

Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ved flere doseringspunkter i Driva



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 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

Tittel Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> ved flere doseringspunkter i Driva	Løpenummer 7617-2021	Dato 19.04.2021
Forfatter(e) Anders Gjørwad Hagen ¹ , Ingar Becsan ¹ , Øyvind Garmo ¹ , Peter Stig Hansen ¹ , Tobias Holter ³ , Kjetil Olstad ³ , Odd Arne Segtnan Skogan ¹ , Marit Måsøy Amundsen ² og Anne Luise Ribeiro ¹ . ¹ Norsk institutt for vannforskning, ² Veterinærinstituttet i Oslo, ³ Norsk institutt for naturforskning	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Møre og Romsdal	Sider 39

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Jarle Steinkjer
Miljødirektoratet rapport M-2002 2021	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180127

Sammendrag

Det er nå veletablert at klor tilsatt som monokloramin i svært lave konsentrasjoner kan fjerne *Gyrodactylus salaris* fra laksunger i løpet av få dager uten å ha synlige negative effekter på fisken.

I denne rapporten presenteres et feltforsøk der målet har vært å få ytterligere kjennskap til dosering av kloramin i stor skala ved å inkludere en lengre elvestrekning enn i tidligere forsøk, samt å undersøke samspillet mellom flere doseringsanlegg i hovedelva. I tillegg ble det tilsatt kloramin fra mindre doseringsanlegg i fire sidebekker; Røta, Somrungen, Gryta og Vermøybekken.

Undersøkelsene ble gjennomført i elva Driva, der kloraminløsningen ble tilsatt elvevannet ved tre lokasjoner. Målinger av klor ble gjort ved en rekke stasjoner i elva, ned til cirka 18 km fra øverste doseringspunkt ved fiskesperra ved Snøvasmelan.

Klorkonsentrasjonen i elva ble som forventet gradvis redusert fra tilsetningspunktet til målepunktene nedover i elva, i tråd med det som tidligere er målt under forsøk i Driva. Dosering fra påfriskpunkter i elva sørget imidlertid for at ønsket klorkonsentrasjon ble opprettholdt 6,4-10 km nedover i vassdraget fra øverste doseringspunkt ved fiskesperra. Forsøket var vellykket, og resultatene viser at metoden er klar for å tas i bruk i en fullskala testdosering.

Fire emneord	Four keywords
1. <i>Gyrodactylus salaris</i>	1. <i>Gyrodactylus salaris</i>
2. Monokloramin	2. Monochloramine
3. Behandling	3. Treatment
4. Driva	4. Driva

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

Anders Gjørwad Hagen
Prosjektleder/Hovedforfatter

Øyvind Kaste
Kvalitetssikrer

Kristoffer Kalbekken
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-7353-3

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Forsøksbehandling med monokloramin mot
lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ved flere
doseringspunkter i Driva**

Forord

På bakgrunn av tidligere utredningsarbeid fremla prosjektgruppen i februar 2018 et forslag til Miljødirektoratet om videre utredning av klor som bekjempelsesmiddel i kampen mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Med utgangspunkt i et skissert treårig prosjekt valgte Miljødirektoratet å etablere en treårig intensjonsavtale (Avtalenummer 19087455).

Prosjektet er organisert som et samarbeid mellom NIVA, Veterinærinstituttet og NINA. Koordinerende og administrativt ansvar har ligget hos NIVA, ved prosjektleder Anders Gjørwad Hagen.

I dette delprosjektet har Anders Gjørwad Hagen vært prosjektleder, spesifisert overordnet utforming av doseringsanlegget og ledet feltforsøket. Ingar Becsan har konstruert blandeskap. Øyvind Garmo har bidratt med kjemifaglige råd i tillegg opplæring av labpersonale. Peter Stig Hansen har konstruert styreskapet og elektronikkdelen av blandeskapet, samt deltatt på feltforsøket. Tobias Holter har deltatt på planlegging av feltforsøket, deltatt på feltforsøket og ledet deler av feltforsøket. Elena Martínez-Francés har bidratt med reagenser til feltforsøkene. Kjetil Olstad har deltatt på planlegging og gjennomføring av feltforsøkene. Odd Arne Segtnan Skogan har deltatt på gjennomføring av feltforsøket. Anne Luise Ribeiro og Marit Amundsen har gjennomført kloranalyser under feltarbeidet og rapportert resultatene.

Forsøket som rapporteres her er gjennomført i nedre deler av elva Driva i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. Inger Helene Sira hjalp til med koordinasjon og kommunikasjon av prosjektet lokalt i Driva. Helge Bardal, Pål Adolfsen, Roar Sandodden, Svein Aune og Steinar Stensli ved Veterinærinstituttet i Trondheim, seksjon for miljø og smittetiltak hjalp til med forsøksgjennomføringen. Rolf Høgberget skaffet diverse utstyr til doseringssystemet.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Jarle Steinkjer. Alle takkes for det gode samarbeidet.

Oslo, 19.04.2021

Anders Gjørwad Hagen,
prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
2	Materialer og metoder	9
2.1	Forsøkslokaliteten	9
2.2	Vannhastighet og valg av vannprøvepunkter.....	11
2.3	Doseringsystemet for hovedelva	13
2.3.1	Prinsippskisse og blanding av kjemikalier	15
2.3.2	Måling av vannføring i elva	17
2.3.3	Online overvåking og datalogging.....	18
2.3.4	Automatisk og manuell dosering	18
2.3.5	Overvåking av operasjonelle grenseverdier.	20
2.4	Doseringsystemet for sidebekker	20
2.5	Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt	21
2.5.1	Bestemmelse av klorkonsentrasjon ved bruk av komparator	22
2.5.2	Testing av klorkjemi	23
3	Resultater	24
3.1	Doseringssystemene og dosering i hovedelv	24
3.2	Dosering i sidebekker	26
3.2.1	Erfaringer med stabilitet av kjemikaliet.....	26
3.3	Vannkjemi.....	27
3.3.1	Hovedelva.....	27
3.3.2	Sidebekker.....	31
3.4	Annet/diverse andre erfaringer.....	32
3.4.1	Vannets klorforbruk	32
3.4.2	Tidsbetinget klortap i vannprøveflasker	32
4	Diskusjon	33
4.1	Doseringsanlegget, endringer på design	33
4.2	Doseringsforsøket.....	33
4.2.1	Doseringen	33
4.2.2	Plassering av doseringsanlegg.....	34
4.2.3	Dosering i sidebekker	35
4.3	Tålegrense og dosevalg	36
5	Konklusjon	37
6	Referanser	38

Sammendrag

Det er nå veletablert at klor tilsatt som monokloramin i svært lave konsentrasjoner kan fjerne *Gyrodactylus salaris* fra laksunger i løpet av få dager uten å ha synlige negative effekter på fisken. Ved en eventuell behandling med kloramin mot *G. salaris* der målet er å utrydde parasitten fra et vassdrag, må alt vann der *G. salaris* kan oppholde seg behandles. Dette krever tilsetning av kloramin fra flere doseringspunkter i hovedelva, samt i sideelver og sidebekker, for å tilføre ny virksom klor når konsentrasjonen av aktiv klor gradvis reduseres med tiden.

I denne rapporten presenteres et feltforsøk der målet har vært å få ytterligere kjennskap til dosering av kloramin i stor skala ved å inkludere en lengre elvestrekning enn i tidligere forsøk, samt å undersøke samspillet mellom flere doseringsanlegg i hovedelva. I tillegg ble det tilsatt kloramin fra mindre doseringsanlegg i fire sidebekker; Røta, Somrungen, Gryta og Vermøybekken.

Undersøkelsene ble gjennomført i elva Driva, med operasjonell base ved fiskesperra i nærheten av Snøvasmelan. Kloraminløsningen ble tilsatt fra et dyserør ved sperra, til vannet ved utløpet fra Driva kraftverk, og fra et dyserør ved en påfriskstasjon 80 m nedstrøms kraftverkutløpet på motsatt side av elva fra kraftverket. Målinger av klor ble gjort ved en rekke stasjoner i elva, ned til cirka 18 km fra øverste doseringspunkt ved fiskesperra.

Klorkonsentrasjonen i elva ble som forventet gradvis redusert fra tilsetningspunktet til målepunktene nedover i elva, i tråd med det som tidligere er målt under forsøk i Driva. Doseringen i kraftverkvannet og påfriskdoseringen sørget imidlertid for at ønsket klorkonsentrasjon ble opprettholdt 6,4-10 km nedover i vassdraget fra øverste doseringspunkt ved fiskesperra.

Forsøket var vellykket, og resultatene viser at metoden er klar for å tas i bruk i en fullskala testdosering.

Summary

Title: Experimental treatment using monochloramine against the salmon parasite *Gyrodactylus salaris* at multiple dosing locations in river Driva

Year: 2021

Author(s): Anders Gjørwad Hagen, Ingar Becsan, Øyvind Garmo, Peter Stig Hansen, Tobias Holter, Kjetil Olstad, Odd Arne Segtnan Skogan, Marit Måsøy Amundsen og Anne Luise Ribeiro.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7353-3

It is now well established that chlorine added as monochloramine in very low concentrations can remove the salmon parasite *Gyrodactylus salaris* from salmon juveniles within a few days and without having visible negative effects on the fish. In the event of any treatment with chloramine against *G. salaris* where the goal is to eradicate the parasite from a watercourse, all water where *G. salaris* can be present must be treated. This requires addition of chloramine from several dosing stations along the main river, and in tributaries, to supply new active chlorine when the concentration gradually decreases with time.

This report presents a field study where the goal has been to gain further knowledge about dosing chloramine on a large scale by including a longer river stretch than in previous trials, and to investigate the interaction between several dosing stations in the main river. In addition, chloramine was added from smaller dosing stations in four tributary streams: Røta, Somrungen, Gryta and Vermøybekken.

The investigations were carried out in the river Driva, with an operational base at the fish barrier near Snøvasmelan. The chloramine solution was added from a nozzle pipe at the fish barrier, to the outflow of the Driva power plant, and from a nozzle pipe at a refreshment station 80 m downstream and on the opposite side of the power plant outlet. Measurements of chlorine were made at several stations in the river, ranging 18 km downstream from the uppermost dosing point at the fish barrier.

As expected, the chlorine concentration in the river was gradually reduced from the point of addition to the measuring points further downstream, which was in line with previous measurements during field studies in Driva. However, the dosing in the power plant outflow and refreshment dosing further down the river ensured that the target chlorine concentration was maintained 6.4-10 km downstream from the uppermost dosing station.

The experiment was successful, and the results show that the method is ready for use in a full-scale test dosing in Driva.

1 Innledning

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ble innført til Norge på 70-tallet og har pr. 2020 blitt påvist i 51 norske elver (Hytterød mfl. 2020). 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). Det brukes derfor store ressurser på bekjempelse av parasitten og per 10. desember 2020 er 39 vassdrag friskmeldt, fire vassdrag er ferdig behandlet men fortsatt ikke friskmeldt og åtte vassdrag fordelt på to regioner er fortsatt infiserte (Mattilsynet 2020; Hytterød mfl. 2020). Nåværende smittestatus, i tillegg til faren for fremtidige nye innførsler fra smittede regioner og/eller infiserte vassdrag i våre naboland, tilsier at vedlikehold og utvikling av metoder for bekjempelse fortsatt er viktig.

Laboratorieforsøk ved Veterinærinstituttet (VI) i Oslo har vist at hypokloritt tilsatt i svært lave konsentrasjoner til vannet kan fjerne *G. salaris* fra laksunger i løpet av 2-6 dager uten å ha synlige negative effekter på fisken (Hagen mfl. 2014). De siste årene er det gjort en rekke forsøk med formål å utvikle klor som behandlingsmetode mot *G. salaris* i elver. Gjennom disse forsøkene er det blant annet funnet at klorforbindelser tilsatt som monokloramin har en mer langvarig effekt mot parasitten enn om det blir tilsatt som hypokloritt (Hagen mfl. 2018). God varighet av effekten mot parasitten nedover vassdraget er en viktig egenskap for kjemikaler brukt ved fullskala behandling i vassdrag. Den mer langvarige effekten av monokloramin mot patogene bakterier er også kjent fra drikkevannsbehandling, hvor noen vannverk bruker kloraminering for at klor skal holde seg på aktiv form mens vannet spres på distribusjonsnettet.

Klordoseringsforsøk i elva Glitra, øverst i Lierelva i Buskerud høsten 2017, viste at monokloramin også har god behandlende effekt mot *G. salaris* når kjemikaliet tilsettes og transporteres med vannmassene i et naturlig vassdrag: Effekten fra ett doseringspunkt vedvarte i minimum 80 minutter etter kloramintilsettingen (Hagen mfl. 2018). Klordoseringsforsøk gjennomført i elva Driva i Sunndalen høsten 2019 viste videre at doseringsmetoden med hell kunne oppskaleres slik at klorkonsentrasjonen fra doseringspunktet ved fiskesperra i Snøvasmelan hadde god varighet (Hagen mfl. 2021a). Under forsøksperioden ble det oppnådd en konsentrasjon av klor på typisk 5-10 µg/l på hele forsøksstrekningen.

Under en behandling mot *G. salaris*, uansett valg av kjemikalie, vil det være avgjørende at alle potensielle bærere av parasitten eksponeres for virksomme konsentrasjoner av kjemikaliet 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 er i utgangspunktet tenkt å følge 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 utløpet. Tilløpselver, sidebekker og øvrige tilløp med rennende vann behandles etter samme prinsipp med nedskalerte doseringsstasjoner. Som følge av tidkrevende logistikk for dosering og innblanding i vannforekomster med svært lav eller ingen vanngjennomstrømming (for eksempel dammer eller delvis tørre/sakterennende bekkeløp) er ikke kloramin hensiktsmessig her. Slike forekomster behandles derfor med CFT-legumin. 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 individuelt 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.

Målkonsentrasjonen av klor velges slik at det oppnås tilfredsstillende behandlende klor kjemi samtidig som at fisken ikke dør (se nærmere diskusjon av det såkalte terapeutiske vindu ved klorbehandling i Olstad mfl. 2021).

Det gjenstår to regioner hvor *G. salaris* ikke er utryddet; Driva og Drammen. Begge hovedelvene i disse vassdragene har stor middelvannføring, på henholdsvis 314 m³/s for Drammenselva og 66 m³/s for Driva (NVE Atlas). Stabil og kontinuerlig kloramindosering på høy vannføring er nødvendig for å sikre utryddelse av parasitten fra disse vassdragene. Ved blanding av kloramin før dosering er det viktig at forholdet mellom klor (hypokloritt) og nitrogen (ammoniumklorid) er godt styrt, og at pH-verdien under reaksjonen ligger innenfor det området (8,3-9,5) som gir god prosessreaksjon og monokloramin som produkt. Doseringssystemet som ble bygget for testing i Driva i 2019 fungerte godt og leverte en stabil klordose til elva over seks dager.

Videreutvikling, bygging og testing av ytterligere tre doseringssystemer ble gjennomført vinteren/våren 2020 ved NIVA Oslo (se 2.3 for ytterligere beskrivelse). Disse nye blandesystemene, i tillegg til det opprinnelige fra 2019, ble brukt i et utvidet feltforsøk i Driva høsten 2020.

I denne rapporten presenteres resultater fra dette feltforsøket, som hadde en doseringsperiode på 12 dager. Formålet med studien var å inkludere en lengre strekning av elva og undersøke samspillet mellom flere doseringsanlegg. Forsøksområdet omfattet hovedelva fra laksens absolutte vandringshinder; fiskesperra ved Snøvasmelan (Figur 1) og ned til Fale bru. I tillegg ble det tilsatt kloramin fra mindre doseringsanlegg i fire sidebekker. Forsøket ble gjennomført for å kunne gi en vurdering på om det er teknisk og praktisk gjennomførbart å bruke slike doseringsanlegg i en fullskala behandling mot *G. salaris* i en større elv.



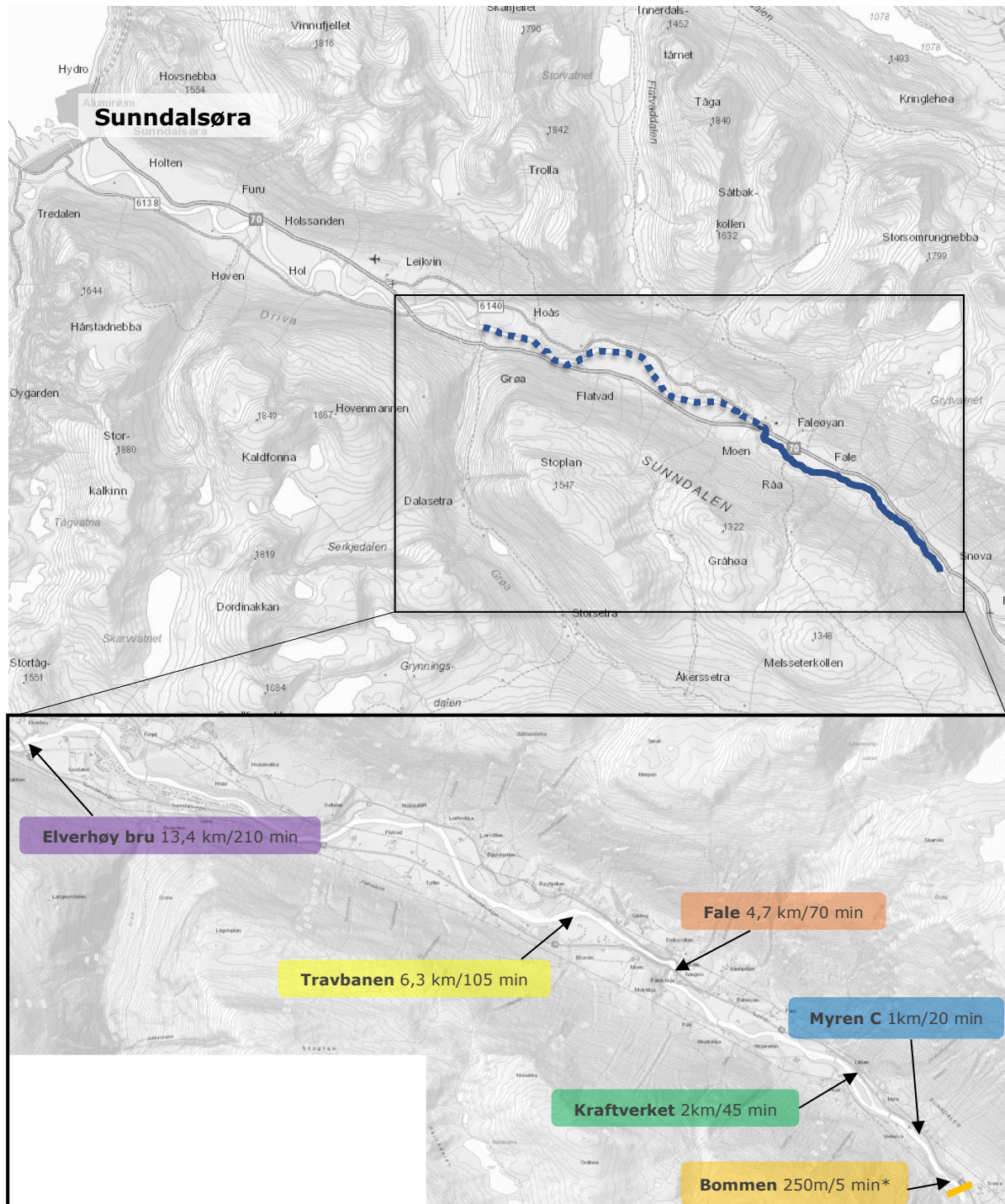
Figur 1. 180° panorama av sperrekonstruksjonen fra 2019. Dyserørene kan sees rett over brekket der vannet faller ned over sperregitteret (oransje pil). Innfelt vises ny stålvaier fra 2020. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

2 Materialer og metoder

Gjennom det treårige prosjektet som ble avsluttet i 2020 ble metoden utviklet på flere plan. Fremstillingen (blandingen) av kloramin har blitt optimalisert, fra å gjennomføres forenklet med blanding i bøtter i Glitra og Batnfjordelva i 2017/2018 (se Hagen mfl. 2018 og Hagen mfl. 2019), til å fremstilles prosesskjemisk ved bruk av et mer avansert blandeanlegg i Driva i 2019/2020 (Hagen mfl. 2020). Formålet har vært å lage driftssikre doseringsanlegg som kan brukes også i større elver slik som Drammenselva. I 2020 ble derfor blandeanleggene videreutviklet med blant annet bedre doseringspumper for mer stabil drift. Driva ble valgt som forsøkslokalitet fordi den er en av to store lakseelver som fortsatt har *G. salaris*, og tidligere titreringsforsøk (Hagen mfl. 2020) har vist at vannkjemien i denne elva er godt egnet for klormetoden. Det ble også gjennomført forsøk i Driva i 2019 (Hagen mfl. 2020), som årets forsøk bygger videre på. Driva egnet seg også godt som forsøkselv på grunn av hensiktsmessig størrelse og vannføring. Utvikling av doseringsmetode for sidebekker ble startet i 2020 og vil bli videreutviklet før en eventuell testbehandling i Driva 2021.

2.1 Forsøkslokaliteten

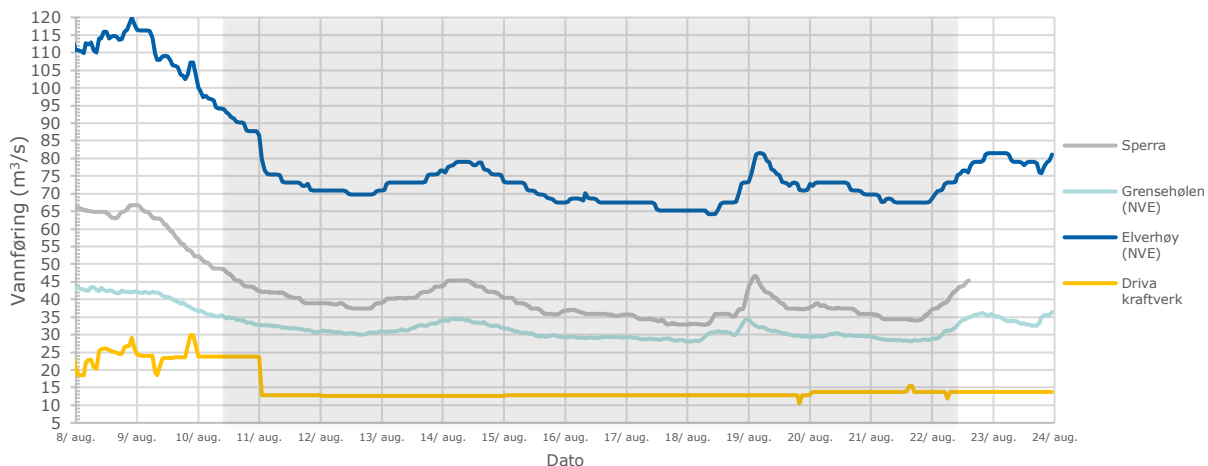
Forsøket ble gjennomført som en testdosering i elva Driva (Figur 2). Det ble dosert kloramin i hovedelva fra tre lokaliteter, den øverste ved fiskesperra ved Snøvasmelan. Det ble også dosert kloramin fra henholdsvis en påfriskstasjon nedstrøms utløpet fra Driva kraftverk (Figur 7) og i utløpsvannet fra kraftverket. Det ble valgt å dosere kloramin fra en påfriskstasjon selv om denne lå svært nær det doserte utløpsvannet fra kraftverket. Dette ble vurdert som nødvendig fordi det kan være dårlig innblanding horisontalt mellom vannet fra kraftverket og vannet ovenfra. Det ble i tillegg dosert kloramin til fire sidebekker som drenerer til elvestrekningen som var inkludert i forsøket (Figur 7); Røta, Gryta, Somrungen samt bekken ved klekkeriet ved Vermøy. Den primære forsøksstrekningen omfattet området fra fiskesperra ved Snøvasmelan og ned til brua der riksvei E70 krysser ved Fale (Figur 2). Vannanalyser viste imidlertid underveis i forsøket at kloreffekten varte lenger enn forventet, og utvidet forsøksstrekning er derfor vist med stiplet linje i Figur 2. Selve doseringen av kloramin i hovedelva foregikk i perioden 10. – 21. august.



Figur 2. Oversikt over forsøkslokaliteten i Driva og typiske vannhastigheter ved ulike vannføringer. Planlagt forsøksstrekning i elva, angitt med blå strek, er totalt fem km lang fra doseringspunktet ved sperra (oransje strek) ned til brua ved Fale. Utvidet forsøksstrekning er angitt med stiplet linje. Målt vanntransporttid ned til stasjonene er angitt, men tiden ned til Bommen er anslått og merket med *. Kart fra <https://atlas.nve.no/>. Vannføring (NVE, Grensehølen) ved hastighetsmålingene er 24,1 m³/s for Bommen, Myren og Kraftverket - 33 m³/s for Fale, og 36 m³/s for Travbanen og Elverhøy bru.

2.2 Vannhastighet og valg av vannprøvepunkter

Det var lite nedbør i forsøksperioden, og vannføringen var derfor relativt stabil mellom 35 og 45 m³/s målt med vår vannstandsmåler (Figur 3). Våre målinger lå generelt 5-10 m³/s høyere enn NVE sin målestasjon ved Grensehølen (NVE stasjons-ID 109.20.0), som er om lag 18 km oppstrøms sperra og oppstrøms der sideelva Grøva renner inn i Driva.



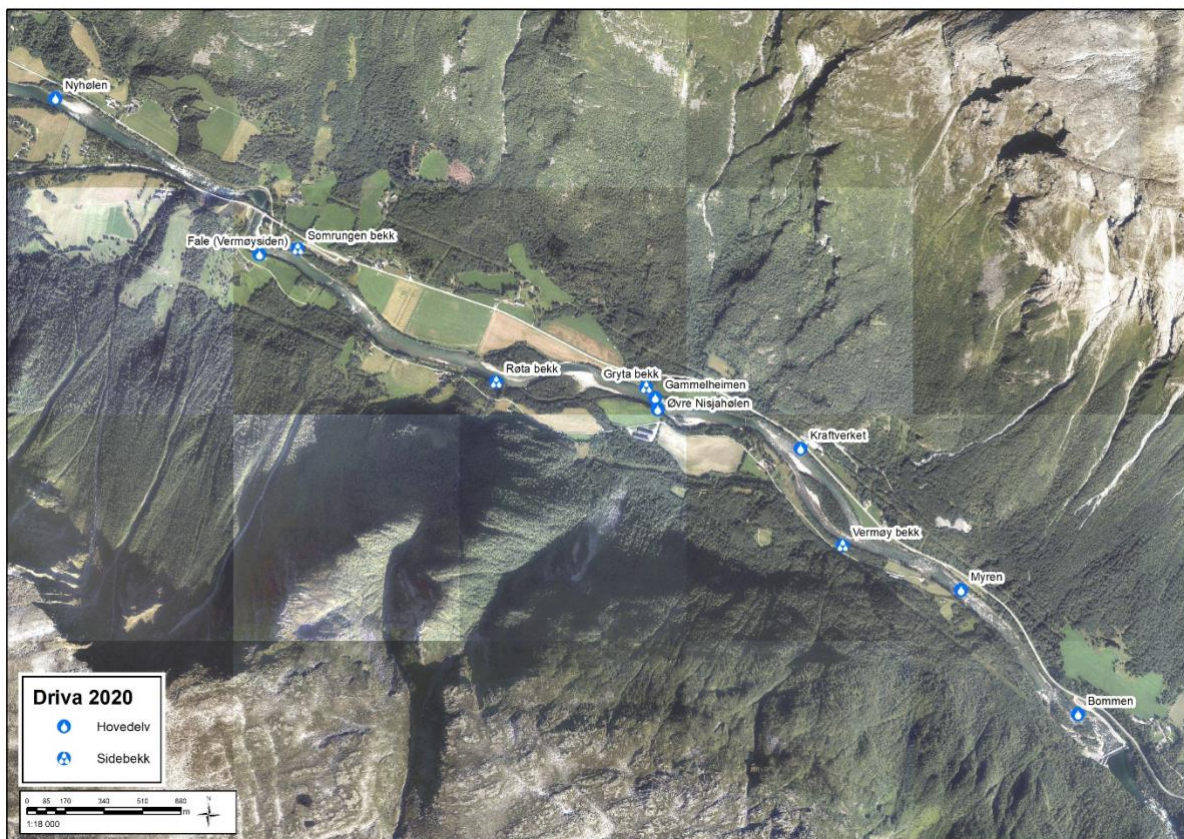
Figur 3. Vannføring i målestasjonen Driva ved Grensehølen (NVE, 109.20.0), Elverhøy bru (NVE, 109.42.0) og vår egen vannstandsmåler ved sperra i behandlingsperioden. Gråskravert område viser forsøksperioden. Vannføringsstasjonen Grensehølen ligger om lag 18 km oppstrøms sperra, og oppstrøms der sideelva Grøva renner inn i Driva. Vannføringsstasjonen Elverhøy ligger om lag 10 km nedstrøms fiskesperra. Data fra NVE og egen vannstandsmåler

Transporthastigheten til vannet har betydning for hvor langt nedover elva klor transporteres før det brytes ned og mister effekten mot *G. salaris* (se for eksempel Hagen mfl. 2020). Dette har betydning for lokalisering av påfriskstasjonene som skal sikre at konsentrasjonen av klor i vannet opprettholdes på et nivå som fjerner parasitten. Til forsøket i 2020 ble det i utgangspunktet etablert seks vannprøvepunkter for å undersøke utviklingen av klorkonsentrasjonen nedover vassdraget (Figur 4); Bommen, Myren, Kraftverket, Øvre Nisjahølen, Gammelheimen og Fale (Vermøysiden). På grunn av at klorkonsentrasjonen holdt seg høy over en lenger strekning enn forventet, ble det etablert ytterligere tre stasjoner (Travbanen, Grøa, Grøa nederst; Figur 5). Det ble også tatt vannprøver ved tre anledninger ved Hoelsand, 18 km nedstrøms fiskesperra.

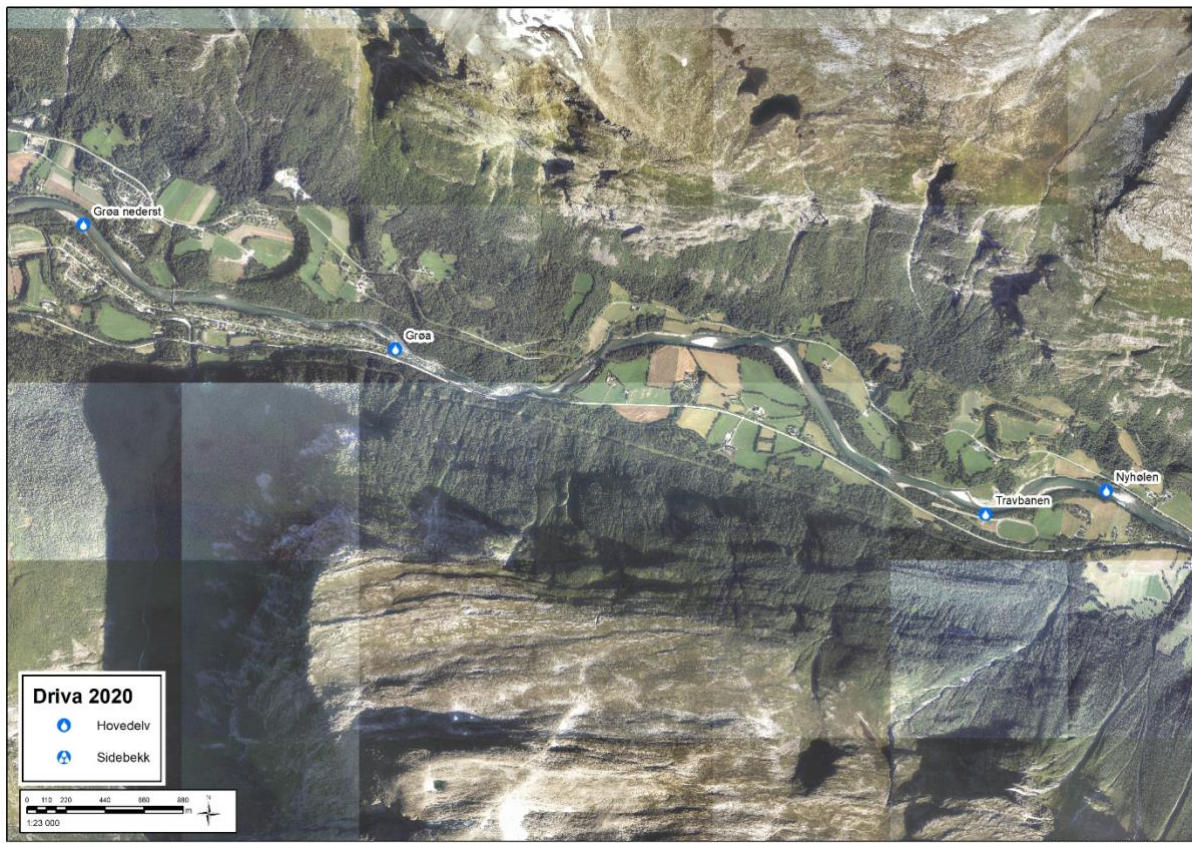
Transporttiden fra doseringspunktet for klor ved fiskesperra og ned til to av vannprøvepunktene, Myren camping og Kraftverket, var allerede estimert fra forsøkene i 2019. I tillegg ble det gjennomført en vannhastighetsmåling fra fiskesperra ned til vannprøvepunktene ved Fale og Travbanen i årets forsøk, samt til Elverhøy bru (ikke vannprøvepunkt). Vannhastigheten ble bestemt ved å måle fluorescens i ellevannet etter et punktutslipp av det fluorescerende sporstoffet rodamin (Keyacid Rhodamine WT, Keystone). Målingene ble gjort ved hjelp av fluorometer (Turner Designs Cyclops-7) koblet til en logger (Elpro Hotbox-se) slik som beskrevet i Adolfsen mfl. (2017). Transporttiden ble definert som tid fra utslippstidspunktet ved fiskesperra til det tidspunktet hvor fluorescensen var på sitt høyeste i målepunktet. Det ble tilsatt 50 ml rodaminløsning ved vannføring på 24,1 m³/s (NVE, Grensehølen) den 24. oktober i 2019, 100 ml ved 33 m³/s (NVE, Grensehølen) den 13. august 2020, og 400 ml ved 36 m³/s (NVE, Grensehølen) den 22. august 2020. Vannhastigheten fra sperra til prøvepunktene Bommen, Myren Camping, Kraftverket, Fale, Travbanen og Elverhøy bru er henholdsvis fem minutter (antatt), 20 min, 45 min, 70 min, 105 min og 210 min ved de angitte vannføringene (Tabell 1 og Figur 2).

Tabell 1. Transporttid (vannhastighet) i forsøket ved ulike vannføringer (ved Grensehølen, NVE 109.20)

Stasjon	Transporttid	Avstand fra sperra	Vannføring, årstall	Kommentar
Bommen	5 min*	250 m	24,1 m ³ /s, 2019	*Omtrentlig
Myren Camping	20 min	1 km	24,1 m ³ /s, 2019	Målt med rodamin
Kraftverket	45 min	2 km	24,1 m ³ /s, 2019	Målt med rodamin
Fale	1t 10 min	4,7 km	33 m ³ /s, 13.08.2020	Målt med rodamin
Travbanen	1t 45 min	6,3 km	36 m ³ /s, 22.08.2020	Målt med rodamin
Elverhøy bru	3t 30 min	13,4 km	36 m ³ /s, 22.08.2020	Målt med rodamin



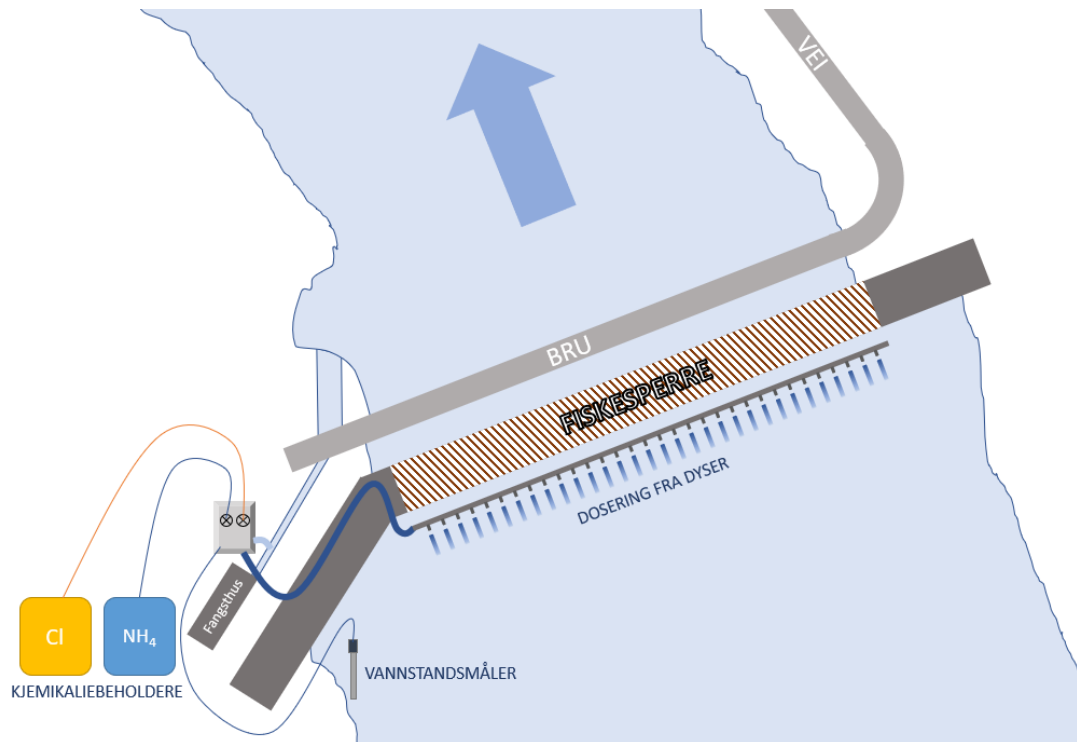
Figur 4. Vannprøvepunkter i Driva hovedelv og sidebekker, øvre del. Fiskesperre nederst til høyre, og elvens strømrøtning er mot nordvest.



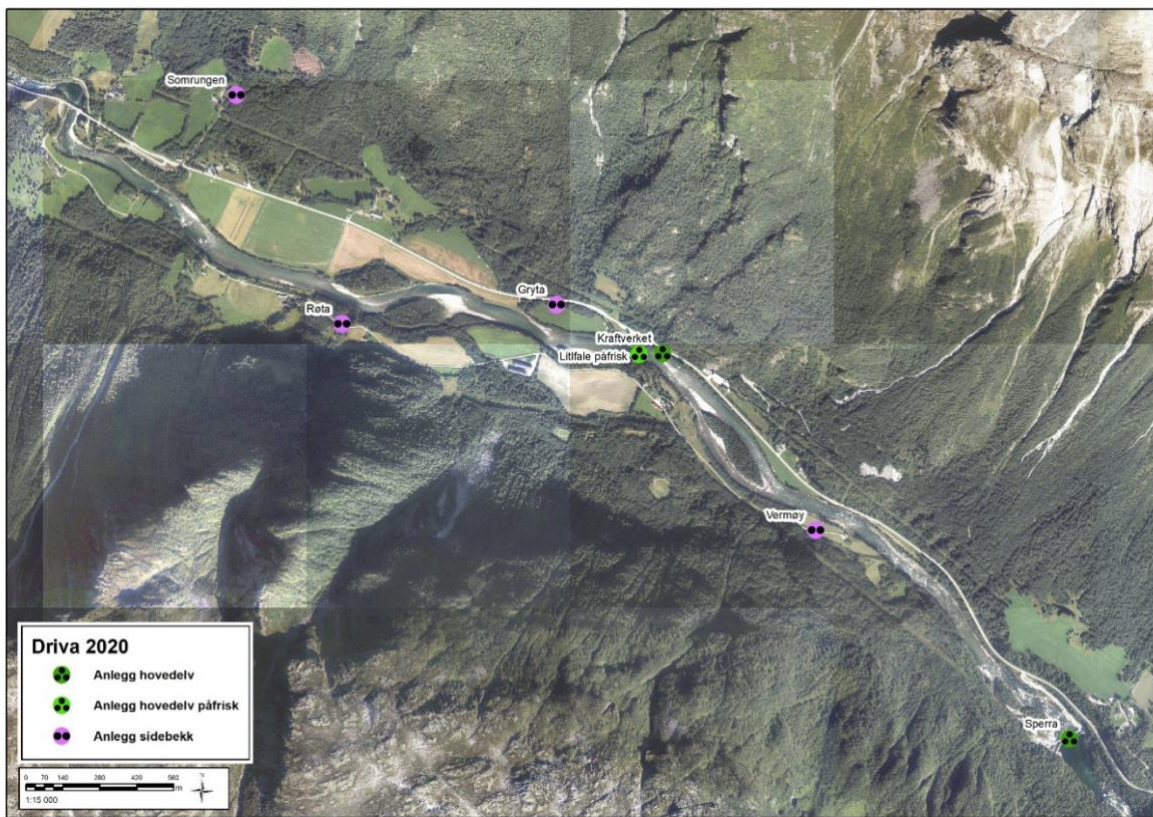
Figur 5. Vannprøvepunkter i Driva hovedelv og sidebækker, nedre del (utvidet prøvestrekning). Det er ulike målestokk mellom denne figuren og Figur 4.

2.3 Doseringssystemet for hovedelva

Blandeskapene og styreskapene for automatisert blanding og dosering av kloramin ble laget og funksjonstestet ved NIVA i Oslo før det ble tatt med til Driva for feltforsøk. Før forsøksstart ble skapene montert ved de tre etablerte doseringspunktene i hovedelva (Figur 7). Systemet for blanding av kloramin er mer detaljert beskrevet i kapittel 2.3.1. Ved øverste doseringspunkt ved fiskesperra ble den ønskede dosen av monokloramin tilsatt fra et blandesystem basert på vannføring, via styresignal fra nivåstaver i elva. Samme styringssignal (overført over mobilnett) ble brukt ved justering av påfriskstasjonen ved Litlfale, mens ved kraftverket ble doseringen styrt manuelt basert på innrapporterte produksjonstall fra Driva kraftverk/Trønderenergi.



Figur 6. Skisse av doseringsstasjonen ved fiskesperra. Hypokloritt og ammoniumklorid ledes inn i blandesystemet. Ferdig blandet monokloramin ledes til elva og fordeles der over profilet ved hjelp av dyser festet til rørstrekket. En mer teknisk beskrivelse av doseringsprinsippet kan sees i Figur 8

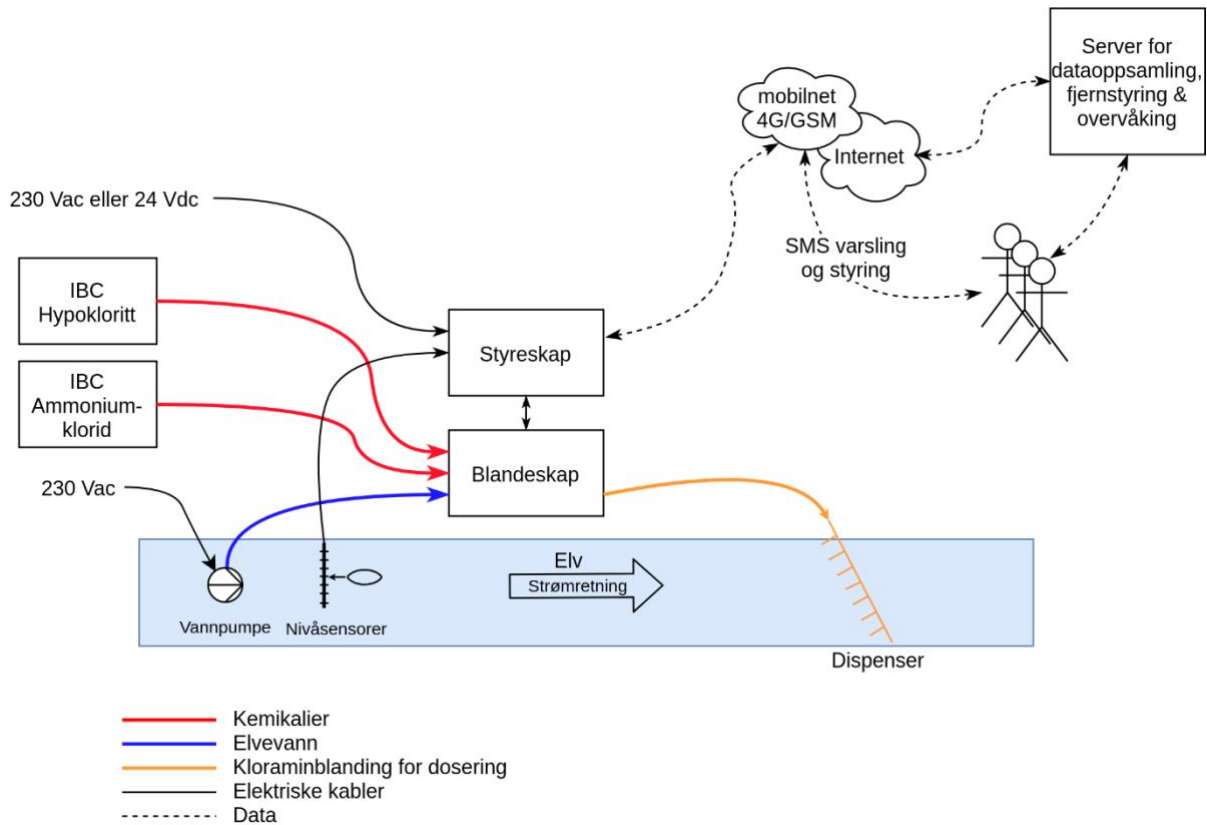


Figur 7. Doseringspunktene i hovedelv og sidebekker. Kartet viser den opprinnelige forsøksstrekningen fra fiskesperra (nederst til høyre) til brua ved Fale (øverst til venstre).

2.3.1 Prinsippskisse og blanding av kjemikalier

Doseringsystemet består av ett blandeskap der det er plassert doseringspumper og blanderør, og ett styreskap med PLS (Programmerbar Logisk Styring) og 4G Modem (Figur 8, se også Figur 9 og Figur 10/Figur 11). Pedrello Top 5 nedsenkbare pumper plassert i elvevannet sikrer vanntilførsel til blandeskapet for utblanding av kjemikalier, nivåsensorer plassert i elva styrer kjemikaliemengden som doseres inn i blandeskapet. Kjemikaliene pumpes fra kjemikaliebeholdere plassert nær blandeskapet. Doseringssystemet doserer kloramin for å oppnå en ønsket mengde klor per liter vann i elva. Kloramindoseringen (mg/min) styres eller settes (ved manuell modus) etter vannføring (Q , m^3/s). Monokloramin med nominell konsentrasjon av aktivt klor på 1-2 g/l produseres ved å blande natriumhypokloritt (oppgitt til 15 % w/w og målt til 13,0 % w/w) og ammoniumklorid, levert av hhv. Solberg Industrier og Univar inn i vann pumpet opp fra elva. Ammoniumklorid ble på forhånd løst i elvevann i en IBC-tank (1000 l) til en konsentrasjon på ca. 250 g/l. Ammoniumkloriddosen ble valgt slik at det beregnede molare forholdet mellom klor (som Cl_2) og nitrogen ble 0,6-0,8. Denne blandingen hadde under driftsfasen av forsøket pH i området 8,5-9,5 (Figur 16). Produksjonen av monokloramin skjer raskest i pH-området 8,3-9,5 (se labundersøkelsene i Hagen mfl. 2021 for flere detaljer om de kjemiske forutsetningene). Reaksjonstiden er, foruten pH, avhengig av temperatur og konsentrasjonen av hypokloritt og ammonium. Under de gitte betingelsene vil det ifølge de reaksjonskinetiske konstantene publisert av Qiang og Adams (2004) ta mindre enn ett sekund å omdanne 99 % av hypokloritten til monokloramin. Det ferdig blandede kjemikalievannet ble ledet ut gjennom dyser i dyserørene som var festet i en stålvaier montert på sperrekonstruksjonen (Figur 1 og prinsippskisse Figur 6). Ved påfriskstasjonen ved Litlfale ble dyserøret festet til en hengebru. Ved Driva kraftverk ble vann til blandeskapet tatt fra kraftverkets egen vannforsyning fra trykkrør og kjemikalievannet ble ledet ut i ett punkt ved utløpet av kraftverket. Oppsettet med ca. 50 m lederør fra blandeskapet ut til motsatt side av elva ga vannmengde 40-45 l/min ved fiskesperra og henholdsvis 30-35 og 30-40 l/min ved Kraftverket og påfriskstasjonen ved Litlfale. Dette ga klorblanding en reaksjonstid på 30-60 sekunder før kjemikalieblandet vann ble tilsatt elva ved dysene, noe som tilsier at marginene var svært gode med tanke på å sikre god omdanning av hypokloritt og ammonium til monokloramin.

Nedstrøms doseringspunktet ble det tatt vannprøver ved de etablerte prøvestasjonene for undersøkelse av klor konsentrasjon i vannet (Figur 4 og Figur 5). I tillegg ble det etablert en prøvestasjon i laksetrappa ved fangsthuset for å ta referanseprøver av ubehandlet elvevann.

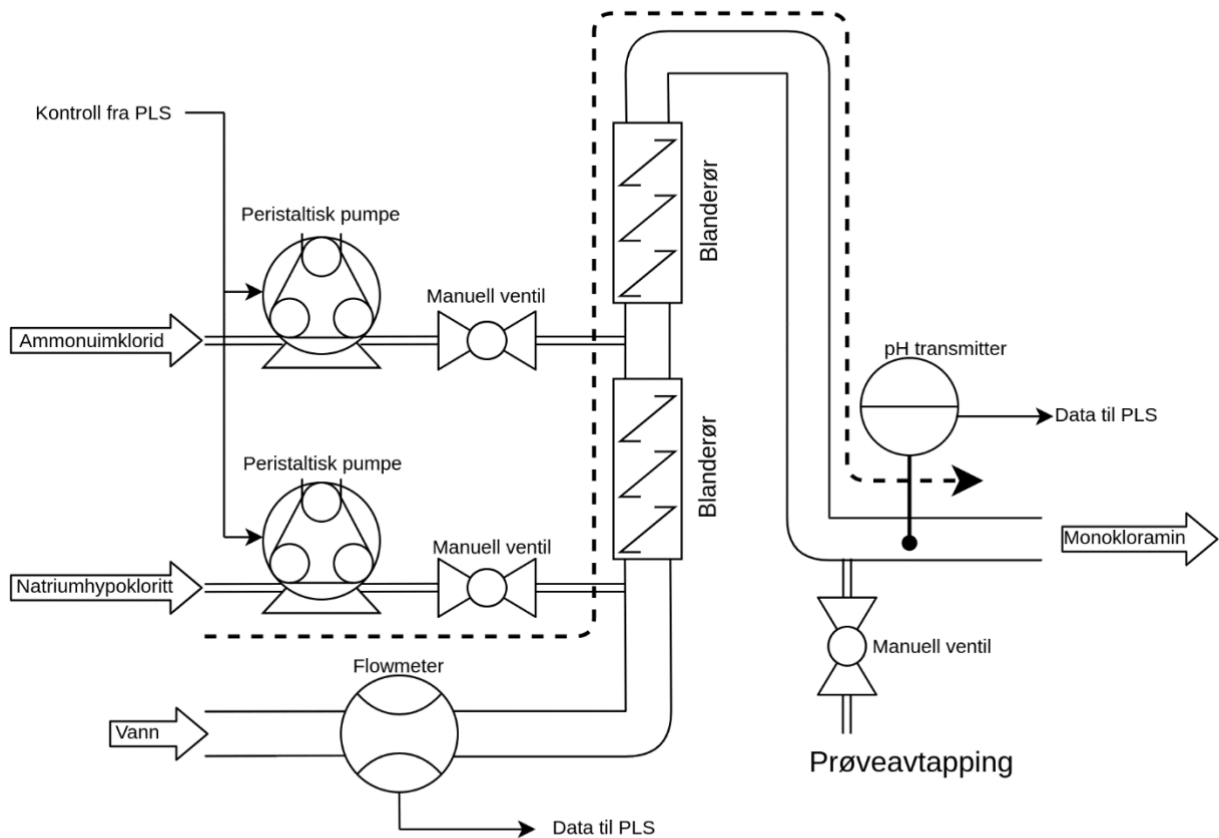


Figur 8. Prinsippskisse for doseringssystemet.

Prinsipp for blanding av kloramin i blandeskippet

Rent ellevann føres igjennom et blanderør hvor hypokloritt og ammoniumklorid tilsettes ved hjelp av to peristaltikkpumper (type Alitea 520 R2, Figur 9). Det ble laget nye blanderør til det nye blandeskappdesignet i 2020 (Figur 10 #4). Disse ble laget av transparent PVC og var 30 cm lange – dobbelt så lange som forrige design. Dette ga bedre innblanding av kjemikaliene, samtidig som eventuelle fastkilte større partikler lett ville kunne sees. Blanderørene er festet med skrufatninger og kan lett åpnes eller byttes ut ved behov.

Klorkonsentrasjonen i løsningen som tilsettes i elva vil variere som funksjon av vannføring, klordose og vannstrøm i blandesystemet. I dette forsøket var konsentrasjonen av klor i dispensert løsning 1,5-2 g/l ved fiskesperra. Variasjonen skyldes at vannstrømmen i blandesystemet ikke styres etter vannføring, men var konstant mellom 40-45 l/min ved fiskesperra. Vannstrømmen igjennom blandesystemet er avhengig av ytre forhold slik som slangelengder fra vannpumper, høydeforskjell fra pumpested til dispensering fra dyserøret samt vannpumpenes effekt. Vannpumpene er ikke styrt av PLS'en, men vannstrømmen overvåkes ved hjelp av en strømningsmåler (type Grundfos VFS 20-400 l/min).



Figur 9. Prinsippskisse for blandeskabet.

2.3.2 Måling av vannføring i elva

Vannføring kan generelt 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 ble brukt under dette forsøket til å estimere vannføringen ved doseringspunktet på fiskesperra. Sammenhengen mellom vannstand og vannføring konfigureres i PLS'en. Dersom det ikke er mulig å benytte vannstandsmålinger kan en oppgitt vannføring (for eksempel fra NVE) ved aktuell vannstand settes, men denne må da korrigeres manuelt og løpende under doseringen. Vannstandsmålerens oppløsning på 1 cm gir en viss usikkerhet med hensyn til beregnet vannføring, og denne usikkerheten er størst ved lave vannføringer. Med årets vannføringer ga dette en usikkerhet på 3-5 % av estimert vannføring (Tabell 2).

Tabell 2. Beregnede vannføringer basert på vannstand, samt usikkerhet knyttet til oppløsningen vist som vannføringsavvik (m^3/s) og som % av vannføring.

Nivå (cm)	Vf (m^3/s)	Vf usikkerhet (m^3/s)	Vf usikkerhet (%)
30	28,5	1,4	5,1
35	35,8	1,5	4,4
40	43,7	1,6	3,9
45	52,2	1,7	3,4

2.3.3 Online overvåking og datalogging

Et 4G-modem ble brukt for å styre og overvåke doseringen (se Figur 8). PLS'en måler data (pH, vannstrøm, vannstand/vannføring) som sendes via internett til en server hvor de kan presenteres for operasjonell kontroll. Ulike parametere slik som ønsket dosering, alarmnivåer og vannføring kan justeres online under drift. I tillegg ble loggførte data i etterkant benyttet for oppfølging og dokumentasjon. Figur 3 viser vannføringsdata som ble samlet under forsøket i Driva, sammenholdt med blant annet vannføringsdata fra NVE for Grensehølen i samme periode.

2.3.4 Automatisk og manuell dosering

Doseringssystemet er hovedsakelig designet for automatisk dosering som styres i forhold til vannføring, men det kan også settes i manuell modus dersom det ikke er mulig å måle vannføring - eller i vannforekomster som har meget stabil vannføring. Dette kan for eksempel være utløp fra kraftverk, der vannføring holdes til et fast nivå avtalt med regulanten. Følgende moduser er mulige for styringen av systemet:

Automatisk modus

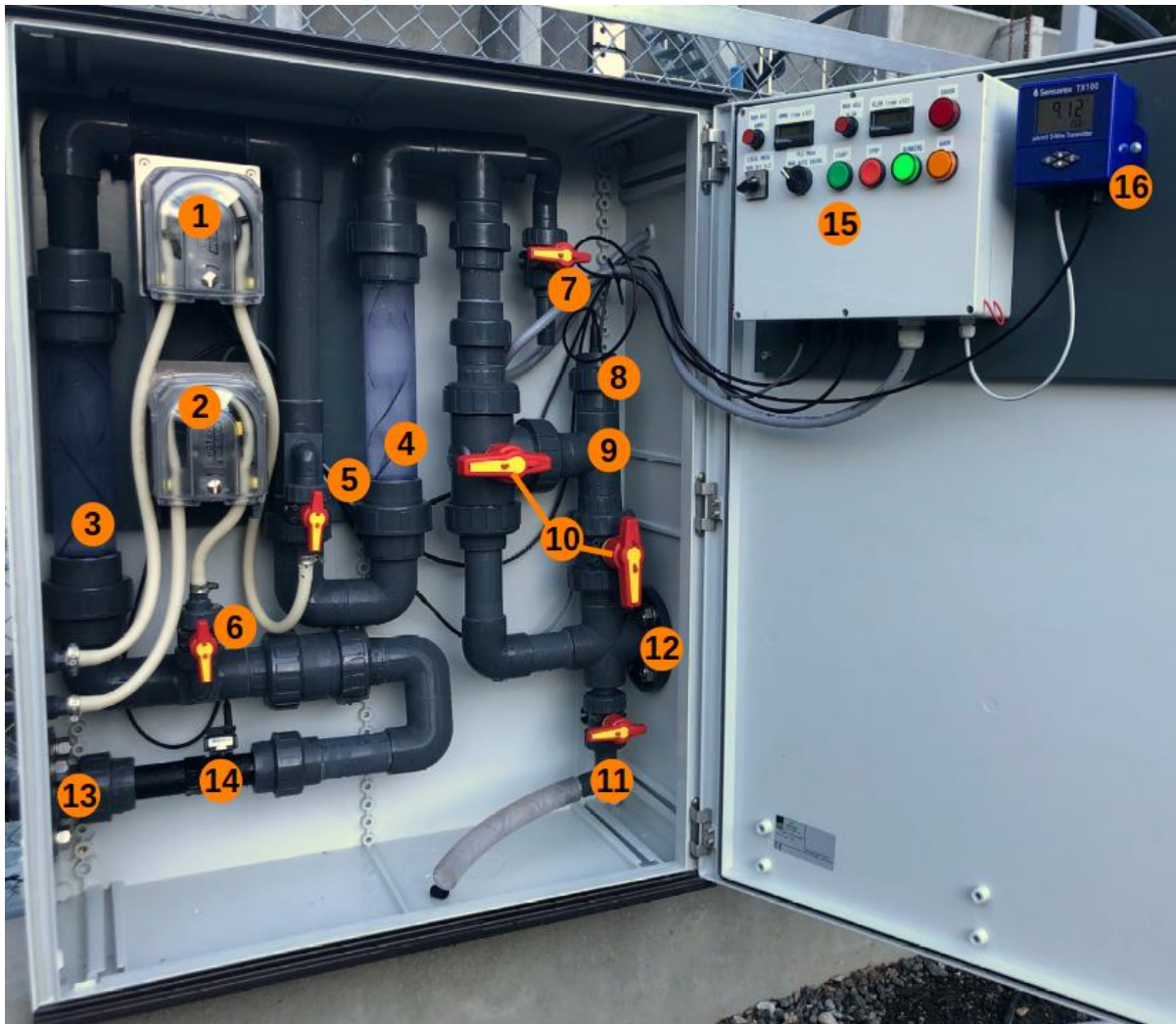
Operasjonelle verdier som er konfigurert til PLS brukes til automatisk å beregne og styre dosering basert på input fra en eller to vannstandssensorer. Parametere som vannstrøm, pH og vannstand overvåkes og systemet vil stoppe dosering og/eller gi alarm hvis målte verdier kommer utenfor fastsatte grenser. Systemet er også forberedt for integrasjon mot andre systemer som kan angi en vannstand eller vannføring. Dette er blant annet tenkt benyttet når det skal doseres i vannføring som kommer fra kraftverk. I et slik oppsett vil det være mulig å kople systemet direkte opp mot kraftverkets styringsanlegg og styre doseringen basert på turbinvannføring. Et slik oppsett vil også automatisk forholde seg til eventuelle episoder med start/stopp i kraftverket.

Manuell modus

Dosering (pumpeomdreinings hastighet) stilles og avleses manuelt på kontrollpanelet i styringsskapet (Figur 11 #4). Systemet vil stoppe dosering og/eller gi alarm hvis målte verdier kommer utenfor fastsatte grenser.

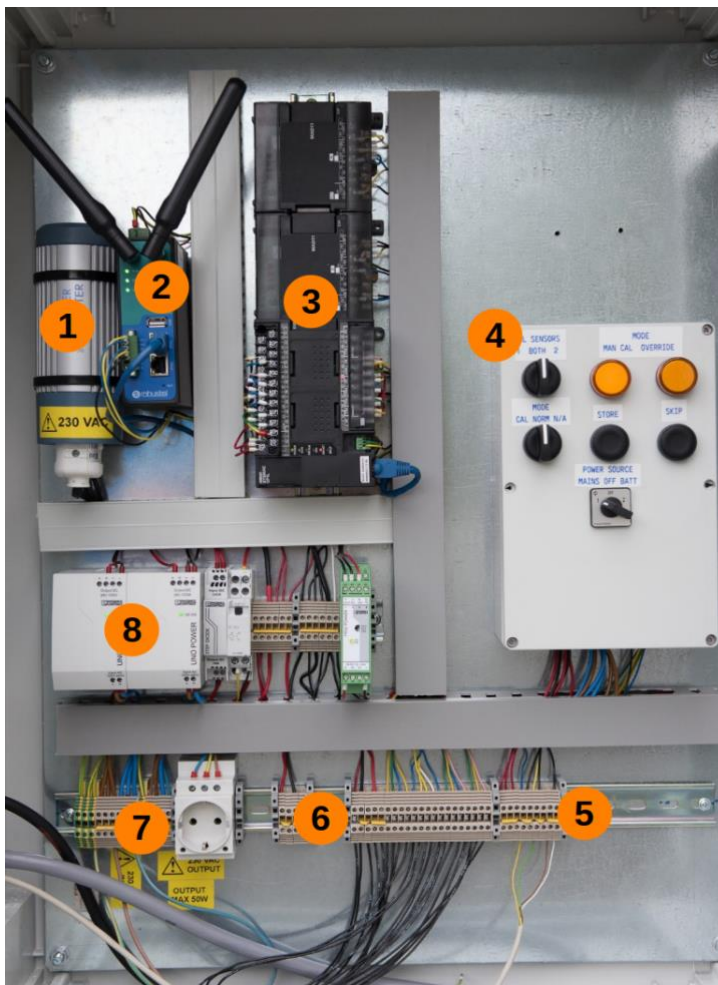
Blandeskap autonomt og manuell

Blandeskapet kan også fungere helt uten styringsskap. Doseringen stilles på kontrollpanelet (Figur 10 #15). Peristaltikkpumper styres da uten aktiv regulering av omdreinings hastighet, som heller ikke kan avleses noe sted. Uten tilkoplede styringsskap må overvåkingen utføres manuelt på stedet ved direkte avlesning av displayer på sensorer (pH og vannstrøm).



Figur 10. Blandeskapet og dets komponenter. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.

- | | |
|---|--|
| 1. Peristaltisk pumpe ammoniumklorid | 10. Ventiler for bypass av pH-sensor |
| 2. Peristaltisk pumpe hypokloritt | 11. Tappeventil for prøvetaking av blandevann |
| 3. Blanderør hypokloritt | 12. Utgangsflens |
| 4. Blanderør ammoniumklorid | 13. Inngangsflens |
| 5. Tilsetningspunkt med ventil for ammoniumklorid | 14. Strømningsmåler for blandevann |
| 6. Tilsetningspunkt med ventil for hypokloritt | 15. Kontrollpanel for start/stop system modus (man/auto) etc. samt lokalt display for pumpehastigheter |
| 7. Utluftningsventil | 16. pH-transmitter med lokalt display |
| 8. pH-sensor | |
| 9. Brønn for pH-sensor | |



Figur 11. Styringskapet og dets komponenter. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.

1. 24Vdc -> 230VAC inverter
2. 4G modem.
3. PLS med analoge inn- og utganger.
4. Panel for diverse systemoppsett. Bl.a. valg av forsyningsspenning 24Vdc eller 230 Vac.
5. Terminering for sensorer (vannstand) og I/O til blandeskap.
6. Terminering for batterier (24Vdc) Input.
7. Terminering for 230 VAC Inn og ut.
8. DC-strømforsyninger og diverse signaltilpasning.

2.3.5 Overvåking av operasjonelle grenseverdier.

PLS'en sammenligner kontinuerlig pH, vannstrøm, vannstand, vannføring og dosering mot fastsatte grenseverdier. For alle målte parametere kan negativ eller positiv overskridelse av de fastsatte grenseverdiene utløse alarmer og/eller automatisk stans. Systemet ble under utprøvingen «stress-testet» for utilsiktet vannstopp, feil på pumper og lekkasjer.

2.4 Doseringssystemet for sidebekker

Under en fullskala behandling av et vassdrag er det som tidligere nevnt nødvendig å behandle alt rennende vann for å sikre riktig konsentrasjon av behandling kjemikaliet i alle områder der det kan være laks - og dermed parasitter. For å teste ut logistikken med dosering fra sidebekker ble det valgt ut fire sidebekker som skulle doseres, Vermøy, Gryta, Somrungen og Røta (Figur 4).

Stasjonene som ble etablert bestod av en eller flere IBC-tanker med ferdigblandet kloramin (2 gram aktiv klor/liter), en peristaltisk pumpe og to 12V batterier for drift av pumpen (Figur 12). Doseringen til sidebekkene ble justert manuelt, siden det var stabil vannføring i perioden. Nominell doseringsmengde av kjemikalieblanding (ml/min) ble beregnet basert på en visuell vurdering av

vannmengde (l/sek) i bekkene. Bekkene hadde vannføringer mellom 100 og 350 liter/sekund (Tabell 3). Etter en tid ble det foretatt kontrollmåling av dosen ved laboratorieanalyse og/eller ved hjelp av komparator (se kapittel 2.5) før doseringsmengden eventuelt ble justert. Ved dosering til vannforekomster med variabel vannføring, bør det vurderes å etablere en nivåstav eller tilsvarende vannstandsmåler slik at doseringen kan justeres automatisk og vannføringsproporsjonalt.

Tabell 3. Anslått vannføring (l/sek) i de fire sidebekkene som ble tilsatt kloramin

Bekk	Anslått vannføring i forsøksperioden (l/sek)
Verma	130
Røta	100
Gryta	250
Somrungen	350

Kloramin for disse stasjonene ble blandet på samme måte som blandeanleggene langs elva, med forskjellen at ferdigblandet kloraminløsning ble ledet til IBC-tank i stedet for til elv. I tillegg ble det tilsatt en liten mengde 1M natriumhydroksid (NaOH) kontinuerlig under innblanding slik at det ble oppnådd pH 10 i ferdig kloraminløsning. Blandingen ble utført utenfor klekkerianlegget ved Vermøy, ved bruk av vannkilden derfra. IBC'er med fersk blandet kloramin ble deretter kjørt ut til de forskjellige stasjonene ved bruk av traktor. For å unngå opphold i behandlingen ble alle bekkene utstyrt med to IBC'er, slik at det alltid var doseringsløsning på lokalitetene. Dosering av kloramin i bekkene Røta og Vermøy ble igangsatt 11.08.2020 mens Grøta og Somrungen ble igangsatt 14.08.2020.



Figur 12. IBC-stasjon for sidebekker. Her ved stasjonen Somrungen.

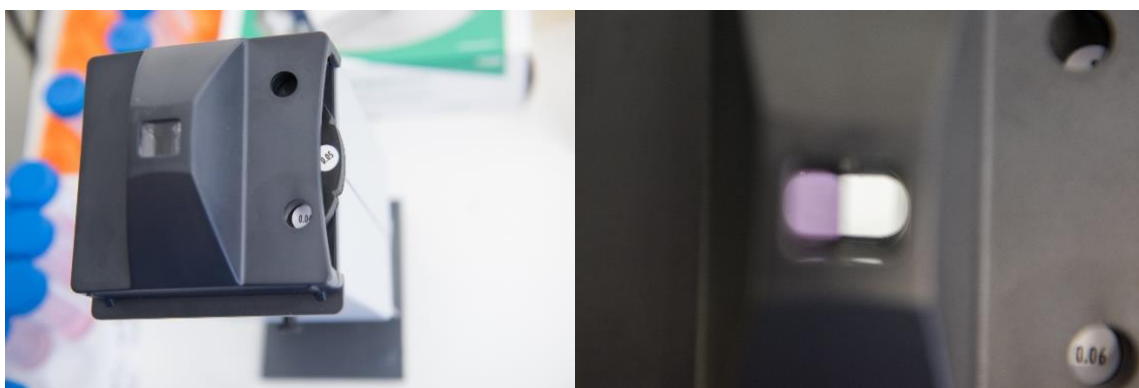
2.5 Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt

Vannprøver for kloranalyser ble tatt minst én gang per dag fra hovedelva, sidebekkene, IBC-kontainerne og fra doseringsskapet. Prøvestasjoner i hovedelva og sidebekkene er beskrevet i kapittel 2.2. Se også Figur 4 og Figur 5 for prøvestasjoner og Figur 10, komponent nr. 11 for tappeventil for prøvetaking fra doseringsskapet. Alle prøvene ble analysert så raskt som mulig i et feltlaboratorium. I feltlaboratoriet ble vannprøvene ved hjelp av en vakuumpumpe filtrert til tre

sentrifugerør gjennom et membranfilter med porestørrelse 0,45 μm (Figur 14). Filtratet (25 ml) ble tilsatt 0,15 ml fosfatbuffer¹ og deretter ristet før 0,15 ml av en fargereagens basert på N,N-dietyl-p-fenylendiaminsulfat (DPD)² ble tilsatt. Til slutt ble alle prøvene tilsatt én dråpe med mettet kaliumjodidløsning og ristet. Prøvene stod deretter 60 minutter beskyttet fra direkte sollys før absorbans av lys med bølgelengde 510 nm ble målt med et Shimadzu UV1240 mini-spektrofotometer i kyvetter med 5 cm lysvei. Målt absorbans i ubehandlet referansevann ble trukket fra og differansen ble brukt til å beregne klorkonsentrasjonen (aktiv klor) basert på en standardkurve. Standardene ble laget ferske hver morgen ved å fortynne en konsentrert klørløsning med kjent konsentrasjon til 50 ml MilliQ-vann. Deretter ble 0,3 ml fosfatbuffer og 0,3 ml DPD ble tilsatt til alle prøvene. Prøvene ble ristet etter tilsetning av hvert kjemikalium før de ble satt mørkt i 15 minutter og absorbans avlest.

2.5.1 Bestemmelse av klorkonsentrasjon ved bruk av komparator

Under en behandling vil det i flere sammenhenger være ønskelig å foreta hurtig-analyser for å få raske svar på omtrentlig klorkonsentrasjon i vannet, som sjekk av dosering. Dette kan for eksempel gjelde dosesjekk i sideelver eller kontroll av perifere områder. Som metodeutprøving ble det derfor gjort hurtigtesting direkte i felt ved bruk av en komparator av merket Nessleriser 2150 (Figur 13). Denne ble brukt med to rør på 113 mm og en fargeskive med nyanser av magenta, tilpasset DPD som fargereagens, til å anslå omtrentlig klorkonsentrasjon i hovedelva og i sidebekkene. Testen ble utført ved å fylle de to rørene med 50 ml elvevann. Deretter ble det i det ene røret tilsatt fire dråper fosfatbuffer, fire dråper DPD og én dråpe med 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. Som test for metoden ble resultater fra komparatoren sammenliknet med vannprøver analysert i feltlaboratoriet. På grunn av problemer hos leverandøren måtte det lages en provisorisk fargeskive av oss, noe som ga økt usikkerhet for resultatene. Likevel viser de innledende undersøkelsene at komparatoren er egnet for formålet, og ser ut til å vise pålitelige resultater ned til 10 μg klor/liter. Dette er tilstrekkelig for bruk i sidebekker, og det vil derfor gjøres nærmere undersøkelser av nøyaktighet og presisjon for komparatoren med original fargeskive før neste forsøk i felt.



Figur 13. Komparator (venstre) og demonstrasjon av fargenyansen som tilsvarer 60 μg klor/L (høyre bilde). Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.

¹ 30 g dinatriumhydrogenfosfat, 46 g kaliumdihydrogenfosfat og 0,8 g EDTA i 1 liter MilliQ

² 1,5 g DPD, 2 ml konsentrert svovelsyre og 0,2 g EDTA i 1 liter MilliQ

2.5.2 Testing av klorkjemi

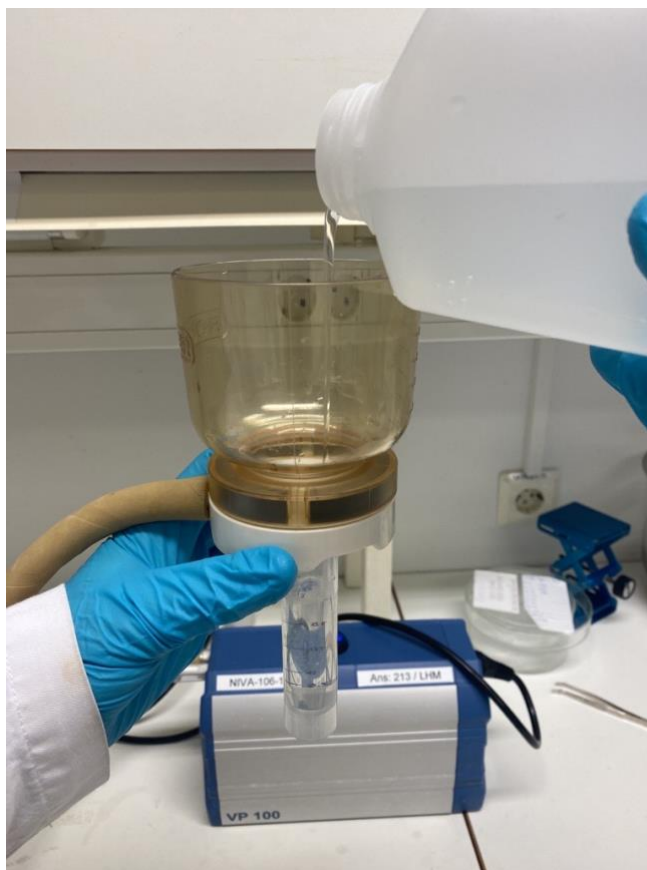
Det ble gjennomført to tester i felt, for å undersøke nedbrytning av klor i vannprøveflaskene, og de stedlige forholdene med tanke på nedbrytning av klor i elvevannet.

1. Nedbrytning av klor i vannprøveflaskene

Klor vil brytes ned over tid, både i vannet i elva og i vannprøver som er tatt fra elvevannet. Nedbrytningen av klor i vannprøveflaskene har praktisk betydning for design av vannprøveprogrammet i en fullskala behandling av et vassdrag, siden en eventuell høy nedbrytning av klor i vannprøveflaskene underveis til laboratoriet må tas høyde for når det gjøres justeringer av klorkonsentrasjonen i elva. En vannprøve fra elva ble analysert umiddelbart, men også ved 30, 60, 90 og 120 minutter.

2. Titreringsforsøk, nedbrytning av klor i elvevannet

Det ble gjennomført et titreringsforsøk for å danne et bilde av omtrentlig nedbrytning av klor i de ulike vannforekomstene som skulle behandles under forsøket. De ulike prøvene ble tilsatt henholdsvis 0, 50, 100 og 150 µl av dagfersk monokloraminløsning (400 mg Cl₂/l). Dette tilsvarer nominell klorkonsentrasjon på henholdsvis 0, 40, 80 og 120 µg/l. 30 minutter senere ble prøvene analysert for klor på vanlig måte som beskrevet i kapittel 2.5. Klorforbruk (%) ble beregnet som $x\% = 100 \cdot (1 - \text{målt konsentrasjon/nominell konsentrasjon})$.



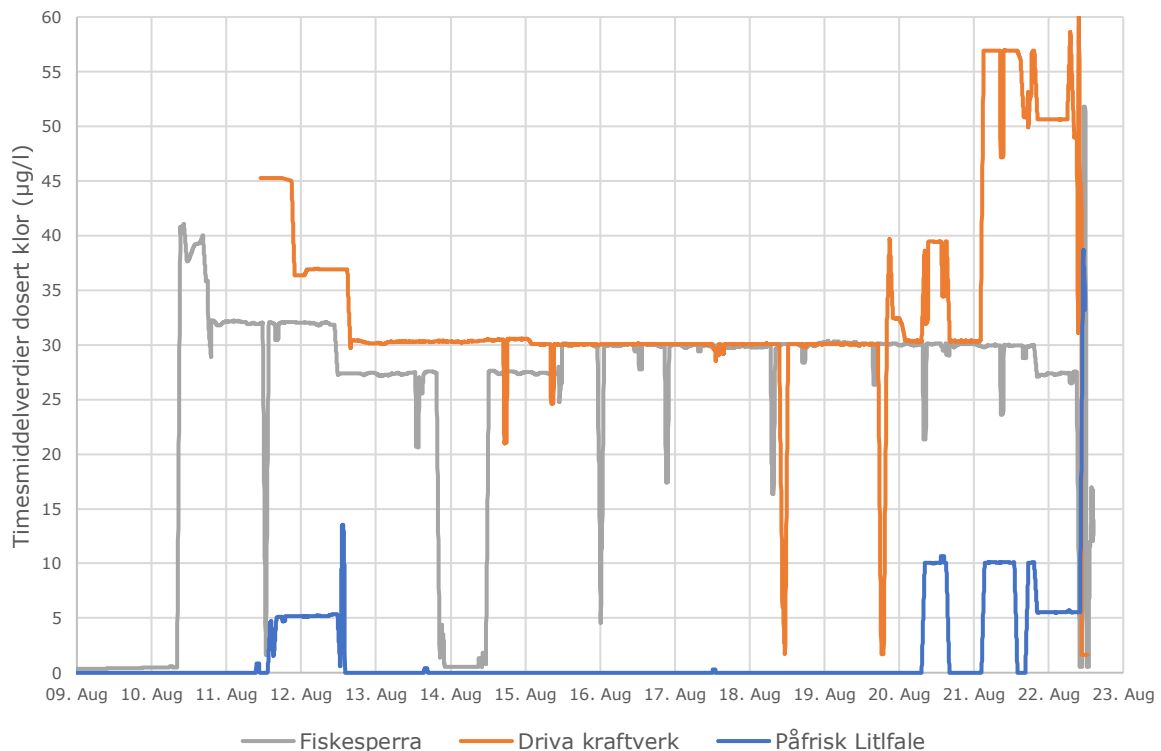
Figur 14. Kloranalyser ble utført ved feltlaboratoriet, og nytt av året var en mer effektiv filtreringsenhet. Foto: Anne Luise Ribeiro/NIVA.

3 Resultater

3.1 Doseringssystemene og dosering i hovedelv

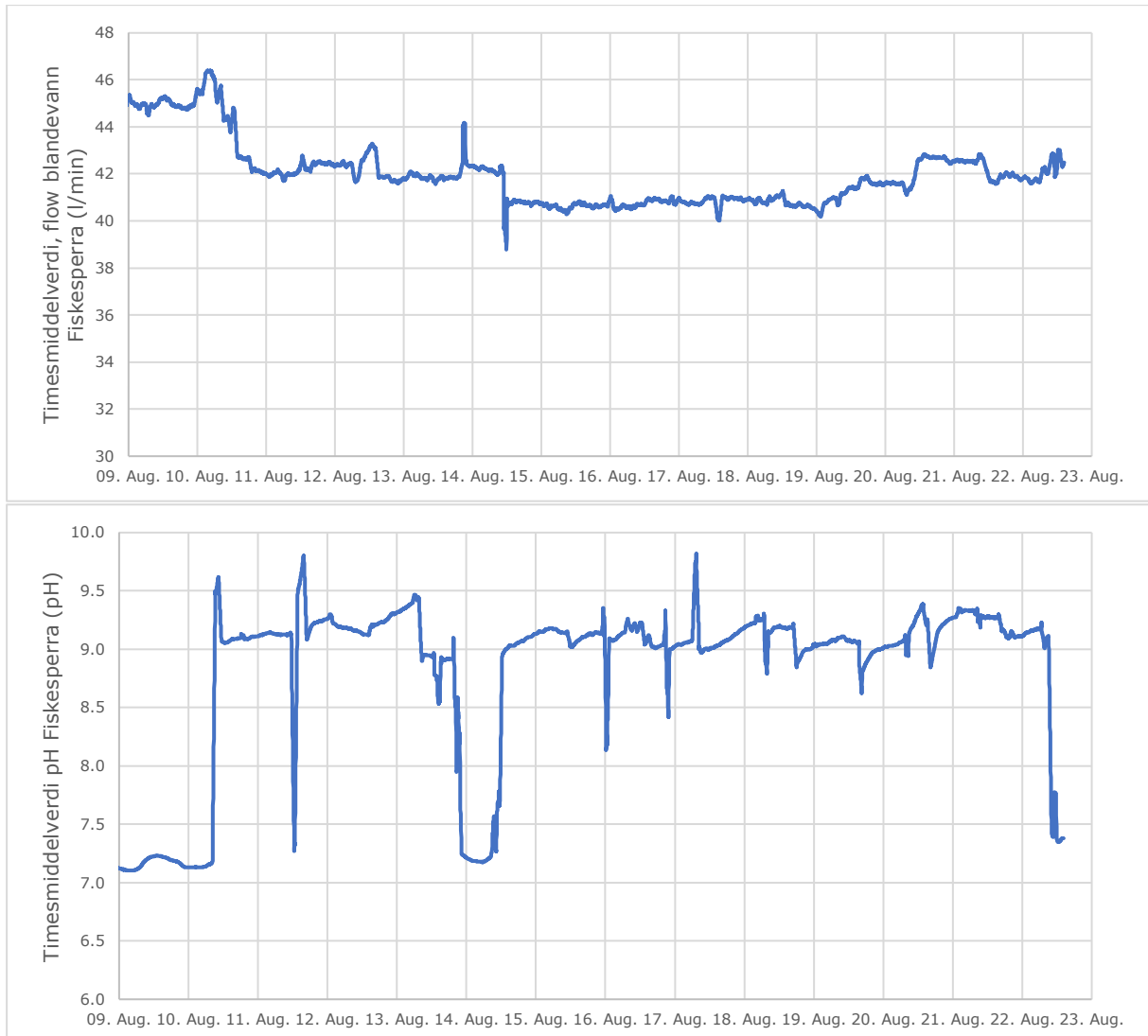
Doseringssystemene kunne overvåkes og styres nettbasert fra en hvilken som helst lokalitet med WIFI eller 4G-dekning. Et kontrollpanel på PC viste de ulike parameterne (se Hagen mfl. 2021 for beskrivelse) slik at disse kunne vurderes, og eventuelt justeres gjennom nettbasert endring av pumpehastighet (dose).

Doseringen til hovedelva fra de tre etablerte stasjonene fungerte etter hensikten. Det ble tilsatt nominelt 27-32 μg aktiv klor per liter elvevann fra stasjonen ved fiskesperra, med unntak av en kort periode på seks timer i starten av forsøket, der det ble tilsatt 38-40 μg klor per liter. Det ble tilsatt 30-57 μg klor per liter elvevann fra kraftverket. Påfriskstasjonen ble kun brukt i kortere perioder for å teste varigheten av klorkonsentrasjonen i elva, og det ble da tilsatt 5-10 μg klor per liter elvevann. Vannføringen ved påfriskstasjonen, og dermed grunnlaget for doseringen der, ble estimert til vannføringen ved fiskesperra pluss 5 %. Resultatene fra de samtidige tålegrenseforsøkene med fisk viste at det var god toleranse for doser opp til 45 μg klor/liter (Olstad mfl. 2021). Fra 20. august ble det derfor gjennomført en test med økt dosering fra kraftverket og påfriskstasjonen med formål om å oppnå 20 μg klor/liter i elva. Dosen fra kraftverket ble økt ytterligere fra 04:00 21. august, siden første doseøkning ikke fullt ut ga ønsket effekt, se 3.3.1. Ytterligere beskrivelser av sammenhengen mellom dosering og målt klorkonsentrasjon beskrives i kap. 3.3.1.



Figur 15. Løpende timesmiddel av dosert klor ($\mu\text{g/l}$) ved doseringspunktene Fiskesperra, Kraftverket og påfrisken ved hengebrua i perioden 10.08.20 t.om. 22.08.20

I løpet av doseringen ble det testet fjernstyrt stans og start av anlegget gjentatte ganger uten problemer. Alle målte data ble loggført slik at senere analyse av dataene var mulig. Figur 16 viser eksempel på loggførte vannstrøm- og pH-data med løpende 1-times gjennomsnittsverdier.



Figur 16. Eksempler på loggført informasjon, her fra stasjonen ved fiskesperra. Vannstrøm gjennom blandesystemet (øverst) og pH (nederst). Kurvene viser løpende 1 times middelverdier. pH-verdier under 7,5 betyr typisk at det ikke doseres klor inn i blandesystemet.

I tillegg til test av kontrollsystemene ble systemet også «stress-testet» for simulerte scenarier av utilsiktet vannstopp, feil på pumper og lekkasjer. I likhet med forsøkene i 2019 (Hagen mfl. 2021) viste resultatene fra disse testene at alle forhåndsprogrammerte responser og alarmfunksjoner fungerte godt og etter hensikten.

I løpet av doseringen oppsto det en situasjon hvor systemet ble ytterligere utilsiktet testet: Det fremgår av Figur 16 at pH ikke alltid var stabil. Det var en langsom men jevn økning i pH etter hver oppstart for eksempel etter IBC-bytte eller annen justering. Dette skyldes at det over tid (timer) oppsto luft/gass i tilførselsslangene som forbant kjemikalie-IBC'ene med pumpene, noe som var spesielt uttalt for ammoniumklorid. Feilen medførte lavere dose ammoniumklorid og dermed

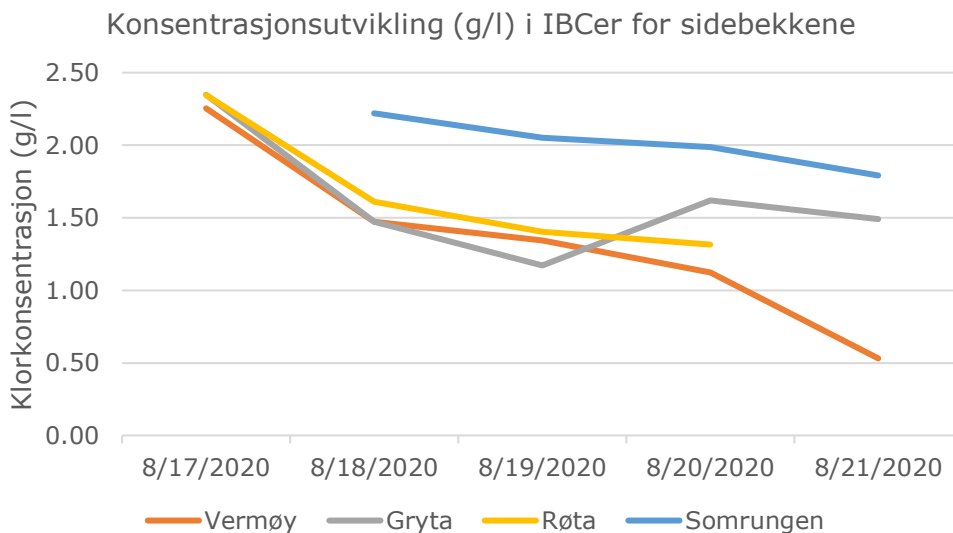
høyere pH. pH bør ikke overstige 9,5 fordi dannelsen av monokloramin skjer langsommere ved høy pH, og fordi høy pH indikerer høyt klor/nitrogen-forhold som også gir mindre monokloramin (forholdet mellom Cl_2 og N (kg/kg) bør ikke overstige 5). Ved flere anledninger gikk pH over grenseverdien og systemet alarmerte slik at tiltak kunne settes inn. Selv om systemet alarmerte som forventet vil det bli jobbet med å gjøre tilførselssystemet mere stabilt for kommende forsøk. Gassdannelsen i tilførselsslange kan skyldes at det blir en overmetning av CO_2 i ammoniumkloridløsningen når denne blandes ut. Elvevannet som brukes til utblanding har en typisk pH på 7,5, og etter innblanding synker pH som følge av sur reaksjon når ammoniumklorid løses i vann. Dette gir i så fall CO_2 -overmetning, som senere kan gi gassbobler i slangesystemene. Det var også enkelte elektrotekniske feil med pH-målingene, som kan tilskrives jordfeil. Dette ble utbedret ved å etablere jordingskobling mellom pH-transmitter og vannslangen i blandeanlegget. Det ble også observert noen feilmålinger med strømmåleren ved påfriskstasjonen, som skyldes at luft ble sugd inn sammen med vannet gjennom inntakspumpen for blandevann. Strømmålingssensoren fluktuerte ned til verdien null (0) når slike feil oppstod. Feilen med strømmåleren ble korrigert ved å reposisjonere inntakspumpen slik at denne var ordentlig under vann. Designet beholdes derfor slik det er, med tanke på pH-måling og strømmåling.

3.2 Dosering i sidebekker

Formålet med å behandle i sidebekker var primært å teste ut logistikken knyttet til blanding av kjemikalier, dosering, effekt i sidebekkene og eventuell målbar effekt av klor fra sidebekkene i hovedelva. Selve doseringen til sidebekkene fungerte etter hensikten og tilsvarende erfaringene fra tidligere bruk av slike anlegg til aluminiumdosering.

3.2.1 Erfaringer med stabilitet av kjemikaliet

Konsentrasjonen av aktivt klor i IBC'ene ble målt hver dag i en periode av forsøket (Figur 17). Den generelle trenden var at konsentrasjonen var synkende, og at den var omtrent halvert etter 3 dager.



Figur 17. Tap av klor ved utplasserte IBC'er ved Vermøy, Gryta, Røta og Somrungen i perioden 17.08.20 til 21.08.20.

3.3 Vannkjemi

3.3.1 Hovedelva

Vannet i Driva er svært klart med konsentrasjon av organisk materiale (TOC) på 0,8-1,0 mg/l (Tabell 4). Dette er lavere enn ved tidligere forsøksdoserings i Batnfjordselva og Glitra (Hagen mfl. 2018, Hagen mfl. 2019) og litt lavere enn i Driva i 2019 (Hagen mfl. 2021). pH var relativt stabil rundt 7,3, som er betydelig høyere enn under forsøket i Batnfjordselva (pH 6,1-6,4) og marginalt lavere enn i Glitra i Liervassdraget (pH 7,7-7,8). Konsentrasjonene av kalsium, mangan, samt konduktivitetsverdiene var lavere i dette forsøket enn i Driva i 2019, noe som kan skyldes høyere vannføring under årets forsøk enn i 2019. Konsentrasjonene av jern og mangan var lave, men begge disse konsentrasjonene økte under en vannføringsøkning natt til 19. august (Tabell 4). Vanntemperaturen i hovedelva i forsøksperioden ble målt med en YSI 600 multiparametersonde direkte i vannet i fisketrappa ved fangsthuset, og lå mellom 11,5 og 14,8 °C.

Tabell 4. Vannkjemi i forsøksperioden. Analysene av KOF ble gjort av Eurofins. Konduktivitet, pH og turbiditet er målt *in situ*. Det ble tatt prøve både 18.08 og 19.08 fordi det var store nedbørmengder over natten mellom disse datoene og det var ønskelig å se på hvordan dette påvirket vannkjemien.

Prøvested	Dato	Jern	Kalsium	Mangan	TOC	KOF Mn	Ammonium	TOT-N	Klorid	Nitrat	Alkalitet
		(µg/l)	(mg/l)	(µg/l)	mg C/l	(mg O ₂ /l)	(µg N/l)	(µg/l)	(mg/l)	(µg N/l)	(mmol/l)
Fisketrappa	14.08.2020	9,6	3,18	0,59	0,95	0,66	<2	77	0,72	46	0,230
Fisketrappa	18.08.2020	9,3	3,39	0,62	0,79	0,78	<2	91	0,80	60	0,241
Fisketrappa	19.08.2020	36,0	3,59	1,53	1,0	1,1	3	130	0,99	73	0,242
Fisketrappa	22.08.2020	13,8	3,42	0,76	0,82	0,62	<2	85	0,78	52	0,236

Prøvested	Dato	Konduktivitet	Turbiditet	pH
		(µS/cm)	(NTU)	
Fisketrappa	14.08.2020	27	0,9	7,1
Fisketrappa	18.08.2020	29	0,8	7,3
Fisketrappa	19.08.2020	28	1,4	7,4
Fisketrappa	22.08.2020	28	0,9	7,3

Vannkjemien (pH, TOC, KOF Mn, jern og mangan) under forsøket i Driva, tilsa lav nedbryting av klor, som også omtales som «lavt klorforbruk» (Tabell 4).

Resultatene fra undersøkelser i feltlaboratoriet (se 3.4.1) viste at henholdsvis 26 % og 40 % av en tilsatt dose på 40 µg/l ble målt som aktivt klor etter 30 minutter i vann fra kraftverket og vann fra elva ved fiskesperra. Målinger fra prøvepunktet «Gammelheimen» nedstrøms kraftverksutløpet (Figur 19) sammenholdt med nominelt tilsatt dose av klor til kraftverksvannet (Figur 15) ga indikasjoner på at dette tallet i praksis var nærmere 50 % for kraftverksvannet (=mindre nedbryting av klor), men da med en betydelig usikkerhetsmargin på grunn av kortere oppholdstid enn i labforsøket og usikker grad av innblanding av kjemikaliet i vannet.

For prøvetidspunktet 22. august da det ble tilsatt 27 µg klor/l til elva ved fiskesperra, skulle resultatene fra klorforbrukmålingene i feltlaboratoriet (gjennomført samme dag) tilsa en forventet måling på cirka 11 µg klor/l i elvevannet oppstrøms Kraftverket etter cirka 30-45³ minutters

³ Se kapittel 2.2 om vannhastighet i elva. Ved 24 m³/s vannføring var transporthastighet til Kraftverket 45 minutter i 2019. På den høyere vannføringen i årets forsøk kan transporthastigheten ha vært ned mot 30 minutter på samme strekning.

oppholdstid. Den målte konsentrasjonen var 12 µg/l, som tilsvarer 44 % av utgangskonsentrasjonen. Med de måleusikkerhetene som foreligger i felt, kan dette sies å være i godt samsvar med forventningene i lys av laboratorieundersøkelsene (40 % av utgangskonsentrasjonen). Ved noen av de andre dagene var det større avvik enn dette, og differansen i disse tilfellene kan skyldes en kombinasjon av klortap ved fortykning fra sidebekker, reaksjon med organisk stoff eller elvesubstrat. Målingene av aktivt klor fra målestasjonene i Driva gir likevel holdepunkter for at klorforbruket i vannet er på linje med det som ble observert samtidig i feltlaboratorieundersøkelsene (se 3.4.1 og Figur 18/Figur 19), og at resultatene fra laboratorieundersøkelsene av klorforbruket med fordel kan brukes til å fastsette hva slags doser som skal tilsettes fra doseringsanleggene ved oppstart av forsøket eller behandlingen.

Beskrivelse av doseringsforløpet

Ved oppstarten av doseringen 10. august ble det tilsatt cirka 40 µg klor/liter fra fiskesperra i omkring seks timer. Dette ga lavere konsentrasjon av klor ved Bommen enn ved prøvestasjonene lenger ned i elva (Figur 18), noe som skyldes at det var dårlig fordeling av kjemikaliet over elveprofilen ved sperra. Hoveddelen av kjemikalieskyen passerte derfor utenfor der vannprøven ble tatt i elva, og klorkonsentrasjonen ble kunstig lav. Målingene ved Myren og Kraftverket viste imidlertid høy konsentrasjon av klor (hhv. 19/30 og 17/21 µg klor/l), og dosen ble derfor redusert fra 40 til 32 µg klor/l tilsatt fra fiskesperra samme kveld.

Målt klorkonsentrasjon ble derfor lavere (hhv. 14 og 13 µg klor/l) ved Myren og Kraftverket 11. august, og Bommen ble målt til høyere konsentrasjon (17 µg klor/l) fordi prøvepunktet ble endret slik at vannprøven ble tatt på et sted som var mer representativt. Senere 11. august ble det tatt en ny vannprøve der verdien var lavere ved Myren (11 µg klor/l) og Kraftverket (7 µg klor/l) på grunn av en kortvarig stopp i dosering ved Fiskesperra. På det samme tidspunktet var konsentrasjonen av klor målt ved Bommen 19 µg klor/l, siden doseringen var startet igjen og kjemikalierne hadde nådd frem til dette prøvepunktet.

11. august ble også doseringen fra Kraftverket og Litlfale påfrisk startet, med henholdsvis 45 og 7 µg klor/l nominelt tilsatt.

Oppstarten av Kraftverket og Litlfale ga en økning i klorkonsentrasjonen 12. august sammenliknet med 11. august, særlig ved prøvepunktet Fale (11→17µg/l) som er nedstrøms begge disse doseringsstasjonene (Figur 19). Lav verdi ved Fale 11. august kan imidlertid også ha sammenheng med den midlertidige doseringsstoppen ved Sperra, som beskrevet i forrige avsnitt. Doseringen fra Litlfale ble stanset ettermiddagen 12. august, omtrent samtidig med reduksjon av tilsatt dose fra både fiskesperra (32→27 µg/l) og kraftverket (37→30 µg/l). Dette førte til en generell reduksjon av klorkonsentrasjonen ved alle prøvestasjonene samme ettermiddag.

Klorkonsentrasjonen ved Bommen var unormalt høy (26 µg/l) 13. august. Dette skyldes trolig avvikende prøvetaking, eller dårlig fordeling av kjemikaliet over elveprofilen ved sperra, siden konsentrasjonene ved Myren og Kraftverket ikke var unormalt høye.

Klorkonsentrasjonen i vannprøvene fra stasjonene Øvre Nisjahølen, Gammelheimen og Fale var lave på den første av prøvetakingene 14. august på grunn av en midlertidig stopp ved doseringsanlegget på fiskesperra (se Figur 15 for doseringsdata). Det ble kun tatt vannprøver fra Bommen under en kort doseringstest denne dagen, ikke strekningen Myren-Kraftverket.

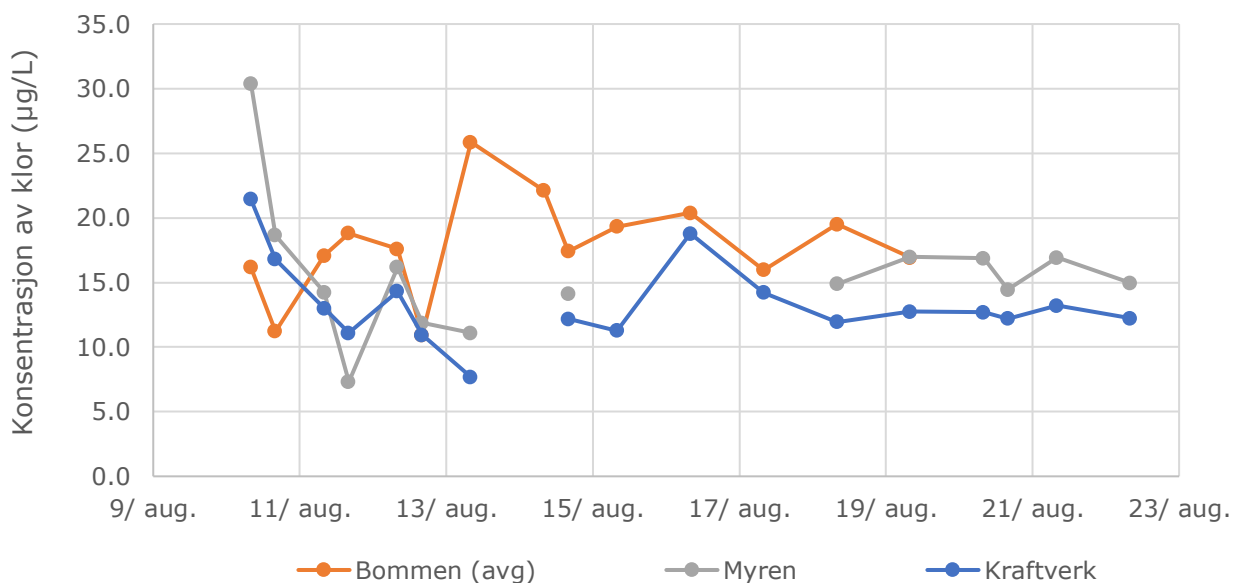
Generelt forhøyede klorverdier 16. august og dels 17. august skyldes en overestimering av klorverdier på grunn av feil med reagensene.

Påfrisk ved Litlfale ble startet igjen med 10 µg/l nominell klordose på morgenen 20. august, samtidig som dosen fra kraftverket ble økt fra 30 til 40 µg/l. Høy klorverdi ved Øvre Nisjahølen denne dagen skyldes dårlig plassert prøvepunkt, der klortilsetningen fra Litlfale påfrisk trolig ikke var godt nok utblandet. Prøvepunktet ble flyttet, og klorverdiene ble derfor normalisert to kommende dagene, tross økt klordosering fra Kraftverket.

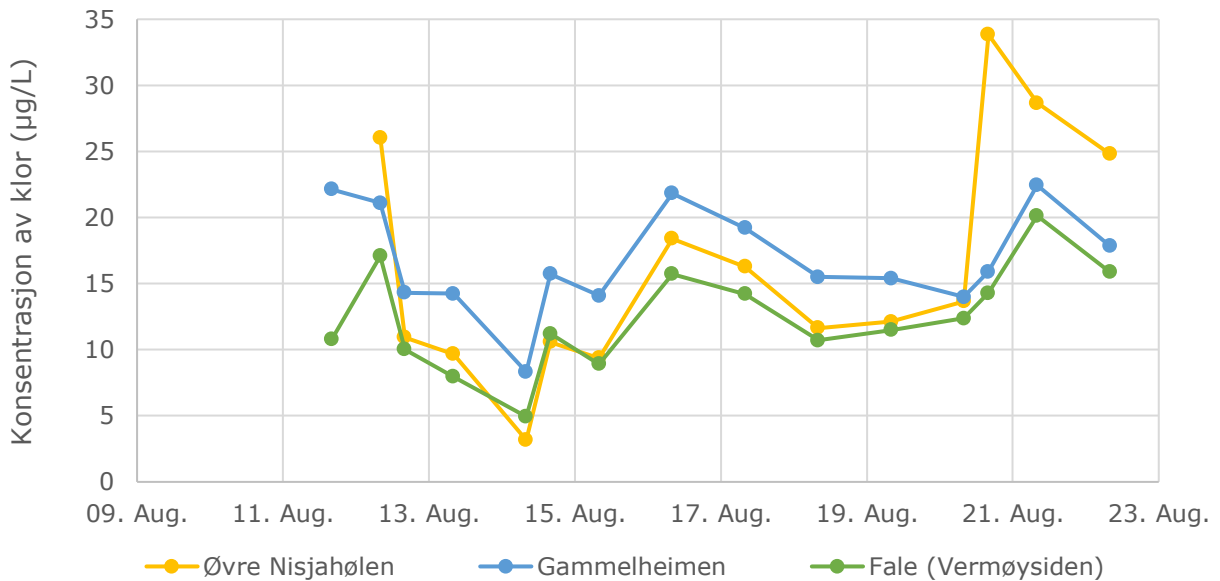
Økingen i dosering fra Kraftverket og Litlfale på morgenen ga en moderat økning fra 12→14 µg/l målt ved Fale samme ettermiddag. En tilsvarende økning (11→13 µg/l) ble målt ved stasjonene Nyhølen og Travbanen lenger ned i vassdraget, men endringen var mindre, og trolig ikke signifikant, ved prøvestasjonene Grøa og Grøa (nederst). Den økte doseringen fra Kraftverket og Litlfale ble kun holdt på dagen den 20. august, og skrudd ned igjen på natten.

Tidlig på morgenen (03:30) 21. august ble Litlfale igjen startet på 10 µg/l, samtidig som Kraftverket ble økt, denne gangen fra 30→57 µg/l. Dette var en økning i dosering for å undersøke hvor langt nedover vassdraget konsentrasjonen av klor holdt et tilfredsstillende nivå som følge av denne dosen. Under denne testen var konsentrasjonen ved Myren og Kraftverket ikke påvirket, siden dosen fra Fiskesperra ble holdt fast. Doseøkningen ga klorkonsentrasjoner på henholdsvis 29, 22 og 20 µg/l ved Litlfale, Gammelheimen og Fale. Ved Nyhølen, Travbanen, Grøa og Grøa (nederst) ble det samtidig målt en klorkonsentrasjon på henholdsvis 19, 19, 11 og 8 µg/l. Ved Hoelsand ble det målt 3 µg/l, like mye som dagen før. Doseøkningen hadde derfor ingen effekt så langt ned i elva, nær 6 km nedstrøms prøvepunktet «Grøa (nederst)», og etter fortykning fra elva Grøa som renner inn i Driva rett før Elverhøy bru.

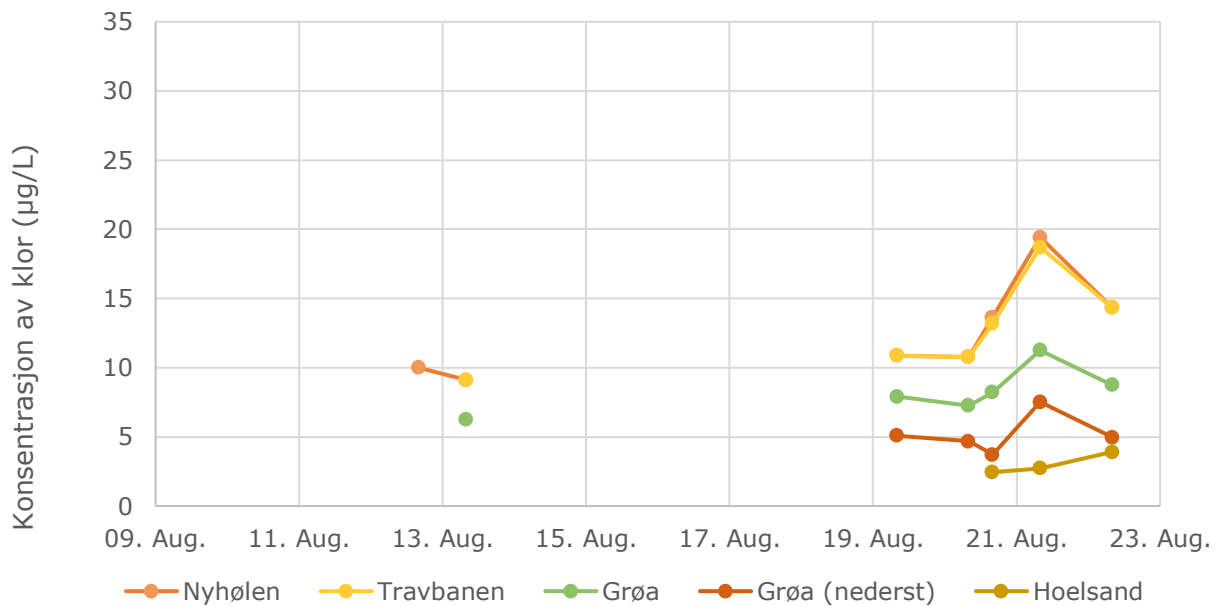
Klorverdiene ved Nyhølen og Travbanen var generelt svært like gjennom forsøksperioden, noe som skyldes at de kun er 500 m unna hverandre. Ved punktene lenger nedstrøms Travbanen og Nyhølen var det som forventet en tydelig gradient, slik at det ble lavere klorverdier med økende avstand til doseringen. Klorverdiene ved Hoelsand er så lave (2-4 µg/klor per liter) at det ikke kan sies med sikkerhet om det faktisk var en rest av klor i vannet. Ved punktet «Grøa (nederst)» var det tilstrekkelig klorkonsentrasjon til at det er negativ effekt på *G. salaris* de fire dagene det ble gjort målinger der.



Figur 18. Konsentrasjon av klor ($\mu\text{g/l}$) målt ved prøvepunkter i hovedelv fra fiskesperra til kraftverket over tid i perioden 10.08.20 t.om. 22.08.20



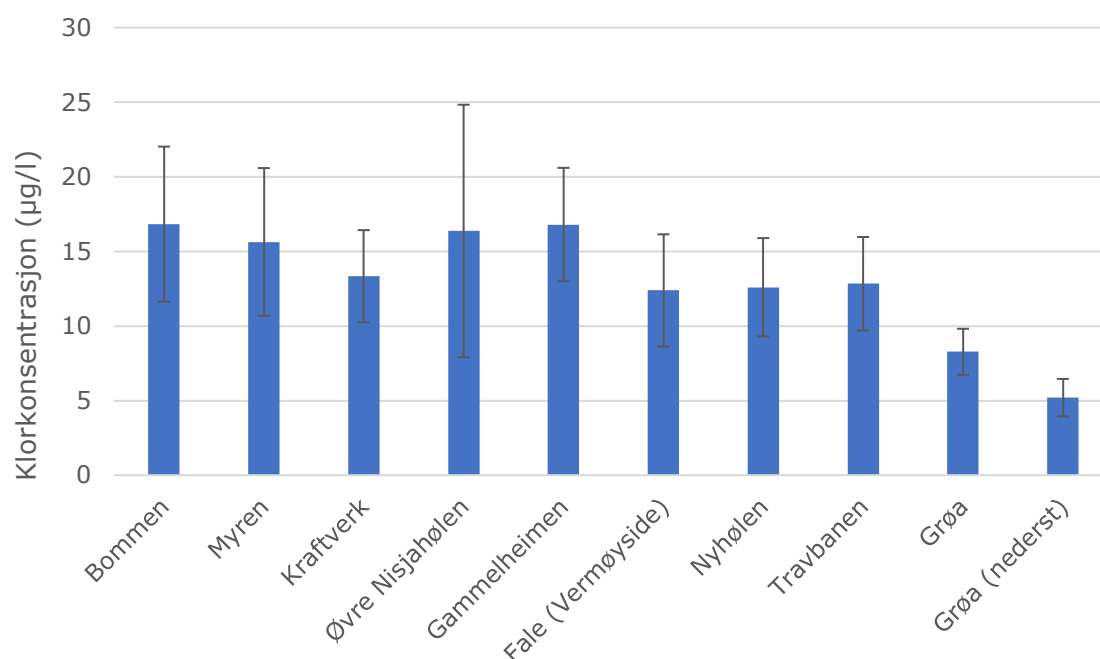
Figur 19. Konsentrasjon av klor ($\mu\text{g/l}$) målt ved prøvepunkter i hovedelv fra Øvre Nisjahølen til Fale (Vermøysiden) over tid i perioden 12.08.20 t.om. 22.08.20



Figur 20. Gjennomsnittlig konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) målt ved prøvepunkter i hovedelv fra Nyhølen til Hoelsand over tid i perioden 12.08.20 t.om. 22.08.20

Gjennomsnittlig klorkonsentrasjon i elva var $17 \mu\text{g/l}$ ved Bommen og $13 \mu\text{g/l}$ rett oppstrøms Kraftverket (Figur 21) som ligger 2 km nedstrøms fiskesperra. Nedstrøms Kraftverket og Litlfale doseringsstasjoner ble det igjen en økning til $16\text{--}17 \mu\text{g/l}$ som målt ved Øvre Nisjahølen og Gammelheimen, men en reduksjon til $12 \mu\text{g/l}$ ved Fale, 2 km lenger ned i vassdraget. Gjennomsnittsverdiene holdt seg deretter like fra Fale gjennom Nyhølen og Travbanen (1,6 km nedstrøms Fale), for så å falle til henholdsvis 8 og $5 \mu\text{g/l}$ ved Grøa og Grøa (nederst). Grøa ligger 4 km

nedstrøms Travbanen. Basert på de gjennomsnittlige klorverdiene som ble målt i forsøket, tyder det på et typisk tap på 1-2 µg klor for hver kilometer elvevannet transporteres.



Figur 21. Gjennomsnittlig klorkonsentrasjon (µg/l) for hele forsøksperioden ved prøvepunkter i hovedelva. Hakene indikerer standardavvik.

3.3.2 Sidebekker

Konduktivitet og pH i sidebekkene var stabile under doseringsperioden. pH varierte mellom 6,4 og 7,2 i de ulike bekkene og konduktivitet mellom 9 og 78 µS/cm (Tabell 5).

Klorkonsentrasjonen i bekkene var stabil gjennom forsøksperioden (Tabell 5), med unntak av bekkene Røta, der én høy klormåling ga et noe høyere standardavvik. Dette skyldes trolig manglende nedjustering av pumpene etter blanding av ny IBC (med høyere klorkonsentrasjon) ved stasjonen i midten av forsøksperioden. Stabile vannføringsforhold medførte at det var lite ressurskrevende å justere ønsket dosering manuelt.

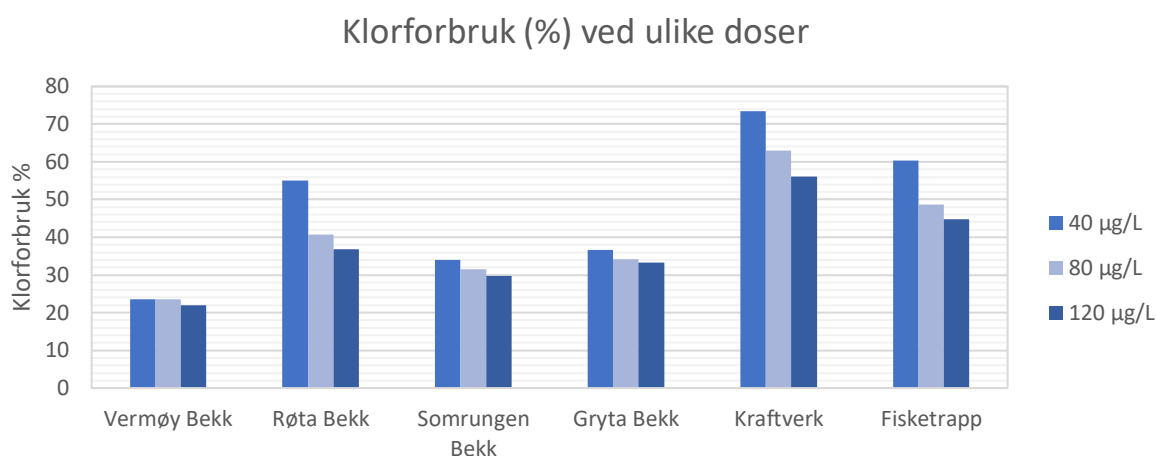
Tabell 5. Målt klorkonsentrasjon, pH og konduktivitet i sidebekker

Sidebekk	Gjennomsnittlig	Standardavvik	Antall prøver	pH	Gjennomsnittlig
	klorkonsentrasjon	(µg/L)		(median)	konduktivitet
	(µg/L)	(µg/L)		(pH)	(µS/cm)
Vermøy	8,8	3	10	7,2	78
Røta	16,5	17	8	6,9	15
Somrungen	9,8	1	7	6,6	9
Gryta	12,5	9	7	6,4	9

3.4 Annet/diverse andre erfaringer

3.4.1 Vannets klorforbruk

Det ble gjennomført en laborietest av klorforbruket ved forskjellige doser tilsatt i vann fra de fire sidebekkene og ved to punkter i hovedelva (kraftverk og fisketrapp) før doseringen ble startet. Disse tallene ble brukt til å beregne hvilken dosering som var nødvendig for å nå målkonsentrasjonene i elv og sidevassdrag. Analysene viste at det var relativt store forskjeller mellom vannforekomstene. Ved 40 µg klor tilsatt pr liter varierte klorforbruket mellom 24 % (i Vermøy bekk) og 74 % (i Kraftverksvannet).



Figur 22. Prosentvis reduksjon av klor i vannprøver fra utvalgte punkter i vassdraget 30 min etter tilsats av tre ulike klormengder. Klorforbruk (x %) ble beregnet som: $x\% = 100 \cdot (1 - \text{målt konsentrasjon} / \text{nominell konsentrasjon})$.

3.4.2 Tidsbetinget klortap i vannprøveflasker

Det ble gjennomført forsøk med klortap i flasken etter prøvetaking. Prøven ble tatt ved Gammelheimen. Konsentrasjonen av klor ble målt ved 30, 60, 90 og 120 minutter. Klorkonsentrasjonen i prøveflasken tapte seg fra 11 til 7 µg/l i løpet av de første 60 minuttene etter prøvetaking (Tabell 6). Prøvene bør derfor analyseres relativt raskt etter prøvetaking, de bør tas i en hensiktsmessig rekkefølge, klokkeslett ved prøvetaking bør noteres og det hele bør gjennomføres så likt som mulig hver dag.

Tabell 6. Klortap i en prøveflaske etter prøvetaking.

Tid etter prøvetaking (min)	Klorkonsentrasjon (µg/L)	Antall målinger (n)	Variasjon i målingene (SD)
0 (beregnet)	11	0	-
30	8	3	0,6
60	7	3	0,3
90	6	3	0,0
120	6	3	0,0

4 Diskusjon

4.1 Doseringsanlegget, endringer på design

Doseringsutstyret ble videreutviklet basert på erfaringer fra doseringsforsøket i 2019 (Hagen mfl. 2021). Det gjennomført en rekke utbedringer på designet av doseringsanlegget før det ble bygget nye anlegg til bruk i årets forsøk. Hovedmotivasjonen bak dette var å bedre driftssikkerhet, men undersøkelser viste også at det var mulig å finne billigere og mindre plasskrevende komponenter som var egnet for vårt bruk. Det ble derfor valgt en ny type pH-transmitter, pH-elektrode og strømmåler i det nye designet. Disse nye komponentene fungerte i hovedsak godt og etter hensikten. Basert på erfaringer fra anleggene i 2020 vil det gjøres ytterligere noen endringer på designet før det bygges flere anlegg. Erfaringene fra 2019 viste at peristaltiske pumper kan yte svakere hvis det blir ansamlinger av luft/gass i tilførselsslagen på sugesiden, det vil si i slangen mellom pumpen og kjemikalietanken. Dette var i hovedsak en utfordring for ammoniumkloridløsningen. Det ble derfor kjøpt inn peristaltiske pumper som kunne operere med tykkere slangevegg. Disse slangene er stivere og har bedre spenst, slik at de kan gi bedre sug av kjemikalier inn til pumpen. Dette sikret bedre pumpeytelse, og forbedringen ga en mer stabil dosering under årets forsøk. Luft i tilførselsslengene mellom ammoniumkloridtank og pumpe representerte imidlertid fortsatt en utfordring i årets forsøk. Dette kan løses midlertidig i felt ved å øke pumpehastigheten kortvarig slik at luften skylles ut av slangene, men det vil bli testet preventive tiltak for å unngå selve gassdannelsen i tilførselsslengene.

Videre ble det laget nye blanderør til det nye blandeskapet. De nye blanderørene ble laget av transparent PVC og var 15 centimeter lange – dobbelt så lange som forrige design. Dette ga bedre innblanding av kjemikalier, samtidig som eventuelle fastkilte større partikler lett ville kunne sees gjennom den transparente plasten. Blanderørene er festet med skrufatninger og kan lett åpnes eller byttes ut ved behov.

Blandeskapene og styreskapene ble konstruert og funksjonstestet ved NIVA i Oslo før de ble tatt med til Driva for feltforsøk. I funksjonstesten på NIVA ble det pumpet vann gjennom blandesystemet, og det ble bekreftet at strømnings- og pH-sensor med transmittere fungerte normalt. Det ble også gjennomført testing av doseringspumpene og elektronisk kommunikasjon i enhetene som styrer doseringen. De store doseringsanleggene i hovedelva har det største behovet for driftssikkerhet, da eventuelle feil her vil kunne føre til feil dosering og påvirke betydelige elvearealer og i verste fall bestander av fisk og andre organismer. Testingen før feltforsøket i 2020 og den praktiske erfaringen med anleggene i forsøket viser at doseringsutstyret er pålitelig og sikkert. Det er fortsatt, og vil antagelig alltid være, rom for forbedringer. Det vil etterstrebtes å bygge skapene så modulære at det kan gjøres senere endringer på skapene uten stor tidsbruk.

4.2 Doseringsforsøket

4.2.1 Doseringen

Doseringsforsøket viste at kloramindoseringen med de re-designede blandesystemene fungerte godt og etter hensikten. Programvaren som ble brukt ble oppskalert til tre stasjoner som alle kunne enkelt overvåkes på PC eller mobiltelefon. Årets forsøk forsterker inntrykket fra 2019; at anleggene er driftssikre og har de nødvendige sikkerhetsmekanismene til å kunne dosere klor til en elv på en sikker måte. Doseringkapasiteten til de nye pumpene er litt lavere enn de forrige pumpene, som følge av tynnere slanger med tykkere slangevegg. Under årets forsøk ble det ved fiskesperra dosert typisk 440

ml hypokloritt og 320 ml ammoniumkloridløsning per minutt til blandesystemet og elva ved en vannføring på cirka 35 m³/s. Maksimal kapasitet for pumpetypen er 2400 ml/minutt. Dette tilsier en *teoretisk* kapasitet til å behandle Driva ved en vannføring på 190 m³/s med anlegget slik det er konstruert.

Praktisk erfaring under forsøket viste at det var en god sammenheng mellom nominelt tilsatt klormengde til blandeanlegget og faktisk målt klormengde i elva. Det var, som beskrevet over, fortsatt noen utfordringer med luft/gass i tilførselsslengene for kjemikaliene, særlig for ammoniumklorid. Når dette problemet ikke inntraff, var doseringen ellers pålitelig og stabil.

Vannstrømmen gjennom blandeanlegget ved fiskesperra ble redusert i løpet av forsøket. Dette kan skyldes at noen dyser delvis ble tettet igjen i løpet av forsøket. Pumpen som forsynte blandeanlegget er bare akkurat tilstrekkelig dimensjonert til å forsyne hele dyserør-strekket. Enkelte dyser ved motsatt side av elva hadde derfor ingen utstrømming av kjemikalier i starten. Dette ble også synlig på vannkjemiresultatene fra prøvestasjonen Bommen 250 m nedenfor sperra, siden dårlig innblanding horisontalt i elveprofilet gjør at vannprøver tatt nær land inneholder mindre klor enn vannprøver tatt midt i vannstrømmen. Da noen av dysene ble stengt av for å forsøke å fordele kjemikalier til alle dyser i rørstrekket, ble også vannstrømmen gjennom blandeanlegget redusert som følge av økt mottrykk. Det kan vurderes å bruke en kraftigere nedsenkbar pumpe for å gi bedre og mer driftssikker fordeling av kjemikalier i alle dyser over hele bredden av elveprofilet ved fiskesperra.

Det ble montert en ny vaier på tvers av sperrekonstruksjonen i forkant av årets forsøk. Dette sikret at rørstrekket med dyser ble rigget mer rett horisontalt, og med mindre «heng» på midten enn tidligere. Dette representerte en bedring i distribusjon av kjemikaliene, samtidig som det var en HMS-forbedring sammenliknet med fjorårets kevlartau.

Titreringsforsøk fra laboratoriet i februar 2019 viste at klorforbruket i vann fra Driva var lavt sammenliknet med vann fra Drammenselva, Batnfjordselva og Glitra (se kapittel 6 i Hagen mfl. 2021). Tidligere erfaringer fra elva Glitra tilsier at 25-35 % av tilsatt klor kan måles som aktiv klor i elva (Hagen mfl. 2018), men kan også ligge så lavt som 5-10 % (Hagen mfl. 2019). Det antas at det særlig er pH og det organiske materialets konsentrasjon og egenskaper som har betydning for klorforbruket i våre forsøk. Reduksjon av klor som følge av reaksjon med organisk stoff vil kunne variere med vannføring og tid på året.

Laboratorieundersøkelser fra årets forsøk viste at klorforbruket etter 30 minutter i elvevannet var henholdsvis 60 % og 74 % for fiskesperra og vannet fra Driva kraftverk, når det ble tilsatt 40 µg klor/l. Dette betyr at henholdsvis 40 % og 26 % av tilsatt klor teoretisk skal kunne måles som aktiv klor i elvevannet. I 2019 viste undersøkelser at 48-68 % av tilsatt klor ble målt som aktiv klor i elvevannet etter 30-60 minutters oppholdstid (Hagen mfl. 2021). Dette tilsier et noe lavere klorforbruk enn det som ble målt i årets forsøk. Det er ingen åpenbare årsaker til dette ut fra de vannkjemiske forutsetningene de to årene, annet enn kaldere vann og litt høyere pH i elvevannet i 2019. Det trengs flere undersøkelser under ulike forhold for å gi et bedre erfaringsgrunnlag på hvordan ulike vannkjemiske forhold påvirker klorforbruket.

4.2.2 Plassering av doseringsanlegg

Økningen fra ett doseringsanlegg ved fiskesperra til ytterligere to doseringsanlegg ved henholdsvis Driva Kraftverk og en påfriskstasjon ved Litlfale ga et betydelig mer komplekst klorkjemibilde enn forsøket i 2019. Doseringen fra Driva kraftverk tilsvarte i praksis øverste doserer i dette sidevassdraget tilsvarende slik som ved fiskesperra, siden det kommer ubehandlet vann gjennom

kraftverket. Fra påfriskstasjonen ved Litlfale ble det tilsatt en liten dose klor for å kompensere for klor som ble brutt ned mellom fiskesperra og kraftverket. Fra tidligere forsøk med kloramin og *G. salaris* (Hagen mfl. 2014, 2018, Hytterød mfl. 2021) har det vært vist at parasitten forsvinner fra laksunger etter 2-6 dager ved eksponering for 7-18 µg aktivt klor/l. Basert på dette ble det under forsøkene derfor operert med en tentativ målsetting å oppnå en konsentrasjon på om lag 10 µg aktivt klor/l umiddelbart oppstrøms påfriskstasjonen i hovedelva (vannprøvestasjon Kraftverket). I den første delen av behandlingen, frem til 19. august, var det så god varighet av klorkonsentrasjonen nedover i vassdraget at det ikke ble prioritert å starte påfriskstasjonen. Fra 20. august ble det valgt å starte påfriskstasjonen og øke doseringen fra Kraftverket for å få testet varigheten av klorkonsentrasjonen nedover vassdraget. Etter disse endringene ble det målt en betydelig økning av klorkonsentrasjonen i Øvre Nisjahølen som er nedstrøms påfriskstasjonen. Dårlig innblanding kan ha ført til overestimert faktisk klorverdi i elva ved Øvre Nisjahølen, men økt klorkonsentrasjon opp til 20 µg/l ble også målt ved Fale og Travbanen, mens det ble målt klorkonsentrasjoner over 10 µg/l helt ned til målestasjonen Grøa. På grunn av doseringen i Kraftverket er det vanskelig å isolere ut effekten av påfriskstasjonen gjennom forsøket. Men forskjellene i konsentrasjon mellom de ulike prøve-stasjonene nedstrøms doseringsstasjonene Litlfale og Kraftverket representerer en gradient av klorkonsentrasjon som gir et godt bilde av nedbrytningen av klor i elva under forholdene i 2020. Påfriskstasjonen og doseringen i Kraftverket har hatt en god effekt på klorkonsentrasjonen og sikret at denne var tilstrekkelig høy til å ha god effekt mot *G. salaris* helt ned til Grøa.

4.2.3 Dosering i sidebekker

Formålet med å behandle i sidebekker var primært å teste ut logistikken knyttet til blanding av kjemikalier, dosering og effekt i sidebekkene og hovedelva. Doseringen i sidebekkene Røta, Vermøy, Gryta og Somrunen ble gjennomført etter samme prinsipp som tidligere aluminiumsbehandlinger, med kjemikalier på IBC dosert til bekk ved hjelp av peristaltisk pumpe drevet av batteri (se for eksempel Hindar mfl. 2015). Selve doseringen gikk som forventet, og vannanalysene viste tilstrekkelig klorkonsentrasjon helt ut til der bekkene møtte elv og med stabil konsentrasjon over tid. Det var stabil vannføring i perioden og derfor ingen store utfordringer med å justere dosen manuelt etter vannføring. Blanding av kloramin for IBC fungerte generelt tilfredsstillende, men forsøkene viste at kloraminkonsentrasjon på 2 g/l ikke var tilstrekkelig stabil under våre forhold og at konsentrasjonen må reduseres til 1 g/l hvis kloraminblandingen skal holde seg stabil. Det må gjøres logistikkvurderinger for hele vassdraget før det tas beslutning om hvordan det skal doseres kloramin til sidebekker. Ferdigblandet kloramin på IBC sikrer at man slipper blandeanlegg i hver bekk, men det vil også bli store volumer av ferdigblandet vare som skal transporteres til de ulike sidevassdragene. IBC-tankene må også settes så langt som mulig opp i disse sidevassdragene for å sikre at hele lakseførende strekning behandles med kloramin. Dette kan stedvis representere en utfordring på grunn av topografi og vegetasjon som hindrer fremkommelighet med traktor. Det er mulig å lage små og svært forenklede blandeanlegg for sidebekkene. Slike blandeanlegg og kjemikaliene vil kunne være enklere å transportere ut til perifere områder uten traktorvei. Videre utvikling av slike anlegg vil gjennomføres før en eventuell testdosering i 2021. I sidebekker som er særlig utsatt for store fluktuasjoner i vannføring kan det vurderes å bruke vannstandsmålere for å justere doseringen proporsjonalt med vannføring.

Konsentrasjonen av klor i IBC'ene ble målt hver dag i en periode av forsøket (Figur 17). Den generelle trenden var at konsentrasjonen var synkende og at den var omtrent halvert etter 3 dager. Monokloramin er ustabil selv i fravær av andre reaktive stoffer. Dette skyldes at monokloramin brytes ned gjennom et komplisert sett med reaksjoner, som til slutt ender med oksidasjon av ammoniakk/ammonium og reduksjon av aktivt klor. Hvor lang tid nedbrytningen tar kommer an på temperatur, lys, pH, klor/nitrogen-forhold samt forekomst av stoffer som katalyserer reaksjonen

(Black & Veatch, 2010). Dette er grunnen til at det er nødvendig å produsere kloramin rett før dosering til elv. Relativt rask nedbryting av klor i ferdigblandede løsninger er i tråd med observasjoner fra laboratoriet (Hagen mfl., 2019). Nedbrytingen går langsommere i kloraminløsninger med lavere konsentrasjon. For løsninger blandet til en konsentrasjon på 1 g/l kan klorkonsentrasjonen forventes å tape seg mindre enn 20 prosent i løpet av én uke. Ved lav dosering (i bekker med moderat til lav vannføring) kan det derfor være hensiktsmessig å bruke en blanding med lav klorkonsentrasjon og relativt lang holdbarhet. Under behandling bør løsningene kontrolleres jevnlig ved å måle blandingens pH og/eller klorkonsentrasjon.

4.3 Tålegrense og dosevalg

Det overordnede målet med Gyroklorprosjektet er å utrede om klorforbindelser kan brukes som behandling mot *G. salaris* i store laksevassdrag uten å ta livet av fisken. Det er godt kjent at klorforbindelser er giftig for fisk (se for eksempel Larson mfl. 1978), men det er stor variasjon i litteraturen med hensyn på tålegrenser for ulike fiskearter, særlig ved lave klorkonsentrasjoner. Det er også uklarerheter rundt faktiske grenseverdier for enkelte arter, da det er rapportert forskjellig tålegrense for samme fiskeart i ulike studier. Klor synes å ha liten effekt på bunndyr i konsentrasjoner som er relevant for behandling, og effektene på bunndyr ser ut til å være mindre enn det som tidligere er vist i behandlinger med CFT-legumin eller aluminium (Eriksen 2018). Denne sammenlikningen baserer seg imidlertid på en gjennomsnittlig klorkonsentrasjon på 8,5 µg/l i elva Glitra.

Tidligere forsøk med kloramin og *G. salaris* i regi av Gyroklorprosjektet (Hagen mfl. 2014, 2018, Hytterød mfl. 2021) har vist at parasitten forsvinner fra laksunger etter 2-6 dager ved eksponering for 7-18 µg aktivt klor/l. I dette doseringsforsøket ble en dosering som ga cirka 20 µg klor/l når målt 250 m nedstrøms fiskesperra redusert til cirka 12 µg/l oppstrøms kraftverket 2 km nedenfor fiskesperra. Disse prøvene representerte imidlertid vannet i hovedstrømmen av elveløpet. Det er kjent at filtrering av vann gjennom grusører og fortykning fra diffust tilstrømmende vann synlig i dagen eller gjennom grunnen bidrar til at konsentrasjonen lokalt kan være lavere nærmere elvebredden. En slik effekt vil kunne la seg motvirke ved å operere med enda høyere målkonsentrasjon i selve hovedløpet. Økning av konsentrasjonen må imidlertid avstemmes i forhold til hva fisk og andre vannlevende organismer kan tåle, og da med søkelys på de områdene av doseringsstrekningen med høyest konsentrasjon (dvs. umiddelbart nedstrøms doseringspunkt). Tålegrenseforsøk gjennomført i 2020 (Olstad mfl. 2021) og tidligere undersøkelser (Hagen mfl. 2019b, Hytterød mfl. 2021) har også vist at både ørretunger, laksunger og voksen laks tåler slike doser godt. I fiskeforsøkene som ble gjennomført i 2020 ble det også funnet at en behandlingsskonsentrasjon på om lag 22 µg klor/l fjernet *G. salaris* fra laksungene før det hadde gått fire dager. Samtidig viste tålegrenseforsøkene at kun én enkelt ørretunge døde etter 10 dager med det dobbelte av denne konsentrasjonen (om lag 45 µg/l). Dette indikerer at kloramin som behandlingsskjemikalie mot *G. salaris* har et relativt bredt terapeutisk vindu⁴, noe som åpner for god fleksibilitet ved fremtidig valg av behandlingsstrategi.

Det er imidlertid ønskelig å holde konsentrasjonen av klor tilstrekkelig høy i hele vassdraget for å fjerne *G. salaris*, men også så lav at uønskede effekter på bunndyr og fisk unngås. Det er derfor viktig med så jevn klorkonsentrasjon i vassdraget som mulig, og at det unngås høye konsentrasjonstopper rett nedstrøms doseringsanlegg. For å oppnå en slik jevn klorkonsentrasjon må det etableres

⁴ Dosegrensene mellom det som tar livet av parasitten og det som tar livet av verten omtales gjerne som det terapeutiske vinduet for skjemikallet.

tilstrekkelig med påfriskstasjoner slik at det ikke er nødvendig med høye tilsetninger for å få klorkonsentrasjonen til å vare langt ned i vassdraget.

Basert på resultatene fra doseringen i år vil det derfor vurderes å flytte første påfriskstasjon i hovedelva ned til området ved Fale bru. Påfriskstasjonene videre nedover i vassdraget vil plasseres slik at det er mulig å oppnå en jevn konsentrasjon av klor nedover elva.

5 Konklusjon

Hovedmålet med forsøkene har vært å utvide kunnskapsgrunnlaget for dosering av kloramin i stor skala, som et steg på veien mot å kunne bruke monokloramin i fullskala behandling mot *G. salaris* et helt vassdrag. I forsøkene i 2020 ble det testet ut effekt av flere doseringspunkter i hovedelva og i et utvalg sidebekker, samt logistikken knyttet til slik utvidet innsats.

Videreutviklingen av blandeskapet og doseringsteknologien har bidratt til økt driftssikkerhet, noe som først og fremst har gjort seg gjeldende gjennom mulighet til fjernovervåking og fjernstyring av de større doseringsanleggene. Nye løsninger for pumper og blanding i skapene har også økt effektiviteten og driftssikkerheten i innblandingen, samt fleksibiliteten med tanke på stabil dosering over en bred variasjon av vannføringer i elva. Blandeanlegget slik det fremstår nå har en teoretisk kapasitet til å behandle Driva fra fiskesperra på en vannføring opp til 190 m³/sekund. Dette er rikelig kapasitet til å sikre en robust beredskap for eventuelle fluktuasjoner i vannføring i dette vassdraget. Reduksjonen av konsentrasjonen av aktivt klor med tid og avstand fra doseringspunktet ved fiskesperra var noe høyere enn i Driva i 2019. Dette viser at det kan være variasjoner i klornedbrytning i elvevannet mellom sesonger og vannføringer. Doseringen kan tilpasses dette, men det er nødvendig å få mer kunnskap om disse variasjonene.

Erfaringen med å etablere flere doseringsanlegg i elva viste at effekten holdt seg godt nedover hovedelva. Ved dosering fra fiskesperra og ved kraftverksutløpet var det nesten ikke behov for dosering fra påfriskanlegget under årets forhold. Doseringen i utløpsvannet fra kraftverket representerte i praksis et øverste doseringspunkt (tilsvarende fiskesperra) for det vannet som kom ut derfra. Doseringen herfra kan derfor ha bidratt til noe tilsvarende en påfriskstasjon for hovedelva utenfor – i tillegg til påfriskstasjonen rett nedstrøms kraftverket. Basert på resultatene fra doseringen i år vil det trolig derfor være mest hensiktsmessig å flytte første påfriskstasjonen i hovedelva ned til området ved Fale bru. Videre må det plasseres påfriskstasjoner fordelt nedover i vassdraget for å ta høyde for at det typisk vil brytes ned 1-2 µg klor per kilometer (resultat basert på forsøket i 2020).

Erfaringene fra doseringen i sidebekker viste at 1000L IBC-tanker med ferdigblandet 1g/l kloramin vil kunne være egnet for dette. Av hensyn til logistikk og fremkommelighet vil det være behov for videre utvikling av mindre stasjoner til behandling av spesielt små sidebekker. Resultatet av utviklingen av disse mindre blandeanleggene vil være avgjørende for hva slags strategi som velges for sidebekkene ved en eventuell testbehandling i Driva i 2021.

Sammenholdt med resultatene fra tålegrenseforsøk med fisk og effektforsøk med *G. salaris* (Olstad mfl. 2021) konkluderes det med at behandlingsmetoden basert på kloramin har god fleksibilitet med tanke på effekt på fisk og parasitt, og at den er robust med tanke på variasjon i vannføring. Alt i alt viser alle resultater så lang at metoden er klar for å tas i bruk i en fullskala testdosering.

6 Referanser

- Adolfson, P., Bardal, H., Wist, A.N., Aune, S., Sandodden, R. og Moen, A. 2017. Bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* i Skibotnregionen 2015 og 2016. Veterinærinstituttets rapportserie: 22a – 2017.
- Anon 2014. Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Miljødirektoratet 2014. 114 s.
- Black & Veatch, 2010. White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants, 5th edition. ed. Wiley, Hoboken, N.J. 1062 s.
- Eriksen, T.E. 2017. Korttidseffekter på elvelevende bunnfauna av kloraminbehandling mot parasitten *Gyrodactylus salaris* i Glitra. NIVA-rapport 7237-2018. 28 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. 2019. Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris* - feltforsøk i Batnfjordselva. NIVA-rapport 7359-2019. 44 s.
- 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., 2021. Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva. NIVA-rapport 7575-2021
- 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., Fornes, G. J., Larsen, S., Mohammad, S. N., Darrud, M., Rolén, E., Welde, H. I., Svendsen, J., Soleim, K. B. and Hansen, H. 2020a. The surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway 2019. Surveillance programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual report 2019. Oslo: Norwegian Veterinary Institute 2020. 6 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.
- Larson, G.L., Warren, C.E., Hutchins, F.E., Lamperti, L.P., Schlesinger, D.A. & Seim, W.K. 1978. Toxicity of Residual Chlorine Compounds to Aquatic Organisms. United States Environmental Protection Agency, Ecological Research Series EPA-600/3/78/023, 105 pp.
- Mattilsynet. (2020, 17. desember). Ranavassdraget med Tverråga er friskmeldt for parasitten *Gyrodactylus salaris*. [Pressemelding].

<https://kommunikasjon.ntb.no/pressemelding/ranavassdraget-med-tverraga-er-friskmeldt-for-parasitten-gyrodactylus-salaris?publisherId=10773547&releaseId=17898051>.

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.

Qiang, Z., Adams, C.D., 2004. Determination of Monochloramine Formation Rate Constants with Stopped-Flow Spectrophotometry. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1435–1444.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no