

Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris* Feltforsøk i Batnfjordelva



Hovedkontor

Gaustadalleen 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 Utvikling av klormetoden mot <i>Gyrodactylus salaris</i> Feltforsøk i Batnfjordelva	Løpenummer 7359-2019	Dato 28.02.2019
Forfatter(e) Anders Gjørwad Hagen ¹ , Sigurd Hytterød ² , Kjetil Olstad ³ , Øyvind Garmo ¹ , Mari Darrud ² , Tobias Holter ³ og Elena Martínez-Francis 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 44

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Anne Kristin Jøranlid
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180127

Sammendrag

Det er kjent 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 bedre kjennskap til dosering av kloramin i stor skala, og særlig få erfaring med den vannkjemiske dynamikken ved tilsetning av kloramin fra flere doseringsstasjoner i et vassdrag. Forsøket ble gjennomført i øverste del av Batnfjordelva i Møre og Romsdal høsten 2018. Erfaringene fra forsøket har bidratt til å øke kunnskapen om vannkjemiens betydning for nedbryting av tilsatt kloramin i naturlige vassdrag. Hydrologiske og vannkjemiske forhold i Batnfjordelva under forsøksperioden gjorde det imidlertid vanskelig å studere den vannkjemiske dynamikken i henhold til intensjonen. I løpet av forsøket ble det påvist naturlige vannkjemiske forhold som hadde reduserende effekt på *G. salaris*. Episoder med lav pH og forhøyet aluminiumskonsentrasjon i elva i forsøksperioden er trolig forklaringen. Dette gjorde det vanskelig å tolke effekten av klor på infeksjonsutviklingen til *G. salaris* i forsøket. Resultatene understreker viktigheten av grundig kartlegging av de fysiske og kjemiske forholdene i vassdrag før et eventuelt behandlingstiltak med kloramin som kjemikalium. Videre bør det brukes ressurser til å videreutvikle klormetoden under stabile og forutsigbare vannføringsforhold.

Fire emneord 1. Gyrodactylus salaris 2. Atlantisk laks 3. Monokloramin 4. Batnfjordelva	Four keywords 1. Gyrodactylus salaris 2. Atlantic salmon 3. Monochloramine 4. Batnfjord river
---	---

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

Anders Gjørwad Hagen
Prosjektleder

Erik Höglund
Kvalitetssikrer

ISBN 978-82-577- 7094-5
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris*
Feltforsøk i Batnfjordelva

Forord

På bakgrunn av tidligere utredningsarbeider fremla prosjektgruppen for Miljødirektoratet i februar 2018 forslag til 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.

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

Målinger av vannføringer og vannhastigheter som er lagt til grunn for beregninger og styring av dosering er gjennomført av Veterinærinstituttet i Trondheim v/Pål Adolfsen og Helge Bardal. Forsøket som rapporteres her er gjennomført i øvre deler av Batnfjordelva i Gjemnes kommune, Møre og Romsdal. Vi vil spesielt få takke Egil Harstad og Thor Erik Aandal for verdifull hjelp i gjennomføring av prosjektet.

Forsøkene er gjennomført med tillatelse fra Mattilsynet i henhold til *Forskrift om bruk av dyr i forsøk* med FOTS-ID 16612.

Oslo, 26.02.2019

Anders Gjørwad Hagen

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	7
2	Metode	8
2.1	Områdebeskrivelse	8
2.2	Forsøkslokalitet og forsøksbetingelser	10
2.3	Tillaging og dosering av kloramin	11
2.4	Vannkjemiske analyser og prøvetaking felt.....	15
2.4.1	Prøvetaking og analyser av vannprøver på forsøkslokaliteten	15
2.4.2	Vannprøver for karakterisering av generell vannkjem.....	16
2.5	Effekter på <i>G. salaris</i>	16
3	Resultater	19
3.1	Målte klorkonsentrasjoner under forsøket	19
3.2	Vannkjemisk karakterisering.....	22
3.3	Effekter på <i>G. salaris</i>	24
4	Diskusjon	25
5	Konklusjon	28
6	Referanser.....	29
	Vedlegg A, Rapport fra kjemiske eksperimenter med relevans for klormetoden	32

Sammendrag

Det er kjent 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 i sideelver og sidebekker, og fra flere doseringspunkter i hovedelva 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 bedre kjennskap til dosering av kloramin i stor skala, og særlig få erfaring med den vannkjemiske dynamikken ved bruk av flere kloramintilsetningspunkter, såkalte påfriskstasjoner, for kjemikaliedosering.

Klorkonsentrasjonen i elva ble redusert umiddelbart etter tilsetning av klor, og det var ikke målbare konsentrasjoner av aktivt klor på første stasjon 2,5 km nedstrøms doseringspunktet ved dosering av 45 µg klor/l til elvevannet. Dette skyldes trolig den vannkjemiske sammensetningen i Batnfjordelva der relativt lav pH og organisk materiale i vannet reduserte klorforbindelsene raskere enn antatt. Tilsatt klorkonsentrasjon måtte økes til 150-200 µg/l for å oppnå 10-15 µg klor/l i vannet på stasjonen nedstrøms doseringspunktet.

Disse erfaringene har bidratt til å øke kunnskapen om vannkjemiens betydning for nedbryting av tilsatt kloramin i naturlige vassdrag. De hydrologiske og vannkjemiske forholdene i Batnfjordelva under forsøksperioden gjorde det imidlertid vanskelig å studere den vannkjemiske dynamikken i henhold til intensjonen.

I løpet av forsøket var det naturlige vannkjemiske forhold i Batnfjordelva og Lågåsbekken som hadde reduserende effekt på infeksjonen av *G. salaris*. Det er sannsynliggjort, men ikke konkludert med at dette skyldes episoder med lav pH og forhøyet aluminiumskonsentrasjon i forbindelse med flom. Dette gjorde det vanskelig å tolke effekten av klor på infeksjonsutviklingen til *G. salaris* i forsøket. Resultatene understreker viktigheten av grundig kartlegging av de fysiske og kjemiske forholdene i vassdrag før et eventuelt behandlingstiltak med kloramin som kjemikalium. Videre bør det brukes ressurser til å videreutvikle klormetoden under stabile og forutsigbare vannføringsforhold.

1 Introduksjon

Gyrodactylus salaris tilhører en dyregruppe med akvatiske parasitter som på norsk kalles haptormark, en klasse innen dyrerekken flatormer (*Platyhelminthes*). Parasitten lever kun i ferskvann og den infiserer primært laks (*Salmo salar*), hvor den finnes på kroppen og finnene. *G. salaris* føder levende unger som blir sittende på samme verten som mor-individet. *G. salaris* ble introdusert til Norge på 70-tallet og parasitten er påvist i 50 norske elver (Hytterød mfl. 2018). *G. 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 (Anon 2014). Det brukes derfor store ressurser på bekjempelse av parasitten og per januar 2018 er 32 vassdrag friskmeldt, 11 vassdrag er ferdig behandlet, men fortsatt ikke friskmeldt og syv vassdrag fordelt på to smitteregioner har kjent forekomst av *G. salaris* (Hytterød mfl. 2018). 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 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). I løpet av de siste årene er det gjort en rekke forsøk med formål å utvikle klor som behandling mot *G. salaris* i elver. Gjennom disse forsøkene er det blant annet funnet at klorforbindelser tilsatt som monokloramin har en mer langvarig effekt-tid mot parasitten enn om det blir tilsatt som hypokloritt (Hagen mfl. 2018). 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 distribusjonsnett. Med aktivt klor¹ menes her samlet konsentrasjon av klorforbindelser med desinfiserende effekt. I denne fraksjonen inngår fritt klor (klogass, hypoklorsyre og hypokloritt) og bundet klor (monokloramin, dikloramin og trikloramin). Det er forskjeller på hvor effektive de spesifikke forbindelsene er som biocider. Totalkonsentrasjon av aktivt klor, men også hvilke av de spesifikke klorforbindelsene som utgjør aktivt klor er avgjørende for hvor effektivt klor er som desinfeksjonsmiddel mot bakterier. Fri klor, og spesielt klogass og hypoklorsyre har høy antibakteriell effekt, men reagerer (inaktiveres) raskt. Ved lave doser vil derfor effekten forsvinne fort. Monokloramin har den fordelen at det reagerer langsommere enn fritt klor og at effekten derfor varer lenger ved lave doser. Vi har antatt at det er samsvar mellom de antibakterielle egenskapene til de ulike klorforbindelsene og deres effekt på *G. salaris*, og vi antar at det er de aktive klorforbindelsene som har den biologiske effekten på *G. salaris*. 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, og at effekten fra ett doseringspunkt vedvarte i minimum 80 minutter etter kloramintilsetningen (Hagen mfl. 2018). Doseringsteknologien og metodikken for produksjon av monokloramin på elvebredden fungerte etter hensikten, og ga ønsket konsentrasjon av aktiv klor i elva nedstrøms doseringspunktet. Det ble ikke observert vesentlige negative effekter på laks (*Salmo salar*) eller på bunndyrsamfunnet i vassdraget under kloraminbehandlingen.

Ved en eventuell behandling med kloramin mot *G. salaris* der målet er å utrydde parasitten, må alt vann der fisk som er infisert med *G. salaris* kan oppholde seg behandles. Dette krever tilsetning av

¹ Også kjent som tilgjengelig klor. Klogass, hypoklorsyre og hypokloritt oksiderer stoffet N, N-diethyl-p-phenylenediamine, forkortet DPD. Monokloramin, dikloramin og trikloramin gjør det samme i en reaksjon katalysert av jodid. Vi utnytter reaksjonen til å bestemme samlet konsentrasjon av de spesifikke klorforbindelsene.

kloramin i sideelver og sidebekker, og fra flere doseringspunkter i hovedelva 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 bedre kjennskap til dosering av kloramin i stor skala, og særlig få erfaring med den vannkjemiske dynamikken ved bruk av flere kloramintilsetningspunkter, såkalte påfriskningsstasjoner, for kjemikaliedosering. Det har også vært et mål å opparbeide erfaring og kunnskap om logistikkforhold rundt tilsetning av kloramin fra flere doseringspunkter i et naturlig vassdrag. Problemstillingene er basert på kunnskapsbehov som har fremkommet etter forsøkene nevnt ovenfor. Forsøket ble gjennomført i øverste del av Batnfjordelva i Møre og Romsdal høsten 2018.

2 Metode

2.1 Områdebeskrivelse

Batnfjordelva ligger i Gjemnes kommune, Møre og Romsdal. Elva har sitt utspring fra Botnvatnet som ligger innenfor Åndalssetra, 260 moh., og munner ut i Batnfjorden 19,7 km lenger nede (NVE Atlas). I de første kilometerne renner elva gjennom et terreng preget av myrområder, mens de nedre delene av vassdraget er dominert av jordbruksområder. Vandringshinderet for laks og sjøørret ligger omtrent 11 km opp i elva. Batnfjordelva er en typisk flomelv med et nedbørsfelt på 70,5 km², og middelvannføring på 4,6 m³/s ved munningen (NVE Atlas). Ved nedbør stiger elva raskt, men den synker tilbake til normalvannføring i løpet av noen få dager når nedbøren opphører (se Figur 1). *G. salaris* ble første gang påvist i Batnfjordelva i 1980 (Johnsen mfl. 1999), men man antar at elva ble smittet i 1977, i forbindelse med fiskeutsettinger. Vassdraget ble rotenonbehandlet i 1994, og friskmeldt i 1999 (Johnsen mfl. 1999). Året etter friskmeldingen ble imidlertid *G. salaris* igjen påvist i Batnfjordelva.



Figur 1. Påfriskstasjonen ved vannføring på ca. $1 \text{ m}^3/\text{s}$ og ca. $16 \text{ m}^3/\text{s}$, målt henholdsvis 6. september (øverst) og 13. september (nederst) 2018. Foto: Tobias Holter/NINA

Elva har vært en viktig arena for utvikling av aluminiumsmetoden, og det første storskala forsøket med aluminium (Al) mot parasitten ble gjennomført i Batnfjordelva i 2003 (Lydersen mfl. 2004). Dette forsøket ga lovende resultater, og i 2004 ble det gjort forsøk på å utrydde *G. salaris* med aluminiumsmetoden i Batnfjordelva (Hytterød mfl. 2005). Parasitten ble imidlertid påvist på nytt to år senere, i september 2006, enten på grunn av mislykket behandling i 2004 eller som følge av smitte fra en av de andre infiserte elvene i Drivaregionen.

Batnfjordelva har moderat høy pH og pH-bufferkapasitet, og pH kan variere med en hel enhet ved vannføringsendringer (Lydersen mfl. 2004). Under forsøk med Al mot *G. salaris* i 2003, i perioden 7. august til 8. september 2003, var pH i øvre deler av elva, ved Seternasen 6,2 (median, $n=44$). Laveste og høyest pH-verdi i perioden var henholdsvis 5,9 og 6,8. Mengden totalt organisk karbon (TOC) ved samme målepunkt og i samme periode var 4,1 mg C/l (median, $n=5$), der laveste og høyeste verdi var henholdsvis 3,5 og 4,5 mg C/l (Lydersen mfl. 2004).

Fiskepopulasjonen i Batnfjordelva består hovedsakelig av laks og ørret (*Salmo trutta*).

Laksen finnes først og fremst i hovedelva, mens ørreten også er vanlig i de fleste sidebekkene. I tillegg til laksefiskene, finnes det ål (*Anguilla anguilla*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) i vassdraget. De to sistnevnte finnes kun i den nederste kilometeren av elva (brakkvannsområdet). Tettheten av laksunger er relativt høy i Batnfjordelva til tross for at den er infisert med *G. salaris*. Dette gjorde det mulig å benytte villfisk til å følge utviklingen av infeksjonen med *G. salaris* før, under og etter kloramindoseringen.

2.2 Forsøkslokalitet og forsøksbetingelser

Forsøket ble gjennomført i løpet av siste halvdel av september 2018. Oppsettet ble designet med ett hoveddoseringspunkt i Batnfjordelva ved Seternasen (Figur 3), der monokloramin ble blandet og tilsatt ved hjelp av vannføringsstyrte pumper. Videre ble det satt opp en påfriskstasjon i hovedelva og en doseringsstasjon i sideelva Lågåsbekken (Figur 3). Det ble etablert fire fiskekarstasjoner med laksunger infisert med *G. salaris* for undersøkelse av effekter på parasitten. Se Figur 3 for plassering av stasjonene. I tillegg ble det etablert en fiskekarstasjon med vanninntak oppstrøms doseringspunktet i Lågåsbekken, for å representere ubehandlet elvevann (kontroll). Forsøkslokaliteten er dermed definert som elvestrekningen fra øverste doseringspunkt i hovedelva ved Seternasen og til Stasjon 3 i hovedelva, samt sidebekken Lågåsbekken fra vandringshinderet og til utløpet i hovedelva (Figur 3).



Figur 2. Kart som viser vandringshindre for anadrom fisk, doseringsstasjoner og fiskekarstasjoner i forsøksområdet.

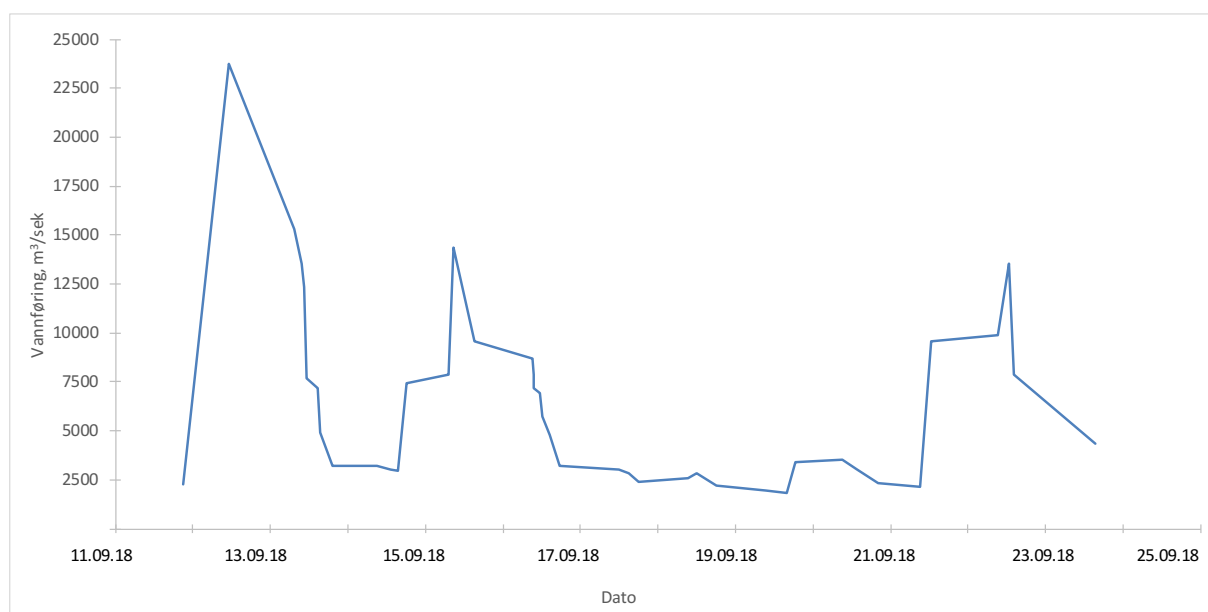
Sommeren før forsøket startet var unormalt tørr, og det var vanskelig å få gjennomført vannføringsmålinger og transporthastighetsmålinger på relevante vannføringer. Det ble for eksempel målt 137 l/s ved Seternasen 12. juni, og forventet vannføring under behandlingen var typisk 1000 l/s eller mer (se vedlegg for komplett tabell over målinger). Dagen før oppstart og i forbindelse med oppstartdag (12. september) kom det ganske store mengder nedbør, totalt trolig opp mot 100mm lokalt i løpet av disse to dagene. Det kom derfor en rask vannføringsøkning som følge av dette. Det ble ytterligere to vannføringstopper i behandlingsperioden (Figur 3).

Det ble målt transporthastighet for vannet ved fem anledninger (Tabell 1). Resultatene viste at transporttiden for vannet fra Seternasen til utløpet av Lågåsbekken ved vannføring omkring 4 m³/s var litt over en time. Ved lave vannføringer (>600 l/s) var transporttiden så lang (>3 timer) at det ikke

ville vært mulig å gjennomføre en behandling uten å etablere en stasjon for påfrisk av kjemikalier et sted mellom de eksisterende stasjonene ved Seternasen og Påfriskstasjonen.

Tabell 1. Transporthastighetmålinger fra Seternasen til Fallhølen (750m) og fra Seternasen til samløpet med Lågåsbekken (2,5 km). Vannføring er angitt i liter per sekund. Transporthastighet for vannet er angitt i timer:minutter. Stjerne (*) angir usikre vannføringsmålinger.

Dato	05.06.2018	06.06.2018	15.08.2018	21.08.2018	12.09.2018
Vannføring Seternasen l/s	280	260*	570	4000*	4000*
Seternasen - Fallhølen	01:08	01:14	-	-	-
Seternasen - Lågåsbekken	-	-	03:23	01:10	01:08



Figur 3. Vannføring i Batnfjordelva ved målepunkt Seternasen i forsøksperioden.

2.3 Tillaging og dosering av kloramin

Monokloramin med nominell konsentrasjon av aktiv klor (se Kap. 1) på ca. 200 mg/l ble laget ved å blande natriumhypokloritt (NaClO) (Solberg Industri AS, oppgitt til 10-20 ww% og målt til 16,7 ww % den 5. september) og ammoniumklorid (NH_4Cl) (Univar AS) i et 90 l blandkar på elvebredden (vanngjennomstrømning 20l/min, og volum 45 liter). For oversiktsbilde av en typisk doseringsstasjon, se Figur 4. Ammoniumklorid ble løst opp i ellevann i en IBC-tank (1000 l) til en konsentrasjon på 125 g/l. Tilsetningen av natriumhypokloritt og ammoniumklorid til blandkaret ble gjort gjennom plastslanger (Miljøtex, 3/8 tommer) ved hjelp av peristaltiske pumper (WM-300). Slangene ble koblet til hver sin Y-kobling, der kjemikaliene individuelt ble fortynnet med ellevann og ledet ned i blandkaret under høy turbulens (Figur 5).



Figur 4. Doseringsstasjonen ved Lågåsbekken. Fra høyre til venstre: IBC-tank for henholdsvis hypokloritt og ammoniumklorid, peristaltiske pumper, batterier, blandkar, og rør for å lede ferdig blandet monokloramin ut til bekken. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

Ammoniumkloriddosen ble tilpasset slik at det molare forholdet mellom aktivt klor (som Cl_2) og nitrogen som ammonium (NH_4^+) ble ca. 0,6. Blandingen av natriumhypokloritt, ammoniumklorid og vann skulle ha en pH på 8,3-8,4, som er pH-intervallet hvor produksjonen av monokloramin skjer raskest. Reaksjonstiden er, foruten pH, avhengig av temperatur og konsentrasjonen av hypokloritt og ammonium. Under de gitte betingelsene vil det ta mindre enn ett sekund å omdanne 99 % av hypokloritten til monokloramin (Qiang og Adams 2004). Oppsettet for tillaging av monokloramin var designet for å gi en reaksjonstid på ett til to minutt i blandkaret, og sikret dermed at all hypokloritt ble omdannet til monokloramin før kjemikalieløsningen ble ledet ut i elva. Dette gjaldt ved alle tre doseringsstasjonene. Pumpene ble styrt av et signal fra vannstandsmålere i elva, slik at doseringen av monokloramin var vannføringsproporsjonal.



Figur 5. Kjemikaliene ble pumpet til blandkaret gjennom hver sin slange. Like før kjemikaliene nådde blandkaret ble de fortynnet med elvevann via en y-kobling som vist på bildet. Kjemikaliene ble blandet sammen i blandkaret, og i denne prosessen ble det dannet monokloramin som ble ledet ut i elva. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

Tidligere laboratorieforsøk (Hagen mfl. 2014) og feltforsøket i Lierelva 2017 (Hagen mfl 2018) har gitt et godt grunnlag for å fastsette klorkonsentrasjon som effektivt fjerner *G. salaris* fra laks på en skånsom måte. Ønsket nivå for klorkonsentrasjon i elvevannet ved Stasjon 1 og i Lågåsbecken var 10-15 µg/l. Like oppstrøms Påfriskstasjonen var ønsket klorkonsentrasjon satt til minimum 10 µg/l, mens ønsket klorkonsentrasjon ved Stasjon 2 (nedstrøms påfriskstasjonen) i hovedelva var satt til 10-15 µg/l. For å oppnå disse klorkonsentrasjonene ble nominelt tilsatt klorkonsentrasjon beregnet til 45 µg/l ved doseringspunktene på Seternasen og i Lågåsbecken. Ved måling av lavere klorkonsentrasjoner enn de som var fastsatt, skulle nominelt tilsatt klorkonsentrasjon fra doseringspunktene økes gradvis til ønsket målt konsentrasjon i elva ble nådd.

Tabell 2. Mål for konsentrasjon av aktiv klor på prøvepunktene i vassdraget

Stasjon/Dato	Ønsket klorkonsentrasjon
Stasjon 1	15-20 µg
Påfriskstasjon	10 µg
Stasjon 2	15-20 µg
Stasjon 3	10 µg
Lågåsbecken	15 µg

Tabell 3. Nominelt tilsatt klorkonsentrasjon ved Seternasen, påfriskstasjonen og Lågåsbecken gjennom forsøksperioden. 16.09.2018 ble konsentrasjonen av tilsatt klor ved Seternasen oppjustert til 200 µg/l i en kort periode for å undersøke om vi kunne oppnå ønsket konsentrasjon av aktivt klor nedstrøms i vassdraget. Etter denne pulsen ble pumpene justert tilbake for å tilsette 80 µg klor/l. Alle verdier er i µg/l.

Stasjon/Dato	12.09	13.09	14.09	15.09	16.09	17.09	18.09	19.09	20.09	21.09	22.09
Seternasen	45	45	100	80	200*/ 80	150	175	200	200	190	100
Lågåsbecken	45	60	60	60	60	60	60	65	80	80	50-60
Påfriskstasjon	-	-	-	-	-	-	40	60-70	70	65	-

* Tilsatt 200 µg klor/l i en kort periode

Variasjonen i klortilsettingen skyldes at tilsatt mengde klor ble justert flere ganger gjennom forsøket for å nå ønsket klorkonsentrasjon i elvevannet. I tillegg ble klortilsettingen tidvis lavere enn ønsket fordi vannføringen var høyere enn det doseringspumpene proporsjonalt klarte å følge.



Figur 6. Vannstandsmålere (høyre) og peristaltiske pumper (venstre) brukt til vannføringsstyrt dosering av kjemikaliene. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA



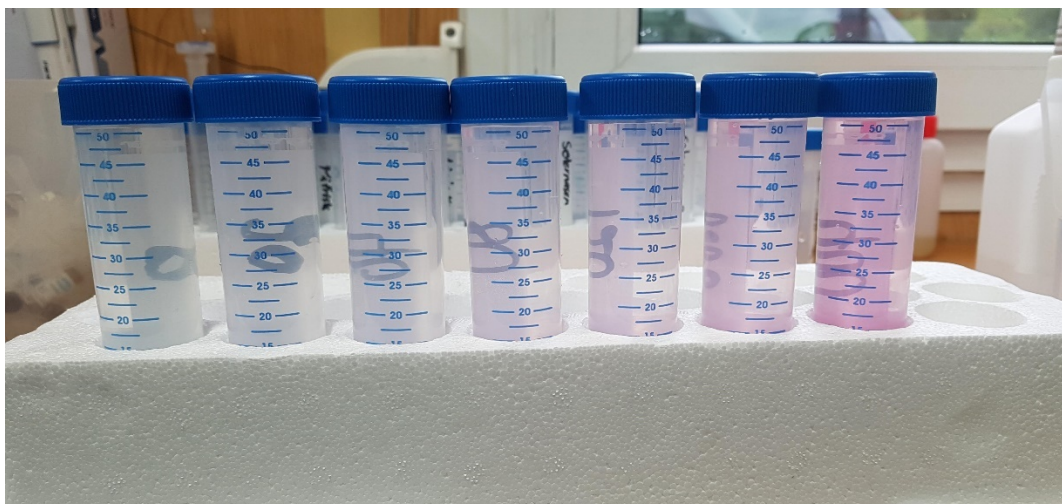
Figur 7. IBC-tanker med kapasitet på 1000 l ble transportert frem til doseringspunktene med traktor. Foto: Tobias Holter/NIVA

2.4 Vannkjemiske analyser og prøvetaking felt

2.4.1 Prøvetaking og analyser av vannprøver på forsøkslokaliteten

Vannprøver ble tatt på faste prøvetakingspunkter i vassdraget minst én gang per dag (Figur 2). Der det var etablert fiskekarstasjoner, ble vannprøven tatt fra innløpsvannet til fiskekarene. På steder hvor det ikke var etablert fiskekarstasjon ble vannprøvene tatt direkte i elva. Prøvene ble analysert så raskt som mulig etter at de var hentet, og i samme rekkefølge hver dag. Alle analyser ble gjennomført ved feltlaboratoriet som var etablert ved Åndal Gård, sentralt plassert i forsøksområdet. Fra hver vannprøve (hver flaske) ble det gjennomført triplikate analyser av klorkonsentrasjonen i vannet.

Prøvene ble filtrert gjennom et membranfilter med porestørrelse 0,45 µm. Filtratet (25 ml) ble tilsatt 0,15 ml fosfatbuffer (30 g dinatriumhydrogenfosfat, 46 g kaliumdihydrogenfosfat og 0,8 g EDTA i 1 liter MilliQ) og deretter 0,15 ml av en fargereagens bestående av N,N-dietyl-p-fenylendiaminsulfat (DPD) (1,5 g DPD, 2 ml konsentrert svovelsyre og 0,2 g EDTA i 1 liter MilliQ). Prøvene ble ristet godt og tilsatt én dråpe med kaliumjodid og ristet på nytt. Prøvene stod deretter én time beskyttet fra direkte sollys før absorbans av lys med bølgelengde 510 nm ble målt med et Shimadzu UV1240 minispektrofotometer 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. For å korrigere for mulig ulikt referansenivå (dvs. prøvens absorbans av lys med bølgelengde 510 nm dersom den ikke hadde inneholdt aktivt klor) ved stasjonene, ble det laget en referanseprøve fra hver stasjon. Dette ble gjort ved at en vannprøve fra hver lokalitet ble tilsatt et «blankemiddel» bestående av en fortynnet løsning malonsyre (blanking reagent, HACH). Blankemiddelet fjernet klorene i prøven slik at endringer i referansenivå mellom stasjoner kunne estimeres. Standardene (Figur 8) ble laget ferske hver morgen ved å fortynne en konsentrert klorløsning med kjent konsentrasjon til 50 ml MilliQ vann. Deretter ble 0,3 ml fosfatbuffer og 0,3 ml DPD ble tilsatt til 50 ml prøve før avlesning av absorbans.



Figur 8. Standarder med kjent klorkonsentrasjon i 50ml sentrifugerør. Reagensene gir en økende rosa farge med økende klorkonsentrasjon i prøven. Foto: Tobias Holter /NIVA

Turbiditet, ledningsevne, vanntemperatur og pH ble målt daglig med noen få unntak i perioden fra 11.09.18- 23.09.18 ved alle fiskestasjoner og doseringsstasjoner. (Vedlegg A). Måling av pH ble gjort i feltlaboratoriet fra vannet som ble samlet inn til kloranalysen (WTW 340i). pH-verdiene i blandkarene ble målt på stedet, direkte ved utløpet av karet (WTW 340i).

Vanntemperatur ble målt med temperaturloggere som ble plassert i alle fiskekar.

2.4.2 Vannprøver for karakterisering av generell vannkjemi

Vannprøver for karakterisering av generell vannkjemi og Al ble tatt på ni stasjoner, syv i hovedelva og to i Lågåsbekken opptil ni ganger i forsøksperioden. Analysene omfattet alkalitet, aluminium (flere fraksjoner), ammonium, kalium, kalsium, magnesium, natrium, nitrat, sulfat, spesifikk ledningsevne, jern, mangan, løst organisk karbon (DOC) og total nitrogen. Ved de samme stasjonene ble det også tatt ut prøver for analyse av blant annet kjemisk (permanganat) oksygenforbruk (KOF) ni ganger (Tabell 3). Det ble brukt akkrediterte metoder for alle parametere unntatt aluminium, kjemisk oksygenforbruk og TOT-N.

Tabell 4. Oversikt over hvor og når det ble tatt vannprøver for analyse av generell vannkjemi i forsøksperioden.

Stasjon	11.9.	14.9.	16.9.	17.9.	20.9.	22.9.	23.9.
Istad Kraft	-	-	-	-	-	2	1
Lågåsfiskekarkar	-	-	-	-	1	-	-
Lågåsoppstrømsdoserer	1	1	1	1	1	2	1
Oppstrøms påfriskstasjonen	-	-	-	-	1	-	-
Seternasen	1	1	1	2	1	2	1
Stasjon 1	1	1	-	1	1	1	-
Stasjon 2	1	1	-	-	1	-	-
Stasjon 3	-	1	-	-	1	-	-
Åndalsbrua	-	-	-	-	-	2	1

2.5 Effekter på *G. salaris*

Klor har effekt mot *G. salaris* ved svært lave konsentrasjoner, det vil si ned mot og under deteksjonsgrensen for analysemetoden, og måling av klorkonsentrasjon i vannprøver ved så lave konsentrasjoner som det opereres med her er forbundet med en viss usikkerhet. Undersøkelse av infeksjonsutvikling til *G. salaris* har i kontrollerte forsøk vist seg som den sikreste måten for å måle effekt av klortilsetningen i metodeutviklingssammenheng. Følgelig ble det, som et tillegg til måling av klor i elvevannet, laget et oppsett med infisert fisk i kar på elvebredden, hvor infeksjonsutviklingen til *G. salaris* på laksunger ble fulgt i løpet av forsøksperioden.

Om lag 100 laksunger infisert med *G. salaris* ble fanget med elektrisk fiskeapparat på tre lokaliteter i Batnfjordelva den 6. september 2018. Fisken ble satt i tre holdekar (d=65 cm og h=35 cm, med avløpet cirka 25 cm over bunnen) med gjennomstrømmende elvevann (ca. 15 l/min) frem til forsøksstart en uke senere. På dette tidspunktet ble fisken undersøkt (beskrevet nedenfor) og sortert. Totalt 50 laksunger ble satt i forsøkskar, mens de fiskene som ikke ble inkludert i forsøket ble satt tilbake i elva.

Det ble satt opp fem fiskekarstasjoner innenfor forsøkslokaliteten (Figur 2). Stasjon 1 ble etablert i hovedelva, ca. 2,5 km/m nedstrøms Seternasen, og plasseringen ble valgt for å dokumentere effekten av kloramindosering fra hoveddoseringsstasjonen. Stasjon 2 ble etablert i hovedelva, 600 m nedstrøms påfriskstasjonen og skulle dokumentere effekt på *G. salaris* ved ny tilsetning av kloramin til vann som allerede var klorbehandlet. Stasjon 3 ble etablert i hovedelva ca. 1,7 km/m nedstrøms påfriskstasjonen og skulle dokumentere effekt på *G. salaris* ved ny tilsetning av kloramin til vann som allerede var behandlet, men der oppholdstiden var lengre enn ved Stasjon 2. En fiskekarstasjon ble etablert i Lågåsbekken, ca. 80 m før bekken renner inn i hovedelva. Stasjonene skulle dokumentere at kloramindoseringen i Lågåsbekken hadde tilfredsstillende effekt på *G. salaris*, og at vannet i Lågåsbekken dermed ikke fortynnet og påvirket dynamikken for doseringsregimet i hovedelva. En referansestasjon ble etablert i Lågåsbekken. Dette fiskekaret ble plassert på elvebredden på infisert sone, like nedstrøms vandringshinderet for anadrom fisk. Vanninntaket ble imidlertid lagt oppstrøms vandringshinderet og kloramindoseringspunktet i Lågåsbekken slik at kontrollfisk ble tilført vann uten klortilsetning. Referansestasjonen hadde til hensikt å simulere/dokumentere representativ infeksjonsutviklingen for *G. salaris* i forsøksområdet der kloramin ikke ble satt til vannet. Det var ikke mulig å etablere en tilsvarende referansestasjon i hovedelva. Her var avstanden mellom vandringshinderet (Fallhølen) og doseringsstasjon (Seternasen) for langt til at det var praktisk mulig å lede ubehandlet elvevann i rør frem til et fiskekar.

Ved alle stasjoner ble det satt ut 10 fisk med kjent *G. salaris*-infeksjon dagen før kloramindoseringen ble startet, (12.09.2018). Elvevann ble ledet inn i karene på fall via slanger (PEL 32 mm og PEL 25 mm), og vannivået i karene ble holdt jevnt ved hjelp av avløp med finmasket nett foran for å hindre fisken i å svømme ut. Karene var også dekket med tette lokk for å unngå tilgang for predatorer, samt hindre rømming (Figur 9). Ved gitte tidspunkter (Tabell 8) ble alle 10 fiskene i hvert kar undersøkt for nøyaktig antall *G. salaris* ved hjelp av stereolupe (Leica MZ 7₅) ved 10x-15x forstørrelse. Før disse undersøkelsene ble fisken bedøvet ved hjelp av FinquelVet (15 mg/l). Selve undersøkelsen av fisken ble gjort i sorte plastikkbokser med vann tilsatt FinquelVet, men med halv dose av bedøvelseskonsentrasjonen.



Figur 9. Forsøkskar for laksunger med kjent infeksjon av *G. salaris*. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

Ved forsøkets slutt ble fisken fra alle fiskekarene avlivet ved slag mot hodet etter sedasjon i bad med FinquelVet (15 mg/l), og deretter konserverv på etanol (96%).

Prevalens og intensitet for *G. salaris* i forsøksområdet ble ikke bestemt nøyaktig før forsøksstart, men det ble gjort et estimat basert på laksunger samlet inn til karforsøket. Seks uker etter at kloramindoseringen ble avsluttet, ble infeksjonsstatus i forsøksområdet bestemt ved innsamling og undersøkelse av laksunger fra Stasjon 1, 2 og 3.

3 Resultater

3.1 Målte klorkonsentrasjoner under forsøket

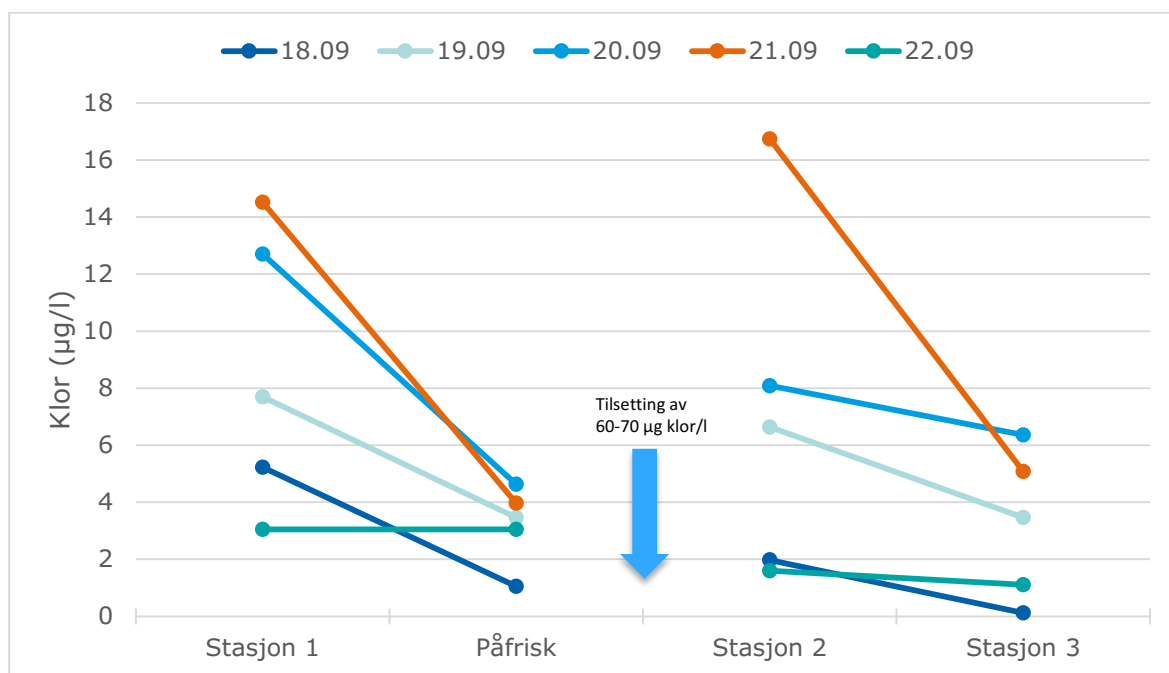
Ved tilsetning av 45 µg klor/l (teoretisk konsentrasjon) fra doseringsstasjonen på Seternasen ble det ikke målt klor ved Stasjon 1. Klorkonsentrasjonen ble trinnvis økt til 200 µg/l ved Seternasen, og den 16.09. ble det målt 8,3 µg klor/l ved Stasjon 1. I perioden 16.09. - 22.09. ble det tilsatt 100-200 µg klor/l fra doseringsstasjonen ved Seternasen, og det ble målt mellom 1 og 5 µg klor/l i elvevannet like oppstrøms påfriskstasjonen. Like nedstrøms påfriskstasjonen, på Stasjon 2, ble det målt 2-17 µg klor/l, mens ved Stasjon 3 lå målingene på mellom 0-6 µg klor/l i perioden da det ble tilsatt klor fra påfriskstasjonen (18.09-22.09). I Lågåsbekken ble det målt 4-20 µg klor/l i forsøksperioden. Variasjonen i konsentrasjonene skyldes hovedsakelig endringer i tilsatt mengde klor fra doseringsstasjonene men også endringer i vannføring.

Ved tilsetning av 200 µg klor/l fra doseringsstasjonen på Seternasen ble klorkonsentrasjonen mellom doseringspunktet og Stasjon 1 dokumentert med analyse av tre vannprøver tatt på ulike dager i Fallhølen, 750 meter nedstrøms Seternasen. Fallhølen er et absolutt vandringshinder for anadrom fisk i Batnfjordelva. Den høyeste klormålingen fra Fallhølen ble målt den 19. september og var 39,9 µg klor/l. Erfaringer fra et eksponeringsforsøk med klor og laks våren 2018 (Hagen mfl. 2019) tilsier at doseringen som ble gjennomført i perioden 16.09 til 22.09. ikke er tilrådelig i lengre tid, men at det korte tidsrommet med denne konsentrasjonen trolig ikke har påvirket fisken i elva i vesentlig negativ grad.



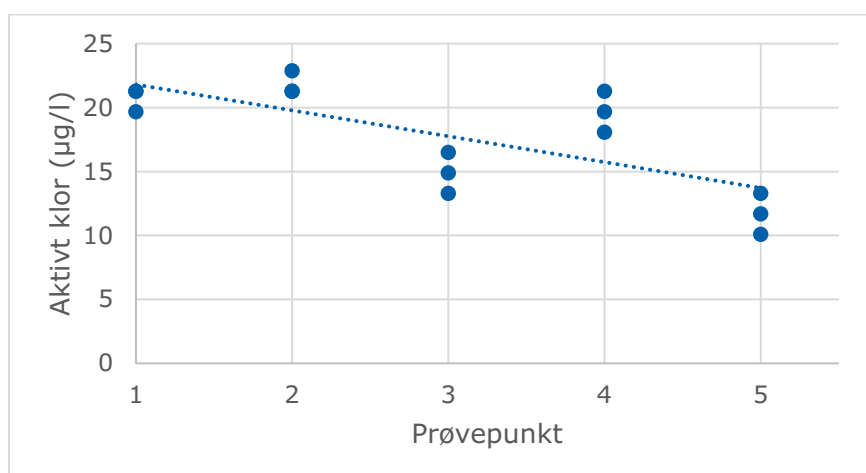
Figur 10. Fallhølen som er vandringshinderet for anadrom fisk. Foto: Tobias Holter/NINA

Under de siste fire dagene av forsøksperioden (18.09-22.09) ble det tilsatt kloramin fra alle doseringsstasjonene i forsøksområdet. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aktivt klor i denne perioden var 8,6 µg/l ved Stasjon 1, 3,2 µg/l ved Påfriskstasjonen, 7,0 µg/l ved Stasjon 2 og 3,2 µg/l ved Stasjon 3. Gjennomsnittlig målt klorkonsentrasjon i Lågåsbekken for samme periode var 11,7 µg/l. Klorkonsentrasjon sank fra Stasjon 1 til Påfriskstasjonen (Figur 11). Etter tilsetning av klor ved påfriskstasjonen ble det målt en økning av klor på stasjon 2 de fleste dagene, men deretter sank konsentrasjonen mellom Stasjon 2 og Stasjon 3, men ikke like mye som fra Stasjon 1 til påfriskstasjonen (Figur 11).



Figur 11. Målt aktivt klor ($\mu\text{g/liter}$) per dag ved de ulike stasjonene i perioden fra og med 18.09. til og med 22.09. Hver farget linje angir klorkonsentrasjonen én dag.

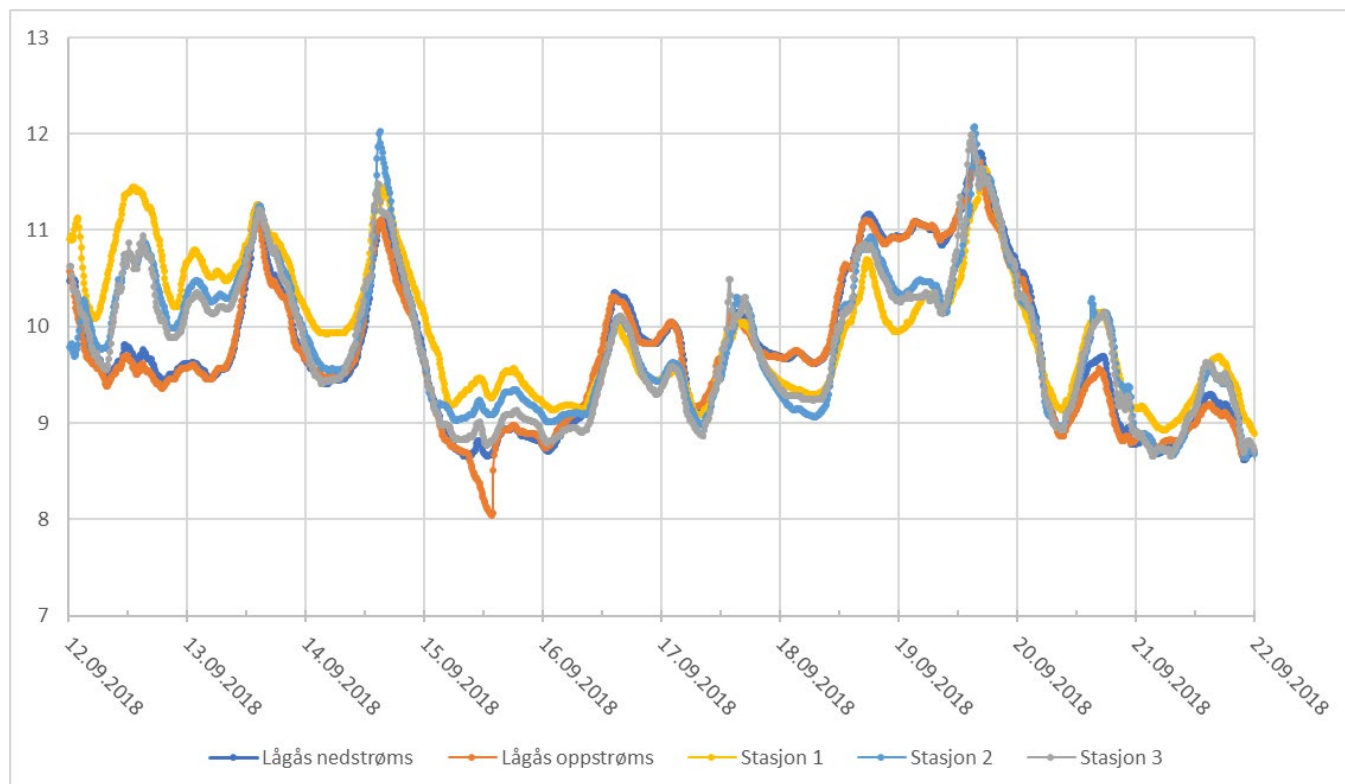
Den 14.09.2018 ble det besluttet å gjennomføre en gradientundersøkelse (Figur 12) i Lågåsbekken for å undersøke utviklingen av kloraminkonsentrasjonen på strekningen fra doseringspunktet og ned til fiskekaret. Estimert vannføring i Lågåsbekken ved prøvetidspunktet var 400-450 l/sek. Det ble samlet inn vannprøver fra fem ulike punkter fordelt i jevn avstand nedover den 250 meter lange strekningen fra doseringspunktet til samløpet med hovedelva. Vannet antas å bruke om lag 10-15 minutter på denne strekningen ved den gitte vannføringen. Ved prøvetidspunktet ble det dosert 60 μg klor/l. Konsentrasjonen av klor reduseres nærmest momentant med rundt 65% og figuren viser at konsentrasjonen ble redusert nedover i Lågåsbekken (Figur 12).



Figur 12. Målt aktivt klor ($\mu\text{g/liter}$) ved fem prøvepunkter i Lågåsbekken 14.09. på strekningen mellom doseringsstasjon og samløpet med hovedelva. Distansen mellom hvert prøvepunkt er ca. 50 meter og det ble tatt tre prøver fra hvert prøvepunkt.

Tabell 5. Oversikt over gjennomsnittlig temperatur, konduktivitet og turbiditet ved doseringsstasjonene og fiskekarstasjonene gjennom forsøksperioden. Antall målinger er angitt med n. Standardavvik i parentes.

Stasjon	Temperatur (°C)	Konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$)	Turbiditet (NTU)	pH
Seternasen	10,1 _{n=10} (sd: 0,88)	0,028 _{n=10} (sd:0,002)	1,6 _{n=9} (sd: 0,3)	6,26 _{n=11}
Fallhølen	-	-	-	6,45 _{n=2}
Stasjon 1	10,31 _{n=9} (sd:0,96)	0,029 _{n=9} (sd:0,002)	3,0 _{n=8} (sd:2,8)	6,25 _{n=8}
Påfriskstasjon	10,46 _{n=3} (sd:0,69)	0,030 _{n=3} (sd:0,001)	1,3 _{n=3} (sd:0,1)	6,40 _{n=6}
Stasjon 2	10,22 _{n=8} (sd:0,93)	0,031 _{n=9} (sd:0,002)	1,3 _{n=3} (sd:0,2)	6,22 _{n=7}
Stasjon 3	9,68 _{n=6} (sd:1,06)	0,033 _{n=6} (sd:0,002)	1,6 _{n=6} (sd:0,4)	6,26 _{n=6}
Lågåsbekken oppstrøms	10,31 _{n=12} (sd:0,96)	0,032 _{n=12} (sd:0,002)	1,7 _{n=11} (sd:0,7)	6,55 _{n=10}
Lågåsbekken fiskekar	10,22 _{n=9} (sd:1,18)	0,033 _{n=9} (sd:0,002)	2,7 _{n=9} (sd:2,31)	6,49 _{n=8}
Ullalandshølen	10,3 _{n=1}	0,03 _{n=1}	1,7 _{n=1}	-
Åndalsbrua	-	-	-	6,47 _{n=3}
Istad kraft	-	-	-	6,58 _{n=3}
Seternasen blandkar	-	-	-	8,43 _{n=4}
Lågåsbekken blandkar	-	-	-	8,19 _{n=6}
Påfriskstasjon blandkar	-	-	-	8,71 _{n=2}



Figur 13. Temperaturdata (°C) fra loggere plassert i fiskekarene

3.2 Vannkjemisk karakterisering

Vannet i Batnfjordelva var kalkfattig ($0,66 \pm 0,23$ mg Ca/l), moderat klart ($1,6 \pm 0,3$ NTU), og med pH omkring 6,1-6,4 i øvre deler av vassdraget (Tabell 5 og Tabell 7). Vannkjemien i elva ved forsøksområdet var relativt stabil gjennom hele forsøksperioden, med unntak av pH som varierte med mer enn én pH-enhet. For fullstendig oversikt over målte verdier i vassdraget i forsøksperioden, se Vedlegg A.

Tabell 6. Vannkjemi under forsøksperioden. Analyse av jern, kalsium, mangan, konduktivitet, pH, TOC og KOF ble gjort av Eurofins. Temperatur og turbiditet er målt på forsøkslokaliteten. Verdier er angitt som gjennomsnitt ± sd. n=antall målinger

	Lågås Oppstrøms	Seternasen	Åndalsbrua	Fallhølen	Lågås Kar	Lågås Nedstrøms	Stasjon 1	Istad Kraft
pH	6,37 _{n=7}	6,11 _{n=6}	6,35 _{n=2}			6,14 _{n=1}	6,12 _{n=1}	6,62 _{n=2}
Konduktivitet (mS/m)	2,15 _{n=7} (sd:0,28)	1,76 _{n=8} (sd:0,20)	2,21 _{n=2} (sd:0,01)			2,02 _{n=1}	1,7 _{n=1}	3,19 _{n=2} (sd:0,04)
Alkalitet (mmol/l)	0,070 _{n=4} (sd:0,002)	0,066 _{n=6} (sd:0,020)						
Al/R (µg/l)	61 _{n=5} (sd:31)	48 _{n=5} (sd:15)	44 _{n=2} (sd:52)			88 _{n=1}	57 _{n=1}	70 _{n=2} (sd: 6)
Al/II (µg/l)	51 _{n=5} (sd:28)	40 _{n=5} (sd:13)	85 _{n=2} (sd:20)			74 _{n=1}	47 _{n=1}	58 _{n=2} (sd:6)
LAI (µg/l)	9 _{n=5} (sd=4)	8 _{n=5} (sd:2)	10 _{n=1}			14 _{n=1}	10 _{n=1}	12 _{n=2} (sd:1)
Løst organisk karbon (DOC) (mg C/l)	3,1 _{n=8} (sd:1,4)	4,0 _{n=8} (sd:0,5)	5,3 _{n=2} (sd:1,41)					4,7 _{n=2} (sd:0,6)
Total organisk karbon (TOC) (mg C/l)	3,4 _{n=6} (sd:1,2)	4,1 _{n=6} (sd:0,4)	5,6 _{n=3} (sd:1,08)	4,05 _{n=2} (sd:0,1)	5,00 _{n=1}		4,6 _{n=1}	5,1 _{n=3} (sd:0,9)
Kjemisk oksygenforbruk Mn (mg O2/l)	2,4 _{n=2} (sd:0,8)	4,5 _{n=2} (sd:0,5)						
Kalsium (mg/l)	0,94 _{n=3} (sd:0,28)	0,66 _{n=3} (sd:0,23)						
Magnesium (mg/l)	0,45 _{n=3} (sd:0,10)	0,38 _{n=3} (sd:0,10)						
Natrium (mg/l)	2,59 _{n=3} (sd:0,28)	2,27 _{n=3} (sd:0,31)						
Kalium (mg/l)	0,24 _{n=3} (sd:0,01)	0,18 _{n=3} (sd:0,01)						
Klorid (mg/l)	3,41 _{n=3} (sd:0,43)	2,80 _{n=3} (sd:0,26)						
Sulfat (mg/l)	0,99 _{n=3} (sd:0,34)	0,58 _{n=3} (sd:0,09)						
Nitrat (µg N/l)	37,67 _{n=3} (sd:6)	<2 _{n=3}						
Ammonium (µg N/l)	<2 _{n=3}	<2 _{n=3}						
Total Nitrogen (µg/l)	126 _{n=3} (sd:57)	97 _{n=3} (sd:15)						
Jern (µg/l)	35 _{n=3} (sd:34)	138 _{n=3} (sd:15)						74,9 _{n=1}
Mangan (µg/l)	0,31 _{n=3} (sd:0,1)	1,40 _{n=3} (sd:0,67)						0,4 _{n=1}

3.3 Effekter på *G. salaris*

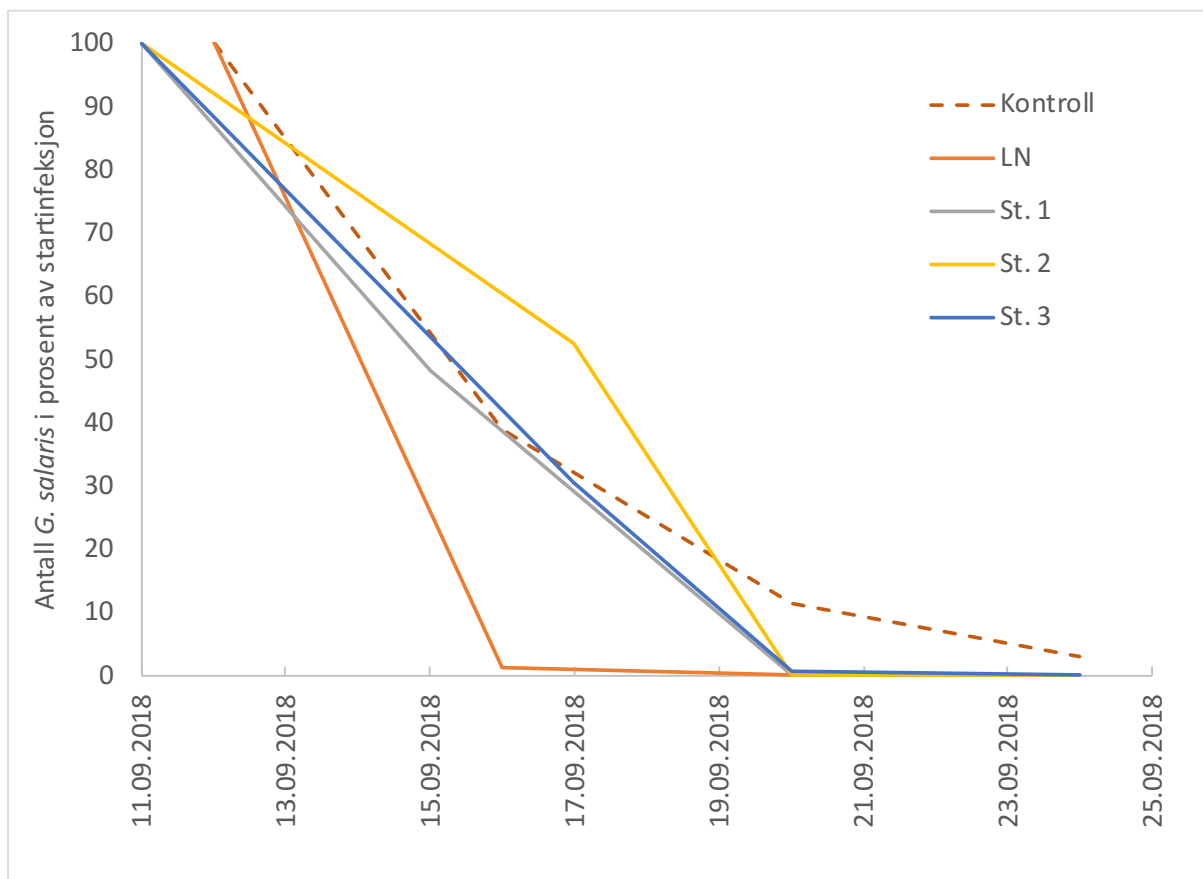
Gjennomsnittlig intensitet for *G. salaris* på laksungen i forsøkskarene varierte fra 1187 (Lågåsbekken nedstrøms) til 452 (Stasjon 3 i hovedelva). Det var en generell nedgang i antall *G. salaris* i alle karene gjennom hele forsøksperioden, også på fisken i kontrollkaret (Tabell 8 og Figur 14). Den 20. september, ni dager etter at kloramindoseringen ble startet var infeksjonen i praksis eliminert på klorbehandlet fisk, mens infeksjonen i kontrollkaret var redusert til 11,5% av startinfeksjonen. Totalt fem fisk døde i løpet av forsøket hvorav to hoppet ut av karet og tre døde i forbindelse med telling av antall *G. salaris*.

Gjennomsnittlig intensiteten og prevalensen for *G. salaris* på fiskene som var samlet inn til forsøket var henholdsvis 700 parasitter og 100%. Tallene er ikke mulig å knytte til de konkrete stasjonene i elva fordi fisken var holdt samlet i kar i en uke før undersøkelsen ble gjennomført. Ved el-fiske seks uker etter forsøket ble avsluttet ble det ikke påvist noen *G. salaris* på totalt ni laks fanget ved Stasjon 1. En enkelt laks fanget ved Stasjon 3 hadde 149 parasitter, mens de øvrige 11 laksungene herfra ikke hadde noen parasitter.

Utviklingen for infeksjonen med *G. salaris* i forsøkskarene er presentert i Tabell 8 og Figur 14. Det var en markert nedgang i alle kar, inkludert i kontrollkaret, gjennom hele perioden.

Tabell 7. Infeksjonsutviklingen i forsøkskarene Lågåsbekken (Kontroll og Lågåsbekken nedstrøms (LN)) og i hovedelva (St. 1, 2 og 3). Antall fisk (n) i parentes.

Dato	Kontroll	LN	St. 1	St. 2	St. 3
11.sep			452 (10)	657 (10)	663 (10)
12.sep	540 (10)	1187 (10)			
15.sep			218 (8)		
16.sep	210 (10)	14 (10)			
17.sep				346 (10)	202 (10)
20.sep	62 (10)	1 (10)	0 (8)	1 (10)	4 (9)
24.sep	17 (9)	1 (9)	0 (8)	0 (10)	1 (9)



Figur 14. Utvikling av infeksjon med *G. salaris* i forsøkskarene i Lågåsbekken (Kontroll og Lågåsbekken nedstrøms (LN)) og i hovedelva (St. 1, 2 og 3). Det var ikke plassert kontrollkar andre steder enn i Lågåsbekken.

4 Diskusjon

Forsøket ble designet for å gi bedre teoretisk og praktisk kunnskap om vannkjemiske og doseringstekniske forhold ved tilsetning av kloramin fra flere doseringsstasjoner i en elv, med hensyn på behandling mot *G. salaris*. Rask nedbrytning av klor i kombinasjon med høy og variabel vannføring i forsøksperioden medførte imidlertid at den vannkjemiske dynamikken ved bruk av flere doseringspunkter ikke kunne studeres fullt ut. Erfaringene høstet i dette forsøket bidro likevel til å øke kunnskapen om kloramindosering i et naturlig vassdrag, både teoretisk og praktisk, og er derfor viktig for videre utvikling av klor som behandlingsmetode mot *G. salaris*.

Forsøket i Batnfjordelva bidro til å utvide kunnskapsnivået vedrørende forhold som spesifikt er knyttet til behandling mot *G. salaris* ved bruk av klorforbindelser. Disse erfaringene vil inngå i «Standard Operation Procedures» (SOP'er) som er under utarbeidelse med tanke på å sikre erfaringsbasert kunnskap. I all hovedsak vil punkter vedrørende generell kompetanseoppbygging derfor ikke inngå i den videre diskusjonen her.

Vannkjemien i en elv kan variere betydelig som følge av vannføringsendringer hvis nedbørfeltet består av tynt jordsmonn og lite forvitningsbestandige bergarter. Dette gjelder særlig i områder som

er utsatt for sur nedbør (Lydersen, 1994). Til tross for betydelige endringer i vannføring under forsøket ble det ikke registrert store endringer for de fleste vannkjemiske parameterne. Ved Seternasen øverst i vassdraget varierte for eksempel løst organisk karbon (DOC) mellom 3,3 og 4,8 mg C/l, en forskjell på 30 prosent pH varierte imidlertid med mer enn en hel enhet, fra 5,8 til 6,7 under en flom den 11. september.

Monokloramin er et kjemikalium som er ustabil selv når det ikke har andre stoffer å reagere med, og brytes ned gjennom en serie kompliserte reaksjoner som til slutt resulterer i oksidering av ammoniakk/ammonium og reduksjon av aktivt klor (Jafvert og Valentine, 1992). Denne autonedbrytingen skjer raskere ved lav pH enn ved nøytral pH. I tillegg kan monokloramin reagere med organisk materiale i vannet og stoffer som jern (II), nitritt og bromid (Vikesland mfl. 1998; 2001). Bromidkonsentrasjonen i vann fra Batnfjordelva ikke ble bestemt, mens nitrittkonsentrasjonen var lav både i øvre deler av hovedelva og i Lågåsbekken. Jernkonsentrasjonen var relativt høy i hovedelva, og i enkeltprøver to til fire ganger så høy som konsentrasjonen i Lågåsbekken. I forbindelse med flommene og de lave pH-verdiene som inntraff i forsøksperioden i Batnfjordelva, kan det ikke utelukkes at en betydelig andel av jernet målt i vannet ved Seternasen forelå i toverdig oksidasjonstilstand. Jern oksiderer mye raskere ved pH rundt 6,0 enn ved nøytral pH. Toverdig jern kan bryte ned kloramin. Studier av kinetikken til reaksjonen av monokloramin med jern tyder imidlertid ikke på at reaksjonen er rask nok til å alene forklare den raske nedbrytingen av monokloramin som ble observert i Batnfjordelva (Vikesland & Valentine, 2002). Vi antar derimot at den høye graden av klornedbryting i Batnfjordelva skyldes egenskaper ved det naturlige organiske materialet i vannet og periodene med lave pH-verdier. Selv små forskjeller i reaktiviteten til organisk materiale vil kunne gi utslag ved de lave klorkonsentrasjonene som ble benyttet, sammenlignet med konsentrasjoner som er vanlig å bruke ved drikkevannsbehandling (Vikesland mfl. 1998; 2001, Duirk mfl. 2002).

Tilsetningsdosen som må til for å oppnå en bestemt konsentrasjon av aktivt klor i elvevannet er altså avhengig av enkelte vannkjemiparametere slik som pH, og denne endret seg betydelig med endret vannføring i Batnfjordelva. Tilsetningsdosen er derfor ikke direkte lineær med endringer i vannføringen i dette vassdraget. Dette viser at det er viktig å forstå hvordan naturlige vannkjemiske variasjoner i et vassdrag påvirker klorforbruket for å kunne tilsette riktig klordose under en behandling mot *G. salaris*.

Hovedmålet med doseringen av kloramin fra den øverste stasjonen på Seternasen var å oppnå klorkonsentrasjoner på 10-15 µg/l aktivt klor i elvevannet ved neste klortilførselspunkt (påfriskstasjonen, Figur 2), slik at kloramindoseringen fra disse to stasjonene kunne justeres i forhold til hverandre. Dette skulle øke kunnskapen om dynamikken i doseringen av kloramin ved bruk av flere doseringsstasjoner. Kjemikalieforbruk i forsøket ble beregnet ut fra forventet vannføring og øvre vannføringsgrense for dosering av kloramin i hovedelva ble satt til 10 m³/s ved Seternasen. Kjemikalieberegningene var basert på dosering av 40 µg klor/l ved Seternasen, som var forventet å gi minimum 10 µg aktivt klor/l oppstrøms påfriskstasjonen. Det viste seg raskt at klordosen, måtte justeres betydelig opp for å oppnå ønsket konsentrasjon av aktivt klor ved Stasjon 1 og påfriskstasjonen, noe som trolig skyldtes de rådende vannkjemiske forhold som er beskrevet over. Ved tidligere forsøk med tilsetning av kloramin til vann i Lierelva var klorforbruket betydelig lavere enn det som ble målt i Batnfjordelva. Nominell tilsatt klorkonsentrasjon på 30 µg klor/l ga målt konsentrasjon på 10 µg klor/l i disse forsøkene. Ved Seternasen i dette forsøket måtte det tilsettes nærmere 200 µg klor/l før det ble målt 10 µg klor/l ved Stasjon 1. Her var altså forholdet ca. 1/20 i stedet for 1/3. Det var imidlertid en betydelig forskjell i transporthastighet for vannet mellom de to forsøkene. Transporttid mellom tilsetning og måling i Lierelva ved Stasjon 1 var 10 minutter, men fra Seternasen til Stasjon 1 ble transporttiden målt til én time ved en vannføring på omkring 4 m³/s. Undersøkelser viste likevel at størstedelen av klorkonsentrasjonen i Batnfjordelva ble redusert allerede før Fallhølen, 500 meter nedstrøms doseringspunktet. Dette ble også vist i Lågåsbekken, der

kun 35% av den tilsatte klorkonsentrasjonen var igjen som aktiv klor i vannet kort tid etter tilsetning. Hovedandelen av klorkonsentrasjon blir altså trolig brutt ned like etter at monokloraminløsningen blir tilsatt til elvevannet.

Doseringspumpene som ble brukt i forsøket hadde kapasitet til å tilsette 200 µg klor/l ved vannføring på ca. 5 m³/sek. Vannføringen ved det øverste doseringspunktet ved Seternasen var imidlertid høyere enn 5 m³/s i store deler av forsøksperioden. I Lågåsbekken var den totale kapasiteten til doseringsutstyret bedre enn i hovedelva fordi vannføringen i Lågåsbekken aldri kom over 5 m³/s i forsøksperioden. I Lågåsbekken var det derfor generelt mulig å oppnå høyere klorkonsentrasjon enn i vannet fra hovedelva ved Stasjon 1. Selv om klorkonsentrasjonen i vannet fra Lågåsbekken var som planlagt, det vil si 10-15 µg/l, bidro dette ikke til å holde klorkonsentrasjonen på ønsket nivå i hovedelva ned til påfriskstasjonen.

Høyere vannføring enn ventet, førte til at doseringen måtte stoppes flere ganger for å unngå overforbruk av kjemikalier uten å få ønsket effekt i elva. Det ble dermed vanskelig å få til en stabil dosering med tilstrekkelig klorkonsentrasjon på de høye vannføringene. Nedbøren førte også til et økt tilsig av vann fra nedbørsfeltet, som fortynnet klorkonsentrasjonen i hovedelva. Dette bidro til ytterligere utfordringer med å oppnå den ønskede konsentrasjonen av aktivt klor i elva.

Dynamikken mellom de ulike doseringsstasjonene ble dessverre ikke mulig å studere fullt ut fordi klor som ble tilsatt fra doseringsstasjonene på øverste doseringsstasjonen ved Seternasen ble raskere nedbrutt enn forventet. Når tilsatt mengde klor ved Seternasen ble økt, ble det imidlertid mulig å måle klor ved påfriskstasjonen. Fra 18. til og med 21. september var klorkonsentrasjonen i elvevannet rett før påfriskstasjonen ca. 1-5 µg/l, mens konsentrasjonen litt lenger opp i vassdraget, ved Stasjon 1, var 3-15 µg/l.

For å oppnå klorkonsentrasjon på 10-15 µg klor/l også lenger ned i vassdraget, ved Stasjon 2, var det nødvendig å tilsette 60-70 µg klor/l fra påfriskstasjonen. Denne dosen var høyere enn beregnet, men likevel bare rundt 1/3 av dosen som måtte tilsettes ved den øverste doseringsstasjonen på Seternasen. Vannføringen i denne perioden var i hovedsak stabil med gjennomsnittlig vannføring ved Seternasen og påfriskstasjonen på henholdsvis 2,7 m³/s og 3,7 m³/s.

I gradientundersøkelse som ble gjort i Lågåsbekken for å studere nedbrytningen av klor ble det målt en gradvis reduksjon av klorkonsentrasjonen, i hovedsak lineært korrelert med oppholdstid. Noen observerte variasjoner i klorkonsentrasjon kan enten skyldes dårlig innblanding av kloraminløsningen etter tilsetning og/eller fortynning på grunn av tilsig av vann fra tilgrensende myrområde.

Etter den initielle og raske reduksjonen etter tilsetning skjer det en ytterligere reduksjon i klorkonsentrasjonen i elvevannet, men dette er en tregere prosess. Hvorvidt påfriskpunktene endrer på denne dynamikken, var det ikke mulig å studere i dette forsøket.

Det trengs derfor mer kunnskap om dynamikken rundt bruk av flere doseringspunkter ved en eventuell fullskala behandling av Batnfjordselva.

I forsøksoppsettet med infiserte laksunger holdt i kar langs elva, ble det registrert nedgang i antall *G. salaris* ved alle fem stasjoner, inkludert i kontrollgruppen som ble holdt på ubehandlet vann fra Lågåsbekken. I kontrollgruppen, hvor antall *G. salaris* skulle forventes å øke, ble infeksjonen redusert med nærmere 97 % i løpet av 12 dager. Følgelig må det konkluderes med at det foreligger forhold i Batnfjordelva og Lågåsbekken som naturlig har en reduserende effekt på infeksjonen av *G. salaris*. En sammenlikning av infeksjonsutviklingen i kontrollkaret i Lågåsbekken og ved stasjonen Lågåsbekken nedstrøms (250 m nedstrøms doseringspunktet i Lågåsbekken) gir imidlertid en indikasjon på effekten av klor mot *G. salaris* i forsøksoppsettet. I forsøkskaret nedstrøms i Lågåsbekken var reduksjonen i infeksjon på nærmere 99 % i løpet av fire dager, mens tilsvarende reduksjon i

kontrollkaret var på 61 % over samme tid. Dette gir en indikasjon på at det har vært en effekt av klor mot *G. salaris*.

En relativt god oversikt over dose-responsforhold når det gjelder klor og *G. salaris* er allerede etablert fra tidligere forsøk i Drammensregionen (Hagen mfl. 2018). Det var derfor godt grunnlag for å vurdere sammenhengen mellom klorkonsentrasjoner og effekt på *G. salaris* i Batnfjordelva. De etablerte stasjonene var følgelig ment å fange opp effekter av kloramintilsetning fra doseringspunktene på Seternasen, Påfriskningsstasjonen og i Lågåsbekken. Registrering av infeksjonsutviklingen på disse stasjonene var også ment som et supplement til de vannkjemiske analysene, og resultatene skulle således gi støtte til vurderingen av klordynamikken ved tilsetning av kloramin fra flere doseringspunkter. Den generelle nedgangen i infeksjon, hvor det i tillegg var nedgang i kontrollkaret som ikke var eksponert for klorholdig vann, umuliggjorde imidlertid slik bruk av dette datamaterialet.

Ved innsamling av laksunger ved elektrofiske seks uker etter at klordoseringen var avsluttet ble det kun påvist *G. salaris* i den nedre delen av forsøksområdet (Stasjon 3). I likhet med for karforsøkene, er det ikke mulig å konkludere med i hvilken grad bortfallet av infeksjon på forsøksstrekningen skyldes naturlige forhold, klorbehandling eller en kombinasjon av disse.

Når det gjelder den spesifikke mekanismen bak nedgangen i infeksjonen er naturlig lav pH og forhøyet konsentrasjon av monomert uorganisk aluminium i forbindelse med kraftig nedbør og vannføringsøkning en sannsynlig forklaring. Humuskonsentrasjonen i vassdraget er relativt høy, spesielt under flom (Lydersen mfl. 2003), og dette bidrar til redusert pH-bufferkapasitet og pH. Under forsøk med aluminium mot *G. salaris* i vassdraget i 2003 ble det målt pH på 5,9 og 36 µg monomert uorganisk aluminium i øvre deler av elva under flom (Lydersen mfl. 2003). Dette er konsentrasjoner som er kjent å eliminere infeksjoner med *G. salaris* fra laksunger (Hindar mfl. 2015) og som derfor kan forventes å effektivt redusere antallet *G. salaris* på laksunger i Batnfjordelva. Vannprøvene som ble tatt under forsøket fanget imidlertid ikke opp episoder med like høye aluminiumskonsentrasjoner som i 2003. I Lågåsbekken ble det registrert uorganisk monomert aluminium på 13 µg/l og pH 6,1 på én prøve i timene rundt flomtoppen den 22. september. Dette er vannkjemiske forhold som tidligere er dokumentert å ha negativ effekt på *G. salaris*.

Det kan ikke utelukkes at konsentrasjonen av aluminium har vært enda høyere i korte perioder.

5 Konklusjon

Forsøket har gitt viktig kunnskap om hvordan vannkjemien i en elv kan påvirke dynamikken for nedbrytning av klor som tilsettes vassdraget. Lav pH kombinert med løst organisk materiale er trolig hovedårsaken til at klor i stor grad ble brutt ned rett etter tilsetning til Batnfjordelva, men mengden jern i vannet kan også ha bidratt til nedbrytningen av klor. For Batnfjordelva vil dette kunne kompenseres med å tilsette mer klor fra doseringsstasjonene, men også ved å tilsette klor fra flere steder i vassdraget slik at det blir en høyere oppløsning av doseringspunkter. Generelt understreker disse resultatene viktigheten av inngående kartlegging av fysiske og kjemiske forhold i en elv under planlegging av et behandlingstiltak.

Utfordringene knyttet til vannføring i dette forsøket er også kjent for andre kjemiske behandlingsmetoder. Høy vannføring fører til stort kjemikalieforbruk, og på grunn av økt tilsig av vann fra sidefeltene ved nedbør vil kjemikaliekonsentrasjonen fortynnes og effekten mot *G. salaris*

reduseres. Slike utfordringer lar seg løse under et fullskala bekjempelsestiltak der alt rennende vann vil bli behandlet med klor.

Målet med den videre utviklingen av klormetoden er å få bedre kjennskap til dosering av kloramin i stor skala, og få mer erfaring med den vannkjemiske dynamikken ved bruk av flere kloramintilsetningspunkter, såkalte påfriskningsstasjoner, for kjemikaliedosering. Ressurser bør brukes til å videreutvikle doseringsstrategien under forutsigbare vannføringsforhold.

Det er i dette forsøket sannsynliggjort at vannkjemiske forhold i Batnfjordelva har en naturlig begrensende effekt på infeksjonen med *G. salaris*. Det er ikke kjent i detalj hvilke forhold som ligger til grunn for dette, og det er ikke kjent hvilken effekt det har for populasjonsdynamikken til verken *G. salaris* eller laks. På bakgrunn av disse forholdene lot det seg i liten grad gjøre å tolke resultatene fra infeksjonsforsøkene i prosjektet. Forskjellen i utvikling for infeksjonen med *G. salaris* mellom kontrollkaret og forsøkskaret i Lågåsbecken indikerer imidlertid at klordoseringen hadde en effekt på *G. salaris* i tråd med det som var forventet.

6 Referanser

Anon (2014). Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Miljødirektoratet 2014. 114s.

Duirk, S.E., Gombert, B., Choi, J. & Valentine, R.L., 2002. Monochloramine loss in the presence of humic acid. *J Environ Monit* 4, 85–89.

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.A., Darrud, M., Holter, T.H., Svendsen, J., Mo, T.A., Escudero, C., Martínez-Francés, E. & Gjessing, M. (2018). Forsøksbehandling med monokloramin mot *Gyrodactylus salaris* i elva Glitra. NIVA- rapport 7238-2018. 26s.

Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H., Escudero, C., Martínez-Francés, E., Höglund, E., Uhlig, S., Fæste, C.K., Ivanova, L. & Gjessing, M. (2019). Effekter på laks (*Salmo salar*) ved eksponering for monokloramin. NIVA- rapport 7358-2019. 37s.

Hindar, A., Hagen, A.G., Hytterød, S., Høgberget, R., Moen, A. & Olstad, K. (2015). Tiltak med ALS for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva i 2011 og 2012. NIVA-rapport 6701-2015. 75s.

Hytterød, S., Pettersen, R. A., Høgberget, R., Lydersen, E., Mo, T.A., Hagen, A. G., Kristensen, T., Berntsen, S., Abrahamsen, B. & Poléo, A.B.S. (2005). Forsøk på totalutryddelse av *Gyrodactylus salaris* i Batnfjordselva ved hjelp av aluminium som hovedkjemikalium. NIVA-rapport O-21088. LNR 5015-2005. 31s.

Hytterød, S., Hansen, H., Johansen, K. & Larsen, S. (2018). The surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway 2017. Surveillance programmes

for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual report 2017. Oslo: Norwegian Veterinary Institute 2018. 4s.

Jafvert, C.T. & Valentine, R.L. (1992). Reaction scheme for the chlorination of ammoniacal water. *Environ. Sci. Technol.* 26, 577–586. <https://doi.org/10.1021/es00027a022>

Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. (1999). Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA- Oppdragsmelding 617: 1-129.

Lydersen, E. (1994). Long-term monitored catchments in Norway - a hydrologic and chemical evaluation - (NIVA-rapport No. 3158–1994). Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Lydersen, E., Bakke, T.A., Høgberget, R., Håvardstun, J., Hytterød, S., Kristensen, T., Mo, T.A., Pettersen, R.A., Poléo, A.B.S., Rosseland, B.O. & Øxnevad, S. (2004) Al-behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Batnfjordselva. Sluttrapport 2003. NIVA-rapport O-23055. LNR 4783-2004, 15 s.

NVE Atlas. (2018). Hentet fra: <https://atlas.nve.no>

Poléo, A.B.S., Schjolden, J., Hansen, H., Bakke, T.A., Mo, T.A., Rosseland, B.O. & Lydersen, E. (2004). The effect of various metals on *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Parasitology* 128: 169-177.

Qiang, Z. & Adams, C.D. (2004). Determination of Monochloramine Formation Rate Constants with Stopped-Flow Spectrohomety. *Environmental Science & Technology*, 38: 1435-1444.

Vikesland, P.J., Ozekin, K. & Valentine, R.L. (1998). Effect of Natural Organic Matter on Monochloramine Decomposition: Pathway Elucidation through the Use of Mass and Redox Balances. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1409–1416. <https://doi.org/10.1021/es970589a>

Vikesland, P.J., Ozekin, K. & Valentine, R.L. (2001). Monochloramine Decay in Model and Distribution System Waters. *Water Research* 35, 1766–1776. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00406-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00406-1)

Vikesland, P. & Valentine, R.L. (2002). Modeling the Kinetics of Ferrous Iron Oxidation by Monochloramine. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36 (4): 662-668.

Vedlegg A. Rapport fra kjemiske eksperimenter med relevans for klormetoden

1. Innledning

Under arbeidet med utvikling av klor til kjemisk bekjempelse av *G. salaris* har det oppstått spørsmål vedrørende klorkjemi og analyser som vi ikke har funnet overbevisende svar på i litteraturen. Det er trolig flere årsaker til dette:

- a) Selve problemstillingen er uvanlig. Klor har så vidt vi kjenner til ikke blitt brukt som middel mot uønskede arter i naturlige vassdrag.
- b) Mange studier er gjort ved konsentrasjoner som er betydelig høyere enn hva som er aktuelt for skånsom behandling av vassdrag.
- c) Litteraturen om klorkjemi er omfangsrik, men mye av den er «grå», dvs. at den finnes i form av vanskelig tilgjengelige rapporter fra anvendt forskning.

Under følger beskrivelser av bakgrunnen for de tre undersøkelsene som ble gjort i 2018.

1. Forbedring av metode for bestemmelse av aktiv klor i vassdrag.

Nivået av aktivt klor som i forsøk har vist seg å ha effekt mot *G. salaris* ligger ned mot deteksjonsgrensen til selv de mest sensitive metodene som har blitt utviklet. Vi har valgt en variant av det som nå er den mest brukte metoden for å bestemme fri og total aktivt klor, først lansert av Palin (1957). Den går ut på at fritt klor (klorgass, hypoklorsyre, hypokloritt) ved pH 6,2-6,5 oksiderer N, N-dietyl-p-fenyldiamine (forkortet DPD) til en relativt stabil fri radikal kjent som wüsterfarge, som gjør løsningen magenta. Ved å tilsette jodid i overskudd vil også kloraminer (monokloramin, dikloramin) danne wüsterfarge fordi de oksiderer jodid til trijodid, som igjen oksiderer DPD. Med et godt spektrofotometer og kyvetter med lang lysvei kan vi måle klor i relevante konsentrasjoner med denne metoden, også i felt. Metoden gir høy følsomhet, spesielt når løsningen med DPD er nyblandet.

- a) Metodens følsomhet taper seg når DPD-løsningen blir noen dager gammel. Vi ville teste om praktiske måter å lage DPD-løsning under feltmessige forhold ville gi en vesentlig forbedring av metoden.

En annen utfordring gjelder referansenivå, som i dette tilfelle betyr absorpsjon av lys med bølgelengde 510 nm i en prøve uten aktiv klor, men med DPD og buffer. Referansenivå kan endre seg over tid eller nedover en elv som følge av bl.a. endringer i humusinnhold, turbiditet, eller stoffer som i likhet med klor kan oksidere DPD. Det kan være problematisk å bruke en prøve tatt oppstrøms klordosering som referanse dersom prøvepunktet er langt nedstrøms og f.eks. utsatt for innblanding fra sidebekker eller elver. Likevel må referansenivå tas hensyn til fordi det utgjør en betydelig del av signalet. Det er derfor ønskelig å kunne avklare deler av selve prøven for å bestemme et referansenivå som gjelder for akkurat det vannet som ble prøvetatt.

- b) Kan et reduksjonsmiddel som malonsyre brukes til å redusere klor i prøven slik at lysabsorpsjon tilsvarer klorfri prøve?

2. Nedbryting av kloraminer i vann utsatt for solstråling og lufting.

Kloraminer brytes ned av UV-lys i nærvær av naturlig organisk materiale, noe som betyr at sollys kan påvirke hvor lenge klor holder seg på aktiv form i f.eks. en elv (Cooper et al., 2007; Li og Blatchley III, 2009). En annen prosess som kan ha betydning i elv er at monokloramin luftes ut, dvs. fjernes fra vannet, i fosser og stryk (Garcia og Anderson, 2018). Vi gjennomførte derfor to eksperimenter for å få praktisk erfaring med betydningen av lys og bobler for klor i lave konsentrasjoner.

3. Stabilitet av løsninger med høy konsentrasjon av monokloramin.

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. Dette er grunnen til at det er nødvendig å produsere kloramin rett før dosering til elv. I mindre sideelver/bekker kan det likevel være aktuelt med bruk av forhåndslagde løsninger fordi vannvolumet som skal behandles er mindre og fordi det forenkler dosering. Black & Veatch (2010) hevder f.eks. at det er mulig å lage holdbare kloraminløsninger med klorkonsentrasjon opp til 3 g/l ved høy pH. Det ville i så fall gjøre det mulig å behandle relativt store bekker/sideelver med forhåndslaget monokloramin. I dette forsøket ønsket vi å undersøke stabiliteten til løsninger med relativt høy konsentrasjon av monokloramin.

2. Material og metode

Bufferløsning ble laget ved å løse 30 g dinatriumhydrogenfosfat (Sigma Aldrich), 46 g kaliumdihydrogenfosfat (Sigma Aldrich) og 0,8 g EDTA (dinatriumetylendiamintetraacetat, $C_{10}H_{14}N_2Na_2O_8 \cdot 2H_2O$, Merck) per liter Milli-Q vann (Ultrarent vann). DPD-løsningen ble til vanlig laget ved å løse 1,5 g DPD (N,N-Dietyl-1,4-fenyldiammoniumsulfat, Merck), 2 ml konsentrert svovelsyre (95-97 %) og 0,2 g EDTA per liter vann.

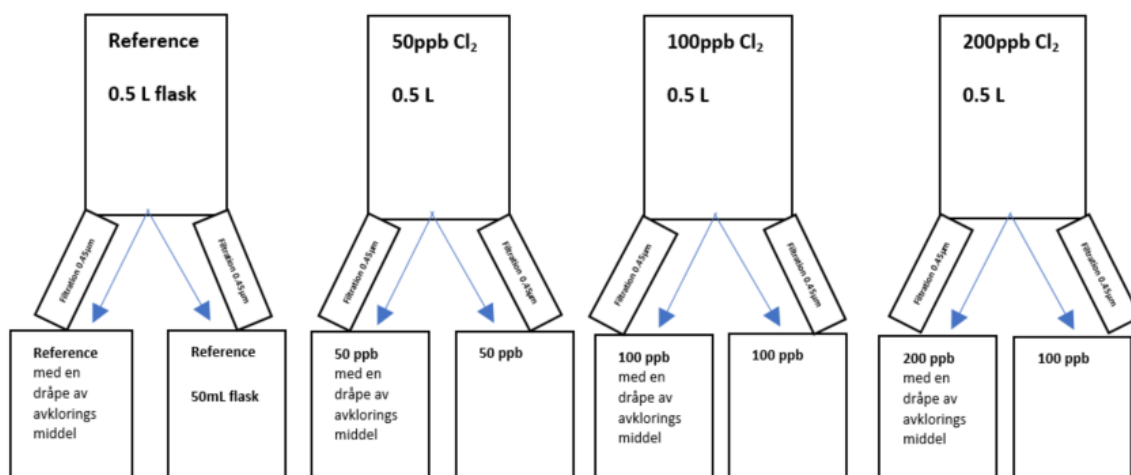
I forsøk 1a) ble følsomheten til fire forskjellige DPD-løsninger sammenlignet:

1. Nyblandet DPD-løsning.
2. Én uke gammel DPD-løsning
3. Én uke gammel forhåndsutveid blanding av DPD og EDTA i pulverform (altså en pulverblanding) på flaske.
4. Én uke gammel forhåndsutveid DPD og EDTA på separate flasker.

Like før test ble løsningene 3 og 4 tilsatt svovelsyre og Milli-Q vann. De fire DPD-løsningene ble testet på løsninger med 20 $\mu\text{g/l}$, 40 $\mu\text{g/l}$ og 80 $\mu\text{g/l}$ klor tilsatt som natriumhypokloritt i vann. For å måle klor ble det tilsatt 90 μl buffer og 90 μl DPD-løsning til 15 ml klorklør i 15 ml Falcon-flasker. Etter ca. 30 minutter ble absorbans av lys med bølgelengde 510 nm målt i kyvette med 5 cm lysvei. Her og senere i teksten betyr målt klorkonsentrasjon antall $\mu\text{g Cl}_2/\text{l}$ som skal til for å produsere ekvivalent mengde wüsterfarge, uavhengig av om klor er tilsatt som hypokloritt eller kloraminer².

I forsøk 1b) ble 4 halvlitersflasker fylt med vann hentet fra Drammenselva i begynnelsen av juni (Figur 1). Flaske 1 var referanseprøve og ble ikke tilsatt klor. I flaske 2 til 4 ble det tilsatt hhv. 50, 100, og 200 $\mu\text{g/l}$ aktiv klor som monokloramin. Fra hver flaske ble det tatt to prøver på 50 ml, som ble filtrert gjennom filter med porestørrelse 0,45 μm og overført til separate flasker (Figur 1). En av flaskene fra hvert par ble tilsatt én dråpe malonsyre (HACH2493023, blanking agent). Deretter ble prøvene tilsatt proporsjonale mengder buffer, DPD og kaliumjodid, og analysert som beskrevet over.

² Faktisk konsentrasjon av Cl_2 vil være ekstremt ved $\text{pH} > 5$.



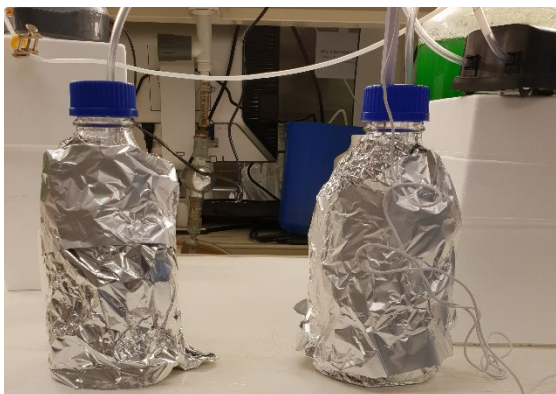
Figur 15. Eksperimentoppsett for å undersøke effekten av avkloringsmiddel.

Forsøk 2 ble gjennomført i løpet av tre solrike dager i juli 2018. To glassflasker med volum 1 l ble fylt med vann fra Drammenselva. Den ene av flaskene ble tilsatt 150 $\mu\text{g/l}$ aktiv klor som monokloramin. Flaskene ble plassert på taket av Forskningsparken. Flaskene hadde korken på og ble plassert i et bad avkjølt med isbiter for å holde temperaturen mellom 10 og 15 $^{\circ}\text{C}$ (behandlingsrelevant temperatur) (Figur 2). Det ble tatt prøver for bestemmelse av aktiv klor (se over) 0, 5 og 30 minutter etter tilsats av monokloramin, samt etter 2, 4 og 5 timer. Etter 24 timer ble aktiv klor målt på nytt, og det *samme vannet* ble tilsatt monokloramin til nominell konsentrasjon 150 $\mu\text{g/l}$ som aktiv klor. Samme prosedyre ble gjentatt på dag 3. Begge dagene ble reaksjonsforløpet fulgt som beskrevet for dag 1.



Figur 2. Oppsett for eksperiment med naturlig lys.

Effekten av innblanding av luft ble utført med samme type flasker, men med den forskjell at korkene hadde to hull hver. Gjennom det ene hullet ble det til bunnen av begge flasker ført slanger som var koblet til akvariepumpe (MOUSE-AIR PUMP-M-106. AC 220-240 V/ 50 Hz 3,6 W) for pumping av luft gjennom løsningene (Figur 3). Flaskene ble tilsatt 1 l vann fra Drammenselva, og den ene av dem ble tilsatt 150 $\mu\text{g/l}$ monokloramin som aktiv klor. Flaskene ble dekket av aluminiumsfolie for å stenge lyset ute. Bobleintensiteten var moderat. De to flaskene ble holdt ved romtemperatur (23 $^{\circ}\text{C}$) under forsøket, som for øvrig ble gjennomført som beskrevet over.



Figur 3. Oppsett av forsøk med bobling av luft.

I forsøk 3 ble 6 forskjellige kloraminløsninger (250 ml) blandet etter forhold gitt i Tabell 1. Først ble ammoniumklorid løst i 200 ml RO-vann (renset med reversert osmose som fjerner ioner og humus fra vannet) eller vann fra Drammenselva. Deretter ble natriumhypokloritt (14 % m/m aktiv klor) fortynnet i 50 ml RO-vann, som deretter ble tilsatt natriumhydroksid nylig løst i Milli-Q vann. Fortynnet klorløsning ble under omrøring helt over i flasken med ammoniumklorid. Under forsøket ble løsningene oppbevart i et klimarom som holdt 15 °C. pH i løsningene ble målt på dag 0, 1, 2, 3, 4, 14 og 18 dager etter at de ble blandet. Totalkonsentrasjonen av aktiv klor ble målt på dag 7 og 18.

Tabell 1. Blanding av kloraminløsninger med ulike konsentrasjoner.

Nominell konsentrasjon aktiv klor (mg/l)	Vann	NH ₄ Cl (g)	NaClO, 14% (ml)	NaOH (1,0 M) (ml)
1000	RO	0,313	1,488	2,338
2000	RO	0,625	2,975	4,677
3000	RO	0,938	4,463	7,015
1000	Drammenselv	0,313	1,488	2,338
2000	Drammenselv	0,625	2,975	4,677
3000	Drammenselv	0,938	4,463	7,015

3. Resultater

I **forsøk 1a)** ble det ikke observert bedre følsomhet ved bruk av pulverblanding eller forhåndsutveid pulver som basis for ferske DPD-løsninger (Tabell 2). Den ukes gamle DPD-løsningen (prøve 2) gav noe dårligere følsomhet enn den helt ferske (Prøve 1), men begge var bedre enn pulverblandingene.

Tabell 2. Absorbans i prøver tilsatt klor og analysert etter tilsats av forskjellige DPD-løsninger (se Material og metode)

Prøve	Absorbans (λ 510 nm)
Referanse 1	0.001
Referanse 2	0.003
Referanse 3	0.004
Referanse 4	0.003
Prøve 1-20 $\mu\text{g/l}$	0.012
Prøve 2-20 $\mu\text{g/l}$	0.012
Prøve 3-20 $\mu\text{g/l}$	0.010
Prøve 4-20 $\mu\text{g/l}$	0.010
Prøve 1-40 $\mu\text{g/l}$	0.029
Prøve 2-40 $\mu\text{g/l}$	0.024
Prøve 3-40 $\mu\text{g/l}$	0.021
Prøve 4-40 $\mu\text{g/l}$	0.019
Prøve 1-80 $\mu\text{g/l}$	0.073
Prøve 2-80 $\mu\text{g/l}$	0.060
Prøve 3-80 $\mu\text{g/l}$	0.050
Prøve 4-80 $\mu\text{g/l}$	0.042

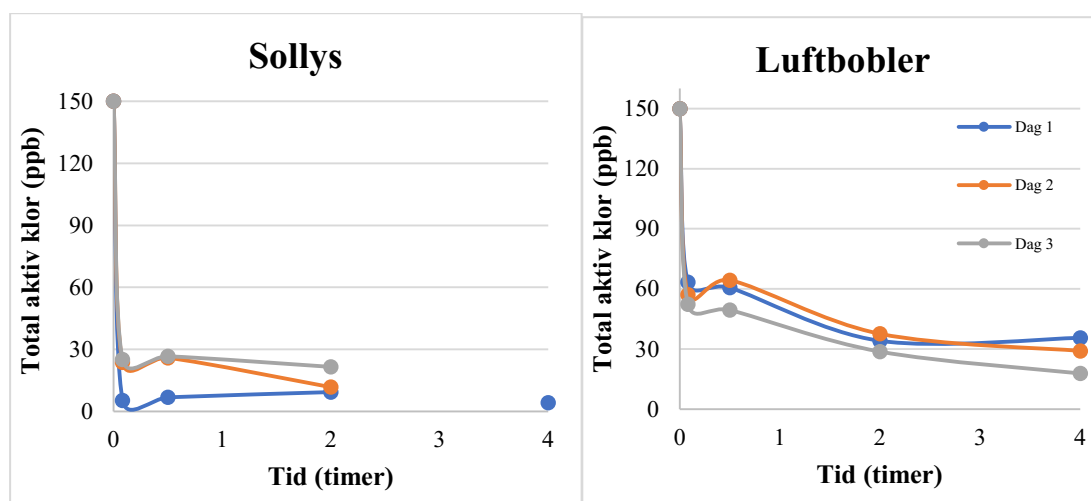
I **forsøk 1b)** var én dråpe avklaringsmiddel nok til å avklare prøver med mer klor enn det som er relevant for en behandlingssituasjon (Tabell 3). Avklaringsmiddelet reduserte også absorbansen i referansen, sannsynligvis fordi noe wüsterfarge, som dannes når DPD-løsningen aldres, blir redusert. I felt ble det senere gjort tester som viste at en 1:2 fortykning av avklaringsmiddelet var tilstrekkelig til å fjerne klor ved relevante konsentrasjoner fra prøver (50 ml). Effekten på absorbans i referansen ble da mindre enn vist i Tabell 3, men fortsatt ikke ubetydelig.

Tabell 3. Absorbans i prøver uten klor (referanse) og med klor (nominell konsentrasjon) tilsatt som monokloramin, samt med og uten avklaringsmiddel (1 dråpe til 50 ml).

Prøve	Absorbans (λ 510 nm)	Absorbans (λ 510 nm)
Referanse med avklaringsmiddel	0.013	0.014
Referanse	0.033	0.042
50 $\mu\text{g/l}$ klor med avklaringsmiddel	0.016	0.015
50 $\mu\text{g/l}$ klor	0.034	0.043
100 $\mu\text{g/l}$ klor med avklaringsmiddel	0.017	0.015
100 $\mu\text{g/l}$ klor	0.055	0.055
200 $\mu\text{g/l}$ klor med avklaringsmiddel	0.024	0.018
200 $\mu\text{g/l}$ klor	0.103	0.135

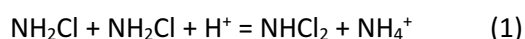
Forsøk 2 viste at solstråling hadde stor effekt på reduksjonen av klor under gjeldende forhold, spesielt på dag 1. Etter 5 minutter var klorkonsentrasjonen nær deteksjonsgrensen, noe som indikerer raskere nedbryting enn det vi hittil har observert i ulike forsøk. På dag 2 og 3 med eksponering for sollys gikk nedbrytingen noe langsommere i starten, noe som kan indikere en viss

«påfriskeffekt», dvs. mindre klorforbruk ved gjentatt dosering til det samme vannet, ved kombinasjonen sollys og relativt høy dosering. Andre studier tyder på at «påfriskeffekten» var relativt liten ved mye høyere dosering (Vikesland et al., 2001). Interessant nok var det ingen tegn til «påfriskeffekt» når forsøket ble gjentatt i mørket med bobler. Nedbrytingen av klor var da, til tross for høyere temperatur, langsommere enn ved eksponering for sollys. Det ble ikke kjørt referansetest i mørke uten bobler, men resultatene lignet funn fra tidligere forsøk med vann fra Drammenselva (Sluttrapport 15RFBE7C, 2015).

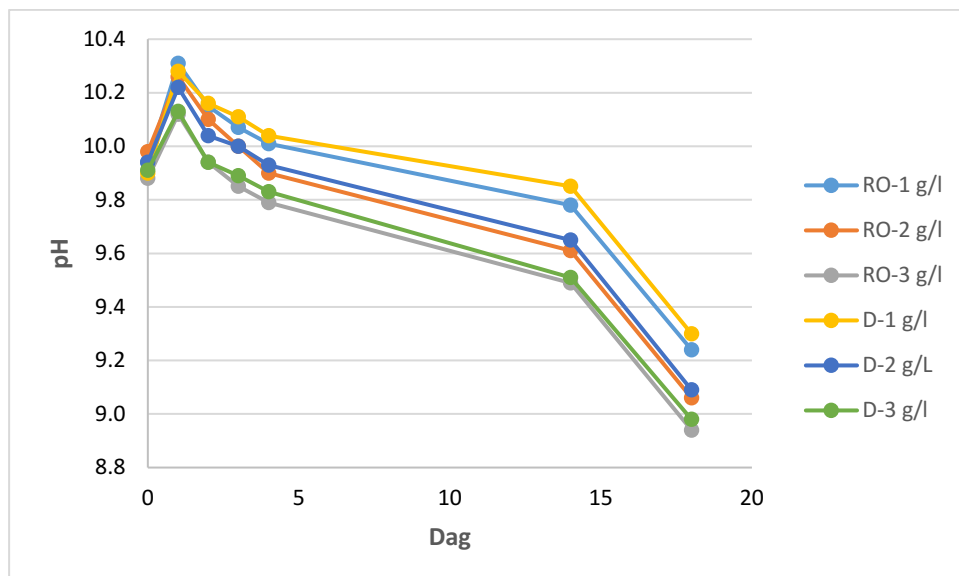


Figur 4. Nedbryting av klor ved eksponering for sollys og luftbobler. Forsøket ble gjentatt to ganger med det samme vannet, dvs. at klorkonsentrasjonen i flaskene fikk to «påfrisker» (ppb=µg/l).

Forsøk 3. Monokloramin brytes ned gjennom et komplisert sett med reaksjoner. En av de viktigste i konsentrerte løsninger er antagelig disproporsjonering (ligning 1) som er syrekatalysert (Valentine og Jafvert, 1988). Lavere pH favoriserer derfor dannelsen av dikloramin og dersom disproporsjonering er hastighetsbegrensende, videre nedbryting.



En indikasjon på at løsningen er stabil vil derfor være at pH holder seg stabil. Figur 5 viser at pH holdt seg relativt stabil i 14 dager, i hvert fall i løsningene som hadde nominell klorkonsentrasjon på 1000 mg/l. Mellom 14 og 18 dager akselererte reduksjonen i pH. Det var svært liten forskjell på kloraminløsninger laget med RO-vann og vann fra Drammenselva. I løsningene med nominell klorkonsentrasjon 1000 mg/l bekreftet målinger at konsentrasjonen av aktivt klor holdt seg høy (Tabell 4) og nær utgangskonsentrasjonen. Overaskende var det at målt konsentrasjon av klor i løsningene som var tilsatt 2000 og 3000 mg/l, også kom ned i nær 1000 mg/l. Hverken pH-endringer eller lukt indikerte at disse løsningene skulle oppføre seg veldig forskjellig fra de på 1 g/l. Det er ikke klart hva dette skyldes.



Figur 5. pH i monokloraminløsninger med konsentrasjon 1000-3000 g/l klor (tilsatt). RO er revers-osmose-vann, D er vann fra Drammenselva (1 g/l=1000 mg/l).

Tabell 4. Målt konsentrasjon av aktiv klor (total) i løsningene)

Løsning	Dag 7 klor (mg/l)	Dag 18 klor (mg/l)
RO-1000 mg/l	849	900
RO-2000 mg/l	1184	1009
RO-3000 mg/l	1315	903
D-1000 mg/l	875	820
D-2000 mg/L	1275	900
D-3000 mg/l	1391	819

4. Konklusjon

1a) Egenproduserte pulverblandinger gav ingen fordeler med tanke på å oppnå bedre målinger i felt. Til tross for noe tap av følsomhet vurderes det derfor som sikrere å bruke DPD-løsninger produsert på et godt utstyrt laboratorium framfor ferske løsninger laget under provisoriske forhold i felt.

1b) Malonsyre fjernet klor effektivt, men påvirket også absorbansen i referansen. En fortynnet løsning av malonsyre ble likevel tatt i bruk i felt i Batnfjordselva for å måle stasjonsspesifikt referansenivå. Da antok man at avklaringsmiddelets effekt på referansenivå var det samme ved en klorpåvirket stasjon som ved en oppstrømsstasjon med klorfritt vann.

2) Resultatene indikerer at sollys (sannsynligvis UV-fraksjonen av lyset) kan påvirke aktiv klor ved behandling av elv. Transmisjonen av UV lys gjennom flaskeglasset er ikke kjent, men forsøksbetingelsene med sterk julisol og forholdsvis små flasker gav trolig sterkere UV-bestråling av vannet enn hva som vil være tilfelle i de fleste elver på norske breddegrader i september. Det er behov for nærmere undersøkelser av effekten av sollys.

Bobling av vannet, som en simulering av fosser og stryk, ser ut til å ha liten betydning.

3) Måten løsningsene ble laget på i denne undersøkelsen gav kloraminløsninger på opptil 1000 mg/l som var stabile i 14 dager ved 15 °C. I eventuelle videre forsøk kan det testes om langsommere tilsats av svakere hypoklorittløsning til sterkere ammoniumkloridløsning under sterk omrøring kan gi løsninger med høyere og stabil monokloraminkonsentrasjon.

5. Litteratur

Black & Veatch, 2010. *White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*, 5 edition. ed. Wiley, Hoboken, N.J.

Cooper, W.J., Jones, A.C., Whitehead, R.F., Zika, R.G., 2007. Sunlight-Induced Photochemical Decay of Oxidants in Natural Waters: Implications in Ballast Water Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 41, 3728–3733.

Garcia, M.A., Anderson, M.A., 2018. The Henry's constant of monochloramine. *Chemosphere* 192, 244–249.

Li, J., Blatchley III, E.R., 2009. UV Photodegradation of Inorganic Chloramines. *Environ. Sci. Technol.* 43, 60–65.

Palin, A.T., 1957. The Determination of Free and Combined Chlorine in Water by the Use of Diethyl-p-Phenylene Diamine. *J. Am. Water Works Assoc.* 49, 873–80.

Valentine, R.L., Jafvert, C.T., 1988. General acid catalysis of monochloramine disproportionation. *Environ. Sci. Technol.* 22, 691–696.

Vikesland, P.J., Ozekin, K., Valentine, R.L., 2001. Monochloramine Decay in Model and Distribution System Waters. *Water Res.* 35, 1766–1776.

Vedlegg B.

Tabell 8. Målinger av temperatur, konduktivitet og turbiditet i forsøket.

Stasjon id	Dato	Tid	Temperatur (°C)	Konduktivitet (µS/cm)	Turbiditet (NTU)
Stasjon 1	11.09.2018	19:55	11,56	0,031	
Stasjon 2	11.09.2018	20:15	11,18	0,031	1
Seternasen	11.09.2018	20:55	11,80	0,031	
Lågåsbekken oppstrøms	11.09.2018	21:11	11,00	0,035	1,0
Stasjon 2	13.09.2018	17:07		0,028	1,2
Lågåsbekken oppstrøms	13.09.2018	17:15	10,90	0,030	1,4
Seternasen	13.09.2018	17:20	11,05	0,260	1,5
Lågåsbekken fiskekar	13.09.2018	17:40	10,41	0,031	1,4
Stasjon 1	13.09.2018	18:36	10,80	0,026	1,7
Ullalandshølen	13.09.2018	18:36	10,30	0,030	1,7
Seternasen	14.09.2018	11:20	10,67	0,026	1,5
Lågåsbekken oppstrøms	14.09.2018	11:42	10,46	0,030	1,2
Stasjon 3	14.09.2018	14:19	11,30	0,031	1,4
Stasjon 2	14.09.2018	16:46	11,31	0,030	1,2
Stasjon 1	14.09.2018	17:11	11,26	0,028	9,2
Lågåsbekken fiskekar	14.09.2018	17:14	10,95	0,032	8,0
Lågåsbekken oppstrøms	15.09.2018	13:45	8,74	0,029	2,8
Lågåsbekken fiskekar	15.09.2018	13:58	8,72	0,029	2,0
Stasjon 1	15.09.2018	14:00	9,22	0,026	2,0
Seternasen	15.09.2018	15:00	9,64	0,027	2,0
Stasjon 2	15.09.2018	15:13	9,46	0,028	1,6
Stasjon 3	15.09.2018	15:22	9,14	0,030	2,1
Seternasen	16.09.2018	14:37	10,02	0,027	2,0
Lågåsbekken oppstrøms	16.09.2018	15:46	11,02	0,030	3,1
Seternasen	16.09.2018	17:30	13,10		
Stasjon 1	16.09.2018	17:45	12,20		
Stasjon 2	16.09.2018	17:45	12,00		
Stasjon 3	16.09.2018	18:00	12,00		
Seternasen	17.09.2018	12:16	9,81	0,027	1,5
Lågåsbekken oppstrøms	17.09.2018	12:48	10,17	0,030	1,4
Stasjon 3	18.09.2018	09:40	9,42	0,035	1,8
Lågåsbekken oppstrøms	18.09.2018	18:50	11,28	0,031	1,4
Seternasen	18.09.2018	12:05	10,32	0,027	1,2
Påfriskstasjon	18.09.2018	16:32	10,87	0,029	1,3
Lågåsbekken oppstrøms	18.09.2018	19:24	11,15	0,031	1,2
Lågåsbekken fiskekar	18.09.2018	19:34	11,13	0,032	4,8
Stasjon 1	18.09.2018	19:36	10,57	0,028	5,2
Stasjon 2	18.09.2018	20:00	10,74	0,031	1,2

Lågåsbekken oppstrøms	19.08.2018	09:40	11,18	0,032	2,0
Stasjon 3	19.08.2018	09:30	10,62	0,032	1,1
Stasjon 2	19.08.2018	12:55	10,95	0,032	1,1
Påfriskstasjon	19.08.2018	13:30	10,84	0,030	1,2
Lågåsbekken fiskekar	19.08.2018	13:59	11,72	0,033	1,2
Stasjon 1	19.08.2018	14:04	11,11	0,029	1,3
Lågåsbekken fiskekar	19.08.2018	14:35	11,49	0,036	3,2
Lågåsbekken oppstrøms	20.09.2018	16:30	9,97	0,033	
Lågåsbekken fiskekar	20.09.2018	18:56	9,65	0,034	1,3
Stasjon 1	20.09.2018	19:00	9,89	0,030	1,4
Stasjon 2	20.09.2018	19:25	9,68	0,032	1,3
Påfriskstasjon	20.09.2018	19:46	9,66	0,030	1,3
Seternasen	20.09.2018	20:00	9,40	0,029	1,3
Stasjon 3	21.09.2018	09:51	9,12	0,034	1,3
Seternasen	21.09.2018	12:30	9,48	0,029	1,4
Stasjon 1	21.09.2018	12:58	9,55	0,031	1,3
Lågåsbekken fiskekar	21.09.2018	13:02	9,29	0,035	1,2
Lågåsbekken oppstrøms	21.09.2018	13:12	9,22	0,035	1,2
Stasjon 2	21.09.2018	14:25	9,50	0,034	1,2
Stasjon 3	22.09.2018	09:45	8,49	0,035	2,0
Stasjon 2	22.09.2018	11:55	8,91	0,033	1,7
Lågåsbekken oppstrøms	22.09.2018	12:00	8,67	0,032	2,0
Lågåsbekken fiskekar	22.09.2018	12:06	8,65	0,033	1,6
Stasjon 1	22.09.2018	12:09	8,87	0,029	2,1
Seternasen	22.09.2018	12:45	8,80	0,030	1,9

Tabell 9. pH målinger gjennom forsøket

Stasjons-ID	Dato	Tid	pH
Lågåsbekken oppstrøms	14.09.2018		6,71
Seternasen	14.09.2018		6,57
Seternasen	15.09.2018	15:00	6,22
Lågåsbekken i elv	15.09.2018		6,51
Seternasen	16.09.2018	17:30	5,78
Stasjon 1	16.09.2018	17:30	5,80
Stasjon 2	16.09.2018	17:30	5,80
Stasjon 3	16.09.2018	17:30	5,83
Lågåsbekken i elv	17.09.2018	15:00	6,57
Lågåsbekken oppstrøms	17.09.2018	15:00	6,63
Påfriskstasjon i elv	17.09.2018	15:00	6,40
Seternasen	17.09.2018	15:00	6,34
Stasjon 1	17.09.2018	15:00	6,35
Stasjon 2	17.09.2018	15:00	6,26

Lågåsbekken fiskekar	18.09.2018	10:30	6,61
Lågåsbekken oppstrøms	18.09.2018	10:30	6,66
Påfriskstasjon i elv	18.09.2018	10:30	6,44
Seternasen	18.09.2018	10:30	6,30
Stasjon 1	18.09.2018	10:30	6,31
Stasjon 2	18.09.2018	10:30	6,40
Stasjon 3	18.09.2018	10:30	6,50
Fallhølen	19.09.2018	11:40	6,49
Lågåsbekken fiskekar	19.09.2018	11:40	6,66
Lågåsbekken oppstrøms	19.09.2018	11:40	6,65
Påfriskstasjon i elv	19.09.2018	11:40	6,45
Seternasen	19.09.2018	11:40	6,41
Stasjon 1	19.09.2018	11:40	6,50
Stasjon 2	19.09.2018	11:40	6,42
Stasjon 3	19.09.2018	11:40	6,49
Seternasen	20.09.2018	12:00	6,41
Lågåsbekken fiskekar	20.09.2018	12:00	6,48
Lågåsbekken oppstrøms	20.09.2018	12:00	6,49
Lågåsbekken oppstrøms	20.09.2018	18:45	6,72
Påfriskstasjon i elv	20.09.2018	12:00	6,47
Seternasen	20.09.2018	20:00	6,94
Stasjon 1	20.09.2018	12:00	6,47
Stasjon 2	20.09.2018	12:00	6,39
Stasjon 3	20.09.2018	12:00	6,48
Fallhølen	21.09.2018	10:40	6,41
Lågåsbekken fiskekar	21.09.2018	10:40	6,54
Lågåsbekken oppstrøms	21.09.2018	10:40	6,73
Påfriskstasjon i elv	21.09.2018	10:40	6,43
Seternasen	21.09.2018	10:40	6,39
Stasjon 1	21.09.2018	10:40	6,45
Stasjon 2	21.09.2018	10:40	6,40
Stasjon 3	21.09.2018	10:40	6,47
Istad kraft	22.09.2018	10:30	6,57
Istad kraft	22.09.2018	15:00	6,54
Lågåsbekken fiskekar	22.09.2018	10:30	6,34
Lågåsbekken fiskekar	22.09.2018	14:30	6,33
Lågåsbekken oppstrøms	22.09.2018	10:30	6,32
Lågåsbekken oppstrøms	22.09.2018	14:30	6,30
Påfriskstasjon i elv	22.09.2018	10:30	6,25
Seternasen	22.09.2018	10:30	6,23
Seternasen	22.09.2018	14:30	6,17
Stasjon 1	22.09.2018	10:30	6,29
Stasjon 1	22.09.2018	14:30	6,32

Stasjon 2	22.09.2018	10:30	6,28
Stasjon 3	22.09.2018	10:30	6,28
Åndalsbrua	22.09.2018	10:30	6,38
Åndalsbrua	22.09.2018	14:50	6,75
Istad kraft	23.09.2018	15:55	6,62
Lågåsbekken oppstrøms	23.09.2018	15:30	6,56
Seternasen	23.09.2018	15:20	6,23
Åndalsbrua	23.09.2018	15:44	6,37

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 • post@niva.no