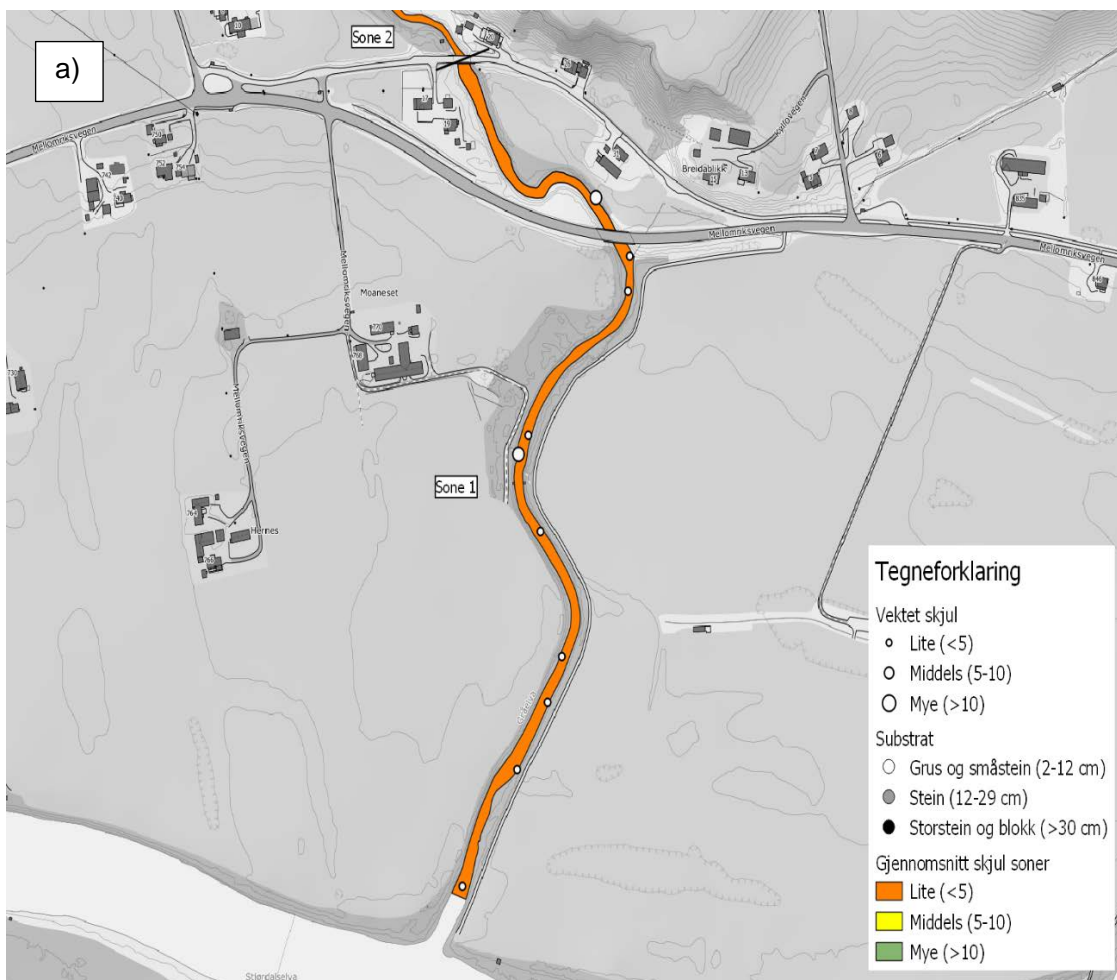
Figur 2. Lengdefordeling av laksunger fanget og lengdemålt fra Bang-/Luddubekken, Gråelva og Råelva i 2019.

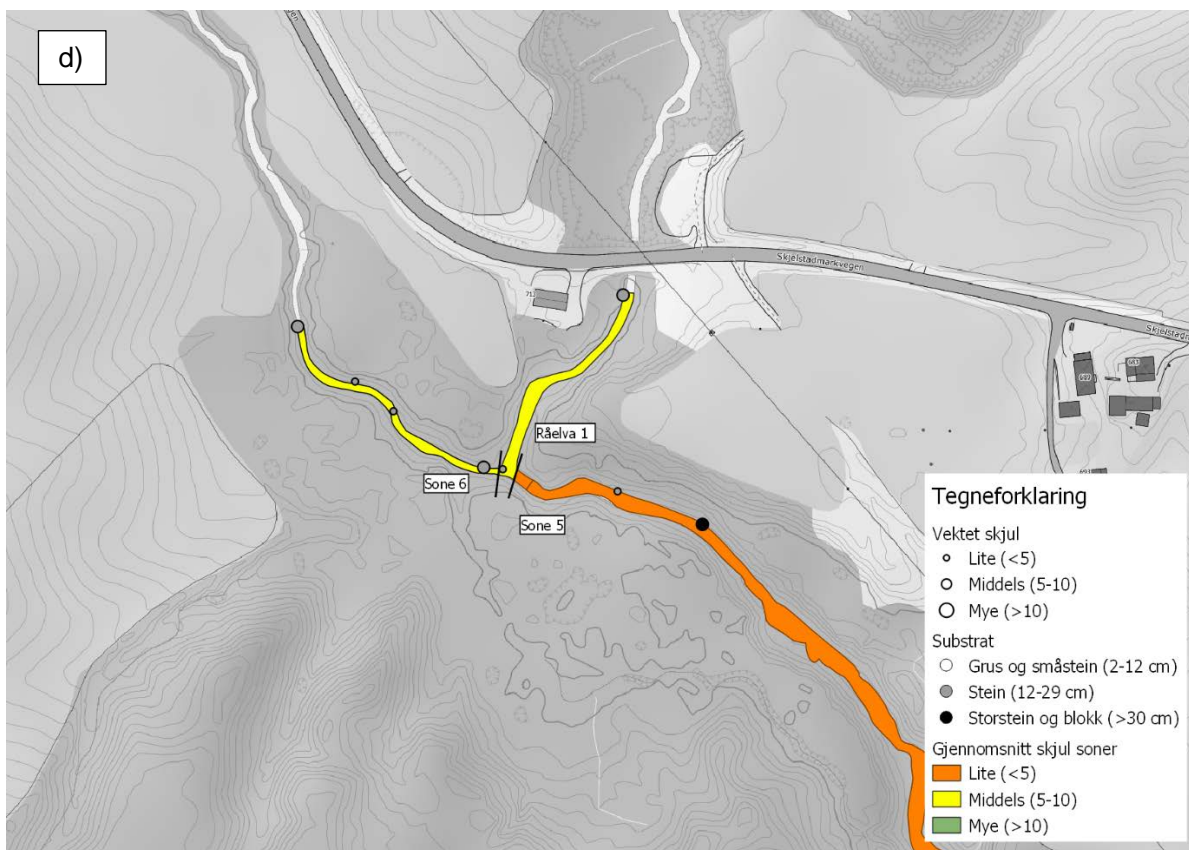
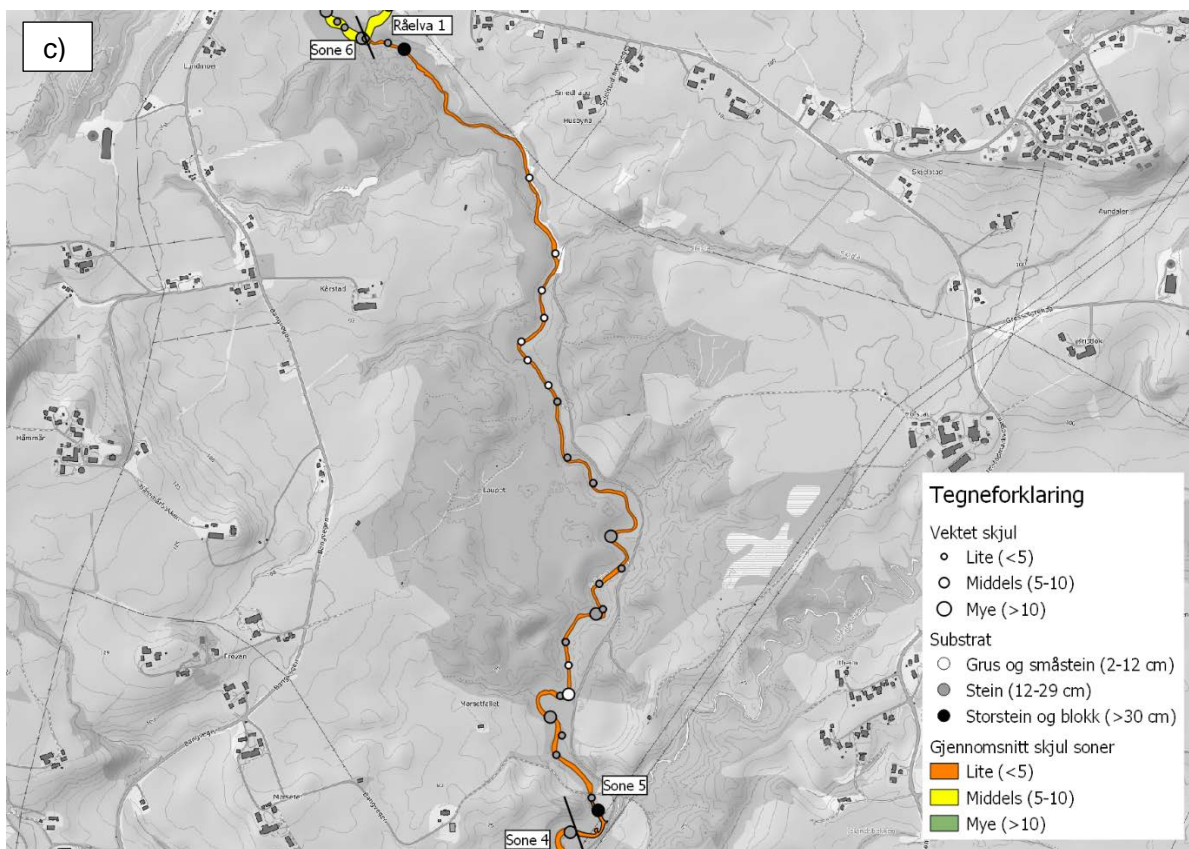


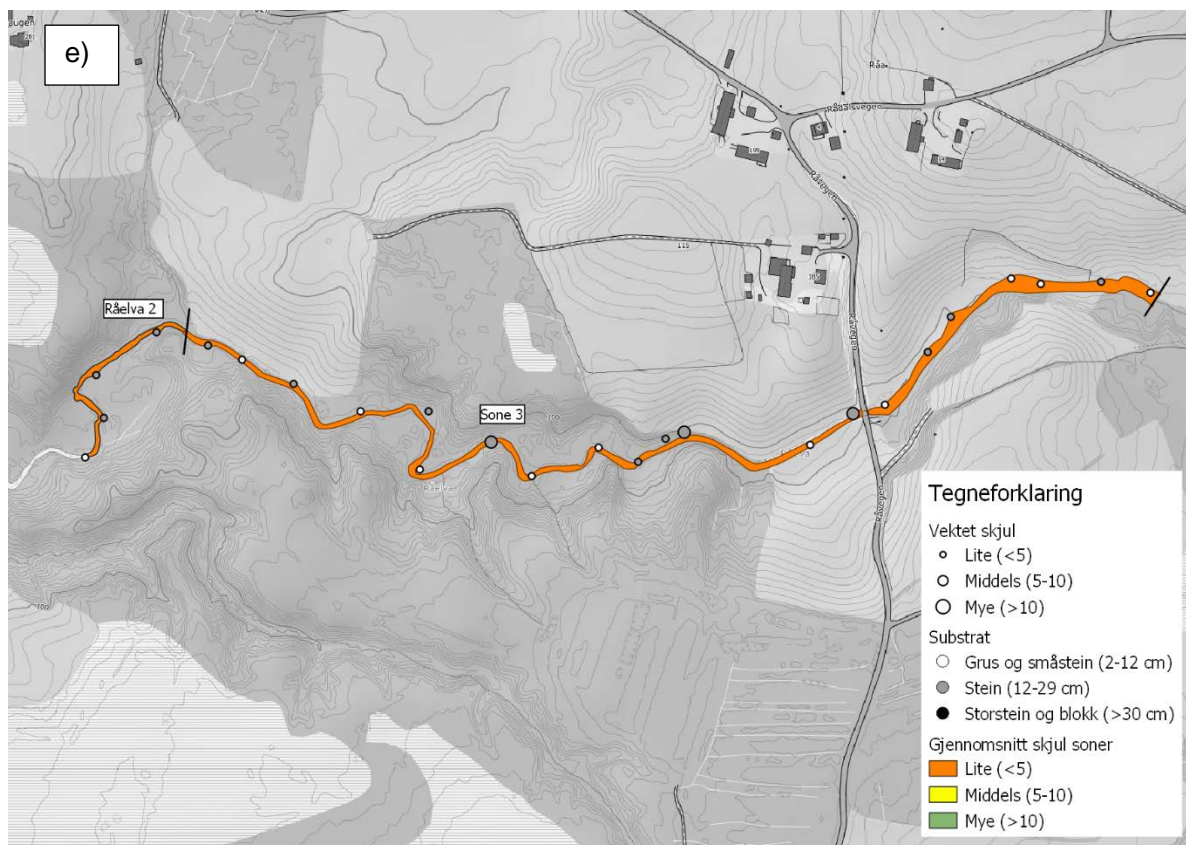
Figur 3. Lengdefordeling av ørretunger fanget i ulike soner (områder) i Gråelva i 2019. For soneinndeling se figur Fi-1 og Fi-6



Figur 4. Lengdefordeling av laksunger fanget i ulike soner (områder) i Gråelva i 2019. For soneinndeling se figur Fi-1 og Fi-6







Figur 5 a-d. Kart som viser vektet skjul, substratstørrelser og gjennomsnittlig skjul i seks soner i Gråelva og tre soner i Råelva beregnet ut fra habitatkartlegging og skjulmål.

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4588-3

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