

# Klorbehandling i Driva og Litldalselva 2022 - Første behandlingsår



## Hovedkontor

Økernveien 94  
0579 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00

## NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal  
2300 København S, Danmark  
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: [www.niva.no](http://www.niva.no)

Tittel Klorbehandling i Driva og Litldalselva 2022 - Første behandlingsår	Løpenummer 7817-2023	Dato 26.01.2023
Forfatter(e) Kjetil Olstad <sup>3</sup> , Anders Gjørwad Hagen <sup>1</sup> , Tobias Holter <sup>3</sup> , Kim Magnus Bærum <sup>3</sup> , Øyvind Garmo <sup>1</sup> , Peter Stig Hansen <sup>1</sup> , Anne Luise Ribeiro <sup>1</sup> , Marit Måsøy Amundsen <sup>2</sup> , Kirk Meyer <sup>1</sup> , Bjørnar Andre Beylich <sup>1</sup> og Simen Stene <sup>1</sup>  <sup>1</sup> Norsk institutt for vannforskning, <sup>2</sup> Veterinærinstituttet i Oslo, <sup>3</sup> Norsk institutt for naturforskning	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Møre og Romsdal	Sider 43

Oppdragsgiver(e) Veterinærinstituttet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Helge Bardal
Oppdragsgivers utgivelse:	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200297

## Sammendrag

I august 2022 ble det gjennomført kjemisk behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Drivaregionen. I de to elvene Driva og Litldalselva ble kloramin brukt som hovedkjemikalium. Klorbehandlingene ble gjennomført av gruppen «Gyroklor» i henhold til kontrakt med Veterinærinstituttet som overordnet oppdragsgiver. I denne rapporten oppsummeres metodikk og resultater fra disse klorbehandlingene. Det ble gjort jevnlig målinger for å følge opp effekten av alle små og store doseringspunkter. I hovedelva viste analyse av disse prøvene at det generelt ble oppnådd en samlet behandlingseffekt på mer enn 90 mikrogramdøgn for alle stasjoner. I sidebekkene var det 14 stasjoner som ikke nådde målet på 90 mikrogramdøgn. Sannsynligheten for at *G. salaris* skal ha overlevd behandlingen på noen av disse stedene er diskutert og funnet svært lav. I løpet av behandlingen ble det gjort utvidede undersøkelser for å kontrollere om det var tilfredsstillende behandlingseffekt også i det som var definert som potensielt problematiske områder i hovedelva og i sidebekkene. Det ble påvist flere områder som vil bli fulgt opp i fremtidige behandlinger. Kunnskap om stasjoner og områder med for lave klorkonsentrasjoner i vannet vil bli lagt til grunn for utvidet innsats både i form av løpende undersøkelser og konkrete tiltak for utbedring i fremtidige behandlinger. Behandlingen var totalt sett vellykket, og særlig vellykket gitt de vannføringsmessige utfordringene som rådet i sidebekkene. Dette gir grunn til å forvente at en samlet behandling over totalt to år vil ha god sannsynlighet for å lykkes.

Fire emneord	Four keywords
1. <i>Gyrodactylus salaris</i>	1. <i>Gyrodactylus salaris</i>
2. Laks ( <i>Salmo salar</i> )	2. Atlantic salmon ( <i>Salmo salar</i> )
3. Klorbehandling	3. Chlorine treatment
4. Driva	4. Driva

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Anders Gjørwad Hagen / Kjetil Olstad  
Prosjektleder/Hovedforfatter

Øyvind Kaste  
Kvalitetssikrer

Kristoffer Kalbekken  
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-7553-7  
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

**Klorbehandling i Driva og Litldalselva 2022**  
Første behandlingsår

## Forord

Våren 2022 fikk Veterinærinstituttet i oppdrag fra Statsforvalteren i Møre og Romsdal å planlegge og gjennomføre bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* ved bruk av CFT-Legumin (inneholder rotenon) og klor (tilsatt som kloramin) i Drivaregionen. I august 2022 ble selve behandlingen i regionen gjennomført. I de to elvene Driva og Litldalselva ble kloramin brukt som hovedkjemikalium. Klorbehandlingene ble gjennomført av gruppen «Gyroklor» i henhold til rammeavtale med Veterinærinstituttet som overordnet prosjekthaver (rammeavtale datert 7. juli 2022, prosjektreferanse 41300 på Veterinærinstituttet). Det er Miljødirektoratet som overordnet finansierer behandlingen.

I denne rapporten oppsummeres metodikk og resultater fra disse klorbehandlingene. Det er lagt vekt på beskrivelse av metodikk og teknologi som ble brukt i tillegg til vær, vannføring, vannkjemi og andre relevante forhold som lå til grunn ved behandlingene. Under resultatkapitlet presenteres og diskuteres løpende forhold som ligger til grunn for å vurdere sannsynligheten for å nå målet om utryddelse av parasitten fra systemene.

Prosjektet «Gyroklor» er organisert som et samarbeid mellom NIVA, Veterinærinstituttet og NINA. Koordinerende og administrativt ansvar har ligget hos NIVA.

Anders Gjørwad Hagen (NIVA) har vært prosjektleder, spesifisert overordnet utforming av doseringsanleggene, samt ledet behandlingen og rapporteringsarbeidet. Tobias Holter (NINA), Kjetil Olstad (NINA) og Kim Magnus Bærum (NINA) har vært sentrale i planleggingen og gjennomføringen av behandlingen og rapporteringen, samt bidratt i utviklingsarbeidet for doseringsutstyr. Øyvind Garmo (NIVA) har bidratt med planlegging, kjemifaglige råd, opplæring av lab-personell og feltarbeid. Peter Stig Hansen (NIVA) har spesifisert og konstruert styreskapet og elektronikkdelen av doseringsskapet, med bistand fra Rolf Høgberget (NIVA) og Odd Arne Segtnan Skogan (NIVA). Alle tre har deltatt på behandlingen. Anne Luise Ribeiro (NIVA) og Marit Amundsen (VI) har ledet feltlaboratoriet og gjennomført kloranalyser under feltarbeidet og rapportert resultatene. Ingar Becsan (NIVA) har konstruert doseringsskapene, og Kirk Meyer (NIVA) har konstruert blandeenheter til sidebekkanleggene. Geir Olav Solberg og Simen Stene, begge NIVA, har også bidratt under byggingen av doseringsenhetene. Fedor Kryuchkov ved Veterinærinstituttet har stått for rotenonanalyser.

Veterinærinstituttet, Seksjon for miljø og smittetiltak, har gjennomført det aller meste av det grunnleggende kartleggings- og registreringsarbeidet.

I tillegg til de som er nevnt ovenfor, ble behandlingen gjennomført med hjelp fra en rekke personer fra NIVA, NINA og Veterinærinstituttet, i tillegg til innleid personell.

Behandlingen som rapporteres her er gjennomført i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. Inger Helene Sira hjalp til med koordinasjon og kommunikasjon av prosjektet lokalt i Driva.

Vi ønsker å takke oppdragsgiver, Sunndal JFF, og alle innleide i prosjektet.

Oslo, 26.01.2023

*Anders Gjørwad Hagen,*  
prosjektleder

---

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Introduksjon</b> .....	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>Metode</b> .....	<b>7</b>
2.1	Behandlingsområdet.....	7
2.2	Værmessige forhold og vannføring under behandlingen .....	7
2.3	Behandling i hovedelvene Driva og Litldalselva.....	11
2.3.1	Doseringsskapene .....	13
2.3.2	Forbedringer av anleggene .....	13
2.3.3	Måling av vannføring i elvene .....	14
2.3.4	Online overvåkning og datalogging.....	14
2.3.5	Automatisk og manuell dosering .....	15
2.3.6	Overvåkning av operasjonelle grenseverdier.....	15
2.4	Behandling i sidebekker .....	15
2.4.1	Blandestasjoner .....	16
2.4.2	Hypoklorittstasjoner .....	17
2.4.3	Tablettstasjoner .....	18
2.4.4	Kartleggingsgrunnlaget .....	19
2.4.5	Rigging, oppstart og drift .....	19
2.5	Behandling av andre områder .....	20
2.5.1	Båthavna .....	20
2.5.2	Driva kraftverk .....	22
2.5.3	Utfordrende områder i hovedelv .....	23
2.5.4	Estuariet og andre undersøkelsespunkter .....	24
2.6	Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt.....	24
2.6.1	Vannprøver fra hovedelvene .....	24
2.6.2	Kloranalyser på feltlaboratoriet.....	25
2.6.3	Bestemmelse av klorkonsentrasjon ved bruk av komparator .....	26
2.6.4	Vurdering av klorresultater; begrepet «mikrogramdøgn» .....	27
2.6.5	Beregning av klorforbruk .....	27
2.6.6	Andre kjemiske tester .....	28
2.7	Kartløsning og navigering i felt .....	29
2.8	Rapportering i felt.....	30
2.9	HMS og informasjon .....	31
<b>3</b>	<b>Resultater</b> .....	<b>32</b>
3.1	Doseringssystemene og dosering i hovedelv .....	32
3.2	Dosering og vannkjemi i sidebekker .....	33
3.3	Behandling av andre områder .....	35
3.3.1	Dosering i båthavna .....	35
3.3.2	Utfordrende områder i hovedelv .....	35
3.3.3	Estuariet og andre undersøkelsespunkter .....	35
3.4	Vannkjemi i hovedelvene.....	35
3.4.1	Vannkjemiske forutsetninger.....	35
3.4.2	Hovedelvene .....	38
<b>4</b>	<b>Konklusjon og oppsummering</b> .....	<b>41</b>
<b>5</b>	<b>Referanser</b> .....	<b>42</b>

## Sammendrag

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* er ansett som en stor trussel mot norsk villaks, og myndighetene har som mål å utrydde den fra alle områder hvor den er etablert. Ved inngangen til 2022 var status at åtte vassdrag fordelt på de to regionene Drivaregionen og Drammensregionen fortsatt ikke var behandlet. For Drivaregionen omfatter dette lakseførende strekning i elvene Driva, Litldalselva, Usma og Batnfjordselva. Våren 2022 fikk Veterinærinstituttet i oppdrag fra Statsforvalteren i Møre og Romsdal å planlegge og gjennomføre bekjempelse av *G. salaris* ved bruk av CFT-Legumin (inneholder rotenon) og klor (tilsatt som kloramin) i Drivaregionen. I august 2022 ble den kjemiske behandlingen i regionen gjennomført. I de to elvene Driva og Litldalselva ble kloramin brukt som hovedkjemikalium. Klorbehandlingene ble gjennomført av gruppen «Gyroklor» i henhold til kontrakt med Veterinærinstituttet som oppdragsgiver. I denne rapporten oppsummeres metodikk og resultater fra disse klorbehandlingene.

Behandlingsområdet for klorbehandlingene omfattet alt vann på lakseførende strekning for begge elvene, inkludert alt tilløpsvann. I tillegg omfattet også behandlingsområdet brakkevannsområdet utenfor elvemunningene i et område på om lag 0,25 km<sup>2</sup>.

Basert på tidligere forsøk ble det definert en målsetting om å oppnå minimum 90 mikrogramdøgn aktivt klor i alle behandlede vannveier, da dette erfaringsmessig er tilstrekkelig til å utrydde parasitten. I hovedelva innebar dette å oppnå konsentrasjoner på minst 10-15 µg klor per liter rett før neste påfriskdosering. I sideelvene var det ønsket å oppnå en kontinuerlig drift med 15 til 20 µg aktivt klor per liter vann før samløp med en annen behandlede vannvei.

Det ble gjort jevnlig målinger for å følge opp effekten av alle små og store doseringspunkter. I hovedelvene viste analyse av disse prøvene at det generelt ble oppnådd en samlet behandlingseffekt på mer enn 90 mikrogramdøgn for alle stasjoner. I sidebekkene var det 14 av 162 stasjoner som ikke nådde målet på 90 mikrogramdøgn. Sannsynligheten for at *G. salaris* skal ha overlevd behandlingen på noen av disse stedene er diskutert og funnet svært lav.

I løpet av behandlingen ble det gjort utvidede undersøkelser for å kontrollere om det var tilfredsstillende behandlingskjemisk også i det som var definert som potensielt problematiske områder i hovedelva og i sidebekkene. Det ble påvist flere områder som vil bli fulgt opp i fremtidige behandlinger.

Kunnskap om stasjoner og områder med for lave klorkonsentrasjoner i vannet vil bli lagt til grunn for utvidet innsats både i form av løpende undersøkelser og konkrete tiltak for utbedring i fremtidige behandlinger.

Behandlingen var totalt sett vellykket, særlig gitt de vannføringsmessige utfordringene som rådet i sidebekkene. Dette gir grunn til å forvente at en samlet behandling over totalt to år vil ha god sannsynlighet for å lykkes.

# 1 Introduksjon

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ble innført til Norge på 70-tallet og har per 2022 blitt påvist i 51 norske elver (Hansen mfl. 2022a). Parasitten er ansett som en stor trussel mot norsk villaks, og myndighetene har som mål å utrydde den fra alle områder hvor den er etablert (Anon 2014). Ved inngangen til 2022 var status at åtte vassdrag fordelt på de to regionene Drivaregionen og Drammensregionen fortsatt ikke var behandlet (Hansen mfl. 2022b). For Drivaregionen omfatter dette lakseførende strekning i elvene Driva, Litldalselva, Usma og Batnfjordselva. I Driva, Usma og Batnfjordelva ble *G. salaris* første gang påvist i 1980, mens den ble påvist første gang i Litldalselva i 1981.

Våren 2022 fikk Veterinærinstituttet i oppdrag fra Statsforvalteren i Møre og Romsdal å planlegge og gjennomføre bekjempelse av *G. salaris* ved bruk av CFT-Legumin (inneholder rotenon) og klor (tilsatt som kloramin) i Drivaregionen. Til å gjennomføre den delen av behandlingen som omfatter bruk av klor engasjerte Veterinærinstituttet prosjektet «Gyroklor», organisert som et samarbeid mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Veterinærinstituttet og Norsk institutt for naturforskning (NINA). I henhold til oppdraget omfatter dette lakseførende strekning i elvene Driva og Litldalselva med sidebekker.

Behandling med kloramin er en metode som ikke tidligere er brukt til bekjempelse mot *G. salaris* i en fullskala utryddelsesbehandling. Bruk av klor baseres på at kloramin, i svært lave konsentrasjoner, kan fjerne *G. salaris* fra laksunger uten at det påvises negative konsekvenser for fisken. De siste årene er det gjort en rekke forsøk med formål å utvikle en behandlingsmetode ved bruk av kloramin for å bekjempe *G. salaris* i elver (Hagen mfl. 2014, 2018, 2019ab, 2021ab, Hytterød mfl. 2021, Olstad mfl. 2021). I 2021 ble det gjennomført en fullskala klordosering i Driva, samt i et utvalg sidebekker, med tilfredsstillende resultater (Hagen mfl. 2022).

Som ledd i arbeidet med å bekjempe lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva er det konstruert en fiskesperre 23 km fra elvemunningen. Hovedformålet med fiskesperra er å avgrense utbredelsesområdet for parasitten og slik sett avgrense området hvor det er behov for kjemisk behandling. I henhold til planen skal kjemisk behandling gjennomføres i 2022 og 2023.

Under en klorbehandling mot *G. salaris* vil det være avgjørende at alle potensielle bærere av parasitten eksponeres for virksomme klorkonsentrasjoner over en tilstrekkelig lang periode til at parasittene dør. I praksis innebærer dette at alle vannforekomster opp til vandringshinder for anadrom fisk må behandles. En klorbehandling følger de samme grunnleggende prinsippene som ble lagt til grunn ved behandling med surt aluminium (se for eksempel Hindar mfl. 2015). Dette innebærer at hovedelva behandles med en kloraminløsning fra en doseringsstasjon ved øverste vandringshinder for anadrom fisk, og at påfriskstasjoner nedover elva sørger for å opprettholde ønsket klorkonsentrasjon helt til elveutløpet i havet. Tilløpselver, sidebekker og øvrige tilløp med rennende vann behandles etter samme prinsipp med nedskalerte doseringsstasjoner. Kloramin er ikke hensiktsmessig å bruke i vannforekomster med svært lav eller ingen vanngjennomstrømming (for eksempel dammer eller delvis tørre/sakterennende bekkeløp) på grunn av tidkrevende logistikk for dosering og innblanding. Slike forekomster behandles derfor med CFT-legumin (rotenon), gjennomført av Veterinærinstituttet, seksjon for miljø og smittetiltak.

For alle elver og bekker som behandles med kloramin blir det definert en målkonsentrasjon som skal sikre at alt vann har ønsket klorkonsentrasjon under behandling. Målkonsentrasjonen defineres

individuellt for de ulike doseringspunktene i elva. I hovedelva fungerer vannprøver fra punkter like oppstrøms påfriskstasjoner som kontrollpunkt for om vannet på elvestrekningen ned til påfriskstasjonen ligger innenfor målkonsentrasjonen for klor.

I henhold til oppdraget omfatter tiltaket i regionen kjemisk behandling to år på rad, det vil si 2022 og 2023. Denne rapporten redegjør for behandlingen i Driva og Litldalselva som ble gjennomført i august 2022.

Rapporten oppsummerer metodikk og resultater fra klorbehandlingene i Driva og Litldalselva i 2022. Det er lagt vekt på beskrivelse av metodikk og teknologi som ble brukt i tillegg til vær, vannføring, vannkemi og andre relevante forhold som lå til grunn ved behandlingene. Under resultatkapitlet presenteres og diskuteres forhold som gir grunnlag for å vurdere sannsynligheten for å nå målet om utryddelse av parasitten.

## 2 Metode

### 2.1 Behandlingsområdet

Det overordnede tiltaket for fjerning av *G. salaris* vil foregå over minimum to år (2022 og 2023) og omfatter hele Drivaregionen, blant annet med de største elvene: Driva, Litldalselva, Usma og Batnfjordelva. Denne rapporten omfatter imidlertid kun de tiltakene som ble gjennomført med kloramin i Driva og Litldalselva med sidebekker i løpet av august 2022. Tiltaksområdet her omfattet derfor alt vann, inkludert tilløpsvann fra sidefeltene, på lakseførende strekning. I tillegg omfattet også behandlingsområdet brakkvannsområdet utenfor elvemunningene i et område på om lag 0,25 km<sup>2</sup>. Øvre vandringshinder i hovedelvene, og dermed øvre grense for lakseførende strekning, er definert som fiskesperra i Driva og 200 meter nedstrøms utløpet av Dalavatnet i Litldalselva. I tillegg til naturlige vannveier, omfattet også tiltaksområdet utløpsvannet fra Driva kraftverk og Grøa kraftverk i Driva og Aura kraftverk i Litldalselva. Sistnevnte ble behandlet med rotenon av Veterinærinstituttet seksjon for miljø og smittetiltak.

### 2.2 Værmessige forhold og vannføring under behandlingen

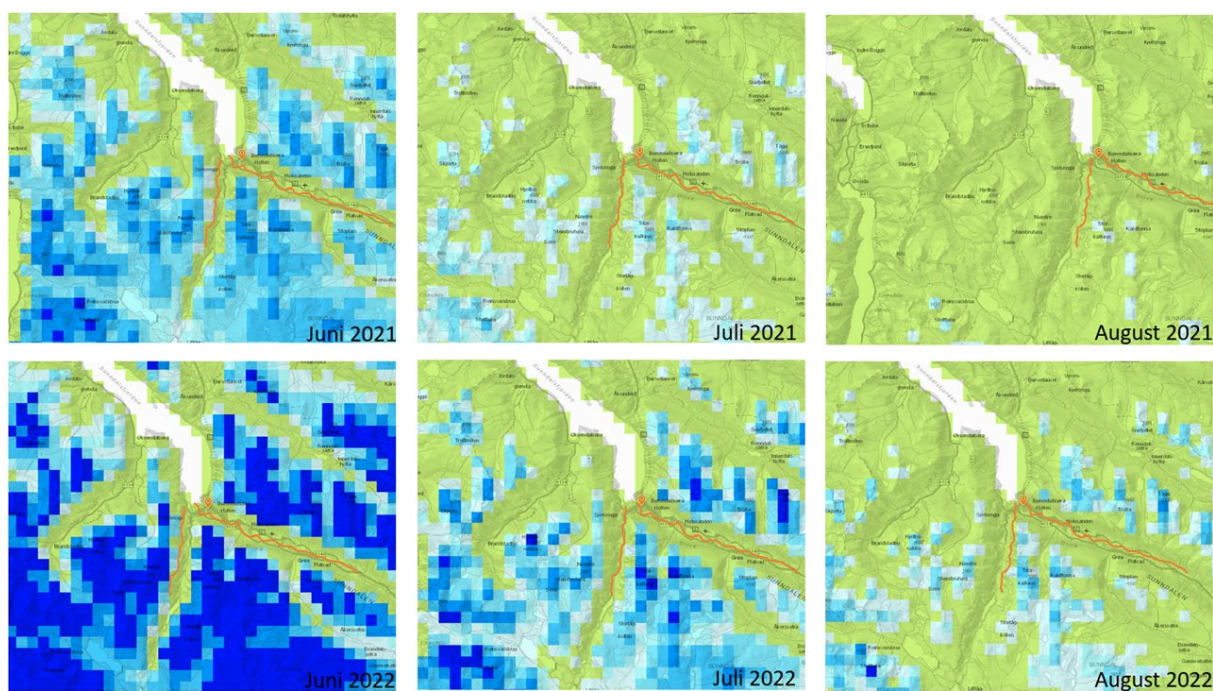
Vær- og vannføringsforholdene har stor betydning for gjennomføringen av en kjemisk behandling i et vassdrag. Forsøksbehandlingen i 2021 (Hagen mfl. 2022) viste at doseringsanleggene i hovedelvene er robuste med tanke på store vannføringsendringer. Hovedanleggene har kapasitet til å dosere tilstrekkelig med kjemikalier til vannføringer som anses som maksimale med tanke på å gjennomføre en forsvarlig behandling. Den største utfordringen ligger i å sikre tilstrekkelig kontinuerlig klorkonsentrasjon i sidebekker ved store og raske vannføringsendringer. Vannføringen kan raskt ti-doble seg ved kraftig lokal nedbør, og doseringssystemene i sidebekkene vil ikke nødvendigvis være dimensjonert til å håndtere så store variasjoner og raske endringer i vannføring. Slike hendelser kan igjen medføre at det blir mye ubehandlet vann som renner inn i hovedelva. Dette vil kunne skape områder langs elvebredden i hovedelvene med for lav klorkonsentrasjon, og samtidig ha en uttynnende effekt i hovedelva som det er utfordrende å korrigere for. Høy vannføring vil derimot transportere og distribuere kjemikalier raskere nedover vassdraget sammenlignet med en lav vannføring, gitt at nedbrytningshastigheten av klor ikke er endret. Ved partikkelrikt vann, som ofte forekommer ved raskt økende vannføring, vil den momentane klornedbrytningen etter dosering kunne bli større skje raskere over tid. Mye nedbør på myrområder som drenerer til hovedelva kan



føre til økning av humusstoffer i vannet og redusert pH. Både humusstoffer og lav pH øker nedbrytningen av de aktive klorforbindelsene som har effekt mot parasitten.

Basert på tidligere kjemiske behandlinger med aluminium i Lærdalselva (Hindar mfl. 2015) og forsøk med kloramin i Driva er erfaringen at det er gunstig med tilstrekkelig høy vannføring til at pytter og dammer langs elvekanten er oversvømt. Dette reduserer antall refugier der fisk kan oppholde seg under behandlingen, samtidig som det gir høy vannhastighet som sikrer god og stabil konsentrasjon av klor nedover elva. I sidebekkene er det en fordel med stabil og tilstrekkelig høy vannføring slik at klorkonsentrasjonen holder seg høy nok helt til vannet renner inn i hovedelva. Men likevel ikke så høy vannføring at kjemikalieforbruket blir for stort til at det er mulig å håndtere logistikk.

Det var en snørik vinter på Vestlandet i 2022 i forhold til 2021 (Figur 1). Dette medførte at en rekke sidebækker som i 2021 var kartlagt som «tørre», hadde god vannføring i august 2022. Det viste seg også at enkelte bekker hvor det var forventet god vannføring var tørre. Dette medførte noen endringer ved at det måtte etableres doseringsstasjoner på flere nye sidebakklokalteter, samt at det ikke var nødvendig å opprette doseringsstasjoner på lokaliteter som viste seg å være tørre. Kunnskap om vannføringsdynamikk i perifere områder (sidebækker) ved ulike nedbørsmengder viser seg å være viktig kunnskap å inneha før en behandlingssituasjon.



Figur 1. Kartbilde som viser snødekke i månedene juni, juli og august 2021 og 2022. Driva og Litldalselva er markert med røde streker i kartet. Kartdata hentet fra [www.senorge.no](http://www.senorge.no)

I 2022 ble driften av hovedanleggene opprettholdt gjennom hele behandlingen, i motsetning til under forsøksbehandlingen i 2021 da det var nødvendig å stanse hovedanleggene kortvarig som følge av dårlig vær og høy vannføring. I enkelte sidebækker ble det noen dager så høy vannføring at behandlingen ikke var tilfredsstillende. Enkelte dager med lave klorkonsentrasjoner ( $< 10 \mu\text{g}$ ) betyr ikke nødvendigvis at behandlingen i den aktuelle bekken er mislykket, så lenge den samlede klordosen er 90 mikrogramdøgn eller mer (se mer om begrepet mikrogramdøgn under avsnitt 2.6.4).

Før årets behandling var det mye nedbør i nedbørsfeltet til Driva og Litldalselva. Dette førte til at jordsmonnet var vannmettet og hadde begrenset evne til å suge opp mer. Det regnet moderat men

nesten daglig i behandlingsperioden (Figur 3), noe som førte til en jevn normal til moderat høy vannføring i Driva (Figur 2). Vannføringen ved Elverhøy var i gjennomsnitt  $95 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $84\text{-}120 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Til sammenlikning var vannføringen i 2021 ved Elverhøy i gjennomsnitt  $90 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $60\text{-}135 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Jevnt høy vannføring i hovedløpet til Driva førte til at kjemikaliebeholdningen på enkelte doseringsstasjoner gikk fort tomme. Etterfylling av kjemikalier og bytte av IBC-dunker ble derfor en viktig og tidkrevende aktivitet for de innleide traktorførerne. Det oppsto likevel kun enkelte korte (opptil 3 timer) opphold i doseringen på enkeltstasjoner som følge av tomme kjemikaliedunker.

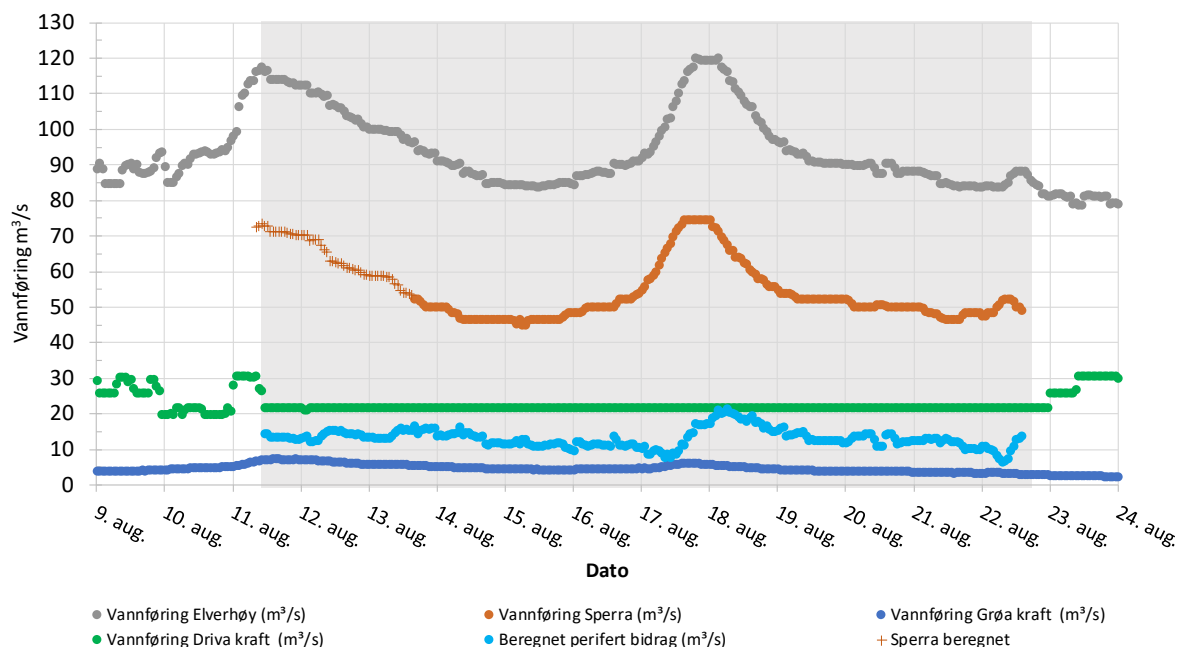
Vannføringen i Litldalselva kan måles ved et etablert vannføringspunkt ved brua ved doseringsstasjonen «Skytebanen» (Figur 5). Det kan ha vært en misforståelse vedrørende lokasjonen til fastpunktet i fjell som ligger til grunn for våre vannstandsmålinger, og siden tallene trolig er feil blir disse dataene utelatt fra rapporten. Det ble imidlertid sluppet en kjent vannføring fra overløp i Holbuvatnet (Figur 3), som ligger omkring ni kilometer lenger oppstrøms fra øverste doseringspunkt i Litldalselva (Figur 2). Det må forventes en betydelig forsinkelse og utflating av disse slippene i påvirkningen av vannføringen i Litldalselva, og et gjennomsnitt for perioden *med vannføring* angitt i Figur 3 er  $8,3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Dette er vannmengder som må passere Litldalselva, og derfor kan brukes som indikasjon på hva vannføringen har vært.



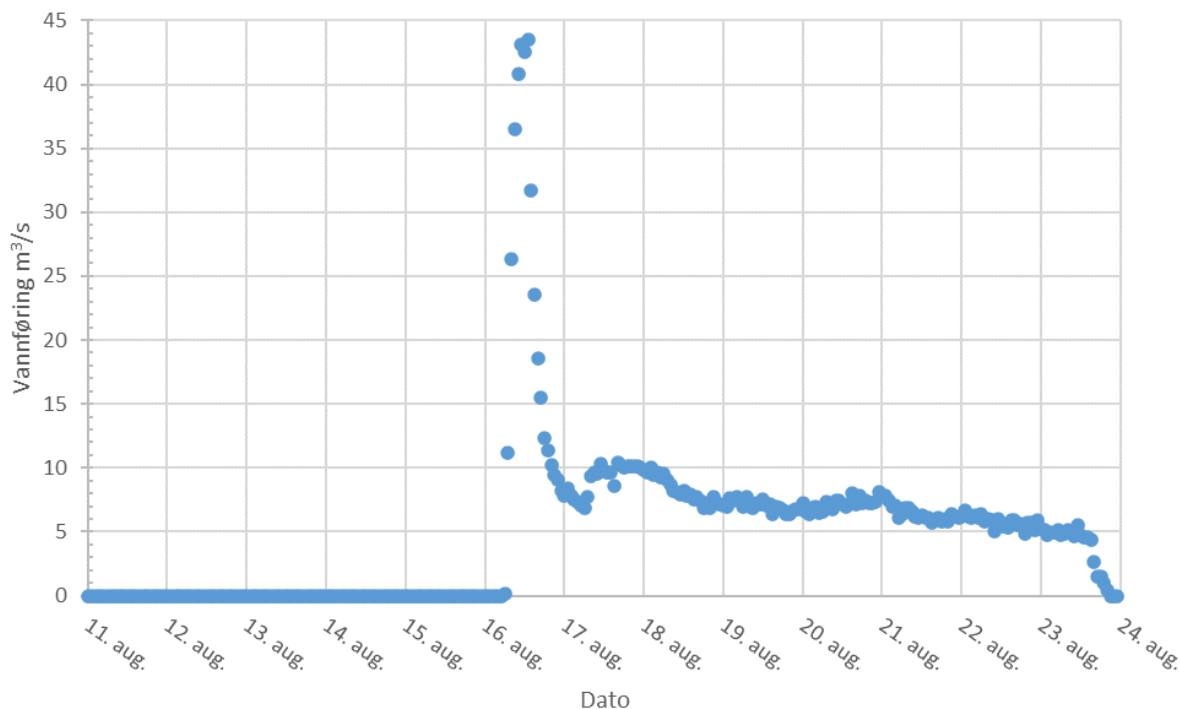
Figur 2. Pilen angir overløpspunktet fra Holbuvatnet. Rød sirkel angir øverste doseringspunkt i Litldalselva. Kartkilde: Norgeskart

Det ble etablert to manuelle målestasjoner for nedbør; ved sperra ved Snøvasmelan og ved hovedkvarteret på Trædal hotell. Det ble også innhentet nedbørsdata fra Oppdal og Sunndalsøra. Målt nedbør ved Oppdal ble brukt som indikasjon på hva slags endringer i vannføring som kunne forventes i Driva. Det var generelt mer nedbør lokalt i Sunndalsøra enn lenger opp i Driva og Oppdal i perioden før og under behandlingen. Akkumulert nedbør for Sunndalsøra og Trædal (Figur 3) er derfor høyere enn for Fiskesperra og Oppdal. I perioden 9-13 august kom det for eksempel  $31,3 \text{ mm}$  regn på Trædal Hotel, men kun  $10 \text{ mm}$  i Driva ved fiskesperra.

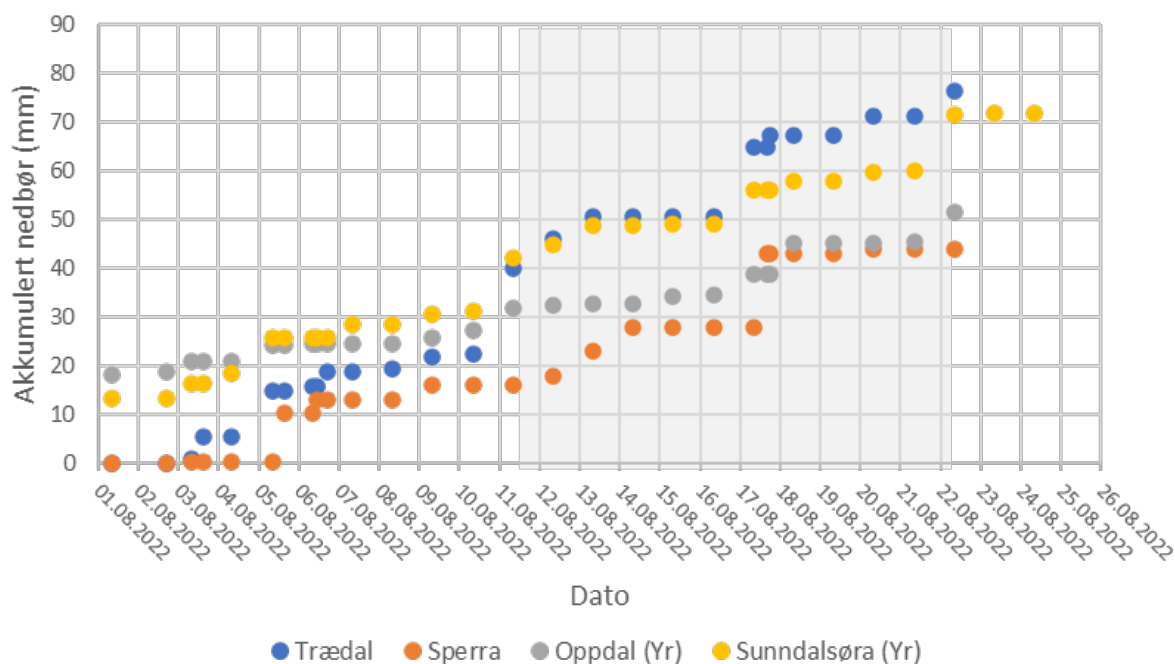
Hovedelva Driva ved Elverhøy hadde en vannføring på 115 m<sup>3</sup>/s på oppstartsdagen 11. august (Figur 3). Dette var en liten vannføringstopp som skyldes nedbør i dagene før. Vannføringen sank gradvis til 85 m<sup>3</sup>/s den 15. august, før ny nedbør 17. august ga økt vannføring til 120 m<sup>3</sup>/s i løpet av 18. august. Etter dette sank vannføringen gradvis til cirka 85 m<sup>3</sup>/s ved behandlingens siste dag 22. august. Manglende logging fra hovedanleggene frem til 13. august førte til at vannføringsverdiene fra fiskesperra kun er omtrentlige (estimerte) før dette tidspunktet.



Figur 3. Vannføring i hovedelva og kraftverkene under behandlingen. Bidrag fra periferi (sidebekker), samt fiskesperra 11-13. august er beregnet.



Figur 4. Vannføring fra Holbuvatnet under behandlingen. Data fra Aura kraftverk/Statkraft.



Figur 5. Akkumulert nedbør ved Trædal og Fiskesperra (våre stasjoner) og Oppdal/Sunndalsøra (www.yr.no).

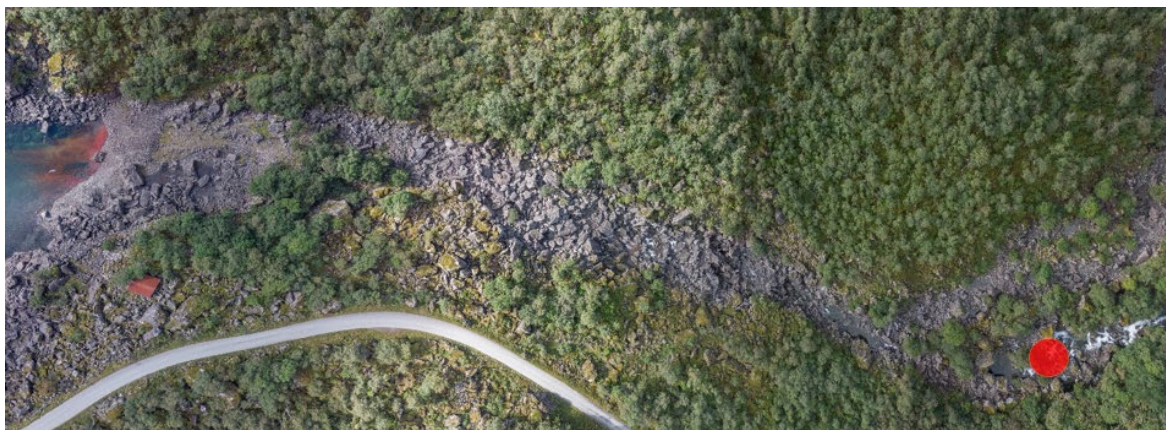
### 2.3 Behandling i hovedelvene Driva og Litldalselva

For å effektivt distribuere kloramin i hovedelva Driva og Litldalselva samt tilhørende kraftverk ble det rigget opp 15 doseringsstasjoner langs vassdragene (Figur 5). Erfaringene fra forsøksdoseringen i Driva i 2021 ble lagt til grunn for utplassering av doseringsstasjoner i begge vassdragene. I tillegg til å gjenbruke alle lokaliteter fra 2021 ble det rigget opp en doseringsstasjon ved fylkesveibrua (Driva bru) som krysser elvemunningen. Dette ble gjort for å effektivt behandle elvevannet like før det entret sjøen. Doseringsstasjonen ved Grøa kraftverk ble flyttet opp til inntaksdammen ved Dalavatnet (Figur 5) for å sikre at alt vannet som gikk gjennom kraftverket ble klorbehandlet. De nye skapene ble utviklet på samme måte som den tidligere modellen, men med noen oppgraderinger som er beskrevet nærmere i kapittel 2.3.1 og 2.3.2. Alle anleggene ble produsert og funksjonstestet ved NIVA i Oslo før behandlingen.

Behandlingsstrekningen i Litldalselva er om lag 8 km, altså 1/3 av behandlingsstrekningen i Driva. Men på grunn av lavere transporthastighet brukte vannet omtrent like lang tid gjennom lakseførende strekning som i Driva under behandlingsperioden. Dette gjorde det nødvendig å rigge opp seks doseringsstasjoner i Litldalselva, slik at nødvendig klorkonsentrasjon kunne opprettholdes på hele strekningen. Siden det ikke var blitt gjennomført noen testdosering i Litldalselva tidligere, ble plassering av doseringsstasjonene basert på tidligere erfaringer fra Driva og vurdering av hvilke lokaliteter som var logistisk gunstige. Det er en fordel at nettspenning er tilgjengelig, at traktor har enkel tilgang til doseringsstasjonen og at elva like nedstrøms doseringspunktet sikrer rask innblanding av kjemikalierne. Det var ikke mulig å oppfylle alle disse kriteriene på alle doseringsstasjonene. Ved Brooklyn Bru (Driva), Litldal Topp og Dalen (Litldalselva) var det ikke mulig å etablere et fast strømuttak. Disse stasjonene fikk derfor strøm fra aggregater. Traktor ble brukt for å frakte utstyr og kjemikalier til og mellom doseringsstasjonene, men siden det ikke var mulig å kjøre

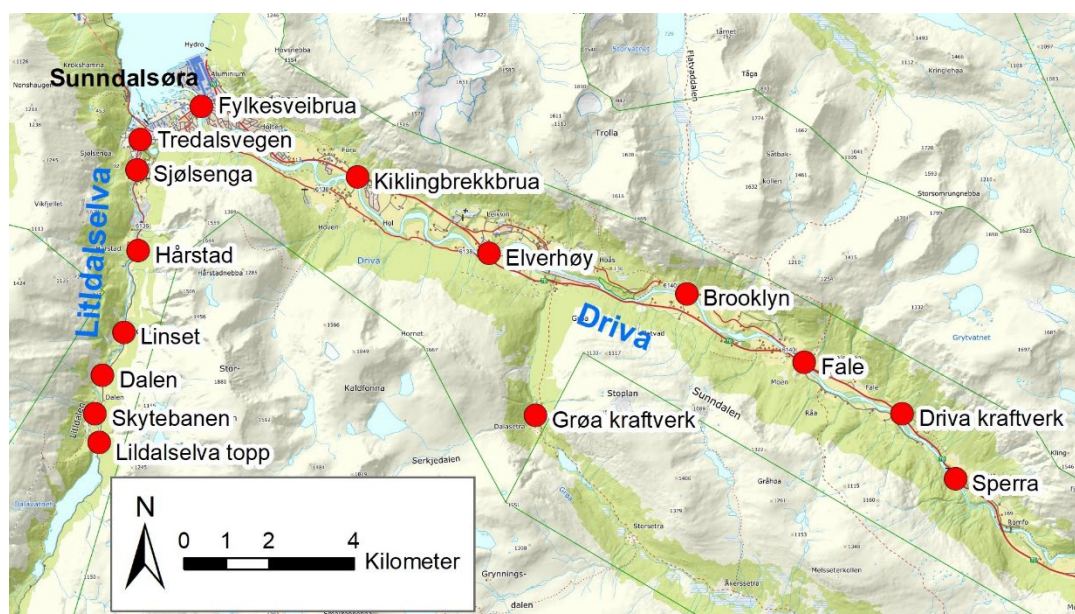
med traktor til doseringsstasjonen ved Grøa Kraftverk ble kjemikalier transportert i mindre volumer ved hjelp av UTV. Alle andre stasjoner hadde fast strømuttak og kunne nås med traktor.

Lakseførende strekning i Litldalselva stopper ved et vandringshinder om lag 200 meter nedstrøms utoset av Dalavatnet (Figur 6). Ved lav vannstand i Dalavatnet er det ikke synlig utløp fra vannet. Vannet drenerer i grunnen gjennom grov ur, og kommer opp i dagen om lag 150-200 meter nedstrøms utoset. Øverste doseringsstasjon i Litldalselva ble plassert like oppstrøms punktet som Veterinærinstituttet har definert som vandringshinder. Dette punktet er lokalisert like nedstrøms der vannet kommer opp i dagen under normale vannføringsforhold (Figur 6).



Figur 6. Dronefoto av utoset til Dalavatnet (venstre). Vannet går i grunnen de første 200 meterne fra Dalavatnet før det blir synlig i Litldalselva. Den røde sirkelen markerer vandringshinder for laks og sjøørret.

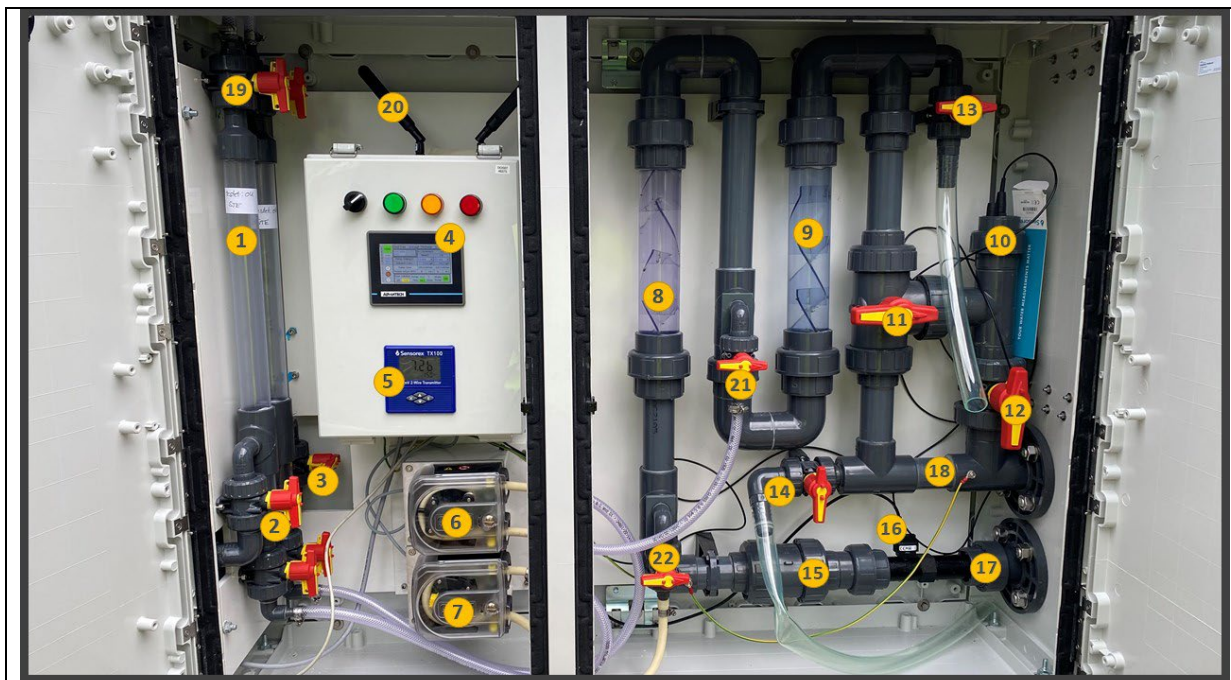
Dalen doseringsstasjon ble rigget opp 19. august på grunn av lavere klorverdier enn ønsket like oppstrøms Linset doseringsstasjon (Figur 7). Det hadde vært mulig å få god klor kjemi oppstrøms Linset ved å øke dosen fra Skytebanen doseringsstasjon, men konsentrasjonen like nedstrøms Skytebanen ville da blitt uønsket høy. Det ble derfor besluttet å rigge Dalen doseringsstasjon mellom disse to stasjonene.



Figur 7. Hoveddoseringstasjonene i Driva og Litldalselva (røde sirkler). Kartkilde: Norgeskart

### 2.3.1 Doseringsenskapene

Doseringsenskapene som ble brukt under forsøksbehandlingen i 2021 ble også brukt i 2022, men med noen modifikasjoner (se kap. 2.3.2). Figur 8 viser illustrasjon og forklaringer av et doseringsskap med komponenter.



- |   |  |
|---|--|
| 1. Luftør for innkommende kjemikalier   | 11. Bypass ventil for pH-sensor  |
| 2. Ammoniumklorid inn i skap  | 12. Bypass ventil for pH-sensor  |
| 3. Hypokloritt inn i skap   | 13. Tappeventil for prøvetaking av blandevann og utlufting ved tømming av systemet |
| 4. Kontrollpanel for start/stop system modus (man/auto) etc. samt lokalt display for pumpehastigheter | 14. Tappeventil for prøvetaking av blandevann og utlufting ved tømming av systemet |
| 5. pH-transmitter med lokalt display  | 15. Tilbakeslagsventil   |
| 6. Peristaltisk pumpe for dosering av ammoniumklorid  | 16. Vannstrøm-måler  |
| 7. Peristaltisk pumpe for dosering av hypokloritt   | 17. Vann inn i skap  |
| 8. Blanderør for hypokloritt  | 18. Ferdig blandet doseringsløsning ut   |
| 9. Blanderør for ammoniumklorid   | 19. Åpne/stenge ventil på topp av luftør   |
| 10. Brønn for pH-sensor   | 20. 4G antenner  |
|   | 21. Ventil for ammoniumklorid inn i blanderør                                      |
|   | 22. Ventil for hypokloritt inn i blanderør   |

Figur 8. Doseringsenskap. Foto: Jarle Håvardstun/NIVA

### 2.3.2 Forbedringer av anleggene

Det ble gjort noen modifikasjoner på doseringsenskapene før behandlingen i 2022 etter evaluering av forsøksbehandlingen i 2021. Det ble montert en ventil i toppen av luftørerne slik at vi kunne stenge for utlufting. Slangestussen inn i doseringsskapet ble også dimensjonert opp til 25 mm (indre diameter). Dette gjorde at det var mulig å ha et sammenhengende slangestrek fra IBC-ene til

doseringsskapet uten skjøter og reduksjon av slangediameter på veien. Et slikt tiltak er med på å gjøre anlegget enda sikrere mot eventuelle lekkasjer. Det ble også montert en Y-kran med hurtigkoblinger for vanlig hageslange på vann inn koblingen til skapet. På enkelte stasjoner var det ulendt terreng og lang avstand til elva. Med hageslangekobling på utsiden av skapet ble det etablert et vannpunkt med rent ellevann slik at det var mulig å vaske hender, spyle skapet eller starte kontinuerlig skylling av kropp/øyne ved et eventuelt kjemikaliesøl. Det ble også installert et relé i styringsenheten slik at det var mulig å slå vannpumpene av og på fra feltkontoret. Ved å slå av en vannpumpe fjerner man suget rundt inntaket, slik at blodverk og annet organisk materiale løsner fra vannpumpa. Ved manuell stopp av vannpumpen stoppes også begge kjemikaliepumpene automatisk slik det ikke pumpes kjemikalier inn uten blandevann. Kjemikaliedoseringen kan ikke startes så lenge vannpumpen er stoppet. Stans av vannpumpen vil også i noen grad rense vannstrøm-sensoren inne i skapet ved hjelp av gravitasjonsdrevet tilbakespyling. Dette var første tiltak som ble iverksatt hvis vannstrømdataene som kom inn var ujevne. Ved vedvarende ujevne verdier ble det iverksatt fysisk inspeksjon og rensing av vannstrøm-sensor. Den siste modifikasjonen som ble gjennomført i doseringsskapene før årets behandling var et lite sikkerhetsbatteri til styringsenheten. Ved strømbrudd stopper all dosering sammen med vannpumpen mens styringssystemet fremdeles har strøm for å kunne sende ut alarm-SMS til en vakttelefon.

### 2.3.3 Måling av vannføring i elvene

Vannføring kan beregnes fra målt vannstand på et sted hvor sammenhengen mellom vannføring og vannstand er kjent. Slike beregninger forelå etter konstruksjon av fiskesperra i 2017 og har blitt brukt til å estimere vannføringen ved doseringspunktet på fiskesperra. Sammenhengen mellom vannstand og vannføring ble konfigurert og beregnet i en programmerbar logisk enhet (PLS). Dersom det ikke er mulig å benytte vannstandsmålinger, kan doseringen styres manuelt og løpende etter kjent eller estimert vannføring.

Ved denne behandlingen ble vannstanden målt med en avstandsmåler basert på ultralyd (Maxbotix MB7389-100). Sensoren ble plassert i passende avstand over vannivået hvor den målte avstanden til vannoverflaten, som ved hjelp av en offset i PLS'en omregnes til korrekt vannivå. Denne sensoren har en oppløsning på 1 mm. Ultralydsensoren har et måleområde på 0,3-5 m. Sensoren er i tillegg enklere å plassere siden den monteres over vannoverflaten. Det var kun hoveddoseringsstasjonen på fiskesperra som var satt opp med automatisk dosering etter vannføring. Alle andre stasjoner ble justert manuelt etter estimert vannføring på lokaliteten. Grunnlaget for et godt estimat på vannføringen i Litldalselva er mangelfullt (se kap. 2.2) og faktisk vannføring kunne kun estimeres basert på slippet fra Holbuvatnet (Figur 4). Dette spiller ikke så stor rolle så lenge klorkonsentrasjonen i ellevannet var innenfor behandlingsrelevant konsentrasjon. Ulempen er at det var noe mer utfordrende å «skyte seg inn» ved oppstart av behandlingen samt gjøre justeringer ved store vannføringsendringer. Ettersom Litldalselva drenerer fra Dalavatnet holder vannføringen seg mer stabil ved nedbørsperioder enn Driva og sidebekker.

### 2.3.4 Online overvåkning og datalogging

Alle doseringsanleggene i Driva og Litldalselva var konstant påkoblet nettverk (bortsett fra stasjonene skytebanen og Litldal topp) via 4G-signal eller lokalt WiFi-nettverk (Grøa kraftverk) for kontinuerlig overvåkning og datalogging. Fjerntilgang gav oss også muligheten til å styre eller stanse doseringen uten fysisk tilstedeværelse. PLS'en måler og logger data (pH, vannstrøm gjennom skapet, pumpehastighet, vannstand/vannføring) som sendes fortløpende til en server hvor de presenteres visuelt for operasjonell kontroll. Parametere slik som ønsket dosering ( $\mu\text{g/l}$ ), vannføring i elv og alarmnivåer kan justeres under drift. Loggførte data ble benyttet underveis og i etterkant for

oppfølging, kontroll og dokumentasjon. Stasjonene Skytebanen og Litldal topp hadde varierende mobildekning, men stort sett alltid nok båndbredde til at vi kunne overvåke om stasjonen var i drift eller ikke. Endring i dosering måtte imidlertid stort sett gjøres lokalt siden båndbredden var for dårlig til å kjøre programmet som muliggjorde fjernstyring. Det ble ettermontert ekstern 4G-antenne ved begge stasjoner for å styrke signalet, men tiltaket viste seg å ha begrenset effekt.

### 2.3.5 Automatisk og manuell dosering

Alle doseringsanleggene i Driva, bortsett fra hoveddoseringsstasjonen ved fiskesperra, ble styrt i manuell modus. Hovedanlegget på fiskesperra ble styrt i automatisk modus basert på vannføring.

#### Automatisk modus

Den matematiske sammenhengen mellom vannstand og vannføring blir konfigurert til PLS i doseringsskapet. Dette blir brukt til å automatisk beregne og styre dosering basert på input fra en vannstandssensor. Systemet er også forberedt for integrasjon mot andre systemer som kan angi en vannstand eller vannføring. Dette var tenkt benyttet på stasjonene Driva kraft og Grøa kraft siden de alltid vet hvor mye vann som slippes gjennom turbinene. Det viste seg imidlertid at løsningen med å koble seg opp mot kraftverkene for å få vannføringsdata som inputsignal dessverre ikke var aktuelt for noen av kraftverkene på grunn av sikkerhetsmessige årsaker. Doseringsanleggene ved Driva kraft og Grøa kraft ble derfor styrt manuelt basert på vannføring vi fikk rapportert fra de respektive driftssentralene.

#### Manuell modus

Når doseringssystemet står i manuell modus må alle justeringer som for eksempel tilsatt dose og vannføring skrives inn manuelt. Dette gjøres enten over 4G-nettverket eller ved å fysisk endre innstillingene på touchdisplayet i doseringsskapet. Hvis vannføringen øker og det fremdeles er ønskelig med samme dose, så endres kun vannføringen i kontrollpanelet. En oppjustering av vannføring i kontrollpanelet vil resultere i at det pumpes mer kjemikalier gjennom systemet per minutt. Ved for eksempel stasjonen Elverhøy bru, hvor NVE har en målestasjon, var det enkelt å gå inn daglig for å oppdatere vannføringen til NVEs estimerte verdi. For Litldalselva var situasjonen litt annerledes siden det var begrenset med vannføringsdata tilgjengelig. For doseringsstasjonen øverst i Litldalselva ble det derfor stilt inn en fast vannføring, og justeringer ble kun gjort ved å endre tilsatt klordose.

### 2.3.6 Overvåkning av operasjonelle grenseverdier

Vannstrømmen gjennom skapet (l/min), pH, pumperotasjonshastighet og strømforsyning blir overvåket kontinuerlig. Hvis noen av parameterne faller utenfor fastsatte grenser, eller ved strømbrudd, blir det sendt en alarm til den sentrale overvåkingen og via SMS til vakttelefonen. Ved vedvarende eller plutselig store avvik stopper doseringen på den aktuelle stasjonen umiddelbart og sender alarm (SMS) om stopp. Denne overvåkingen foregår lokalt i PLS'en, og systemet kan derfor stoppe doseringen selv om nettverksforbindelsen ikke er tilgjengelig. Med sikkerhetsbatteri installert ble det i år også sendt SMS ved strømbrudd. Strømbrudd skjedde et par ganger ved doseringsstasjoner som var drevet av bensindrevne aggregater, fordi de gikk tomme for drivstoff.

## 2.4 Behandling i sidebekker

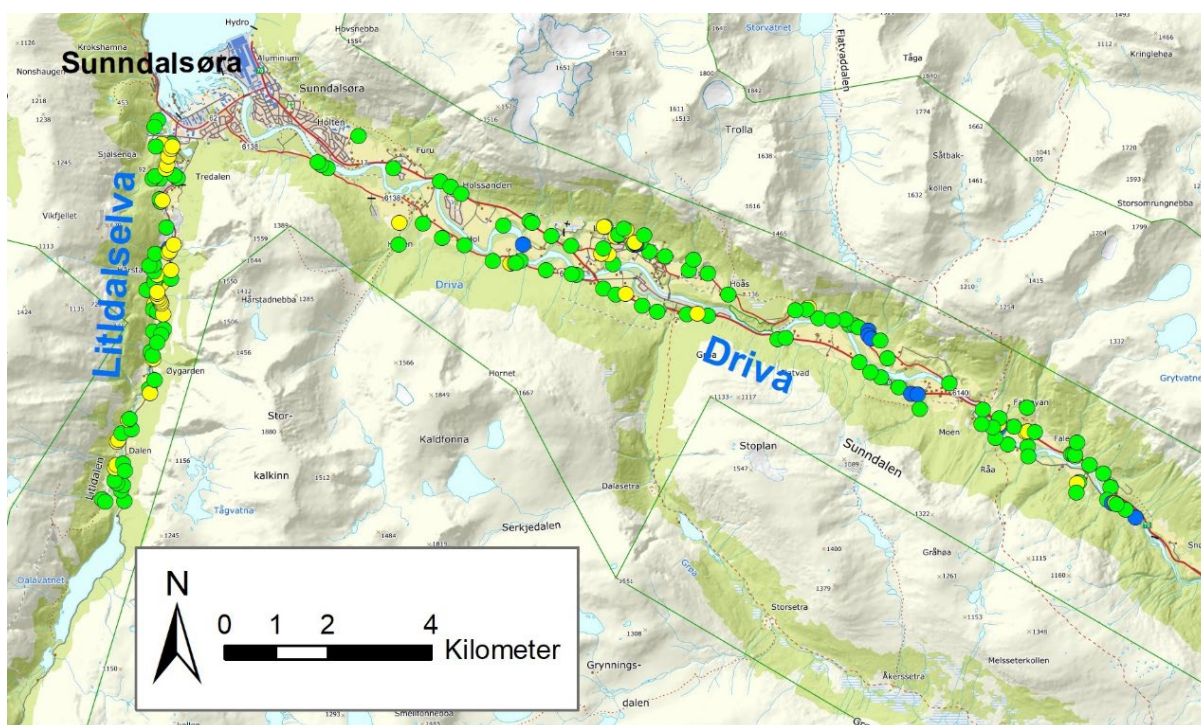
Under en kjemisk behandling mot *G. salaris* er det helt avgjørende at alle vannforekomster opp til vandringshinder for anadrom fisk behandles, også i små og store vannforekomster med avrenning til hovedelva. I stillestående vann og i forhåndsdefinerte bekker ble det behandlet med rotenon. I dette



kapittelet omtales den behandlingen av sidebekker med utløp til hovedelva (omtalt som «periferi») som ble behandlet med klor.

For å sikre tilstrekkelig klorkonsentrasjon i alle små og store vannveier, var det nødvendig med små og portable doseringsenheter i de sidebekkene som skulle behandles. Prinsippet for doseringen i sidebekker var å behandle en strekning fra ovenfor vandringshinder og ned til samløp med en annen klorbehandlet vannvei. På denne måten ville alt vann hvor det kan oppholde seg anadrom fisk behandles.

Til klorbehandlingen i periferien ble det brukt tre tilnærminger for dosering; blandestasjoner, hypoklorittstasjoner og tablettstasjoner (Figur 9). Disse er nærmere beskrevet nedenfor.



Figur 9. Sidebekkestasjoner. Grønne sirkler: Blandestasjoner; Blå sirkler: Hypoklorittstasjoner; Gule sirkler: Tablettstasjoner. Kartkilde: Norgeskart

#### 2.4.1 Blandestasjoner

På stasjoner hvor det var behov for å oppnå en stabil konsentrasjon av aktivt klor med varighet over en lengre strekning, ble det generelt brukt små anlegg for blanding av hypokloritt og ammoniumklorid til kloramin. Til doseringssystemet for hovedelva ble vann for innblanding av kjemikalier pumpet opp fra elva (se avsnitt 2.3.1). Ved de fleste av de små doseringsanleggene i sidebekkene foregikk doseringen ved at kjemikaliene ble pumpet ned til en slange/blandestav nedsenket i bekken hvor selve innblandingen foregikk (Figur 8). Hypokloritt og ammoniumkloridløsning ble dosert inn i blandestaven ved hjelp av en tokenals peristaltisk slangepumpe for dannelse av kloramin der. Den ferdig blandede kjemikalieløsningen ble i sin tur ledet ut i bekken sammen med blandevannet. Doseringspumpen ble drevet av to 12V batterier koblet i serie. Ved fire stasjoner; i sidebekkene Hareima, Somrungen og Skorga (to stasjoner i sistnevnte) ble det laget blandestasjoner med større pumpekapasitet (tokenals peristaltisk slangepumpe) for å kunne oppnå tilstrekkelig behandlingskonsentrasjon.



Figur 10. Oppsett for blandestasjon hvor hypokloritt og ammoniumklorid ble blandet på stedet før dosering til sidebekk. Foto: Roman Schlosser.

#### **2.4.2 Hypoklorittstasjoner**

I likhet med kloramin, vil hypokloritt gi aktivt klor når det doseres til vann. Med hypokloritt som doseringskjemikalium vil imidlertid konsentrasjonen av aktivt klor avta mye raskere enn ved dosering av kloramin. Dosering av hypokloritt vil i tillegg være vanskeligere å justere inn med tanke på en nøyaktig og stabil dose. Direkte dosering av hypokloritt ble derfor brukt i enkelte bekker og sig med lav vannføring og kort transportstrekning og hvor det i tillegg var lite sannsynlig at det vandret inn fisk. Kjemikaliet ble dosert som drypp ved hjelp av små membranpumper (piezopumpe; Figur 9). Til styring av drypphastighet, og følgelig konsentrasjon i bekken, var pumpene kontrollert ved hjelp av en styringsenhet.



Figur 11. Oppsett for dosering av hypokloritt til sidebekk ved hjelp av piezopumpe. Foto: Kjetil Olstad.

### 2.4.3 Tablettstasjoner

I små sig og bekker med svært liten vannføring ble det brukt klortilsetning i form av klortabletter. Dette er av samme type som brukes til desinfeksjon av vannet i private svømmebasseng. Basert på tidligere tester (se Hagen mfl. 2022) ble det valgt brukt 20 grams tabletter av merket «Swim&Fun klor week tab». Disse tablettene inneholdt >95% triklorisocyanursyre og <5% borsyre. Slike tabletter ble utplassert i plastnett som så ble sikret med flaggline (Figur 10). Tablettene er designet for å løse seg opp i løpet av ca. syv dager under «bassengforhold». Tre tabletter tilsatt i en bekk med jevn vannføring på 1 l/s tilsvarer en dose på i gjennomsnitt 90 µg aktivt klor per liter vann i én uke. I realiteten vil dosen variere noe med hvor sterk strøm tablettene blir utsatt for (høy vannstrøm => raskere oppløsning) og overflaten på tablettene (dosen blir lavere når overflaten av tablettene blir mindre). De innledende forsøkene (se Hagen mfl. 2022) viste at triklorisocyanursyre var nesten like reaktivt som hypokloritt og ble målt som fritt klor.



Figur 12. Oppsett med behandling av sig (liten sidebekk) ved hjelp av utlagte klortabletter. Foto: Katja Liv Benestad.

#### 2.4.4 Kartleggingsgrunnlaget

Alle vannforekomster i regionen har vært kartlagt av Veterinærinstituttet, seksjon for miljø og smittetiltak. Denne kartleggingen, i tillegg til flere befaringer i området, ble lagt til grunn under planleggingen av behandlingen i periferien. I denne planleggingen ble det gjort vurderinger av egnetheten av klor som behandlingsskjemikalie ved hver enkelt lokalitet. Lokalteter ble deretter klassifisert til sannsynlig rotenonbehandling eller mulig klorbehandling. Underveis under rigging og behandling ble det gjort løpende vurdering av tiltaksstrategien, og om hvorvidt noe burde endres. Alle slike vurderinger ble gjort i samarbeid med aksjonsledelsen fra Veterinærinstituttet som hadde spesielt ansvar for rotenonbehandling. På forhånd var det også gjort generelle antagelser om forventet vannføring i forbindelse med behandlingen. Dette ga grunnlag for å karakterisere hvert enkelt punkt i forhold til egnet behandlingsmetode; kloramin (blandestasjon), hypokloritt eller tabletter. Også her ble det gjort løpende vurderinger underveis under rigging og behandling om hvorvidt tilnærmingen burde endres.

#### 2.4.5 Rigging, oppstart og drift

Majoriteten av blandestasjoner og hypoklorittstasjoner i periferien ble rigget og gjort klare til oppstart i løpet av perioden 3. – 9. august. Alle slike stasjoner ble testet etter rigging ved å pumpe fluorescein gjennom slangene for visuell kontroll av pumpefunksjonalitet. Blandestasjoner og hypoklorittstasjoner ble deretter satt i drift og doseringen ble justert inn i løpet av perioden 10. – 12. august. Tablettstasjoner ble lagt ut fra den 8. august. Ved oppstart av blandestasjoner og utlegging av tablettstasjoner ble det gjort en skjønnsmessig vurdering av vannføring for bestemmelse av startdose. Løpende justering av doser ble deretter gjort på bakgrunn av analyser gjort ved hjelp av

komparator (se kap 2.6.3). I løpet av første halvdel av behandlingsperioden ble seks stasjoner med initiell klorbehandling avsluttet for å omdisponeres til rotenonbehandling.

Jobben med daglig ettersyn og justeringer av stasjonene ble fordelt på ni lag á to personer. Hvert lag ble tildelt et utvalg av stasjoner som lå geografisk nær hverandre. Lagene skulle sikre ettersyn og innrapportering av analyseresultater og eventuelle feil eller justeringsbehov. Underveis i behandlingsperioden ble det forsøkt forskjellige varianter av lagsammensetning og omfang av oppgaver. I tillegg til de ni driftslagene var det tilgjengelig tre lag á to personer med primær oppgave å rette opp eventuelle feil på anlegg. Denne arbeidsfordelingen sikret daglig ettersyn og løpende feilretting på alle operative stasjoner.

Målsettingen for behandlingen var å oppnå en kontinuerlig drift med 15 til 20 µg aktivt klor per liter vann i alle vannveier som ble behandlet. Dette skulle igjen gi sikkerhet for tilstrekkelig klorkonsentrasjon over tilstrekkelig tid i henhold til målsettingen. For å sikre og dokumentere god behandling ble det gjort daglige analyser av vannprøver fra prøvepunkter før samløp med en annen behandlet vannvei. Til dette formålet ble vannet analysert ved hjelp av komparator (se kap. 2.6.3). Ved avvik i forhold til målkonsentrasjon ble det gjort manuell justering av den aktuelle pumpen før ny analyse ble gjennomført. I tillegg til analyse av vannprøve ble det samtidig gjort rutinemessig kontroll av hver enkelt doseringsstasjon med tanke på forhold som kunne påvirke miljø og sikkerhet for publikum, samt øvrige driftsforhold.

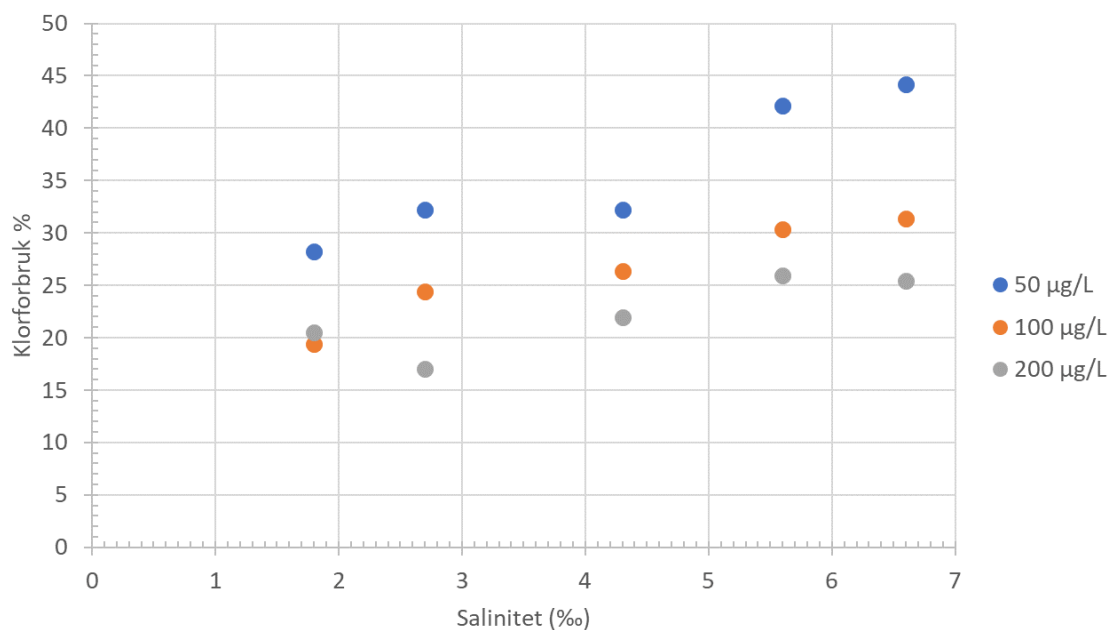
## 2.5 Behandling av andre områder

### 2.5.1 Båthavna

Vannbassenget i båthavna har et omtrentlig areal på 67000 m<sup>2</sup> og et kjent ferskvannslag på toppen. Det ble derfor besluttet å forsøke å behandle ferskvannslaget for å kunne redusere sannsynligheten for at båthavna ble et refugium for gyrosmittet laks. I forkant av behandling av båthavna ble det målt konduktivitet på fire punkter og ved ulike dyp utover båtbygga for å estimere dybden på ferskvannslaget, vannmassearealet som var ønsket behandlet, og dermed mengden kjemikalier nødvendig for at doseringen skulle gi effektive behandlingsskonsentrasjoner.

Konduktivitet ble målt med ledningsevne måler (YSI 600) og resultatene viste at ledningsevnen steg til rundt 12000 µS/cm ved cirka to meters dyp. Dette tilsvarer en salinitet på 6,8 ‰, noe som sannsynligvis gir en overlevelse på minst to uker for *G. salaris* (jf. for eksempel Soleng og Bakke 1997). Ideelt sett skulle man derfor dosert også dypere enn dette. Dette var ikke mulig med metodene vi hadde tilgjengelig, og det ble derfor beregnet dosering til og med to meters dyp, med et samlet volum på cirka 134000 m<sup>3</sup>.

Det ble også utført et forsøk på feltlaboratoriet der metodens effektivitet ble testet på sjøvann med konsentrasjoner som var relevante i fersk/brakkvannslaget i båthavna. Forsøket viste at klorforbruket økte med økende salinitet (Figur 11). Likevel oppnådde prøvene med den høyeste saliniteten og den laveste klortilsettingen en klorkonsentrasjon som er tilstrekkelig til å fjerne *G. salaris* (10-20 µg/klor per liter).



Figur 13. Klorforbruk i prosent av tilsatt dose ved ulike saliniteter og konsentrasjoner av klor som monokloramin

Sunnal Jeger og Fiskeforening stilte sin båt til disposisjon og behandlingen foregikk ved å dosere ammoniumkloridløsning og natriumhypokloritt direkte inn i vannet bak propellen på påhengsmotoren (Figur 14). Det ble satt opp en pumpeboks med to slanger, én for hypokloritt og én for ammoniumklorid. Utgangen av slangene ble festet ved siden av hverandre rett over propellen slik at blandingen av de to kjemikaliene ble effektiv når båtmotoren og propellen var i gang. Det ble deretter beregnet hvor fort båten måtte kjøre for å spre kjemikaliene på en jevn og hensiktsmessig måte i hele arealet av båthavnen. Konsentrasjonen av klor ble målt én time etter dosering og deretter et halvt døgn senere.



Figur 14 - Oppsettet som ble brukt for å dosere kloramin i båthavna. Foto: Anne Luise Ribeiro

## 2.5.2 Driva kraftverk

Driva kraftverk hadde produksjon gjennom begge turbiner i hele behandlingsperioden. Vannføringen gjennom turbinene lå fast på 21,9 m<sup>3</sup>/s samlet. Kraftverksvannet ble behandlet ved å lede doseringsløsning ned i sugerørslukene inne på kraftverket og fordelt på utløpet fra de to turbinene med en forgrening (Figur 15). Doseringsløsningen traff dermed vannet og blandet seg med produksjonsvannet rett bak turbinutgangen.



Figur 15 - Forgrening som fordeler doseringsløsning ned i sugerørslukene på Driva kraftverk

På grunn av en transporttunnel fra byggingen av Driva Kraftverk er det store stillestående vannvolumer innenfor der produksjonsvannet kommer ut fra turbinene. Vannet står oppstuvet i transporttunnelen som har et estimert volum på 1200 m<sup>3</sup> målt fra omløpsventil til turbiner. Vannvolumet er dynamisk og ikke nøyaktig beregnet ettersom det er påvirket av vannstanden i elva utenfor. Om lag halvveis inn i transporttunnelen er det en omløpsventil som kan åpnes og lukkes ved hjelp av en hydraulisk motor. Ved full åpning slippes det 10 m<sup>3</sup>/s vann ut gjennom ventilen. Det er dermed mulig å bytte ut store deler av vannvolumet som står oppstuvet inne i transporttunnelen ved å åpne ventilen i 120 sekunder. Ved å dosere sterk doseringsløsning i vannet som kommer ut av omløpsventilen kan man dermed bytte ut ubehandlet vannvolum med klorbehandlet vann. Siden det ikke er praktisk mulig å dosere i denne omløpsventilen kontinuerlig over tid måtte det doseres til en teoretisk konsentrasjon på 100 µg/l i tunnelen for å oppnå god effekt mot *G. salaris*. Denne operasjonen ble gjennomført to ganger under behandlingsperioden ved å tilsette 40 liter doseringsløsning med en klorstyrke på 3 g/l ned i sjakten foran omløpsventilen. Vannvolumet som står oppstuvet i transporttunnelen innenfor omløpsventilen ble i tillegg behandlet med rotenon én gang i løpet av behandlingsperioden. På grunn av en liten bekk av kjølevann innerst i transporttunnelen og et utslipp av kjølevann ved omløpsventilen (cirka 65 l/s), kom det hele tiden tilførsel av ubehandlet vann ved de to punktene der det kunne vært mulig å gjøre klormålinger av vannet. Dette ubehandlede vannet gjorde at det ikke var mulig å måle klor i transporttunnelen etter

behandlingene, og det er derfor ingen resultater som kan dokumentere faktisk klorkonsentrasjon som følge av tiltaket.

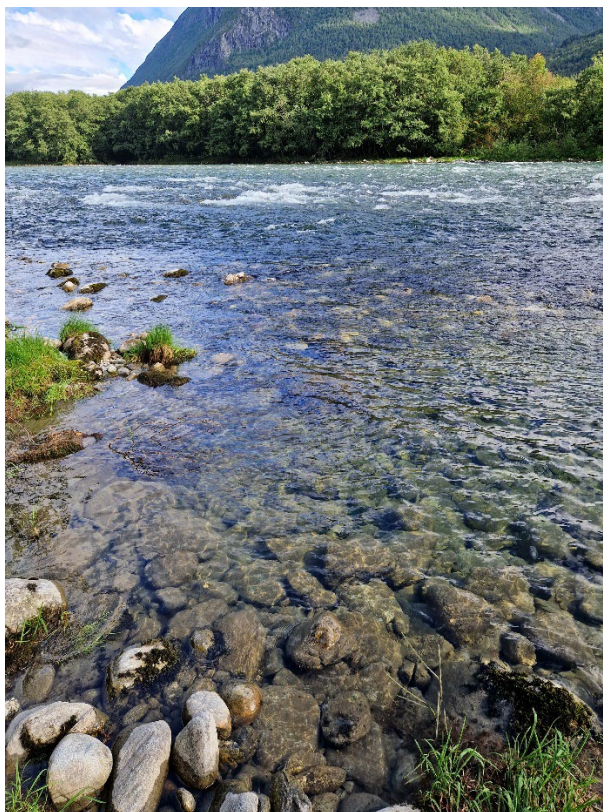


Figur 16 - Vannprøve hentet ut fra enden av transporttunellen. Foto: Anne Luise Ribeiro

### 2.5.3 Utfordrende områder i hovedelv

Langs elvebredden i Driva og Litldalselva er det en rekke bakevjer og stillestående vannvolumer. Utfordringen med slike områder er at utskiftningen av vannet går saktere enn ute i hovedstrømmen, og nedbrytingen av klor kan føre til at slike områder får lavere konsentrasjon enn ønsket under behandlingen. Det er heller ikke aktuelt å benytte rotenon ved slike lokaliteter, siden det er kontakt med- og kan gi dødelighet i hovedelva. Antall bakevjer og størrelsen på disse er i stor grad påvirket av vannføring. Lav vannføring vil i de fleste tilfeller føre til flere og større bakevjer med lang vannutskiftningsstid. Høy vannføring vil føre til at hele eller mesteparten av elveprofilen fylles med vann, slik at vannet i bakevjer som eventuelt fortsatt eksisterer har kortere oppholdstid. Det er derfor viktig å ha kunnskap om hvordan forholdene i vassdraget endres ved ulike vannføringer for å ha kontroll på utfordrende områder med tanke på behandling. På grunn av de store endringene ved forskjellige vannføringer, var bakevjer ikke fullt ut kartlagt før årets behandling. Det ble imidlertid opprettet egne team som hadde i oppgave å kartlegge slike utfordrende områder langs hovedelvene. Dette ble gjort ved å studere kart og flyfoto, samt gjennom befaring langs elvebredden. I tilfeller der mannskapet fant områder som ble mistenkt å ha for dårlig klorkonsentrasjon ble det gjennomført en komparatortest (se kap. 2.6.3) for å sjekke om klorkonsentrasjonen var tilfredsstillende eller ikke. Ved behov, ble det gjort tiltak i form av dosering med kloramin vann fra vannkanner.





Figur 17. En typisk bakevje i hovedelva Driva. Foto: Gabriel Mattingsdal Eggebø

#### 2.5.4 Estuariat

Mellom utløpet av Driva og Litldalselva ligger det et cirka 0,25 km<sup>2</sup> stort estuarieområde («Håsøran») med gressbanker og mudderområder. Forskjellen mellom flo og fjære er 1-2 meter. På grunn av ferskvannsbidraget fra elvene er vannet i området brakt eller nesten ferskt i overflaten. Elvene bidrar i utgangspunktet med tilstrekkelig klorkonsentrasjon til dette området. På grunn av sakte utskifting av ferskvannslaget vil oppholdstiden føre til at klorkonsentrasjonen reduseres. Det ble gjennomført kloranalyser med komparator i dette området for å kartlegge i hvor stor grad dette representerte en utfordring for behandlingsskonsentrasjonen av klor. Det ble også gjennomført undersøkelser av overflatevannet i et transekt 200-1200 m utenfor munningene til elvene.

## 2.6 Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt

### 2.6.1 Vannprøver fra hovedelvene

Vannprøver fra hovedelva ble hentet inn hver morgen av representanter fra Sunndal Jeger og Fiskeforening, samt representanter fra Sunndal kommune. Det var prøver fra totalt 17 lokaliteter, hvorav 11 var fra Driva og seks var fra Litldalselva. For å overvåke at hele elva ble effektivt behandlet ble vannprøvene hentet like oppstrøms hvert doseringspunkt, som representerer områdene der klorkonsentrasjonen potensielt ville være lavest. Rett nedstrøms den øverste doseringsstasjonen i hovedelva (fiskesperra) ble det anlagt to prøvestasjoner for dosesjekk, en på hver side av elva. Disse stasjonene ble navngitt «bommen nord» og «bommen sør». Dette ble gjort for å identifisere eventuell skjevfordeling av doseringsløsning over elveprofilen ved fiskesperra. For å sikre en jevn fordeling av doseringsløsning på tvers av elva ble det montert kraner på hver dyse slik at det var mulig å stille inn mengden doseringsløsning som kom ut fra hver dyse. Etter monteringen av kraner og finjustering rant det om lag to liter doseringsløsning per minutt ut av hver dyse over hele

elvebredden. Det ble også etablert en referanseprøvestasjon oppstrøms behandlet strekning i begge elvene samt prøvestasjoner for å overvåke doseringen fra Driva kraftverk og Grøa kraftverk.

### 2.6.2 Kloranalyser på feltlaboratoriet

Vannprøvene ble filtrert til tre sentrifugerør gjennom et membranfilter med porestørrelse 0,45 µm ved hjelp av en vakuumpumpe (Figur 18). Filtratet (25 ml) ble tilsatt 0,15 ml fosfatbuffer og deretter ristet før 0,15 ml av en fargereagens basert på N,N-dietyl-p-fenylendiaminsulfat (DPD) ble tilsatt. Til slutt ble alle prøvene tilsatt én dråpe med mettet kaliumjodidløsning og ristet. Prøvene stod deretter beskyttet fra direkte lys i 60 minutter før absorbans av lys med bølgelengde 510 nm ble målt med et Shimadzu UV1240 mini-spektrofotometer i kyvetter med fem centimeter lysvei. Absorbans i ubehandlet ellevann (referanseprøven) ble trukket fra og differansen mellom resultat i referansevann og prøve ble brukt til å beregne klorkonsentrasjonen (aktiv klor) basert på en standardkurve. Referanseprøvene ble hentet oppstrøms øverste doseringspunkt i begge elvene og ble testet mot ubehandlet vann nedover elvene før doseringsstart for å bekrefte at referanseverdien var representativ nedover begge vassdragene.



Figur 18. Hver vannprøve ble filtrert til tre sentrifugerør gjennom et membranfilter ved bruk av en vakuumpumpe før tilsetning av reagenser.  
Foto: Anne Luise Ribeiro/NIVA.

I enkelte sidevassdrag og i hovedelva (Driva kraftverk og Grøa kraftverk) var det ikke mulig å samle inn vannprøver oppstrøms doseringspunktet som med sikkerhet kunne brukes som referanse for kloranalyse. Det var da nødvendig å bruke behandlet vann tilsatt avkloringsmiddel fra HACH (malonsyre  $\text{CH}_2(\text{COOH})_2$ ) som i en 1:5 fortyning (dvs. ca. 0,5 mol/l) effektivt reduserte klorkonsentrasjonen i vannet til null. Avkloringsmiddelet har også en viss effekt på fargereaksjonen til DPD, og dette måtte det derfor korrigeres for. Dette ble gjort ved å ta hensyn til avkloringsmiddelets effekt på reelle referanseprøver.

Standardene ble laget ferske hver morgen ved å fortynde en konsentrert klorkløringsmiddel med kjent konsentrasjon til 50 ml MilliQ-vann (Figur 17). Deretter ble 0,3 ml fosfatbuffer og 0,3 ml DPD tilsatt til alle prøvene. Prøvene ble ristet etter tilsetning av hvert kjemikalium før de ble satt mørkt i 15 minutter. Absorbans ble deretter avlest i spektrofotometer. Reagenser til kloranalysen ble lagd

omtrent hver andre dag på feltlaboratoriet ved hjelp av en finvekt. Ved hver produksjonsrunde ble det lagd nok til å fordele ut reagensene til periferilagene og deres komparatorsett. Feltlaboratoriet og periferilagene med komparatorer brukte dermed alltid samme løsning.



Figur 19. Standardene ble lagd ferske hver morgen og dannede beregningsgrunnlag for klorkonsentrasjonene som ble målt utover dagen. Foto: Anne Luise Ribeiro/NIVA.

### 2.6.3 Bestemmelse av klorkonsentrasjon ved bruk av komparator

I perifere vannforekomster slik som sidebekker ble klorkonsentrasjonen målt hver dag ved bruk av komparator av merket Lovibond Nessleriser 2150 (Figur 18). Denne metoden gir ikke et like nøyaktig analysesvar, men den kan gjennomføres ute i felt ved den aktuelle lokalitet og analysesvaret foreligger innen 10 minutter. Fokuset i sidebekkene var å sørge for at klorkonsentrasjonene til enhver tid lå innenfor behandlingsrelevant (15-20  $\mu\text{g}$  klor/l) konsentrasjon. Det ble brukt komparator med to rør på 113 mm og en fargeskive med nyanser av magenta, tilpasset DPD som fargereagens, til å anslå omtrentlig klorkonsentrasjon i sidebekkene. Testen ble utført ved å fylle de to rørene med 50 ml ellevann. Deretter ble det i det ene røret tilsatt syv dråper fosfatbuffer<sup>1</sup>, syv dråper DPD<sup>2</sup> og én dråpe mettet kaliumjodidløsning før begge rørene ble satt inn i komparatoren. Fargeskiven med ulike fargenyanser av magenta dekket det reagensfrie prøverøret. De ulike magenta-nyansene er knyttet til en kjent klorkonsentrasjon og fungerer som en referanse mot det andre prøveglasset tilsatt reagenser. Etter to minutter ble prøvene avlest ved at skiven ble rotert til fargen stemte overens med den aktuelle vannprøven.

<sup>1</sup> 30 g dinatriumhydrogenfosfat, 46 g kaliumdihydrogenfosfat og 0,8 g dinatrium-EDTA i 1 liter MilliQ

<sup>2</sup> 1,5 g DPD, 2 ml konsentrert svovelsyre og 0,2 g dinatrium-EDTA i 1 liter MilliQ



Figur 20. Avlesning av estimert klorkonsentrasjon ved hjelp av komparator. Foto: Åge Flakk

#### 2.6.4 Vurdering av klorresultater; begrepet «mikrogramdøgn»

Gjennom utviklingen av klormetoden har det etter hvert blitt samlet inn tilstrekkelig data til å etablere en sammenheng mellom klorkonsentrasjon i vannet over tid, og effekt på parasitten som følge av kloreksponeringen (se Hytterød mfl. 2021 og Olstad mfl. 2021). Det er store usikkerheter forbundet med akkurat når parasittene dør, siden frekvensen på undersøkelse av fisk nødvendigvis blir for lav særlig når parasittene forsvinner raskt fra fisken (i løpet av timer). Likevel kan det observeres at en målbar totalbelastning av klor over tid ser ut til å gi en relativt forutsigbar respons hos parasitten. «Mikrogramdøgn» har blitt valgt som benevnelse på totalbelastningen, siden denne representerer antall mikrogram aktivt klor i vannet over antall døgn. Eksempelvis vil 10  $\mu\text{g/l}$  i 10 døgn utgjøre 100 mikrogramdøgn. Erfaringene fra forsøkene i utviklingen av klormetoden så langt tilsier at 70 mikrogramdøgn har en svært god effekt mot parasitten, og at 90 mikrogramdøgn fjerner den helt. Dette forutsetter imidlertid at konsentrasjonen av klor i vannet ligger innenfor et visst vindu. Det er ikke hensiktsmessig å ha 2  $\mu\text{g/l}$  i 45 døgn, ei heller 90  $\mu\text{g/l}$  i ett døgn. Erfaringene så langt er at 10-20  $\mu\text{g/l}$  er en effektiv konsentrasjon av klor i vannet, og dette skulle tilsi at parasitten er utryddet i løpet av 5-9 dager alle de steder konsentrasjonen har vært stabil på dette nivået i dette tidsrommet. Begrepet mikrogramdøgn ble brukt første gang under forsøksbehandlingen i Driva 2021 (Hagen mfl. 2022).

#### 2.6.5 Beregning av klorforbruk

Begrepet klorforbruk brukes for å forklare hvor stor andel av en tilsatt dose som blir brutt ned momentant etter tilsetning. Et høyt klorforbruk er ikke gunstig siden kjemikalieforbruket blir høyt og varigheten av klorkonsentrasjonen blir dårligere sammenlignet med en vannforekomst som har lavt klorforbruk. Klorforbruket varierer over tid, særlig i forbindelse med større vannføringsendringer. Organisk materiale, mangan og lav pH er eksempel på faktorer som påvirker klorforbruket negativt.

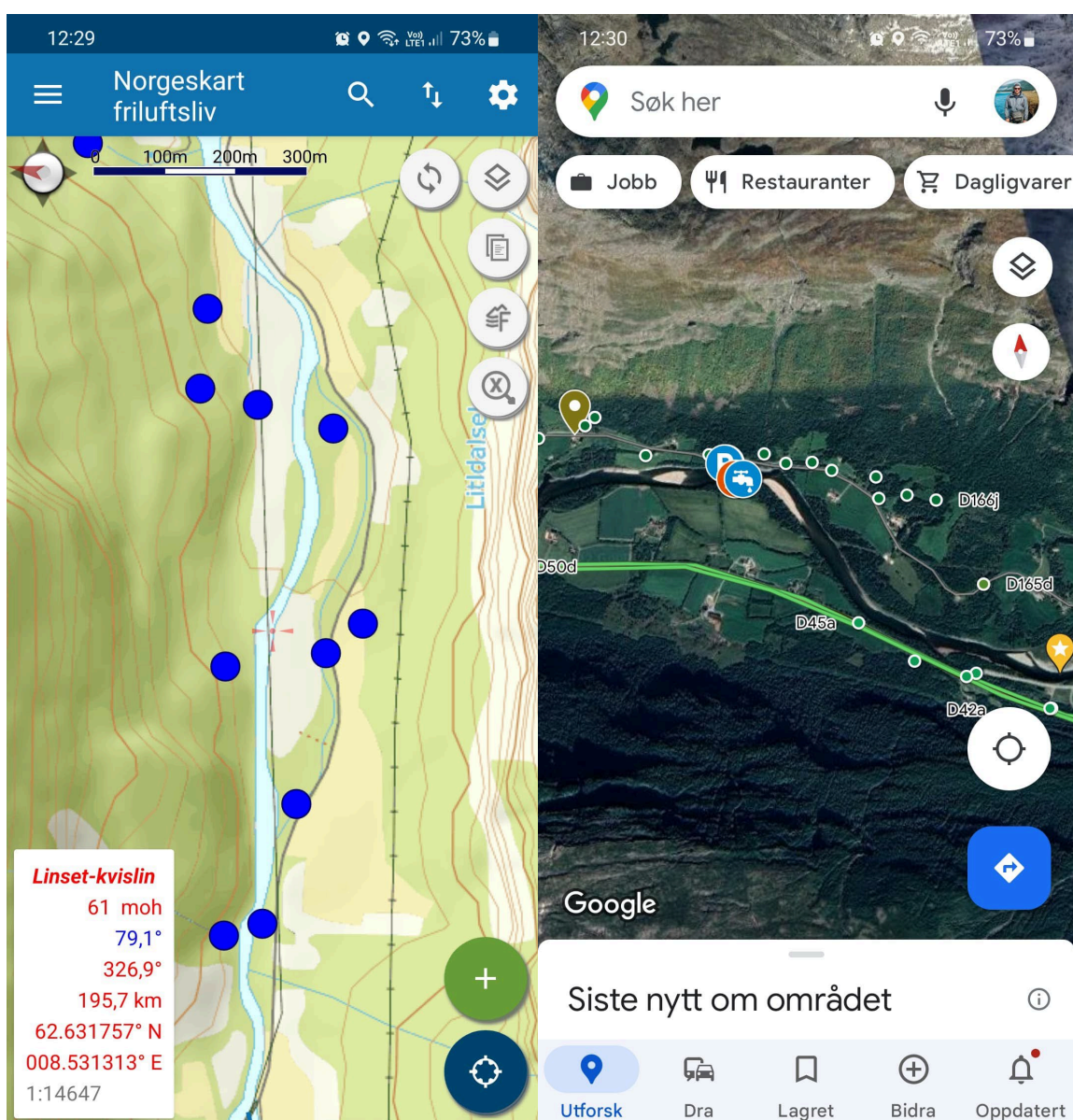
For å bestemme klorforbruket til en vannforekomst titreres vannet med klor. Det vil si at man tilsetter relevante doser klor (som monokloramin) til vannprøver for deretter å måle hvor mye aktivt klor som er igjen i prøvene. Den 11. august ble det gjennomført titreringer av vannprøver fra Fiskesperra, Driva og Grøa kraftverk og ved utløpet av Dalavatnet øverst i Litldalselva for å beregne klorforbruket før oppstart av behandlingen. Bestemmelse av aktivt klor ble utført etter 30 minutters reaksjonstid. Hensikten var å beregne klordosene som skulle tilsettes ved oppstarten av behandlingen. Prøvene ble tilsatt henholdsvis 0, 50, 100 og 150 µl av en monokloraminløsning (400 mg aktivt klor per liter). Dette tilsvarer tilsats av 0, 40, 80 og 120 µg aktiv klor (som monokloramin) per liter (heretter kalt nominell konsentrasjon). Klorforbruk (%) er betinget av dose og reaksjonstid og ble beregnet som  $X\% = 100 * (1 - \text{målt konsentrasjon} / \text{nominell konsentrasjon})$ .

### **2.6.6 Andre kjemiske tester**

Det har tidligere blitt gjennomført forsøk som viste at klorkonsentrasjonen ikke blir nevneverdig redusert av rotenon (Hagen mfl. 2021). I årets behandling skulle rotenon og kloramin brukes overlappende i enda større grad, og det var derfor viktig å undersøke om kloramin kunne redusere konsentrasjonen av rotenon. Dette kunne i så fall representert en risiko med tanke på å lykkes med tiltaket i områder der klor og rotenon brukes nær hverandre eller overlappende. Veterinærinstituttet fikk levert en kloraminløsning laget på kloranalyselaboratoriet i Driva og gjennomførte tester med ulike konsentrasjoner av kloramin i en 1 ppm rotenonløsning. Veterinærinstituttet gjennomførte tester med opp til 800 µg/l aktivt klor som kloramin uten at det ble påvist signifikante endringer i rotenonkonsentrasjonen (pers. medd. Fedor Kryuchkov, Veterinærinstituttet). Det ble derfor konkludert med at dette ikke representerte en risiko med tanke på å lykkes med tiltaket.

## 2.7 Kartløsning og navigering i felt

For at mannskapet skulle finne frem til doseringsstasjonene i felt ble det opprettet og delt et elektronisk kart fra Google som alle deltakere hadde tilgjengelig på telefonen (Figur 21). Ettersom Google sitt basekart har begrenset oppløsning var det i tillegg nødvendig å bruke applikasjonen «norgeskart friluftsliv» som tilbyr topografisk norgeskart. All informasjonen i Google-kartet var til enhver tid synkronisert til kartet i applikasjonen Norgeskart friluftsliv. Dette ble gjort ved å lenke kartene sammen med en KML (Keyhole Markup Language) nettverkskobling. Denne løsningen fungerte godt og deltakerne kunne bestemme hvilket kart som var mest hensiktsmessig å bruke for å navigere til de ulike punktene i felt. Feltledelsen hadde også muligheten til å legge til informasjon i allerede eksisterende punkter i kartet, eller opprette nye punkter fortløpende. Det kunne for eksempel legges til midlertidige punkter for at en konkret og tidsavgrenset arbeidsoppgave skulle bli gjennomført på rett sted.



Figur 21. Kartpunkter i Google Maps (venstre) og Norgeskart friluftsliv. Kilde: Google Maps og Norgeskart friluftsliv

## 2.8 Rapportering i felt

I gjennomsnitt var det 31 personer på jobb hver dag gjennom hele behandlingsperioden. Dette genererte store mengder informasjon som måtte dokumenteres og vurderes fortløpende. For å effektivt klare dette, ble det som i fjor besluttet å bruke det digitale rapporteringsverktøyet FastField under årets behandlingsperiode.

I begynnelsen av feltperioden ble det opprettet en bruker til alle prosjektmedarbeidere i applikasjonen FastField (www.fastfieldforms.com, © 2021 Merge Mobile, Inc.). Alle deltakere fikk opplæring i verktøyet før de startet med feltarbeid.

Dette er en applikasjon som lar deg skreddersy et rapporteringsskjema som brukeren deretter finner i appen og sender inn digitalt (Figur 22 for eksempel). Det ble opprettet ulike skjemaer avhengig av hva man skulle rapportere inn. I tillegg ble det opprettet et avviksskjema og et forbedringsskjema. Brukeren benyttet seg av aktuelle skjemaer avhengig av arbeidsoppgaven. Ved bruk av et slikt system kunne feltledere følge med fortløpende på innrapporterte data og deretter ta vurderinger slik som endringer i dose, bytte av batterier, påfylling av kjemikalier og annet. FastField var også tidsbesparende med tanke på etterarbeid ved endt arbeidsdag ettersom alle data allerede var registrert i portalen. Dataene kan enkelt eksporteres ut i ønsket format for videre analyse.

Skjemaene fungerte også som en sjekklister over oppgaver som skulle gjennomføres på lokaliteten. FastField bidro slik til at det sjeldent var gjøremål som ble glemt på de ulike lokasjonene.

Det ble sendt inn totalt 2640 skjemaer i løpet av feltperioden. Skjemaet «Periferi pumpestasjoner» hadde flest innsendte skjemaer med hele 1765 skjemaer innsendt.

Alle data som kom inn i FastField-databasen ble fortløpende videresendt til programvareplattformen Superset. Denne plattformen brukes for å visualisere innrapporterte data i sanntid.

Figur 22. Skjermdump av et tomt skjema for illustrasjon

## 2.9 HMS og informasjon

Det ble gjennomført en rekke tiltak både internt i prosjektet og med tanke på publikum for å sikre tilstrekkelig sikkerhet for helse og miljø. Fredag 5. august før behandlingen ble det sendt ut en SMS til alle som befant seg innenfor Driva og Litldalen med følgende tekst for å informere om prosjektet:

*I forbindelse med klorbehandling av Driva og Litldalselva mot lakseparasitten Gyrodactylus salaris vil det bli stor aktivitet i hele august. Personell med logomerkede kjøretøy og refleksvester vil arbeide i begge vassdrag og alle dager i uken. Det er viktig at publikum holder avstand til utplassert doseringsutstyr. Mer informasjon kan leses på Sunndal kommune sin nettside om Drivaregionen.*

Generell informasjon var også delt på Sunndal kommune sine nettsider. Ved fiskeperra i Driva var det satt ut skilt til elvepadlere med informasjon om doseringen lenger nede i elva. Ved alle doseringsstasjoner der det var plassert kjemikalier ble det påklistret eller satt ut laminerte informasjonsskilt som beskrev hva kjemikaliedunkene inneholdt, kontaktinformasjon til prosjektleder, og hvordan man skulle forholde seg hvis man ble eksponert for kjemikaliet. Det var satt opp sperrebånd ved hovedstasjonene i elva. I sidebekkene ble det valgt å bygge inn kjemikalie i kasser ved spesielt utsatte stasjoner som for eksempel i nærheten av barnehagen. Det ble sendt ut informasjon til legevakt i forkant (i tilfelle personskade) og brannvesen (i tilfelle utslipp) for å sikre god håndtering hvis uhellet var ute.

Andre HMS- og informasjons-tiltak bestod av å sikre god synlighet ved bruk av gule vester merket med instituttens navn, tydelig merking av vannprøvestasjoner og tydelig merking av bilene.

Det ble, som naturlig i et stort feltprosjekt, registrert en del mindre avvik i vårt avvikssystem. Disse var relatert til mindre uhell slik som små kjemikaliesøl (dråper) på person/bakke og liknende. Tiltak vil gjøres for å minimere sannsynlighet for at slikt gjentas. I tillegg oppstod det et avvik som involverte publikum. To utenforstående personer observerte smell og røyk nær en blandestasjon et stykke opp i sidebekken Skorga. Dette var en spesiallaget doseringsenhet tilpasset større vannføring enn de andre bekkene. Under ombyggingen av stasjonen ble trolig merkingen av stasjonen glemt. Samtidig som personene var i nærheten av stasjonen har vanngjennomstrømmingen i doseringsanlegget opphørt, hypokloritt og ammoniumkloridløsningen har blitt blandet sammen uten vann til stede, og varmedannelse har oppstått med en sprukket slange som resultat. Tiltak etter avviket vil bli å sørge for at også gjennomreisende får informasjon, enten gjennom SMS eller plakater ved turistinfo-plasser. I tillegg vil det gjøres endringer på designet på doseringsenheten for å hindre at varme oppstår. Det vil bli laget en tydeligere rutine for kvalitetssikring av endringer i prosjektet, slik som å sikre oppdatert merking av eventuelle ombygde stasjoner.

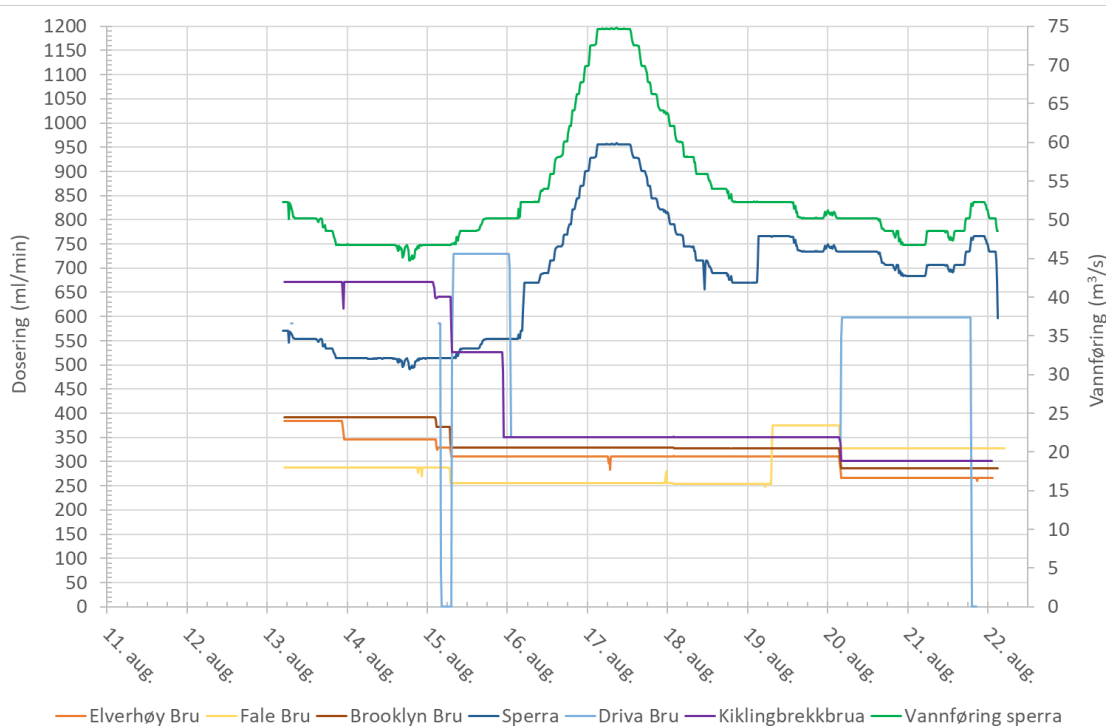


## 3 Resultater

### 3.1 Doseringssystemene og dosering i hovedelv

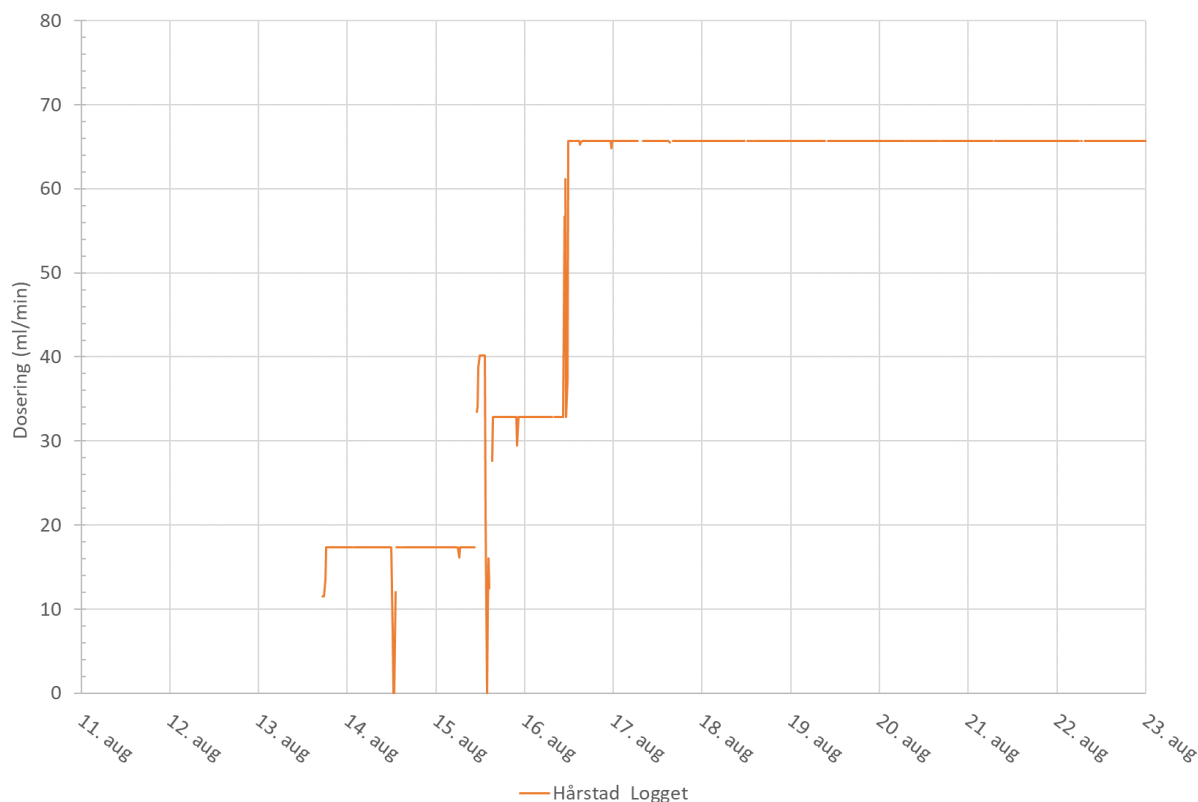
Doseringsanleggene fungerte stort sett svært stabilt og etter hensikten gjennom behandlingen. De fåtallige driftsavvikene som oppstod var knyttet til innsug av biologisk materiale som gress og mose i vannpumpene. Det vanligste avviket skyldtes at slikt materiale festet seg til vannstrøm-målerne i anleggene. Dette førte til feilaktige vannstrømmålinger i korte tidsrom, såkalte «spikes». Det ble påmontert en silplate med 3 mm lysåpning på lokalitetene hvor dette var et problem.

Datalogging kom først i gang i løpet lørdag 13. august fordi konfigurasjonen på serveren som logger data ikke var ferdigstilt. Det finnes derfor ikke automatisk loggede data eller kurver fra noen stasjoner før den 13. august (Figur 23). I tillegg mangler det i kortere og lengre perioder loggede data fra de to øverste stasjonene i Litldalen i hele behandlingsperioden på grunn av dårlig 4G-dekning i dette området. Dette vil utbedres med å ha intern logging på anleggene i tillegg. Det vil også forsøkes å utbedre mottaksforholdene på stasjonene det gjelder.



Figur 23. Oversikt over dosering i milliliter/minutt fra hovedanleggene i Driva. Vannføring ved fiskeperra er angitt med grønn farge, med akse på høyre side.

Grunnlaget for å estimere vannføringsendringer i Litldalselva var for sparsomt til at det var hensiktsmessig å justere dosen etter vannføring (se kap. 2.2.) Angitt vannføring på kontrolldisplayet i doseringsskapet ble derfor ikke endret etter oppstart og dosen ble kun justert basert på målte klorkonsentrasjoner og justert ved å endre ønsket tilsatt dose på display i doseringsskapet (eller over nettverkskobling). I og med at vannføringen var usikker, ble heller ikke den tilsatte dosen proporsjonal i forhold til vannføring. For å unngå for høy klorkonsentrasjon ble dosen justert opp trinnvis (Figur 22) til vi nådde ønsket klorkonsentrasjon i ellevannet. Kloranalysene fra feltlaboratoriet ble lagt til grunn for disse justeringene.



Figur 24. Illustrasjon av trinnvis oppjustering av mengde hypokloritt tilsatt (ml/min) fra dataloggingen på Hårstad doseringsstasjon.

### 3.2 Dosering og vannkjemi i sidebekker

På grunn av snøsmelting i fjellet og enkelte nedbørsperioder i august (se kap. 2.2) var det generelt utfordrende å definere hvilken behandlingsstrategi som skulle velges for sidebekkene i periferien. Disse utfordringene ga seg utslag i at et større antall behandlingspunkter måtte endres eller tilføyes underveis.

I løpet av behandlingsperioden ble det startet behandling av til sammen 174 punkter i sidebekker til Driva og Litldalselva. Disse punktene var fordelt mellom blandestasjoner, hypoklorittstasjoner og tablettstasjoner (se beskrivelse i kap. 2.4). De fleste stasjonene ble startet kort tid før den definerte behandlingsperioden, slik at mange av stasjonene hadde klorbehandling også noen dager før definert periode. Av de 174 stasjonene ble ni stasjoner omgjort til rotenonpunkter eller supplert med rotenonbehandling. Videre ble tre stasjoner avsluttet fordi vannveiene tørket ut. Ved avslutningen var det dermed totalt 162 aktive klorbehandlingspunkter i drift. Av disse ble 117 behandlet fra blandestasjoner, 15 fra hypoklorittstasjoner og 30 ble behandlet ved hjelp av klortabletter (Tabell 1). Omgjøring av klorpunkt til rotenonpunkt foregikk i samspill med Veterinærinstituttet, seksjon for miljø og smittetiltak. Dette gjaldt typisk på punkter med stillestående eller veldig sakteflytende vann hvor effektiv klorbehandling ikke var hensiktsmessig eller mulig.

Tabell 1. Fordeling av antall stasjoner per klorbehandlingsmetode i sidebekker til Driva og Litldalselva under behandlingen i august 2022.

	Driva	Litldalselva	Sum
<b>Blandestasjoner</b>	84	33	118
<b>Hypoklorittstasjoner</b>	14	1	15
<b>Tablettstasjoner</b>	17	13	30
<b>Sum</b>	115	47	162

Resultatet fra behandlingsperioden (13.08.22-22.08.22) viser at 148 (91%) av 162 stasjoner oppnådde mer enn 90 mikrogramdøgn, som generelt regnes som adekvat klor-eksponering for effektiv bekjempelse av *Gyrodactylus salaris*. Av disse 148 lå 120 stasjoner på over 150 mikrogramdøgn, noe som anses som veldig god behandlingseffekt. 28 stasjoner hadde målinger på mellom 150 og 90 mikrogramdøgn. I alt 91% av stasjonene oppnådde dermed en samlet kloresponering som antas å være dødelig for all gyro i løpet av behandlingsperioden. 14 stasjoner oppnådde ikke 90 mikrogramdøgn, og årsakssammenhengen for dette var slik:

- Tre tablettstasjoner med stillestående vannforekomster tørket ut eller oppstod i løpet av behandlingsperioden.
- Fem stasjoner i forbindelse med små tilløp og sig til én enkelt sidebekk, der selve sidebekken hadde veldig god behandling.
- En bekk som hadde veldig god behandling (basert på klordosering og vannføring), men som rant ut i fjorden uten at det var mulig å måle klorkonsentrasjonen daglig.
- To bekker som ble startet seint på grunn av nye bekker som oppstod under perioden med høy avrenning på grunn av smeltevann.

Det var derfor dermed bare tre stasjoner (en i Driva og to i Litldalen) hvor det reelt kan ha vært marginalt lavere dosering enn ønsket i løpet av behandlingsperioden. Alle disse tre stasjonene var utplassert i små systemer i sammenheng med behandlede sidebekker. Det antas å være svært lav sannsynlighet for at laks som er infisert med *Gyrodactylus salaris* skal ha oppholdt seg over lengere tid i disse bekkene under behandlingen.

Det konkluderes derfor med at majoriteten av sidebekker og tilhørende systemer som har vært behandlet med kloramin har hatt en tilfredsstillende klorkonsentrasjon for effektiv fjerning av *Gyrodactylus salaris*.

I overlevelsesforsøk med ørretunger (Olstad mfl. 2021) døde kun én fisk ved eksponering for 45 µg klor/l over en periode på 12 dager. I det samme forsøket døde 11 av 20 fisk ved eksponering for 75 µg klor/l. Under behandlingen i 2022 ble det målt gjennomsnittsverdier høyere enn 45 µg klor/l ved åtte stasjoner. Ved to av disse stasjonene var gjennomsnittsverdien høyere enn 75 µg klor/l. Alle strekninger som fikk behandling med gjennomsnittskonsentrasjoner høyere enn 45 µg klor/l var korte sig og småbekker. Under kartleggingen gjennomført av Veterinærinstituttet (se kap. 2.4.4) ble samtlige av de åtte lokalitetene karakterisert som vannforekomster uten oppgang av fisk eller med svært lav sannsynlighet for oppgang av fisk. Ved fire av disse stasjonene ble høy dose brukt for å sikre god behandling i kiler nedstrøms (se også kap. 3.3.2).

### 3.3 Behandling av andre områder

#### 3.3.1 Dosering i båthavna

Overflatevannet i båthavna ble analysert med komparator i indre og ytre del av havna for å måle resultatet fra klordoseringen. Dette ble gjort cirka åtte timer etter at doseringen ble gjennomført fra båten. Kloranalysene viste konsentrasjoner på cirka 30 µg/l aktivt klor i både indre og ytre del.

#### 3.3.2 Utfordrende områder i hovedelv

I Driva ble 27 punkter langs kantene av hovedelva oppsøkt for å avklare om klorkonsentrasjonen var tilstrekkelig i stilleflytende områder. Av disse ble åtte vurdert som uproblematisk, 19 ble vurdert til å trenge oppfølging i ulik grad, slik som repeterte undersøkelser eller konkrete tiltak. Det ble gjennomført tiltak ved ett punkt. Der ble det spredd kloraminvann ved hjelp av vannkanne, slik at klorkonsentrasjonen ble betydelig økt. Dette hadde ønsket effekt, men mer erfaring med slike tiltak vil bli nødvendig ved neste behandling.

I Litldalselva ble syv punkter i og langs hovedelva oppsøkt for å avklare om klorkonsentrasjonen var tilstrekkelig god. Alle syv punktene hadde tilstrekkelig god klorkonsentrasjon.

#### 3.3.3 Estuariet

Estuarieområdet Håsøran ble undersøkt 18. og 20. august. Det ble også tatt to vannprøver ved Fjordparken nord for Hydro Aluminium. Klorkonsentrasjonene varierte mellom 0 og 15 µg/l, og det var kun innerst i den ene kilen i estuariet at det ikke ble påvist klor begge dager. Det var stor variasjon, og det er nødvendig å gjennomføre hyppigere og systematiske undersøkelser ved neste behandling, samt vurdere tiltak hvis klorkonsentrasjonen ikke er tilstrekkelig.

Vannprøvene fra transektet 200-1200 m utenfor elvemunningene 21. august viste at klorkonsentrasjonen var 20-30 µg/l i overflatevannet.

### 3.4 Vannkjemi i hovedelvene

#### 3.4.1 Vannkjemiske forutsetninger

Vannet i Driva er vanligvis svært klart med konsentrasjon av organisk materiale (TOC) på < 1 mg/l. Den 16. august ble det samlet inn vannprøver for analyse ved NIVAs laboratorium. Dette var i en periode med normal til moderat lav vannføring (90 m<sup>3</sup>/s ved Elverhøy bru) midt i doseringsperioden. Resultatene (Tabell 2) fra fisketrappa viser lavere KOF-Mn, alkalitet og konduktivitet – men høyere TOC - i år enn i august 2021 (Hagen mfl. 2022). Prøvene fra 2021 ble tatt på lav vannføring ved Elverhøy bru, 40 m<sup>3</sup>/s.

I Grøa var verdiene for jern, mangan, TOC og KOF-Mn lavere i år enn i 2021. Konduktivitet, ledningsevne og pH var omtrent lik.

Analyseverdiene for Driva kraftverk for 2022 var relativt like resultatene i 2021.

Vannet i Litldalselva hadde en «tynnere» vannkvalitet, ved at både konduktivitet og alkalitet generelt var lavere enn i Driva. Verdiene for parameterne TOC og KOF-Mn var også lavere i Litldalselva enn i Driva. TOC og KOF-Mn er viktig for nedbrytningen av klor («klorforbruket»), der klorforbruket typisk øker med økende verdier for TOC og KOF-Mn. Analysene av klorforbruket i Litldalselva og Driva

kraftverk 11. august (Figur 24) viser nettopp at klorforbruket er størst i Driva kraftverk der verdiene for disse parameterne er høyest.

Tabell 2. Vannkjemi i behandlingsperioden i Driva elv (gult) og Litldalselva (blå). Analysene ble gjort av Eurofins (Tot-N og KOF-Mn) og NIVA (pH, konduktivitet, turbiditet, alkalitet, TOC, ammonium, kalsium, klorid, nitrat, jern og mangan).

Stasjon	Dato	Måleparameter										
		Fe µg/l	Mn µg/l	TOC mg/l	Turb. FNU	KOF-Mn mg O2/l	Tot-N µg/l	NO3-N µg/l	NH4-N µg/l	Kond. mS/m	pH	Alk. mmol/l
Fiskesperra	16.08	9,8	0,5	0,89	<0,30	0,5	77	60	5	2,84	7,23	0,197
Driva Kraftverk	16.08	14	0,99	1,1	0,35	0,74	39	16	7	1,89	6,87	0,115
Grøa Kraftverk	16.08	14	0,67	0,64	<0,30	0,54	29	14	8	1,61	6,62	0,078
Driva Bru	16.08	21	1,06	0,71	<0,30	0,61	84	59	17	2,63	7,07	0,164
Dalavatnet	16.08	8,1	0,89	0,79	0,38	0,54	44	14	21	1,67	6,63	0,080
Foss 1	16.08	40	1,03	0,29	<0,30	0,33	18	3	9	1,01	6,59	0,070
Tredalsbrua	16.08	8,2	0,49	0,46	<0,30	0,42	110	79	33	2,34	6,77	0,093

Litt senere i behandlingen, 16-17. august, kom det 10-15 mm nedbør i området. Det resulterte i at vannføringen økte og hadde en topp på 120 m<sup>3</sup>/s ved Elverhøy den 18. august. Nedbørsepisoden påvirket turbiditet, pH og konduktivitet i liten grad, og verdiene var også relativt stabile i resten av perioden. Dataene for disse parameterne er derfor vist som gjennomsnitt/median og maks/min-verdier i tabellene nedenfor.

I Driva var turbiditeten stabilt lav med verdier mellom 0,4 og 1,2 gjennom hele behandlingen. Det var kun små forskjeller mellom stasjonene på elvestrekningen og i sideelva Grøa. Det oppstod en liten økning i turbiditet fra 0,7 til 1,1 NTU ved Elverhøy i forbindelse med vannføringsøkningen 18. august, men dette er ikke vist i tabell eller figur. Turbiditetsøkningen var først og fremst gjeldende i Driva hovedelv, og kun i mindre grad i sideelva Grøa der turbiditeten var stabilt lav omkring 0,4 NTU (Tabell 3). Turbiditeten ved Kiklingbrekkbrua viser et avvikende mønster sammenliknet med resten av hovedelva, men dette skyldes at det kun var to målinger ved denne stasjonen slik at variasjonen ikke ble registrert. Til sammenlikning ble det målt opp mot 18 NTU ved Kiklingbrekkbrua under kraftig nedbør og vannføringsøkning i 2021 (Hagen mfl. 2022).

Tabell 3. Gjennomsnittlig turbiditet ved ulike doseringsstasjoner i Driva gjennom behandlingsperioden.

Driva	Turbiditet (NTU)			
	Gjennomsnitt	Maks	Min	Antall målinger
Bommen nord	0,7	1,1	0,4	5
Fale bru	0,7	0,9	0,6	3
Grøa dosesjekk	0,4	0,5	0,4	5
Elverhøy	0,7	1,1	0,5	4
Kiklingbrekkbrua	0,9	0,9	0,9	2
Fylkesveibrua	0,9	1,2	0,7	3

I Litldalselva var turbiditeten lavere og mer stabil enn i Driva, mellom 0,3 og 0,7 NTU (Tabell 4). Vannet fremstod visuelt som svært klart og ufarget (Figur 25). Turbiditeten var stabil gjennom behandlingsperioden, og det var kun marginale forskjeller (opp til 0,3 NTU) mellom stasjonene i elva.

Tabell 4. Gjennomsnittlig turbiditet ved de ulike doseringsstasjonene i Litldalselva gjennom behandlingsperioden.

Litldalselva	Turbiditet (NTU)			
	Gjennomsnitt	Maks	Min	Antall målinger
Dalavatnet	0,4	0,5	0,3	5
Litldal toppdoserer	0,5	0,6	0,4	4
Skytebanen	0,5	0,5	0,4	5
Linset	0,7	0,7	0,7	1
Haarstad bru	0,4	0,4	0,4	1
Sjølsenga	0,4	0,5	0,3	6



Figur 25. Litldalselva ved stasjonen Sjølsenga. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

Verdiene for konduktivitet og pH i Driva var såpass like mellom prøvestasjonene at de ble slått sammen (Tabell 5). Konduktivitet og pH var høyere i Driva hovedelv enn vannet som kom gjennom kraftverkene i Grøa og Driva. pH var høyere i Grøa i år (6,7-7,0) enn i 2021 (6,3-6,8). Lav pH vil, sammen med høye verdier av TOC, føre til høyt klorforbruk. Høyere pH og lavere TOC i år enn 2021 (Hagen mfl. 2022) kan derfor forklare hvorfor det var utfordringer med stort klorforbruk i Grøa i 2021.

Tabell 5. Konduktivitet og pH i Driva under behandlingsperioden

Driva	Konduktivitet ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )				pH			
	Gjennomsnitt	Maks	Min	Antall målinger	Median	Maks	Min	Antall målinger
Driva hovedelv	26	29	23	77	7,2	7,4	6,9	70
Driva kraftverk dosesjekk	18	21	15	11	7,0	7,1	6,8	10
Grøa dosesjekk	16	17	14	11	6,9	7,0	6,7	10

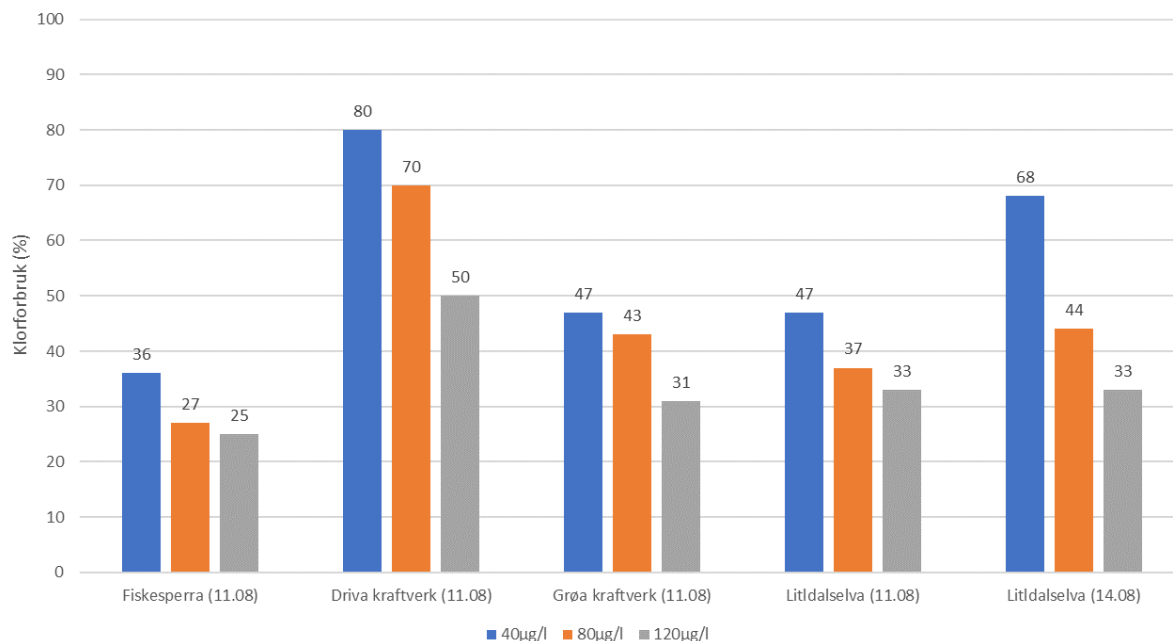
Det var lavere konduktivitet og pH i Litldalselva (Tabell 6) enn i Driva hovedelv. pH var likevel ikke så lav at det ga et høyt klorforbruk. Dette skyldes at også verdiene for TOC var lave i Litldalselva.

Tabell 6. Konduktivitet og pH i Litldalselva under behandlingsperioden

Litldalselva	Konduktivitet ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )				pH			
	Gjennomsnitt	Maks	Min	Antall målinger	Median	Maks	Min	Antall målinger
Dalavatnet ref	17	20	17	11	7,0	7,1	6,7	11
Skytebanen	19	19	16	12	6,9	7,3	6,7	11
Oppstrøms Dalen	20	21	20	4	6,9	7,0	6,7	4
Linset	20	21	19	12	6,9	7,2	6,7	11
Haarstad	22	23	19	12	6,8	6,9	6,7	11
Sjølsenga bru	23	25	21	11	6,8	7,0	6,7	11
Tredalsvegen bru	23	25	21	12	6,9	7,0	6,7	11

### 3.4.2 Hovedelvene

I kapittel 2.2 ble det vist hvordan vannføringen endret seg gjennom behandlingsperioden. Erfaringene med klormetoden viser at vannføring og vannets kjemiske egenskaper er avgjørende for hvor mye klor som må doseres til elva for å oppnå en ønsket konsentrasjon av virksomt klor. Vannets kjemiske egenskaper, og særlig pH, mangan og organisk materiale, påvirker hvor stor andel av en gitt dose klor til en vannprøve som brytes ned i løpet av et gitt tidsrom (se definisjon i kap. 2.6.5). Dette kalles «klorforbruk» i dette prosjektet. Kunnskap om klorforbruket ved de ulike stasjonene er gode hjelpemidler ved oppstart av stasjonene og ved evalueringen og eventuelle justeringer av tilsatt dose. Klorforbruket i vannet fra ulike lokaliteter den 11. august viser at det er relativt store forskjeller i klorforbruk på tvers av de ulike stasjonene. Det er også forskjeller i klorforbruk i forhold til klorkonsentrasjon tilsatt, noe som skyldes at forbruket uttrykkes i prosent av tilsatt dose (Figur 24). Kjemikalieforbruket per kubikkmeter vann var for eksempel høyere i Driva kraftverk enn ved Fiskesperra. Den store forskjellen i klorforbruk i Litldalselva mellom de to prøvedatoene ved 40  $\mu\text{g}$  tilsatt er ikke undersøkt nærmere, men kan skyldes vannføringssendringer som påvirker forholdet mellom grunnvann og overflatevann i elva.



Figur 26 – Beregning av klorforbruk ved tre ulike klorkonsentrasjoner i vann hentet fra Fiskesperra, Driva kraftverk, Grøa kraftverk og Litldalselva (to prøvedatoer).

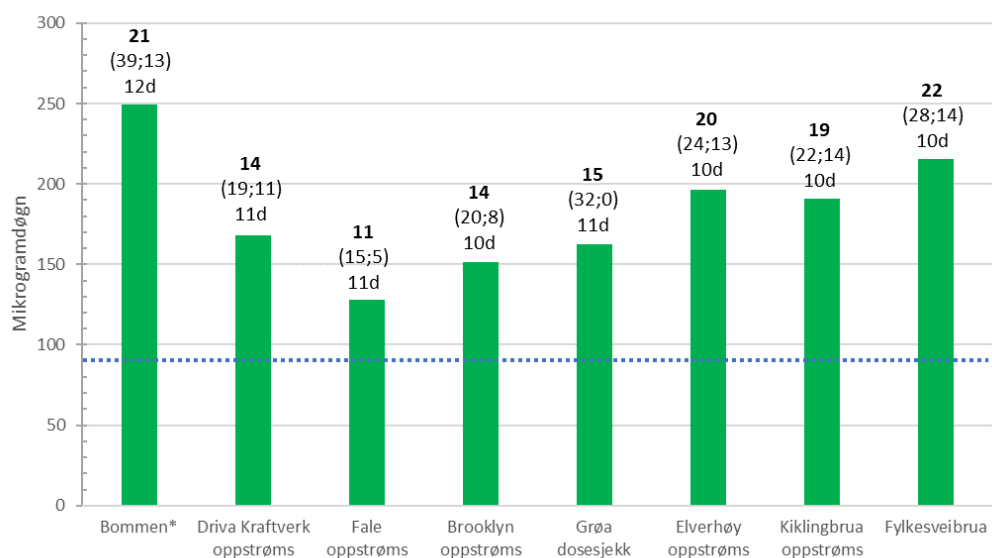
Klorverdiene fra stasjonene er et effektmål på om klordosen tilsatt fra doseringspunktet oppstrøms i vassdraget når frem til neste doseringspunkt uten å bli for lav. Disse «oppstrøms-verdiene» fra stasjonene viser at det var tilstrekkelig dosering i begge elver til å holde rett klorkonsentrasjon over hele behandlingsstrekningen fra fiskesperra/vandringshinder til sjøen.

Mikrogramdøgnverdiene viser at alle stasjoner i begge vassdrag har hatt mer, og dels betydelig mer, enn de 90 mikrogramdøgn som er tilstrekkelig for å fjerne *G. salaris* fra laksunger i forsøksoppsett (Figur 25 og Figur 26).

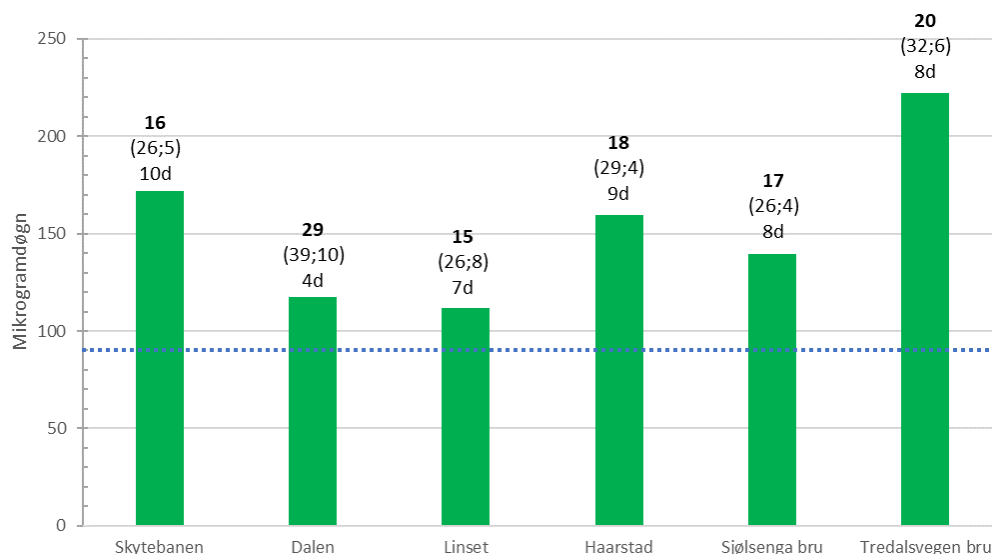
Stasjonen «Bommen» i Driva er et gjennomsnitt av stasjonene «bommen sør» og «bommen nord» (se kap. 2.6.1). Stasjonen «Dalen» i Litldalselva ble etablert 19. august, etter erfaring med at det var vanskelig å opprettholde klordosen fra Skytebanen helt ned til Linset uten å dosere uforholdsmessig hardt ved Skytebanen. Vannprøvestasjonen «Dalen» rett oppstrøms den nye stasjonen ble etablert samtidig. Det er derfor få analysetall for klor ved denne stasjonen og kun fire offisielle behandlingsdager. Basert på analysetallene fra Linset, lenger ned i vassdraget, vet vi likevel at det har vært minst syv dager med god behandling ved Dalen doseringsstasjon og trolig minst 150 mikrogramdøgn.

Klorresultatene fra vannprøvestasjonen Fale oppstrøms var tilstrekkelig gode til å fjerne parasitten, men likevel lavere enn alle andre stasjoner i vassdraget. Årsaken til dette er ikke avklart, og skyldes trolig en kombinasjon av flere faktorer. Dette vil undersøkes nærmere ved neste behandling.





Figur 27. Mikrogramdøgn per stasjon i Driva for hele behandlingsperioden. Stiplet linje representerer 90 mikrogramdøgn. Verdiene over stolpene representerer **gjennomsnitt** samt maks- og min-verdier (i parentes), samt antallet dager tallene er beregnet fra. \*Stasjonen «Bommen» er et gjennomsnitt av stasjonene «Bommen nord» og «Bommen sør».



Figur 28. Mikrogramdøgn per stasjon i Litldalselva for hele behandlingsperioden. Stiplet linje representerer 90 mikrogramdøgn. Verdiene over stolpene representerer **gjennomsnitt** samt maks- og min-verdier (i parentes), samt antallet dager tallene er beregnet fra.

## 4 Konklusjon og oppsummering

Behandlingen av hovedelva Driva gikk som planlagt, og det har blitt oppnådd en tilstrekkelig god behandling til at all fisk som har mottatt denne behandlingen skal ha blitt fri for *G. salaris*. Undersøkelser i kantene av elva viste at det kan være enkelte områder, slik som stillestående bakevjer, som har fått dårligere behandling enn data fra vannanalysene skulle tilsi. Dette innebærer ikke nødvendigvis at behandlingen har vært for dårlig der, men at det må legges større ressurser i å oppsøke og sikre slike områder ved neste behandling.

Behandlingen av hovedelva Litldalselva kom i gang senere enn ønsket, men det ble likevel oppnådd en tilstrekkelig god behandling til at all fisk som har mottatt denne behandlingen skal ha blitt fri for *G. salaris*. Det ble observert mye perifere tilsig av smeltevann fra fjellet, noe som også bekreftes med at det ble observert fortykning eller nedbrytning av klorkonsentrasjonen i litt større omfang enn forventet. Dette var for eksempel årsaken til at doseringsstasjonen Dalen ble opprettet. Litldalselva vil kreve mer kartlegging langs elv og i utfordrende områder før og under neste behandling. Det er også nødvendig med bedre 4G-tilgang til anleggene øverst i vassdraget, samt flere målte og definerte vannføringspunkter i elva slik at det lettere kan styres basert på målt vannføring.

I sidebekkene i Driva og Litldalselva var det 14 stasjoner som ikke nådde det oppsatte målet som anses som tilstrekkelig for å fjerne parasitten. Sannsynligheten for at *G. salaris* skal ha overlevd behandlingen på noen av disse stedene er diskutert og funnet svært lav.

Det er ikke kjent i hvor stor grad laksunger benytter estuariet og båthavna som habitat. Det ble heller ikke funnet laksunger under rotenonbehandlingen som ble gjennomført langs moloen i båthavna (Bardal mfl. under utarbeidelse). Som et føre var-prinsipp bør likevel disse områdene fortsatt undersøkes hyppig med tanke på klorkonsentrasjon og behandlingseffekt, og om nødvendig behandles med tilpassede tiltak under neste behandling. Behandlingen av båthavna fra motorbåt hadde god effekt, men varigheten og utstrekningen vertikalt av behandlingen er ikke undersøkt i detalj. Hyppigheten av undersøkelser og behandling i båthavna må vurderes og tilpasses før neste behandling.

Samarbeid og kommunikasjon med kraftverkene Driva, Grøa og Aura fungerte godt og la godt til rette for behandlingen. Driva kraftverk har en transporttunnel der det er vanskelig å dokumentere hvorvidt man har hatt god klorkonsentrasjon i hele tunnelen. Derfor ble det brukt rotenon i tillegg til klor for å øke sannsynligheten for å lykkes. Det trengs ytterligere tilpassing av behandlingsmetode, kjemikalievalg og/eller dokumentasjonsmetoder for transporttunnelen i Driva kraftverk før neste behandling.

Blandingen av innleid og instituttbasert bemanning, samt teaminndelingene i felt, fungerte godt og etter hensikten. Innrapportering av data i felt og administrasjonen av arbeidet fungerte godt. Kapasitetsmessig er det behov for bemanningsøkning på både administrasjon og feltpersonell.

Behandlingen var totalt sett vellykket, særlig gitt de vannføringsmessige utfordringene som oppstod på grunn av smeltevanntilførsel til sidebekkene. Dette gir grunn til å forvente at en samlet behandling over totalt to år vil ha god sannsynlighet for å lykkes.

## 5 Referanser

- Anon 2014. Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Miljødirektoratet 2014. 114 s.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., & Olstad, K. 2014. Low concentrations of sodium hypochlorite affect population dynamics in *Gyrodactylus salaris* (Malmberg, 1957); Practical guidelines for the treatment of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parasite. Journal of Fish Diseases 37, 1003-1011.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø., Darrud, M., Holter, T., Svendsen, J., Mo, T.A., Escudero, C., Martinez-Francés, E. & Gjessing, M. 2018. Forsøksbehandling med monokloramin mot *Gyrodactylus salaris* i elva Glitra. NIVA-rapport 7238-2018. 27 s.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H., Martínez-Francés, E; Höglund, E., Uhlig, S., Fæste, C.K., Ivanova, L., Gjessing, M.C., 2019a. Effekter på laks (*Salmo salar*) ved eksponering for monokloramin. NIVA-rapport 7358-2019. 37 s.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H. & Martínez-Francés, E. 019b. Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris* - feltforsøk i Batnfjordselva. NIVA-rapport 7359-2019. 44 s.
- Hagen, A.G., Becsan, I., Garmo, Ø.A., Hansen, P.S., Holter, T.H., Olstad, K., Skogan, O.A.S., Amundsen, M.M., Ribeiro, A.L., 2021a. Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ved flere doseringspunkter i Driva. NIVA-rapport 7617-2021. (39 sider)
- Hagen, A.G., Becsan, I., Escudero, C., Garmo, Ø.A., Grønneberg, E., Hansen, P.S., Holter, T., Hytterød, S., Martinez-Frances, E., Olstad, K., Ribeiro, A.L., Rusch, J., 2021b. Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva. NIVA-rapport 7575-2021. 40s.
- Hagen, A.G., Holter, T.H., Olstad, K., Garmo, Ø., Hansen, P.S., Høgberget, R., Skogan, O.A.S., Ribeiro, A.L., Amundsen, M.M., Becsan, I. & Meyer, K. 2022. Storskala utprøving av klordosering i Driva 2021. NIVA-rapport 7724-2022. 55 s.
- Hansen, H., Fornes, G. J., Mohammad, S. N., Børresen, J. H., Amundsen, M. M. and Welde, H. I. 2022a. The surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway 2021. Surveillance program report. Veterinærinstituttet 2022. 11s.
- Hansen, H., Mohammad, S.N., Welde, H.I. og Amundsen, M. 2022b. The post-treatment surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Norway 2021. Surveillance program report. Veterinærinstituttet 2022. 6s.
- Hindar, A., Hagen, A.G., Hytterød, S., Høgberget, R., Moen, A. & Olstad, K. 2015. Tiltak med AIS for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva i 2011 og 2012. NIVA-rapport 6701-2015. 75 s.
- Hytterød, S., Olstad, K., Holter, T., Rusch, J., Garmo, Ø., Gjessing, M., Kraugerud, M. & Hagen, A.G. 2021. Effekter av kloramineksponering på stor, voksen laks (*Salmo salar*). NIVA-rapport 7576-2021. 30 s.

Olstad, K., Holter, T., Hagen, A.G., Ribeiro, A.L., Amundsen, M.M., & Garmo, Ø. 2021. Tålegrense hos ørret (*Salmo trutta*) og effekt på *Gyrodactylus salaris* ved eksponering for monokloramin. NIVA-rapport 7616-2021. 21 s.

Soleng, A. & Bakke, T.A. 1997. Salinity tolerance of *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea): laboratory studies. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 1837-1845.

## NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 · 0349 Oslo  
Telefon: 02348 · Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) · [post@niva.no](mailto:post@niva.no)