

**Behandling med
aluminiumsulfat (ALS)
mot lakseparasitten
Gyrodactylus salaris i
Steinkjervassdraget**



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Behandling med aluminiumsulfat (AIS) mot lakseparasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> i Steinkjervassdraget.	Løpenr. (for bestilling) 5577-2008	Dato 2008-06-26
	Prosjektnr. Undernr. O-26204/O-28111	Sider Pris 32
Forfatter(e) Anders Gjørwad Hagen, Atle Rustadbakken, Rolf Høgberget, Sigurd Hytterød ¹ , Arne Jørgen Kjøsnes og Atle Hindar	Fagområde Gyrobekledning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Nord-Trøndelag	Trykket CopyCat

¹Veterinærinstituttet, seksjon for parasittologi

Oppdragsgiver(e) Veterinærinstituttet, seksjon for miljø- og smittetiltak	Oppdragsreferanse
--	-------------------

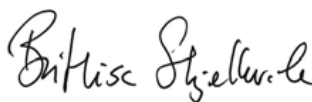
Sammendrag

Kjemisk behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (gyro) i Steinkjervassdraget ble gjennomført i august 2007 med aluminiumsulfat (AIS) som hovedkjemikalium. Begrensede mengder rotenon ble brukt i stillestående vann og mindre vannforekomster der det ikke var hensiktsmessig å bruke AIS. Denne rapporten omhandler kun AIS-behandlingen. Behandlingen kom i gang 19. august, men ble avbrutt 26. august. Det ble dermed ikke oppnådd ønsket vannkemi i tilstrekkelig lang tid for utryddelse av parasitten. Årsaken til avbruddet var at vannføringen ble langt høyere enn den på forhånd definerte grense for behandlingsskapasitet. I tillegg ble det avdekket uforutsett materialsvikt på pumpe-slanger som førte til driftsproblemer. Værprognosene for perioden etter behandlingsavbrudd tilsa fortsatt høy vannføring. Videre behandling ble derfor avlyst. På dette tidspunktet hadde behandlingen gitt tilfredsstillende vannkemi (pH<6,0 og Al₃> 35 µg/l) i kun 2-5 dager. Under denne behandlingen ble proporsjonalbånd-integralvirkning (PI)-styring av syredosering med pH som styringsparameter brukt for første gang ved fullskala AIS behandling mot *G. salaris*. Ved neste behandling med kombinasjonsmetoden i Steinkjervassdagene anbefales at kjemikaliekapasiteten økes og at en går vekk fra bruk av 96 % svovelsyre inntil tilfredsstillende slangekvaliteter for doseringspumper evt. blir funnet.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. <i>Gyrodactylus salaris</i>	1. <i>Gyrodactylus salaris</i>
2. Laks	2. Atlantic Salmon
3. AIS-behandling	3. AIS treatment
4. Vassdrag	4. River



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 978-82-577-5312-2



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Behandling med aluminiumsulfat (AlS) mot
lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i
Steinkjervassdraget**

Forord

NIVA har på oppdrag fra Veterinærinstituttet (VI), Seksjon for miljø og smittetiltak, planlagt og utført kjemisk behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Steinkjervassdraget. Tiltakshaver har vært Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Behandlingen med aluminiumsulfat (AIS) ble utført i august 2007.

VI's feltansvarlige og kontaktperson under behandlingen var Kari Tønset Guttvik.

Under AIS-behandlingen var Anders Gjørwad Hagen og Atle Rustadbakken feltansvarlige. Arne Jørgen Kjøsnes og Rolf Høgberget hadde delansvar for hhv. logistikk og pH-styring/dosering og elektronikk, mens Normann Olsen (eget firma) hadde ansvar for pumper/slanger. Sigurd Hytterød ved VI, Seksjon for parasittologi, deltok under planlegging og gjennomføring av AIS-behandling. Følgende personer var innleid og deltok med forskjellige oppgaver under behandlingen: Håvard Wist transporterte doseringsutstyr og bidro med generell informasjon og hjelp på oppdrag fra NIVA. Videre bidro Espen Lund, Henning Urke, Jarle Håvardstun, Marte-Lise Søvik, Sigrid Haande, Sigurd Øxnevad, Theodor Norendal, Tor Eriksen, Torstein Kristensen og Øyvind Solem med ulike typer feltarbeid. Alle takkes for god innsats.

Takk også til regulant i Byaelva A.S. Helge-Rein-By Brug, som holdt vannføringen konstant på ønsket nivå gjennom behandlingen.

Oslo/Grimstad, 26. juni 2008

*Atle Hindar,
prosjektleder*

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
1.2 Målsetting med behandlingen	7
1.3 AIS-metoden	7
2. Materialer og metoder	9
2.1 Hydrologi og vannkjemi	9
2.2 Gjennomføring	12
2.3 Kjemikalietilsetting	12
2.4 Kjemikalieologistikk	13
2.5 Prøvetaking og vannkemianalyser	14
2.6 Vannføring	16
2.7 Fisk og <i>G. salaris</i> -infeksjon	16
2.8 HMS-forhold	16
3. Resultater	16
3.1 Vannføring	16
3.2 Kjemikalieforbruk	17
3.3 Dosering og pH-styring	18
3.3.1 Rølla	18
3.3.2 Støa	19
3.3.3 Limrisenget	20
3.3.4 Brandsegg	20
3.3.5 Ognabrua	22
3.3.6 Figga	23
3.4 Vannkjemi	25
3.5 Tekniske problemer	29
3.6 HMS og tekniske avvik	29
4. Diskusjon	30
5. Konklusjon	32
6. Referanser	33

Sammendrag

Kjemisk behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (gyro) i Steinkjervassdraget ble gjennomført i august 2007 med aluminiumsulfat (AIS) som hovedkjemikalium. Begrensede mengder rotenon ble brukt i stillestående vann og mindre vannforekomster der det ikke var hensiktsmessig å bruke AIS. Denne rapporten omhandler kun AIS-behandlingen. Behandlingen kom i gang 19. august, men ble avbrutt 26. august. Det ble dermed ikke oppnådd ønsket vannkjemi i tilstrekkelig lang tid for utryddelse av parasitten. Årsaken til avbruddet var at vannføringen ble langt høyere enn den på forhånd definerte grense for behandlingskapasitet. I tillegg ble det avdekket uforutsett materialsvikt på pumpe-slanger som førte til driftsproblemer. Værprognosene for perioden etter behandlingsavbrudd tilsa fortsatt høy vannføring. Videre behandling ble derfor avlyst. På dette tidspunktet hadde behandlingen gitt tilfredsstillende vannkjemi ($\text{pH} < 6,0$ og $\text{Al}_i > 35 \mu\text{g/l}$) i kun 2-5 dager. Under denne behandlingen ble proporsjonalbånd-integralvirkning (PI)-styring av syredosering med pH som styringsparameter brukt for første gang ved fullskala behandling mot gyro. Ved neste behandling med kombinasjonsmetoden i Steinkjervassdraget anbefales at kjemikaliekapasiteten økes og at en går vekk fra bruk av 96 % svovelsyre inntil tilfredsstillende slangekvaliteter for doseringspumper evt. blir funnet.

Summary

Title: Treatment against the salmon parasite *Gyrodactylus salaris* with use of aluminium-sulphate in the rivers Steinkjervassdraget.

Year: 2008

Author: Anders Gjørwad Hagen, Atle Rustadbakken, Rolf Høgberget, Sigurd Hytterød, Arne Jørgen Kjøsnes and Atle Hindar

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 928 82-577-5312-2

Aluminium sulphate was used in an attempt to reduce the infection of the salmon parasite *Gyrodactylus salaris* in Steinkjervassdraget in Nord- Trøndelag County, Norway. Limited amounts of rotenone were used in still waters and other small water-bodies where treatment with AIS was inappropriate. This report is based on the AIS-treatment. The treatment was scheduled for two weeks in August 2007. However, due to higher water flow than the defined capacity of treatment and also due to insufficient quality of tubes in the pump housings, the treatment was stopped. The treatment was later cancelled due to unfavourable water discharge forecasts. At this time the treatment had been adequate for the eradication of *G. salaris* ($\text{pH} < 6.0$ and $\text{Al}_i > 35 \mu\text{g/l}$) for only 2-5 days. A proportional-integral (PI) dose-regulation system for sulphuric acid with pH as parameter was used for the first time in an eradication attempt for *G. salaris*. For the next treatment of these rivers it is recommended that the dosing capacity for chemicals is increased and that 96 % sulphuric acid should not be used until adequate tubing qualities for dosing units are found.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Steinkjervassdraget utgjøres av Snåsavassdraget/Byaelva og Ogna (som etter samløp det siste partiet mot sjøen kalles Steinkjerelva), samt Figga og Lundelva som munner ut i det samme sjøområdet henholdsvis en drøy kilometer lenger sør og 3 km lenger nord. I denne rapporten omtales alle samlet som Steinkjervassdraget.

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ble innført til Norge tidlig på 1970-tallet, og er i dag sett på som en av de største truslene mot atlantisk villaks (*Salmo salar*) (NOU 1999:9). Hittil har 46 norske vassdrag vært infisert av parasitten. I mange vassdrag har utryddelsestiltak vært vellykket, og i 2008 var *G. salaris* påvist i 24 norske laksevassdrag. I Steinkjervassdraget ble *G. salaris* påvist for første gang i 1980, trolig etter yngelutsetting i Figga (Johnsen og Jensen 1985). Vassdraget ble behandlet med CFT-Legumin (rotenon) i 1993 og deretter i 2001 og 2002, men *G. salaris* ble påvist etter begge omgangene med behandling. Dette skjedde også etter en smittebegrensende behandling med samme stoff i 2005, men da oppstrøms behandlingsområdet i Ogna.

I slutten av august i 2006 ble det gjennomført en smittereduserende behandling med aluminiumsulfat (AIS) som hovedkjemikalium (Kjøsnes m.fl. 2007). I tillegg ble det brukt CFT-Legumin i mindre, stillestående vannforekomster og bekkesig, der det ikke var hensiktsmessig å bruke AIS. Vandringshindre ble oppgitt å være henholdsvis stengt fisketrapp i Støafossen i Ogna, kraftverket (fossen) i Byaelva og fiskesperra ved Lø i Figga (Veso-Notat, 2006). Det er også etablert fiskesperrer i enkelte sidebekker til Ogna i forbindelse med tidligere rotenonbehandlinger. Noen av disse sperrene var fortsatt funksjonelle og fungerte som vandringshindre. Hovedelven i Ogna, Byaelva og Figga hadde dermed i 2006 og 2007 lakseførende strekninger på hhv. 18, 5 og 2 km. Anadrom strekning ble behandlet fra vandringshindre og ned til sjøen. Behandlingen i 2006 var første trinn i en behandling som skulle repeteres to ganger. I etterkant av behandlingen i 2006 ble det ikke påvist *G. salaris* i Figga, Ogna eller Byaelva. Rett før behandlingen i 2007 ble det imidlertid parasitten påvist i Rølla, og ved Hornemann og Ogna bru i Ogna. Mye tyder likevel på at behandlingen i 2006 hadde en god behandlingseffekt mot infeksjonen av *G. salaris*.

I 2007 var det planlagt å utføre en fullbehandling med AIS og CFT-legumin som neste trinn i den totale behandlingen.

1.2 Målsetting med behandlingen

Det ble fra planleggingsgruppen anbefalt å gjennomføre to fullskala behandlinger av de aktuelle vassdragene i regionen, enten med to behandlinger i 2007, eller en i 2007 og en i 2008.

Målet med de to behandlingene som var planlagt i Steinkjervassdraget i 2007 (og eventuelt 2008) var:

1. Stoppe videre spredning av *G. salaris*
2. Utrydde *G. salaris* fra smitteregionen

1.3 AIS-metoden

Det har lenge vært kjent at aluminium (Al) løst i vann har effekt på lakseparasitten *G. salaris* (Soleng m. fl. 1999, Poléo m. fl. 2004a). At denne effekten er betydelig sterkere på parasitten enn på atlantisk laks (*Salmo salar*) (Soleng m. fl. 1999, Poléo m. fl. 2004b), gjør Al til et potensielt middel i kampen

mot *G. salaris*. Lovende resultater fra laboratorieforsøk ledet til storskala forsøk i Batnfjordselva, Møre og Romsdal i 2003 (Lydersen m. fl. 2004). Forsøket viste at Al hadde ønsket virkning på parasitten, også når det ble tilsatt elvevann i stor skala. Det ble også observert viktige sammenhenger mellom Al-konsentrasjon, vannets surhetsgrad og eksponeringstid. Året etter, i 2004, ble forsøket utvidet fra kun behandling i øvre deler av elva med ett doseringsanlegg, til behandling av hele vassdraget. Gjennom videre utvikling og utprøving i større vassdrag (Pettersen m. fl. 2007, Kjøsnes m. fl. 2007) har AIS-metoden i kombinasjon med begrenset bruk av CFT-Legumin utviklet seg til å bli hovedmetode i kampen mot *G. salaris*. Fiskesperrer inngår også som en del av behandlingsstrategien.

Visse forutsetninger må imidlertid være på plass for at det skal lykkes å utrydde parasitten fra et vassdrag ved tilsetning av kjemikalier. Alt vann i et vassdrag der det kan finnes *G. salaris*-infisert fisk, må tilsettes syre og Al slik at pH senkes og vannet inneholder en bestemt Al-konsentrasjon over en gitt tidsperiode. Denne Al-konsentrasjonen kan variere fra elv til elv og er avhengig av vannkvaliteten. I Steinkjervassdraget ble hensiktsmessig nivå for lavmolekylært uorganisk aluminium (Al_i) vurdert til å være 35-80 µg Al/L.

Doseringsteknikkene som brukes ved AIS-behandling er basert på teknikk for kjemikalietilsetning i forsurede vassdrag (kalking). AIS tilsettes i forhold til vannføring, mens pH brukes som styringsparameter for svovelsyretilsetning. Dette er avgjørende for at elvevannet skal få en kjemisk sammensetning som fjerner *G. salaris* fra laks. For svak tilsetning vil ikke gi tilstrekkelig behandling, mens for kraftig dosering kan føre til skade på fisk og annen akvatisk fauna.

Vannføringsproporsjonal dosering er ressurskrevende, spesielt hvis alle små bekkesig skal behandles med AIS. Derfor doseres AIS med fast dose i enkelte mindre bekker. I tillegg benyttes CFT-Legumin (rotenon) i perifere vannforekomster der det kan tenkes å finnes fisk og vannmengden ikke vil bidra til fortykning av behandlingkjemien i hovedelven. Virkningen av Al er tidsbegrenset og effekten på parasitten vil dø ut hvis vann avsnøres og blir stillestående som følge av vannføringsendringer. I slike avsnørte dammer brukes også CFT-Legumin for å forhindre at det skal oppstå refugium der parasitten kan overleve behandlingen. Denne måten å kombinere bruk av AIS og CFT-legumin ble gjennomført allerede i Batnfjordselva i 2004, og er benyttet ved alle påfølgende behandlinger, inklusiv behandlingene i Steinkjervassdraget i 2006 og 2007.

Det er kjent gjennom forskning på effektene av sur nedbør at laks, og da særlig smolt, kan skades av lav pH og forhøyet aluminiumskonsentrasjon (Poléo og Muniz 1993). Under behandlingen av Lærdalselva ble det også observert at hos både laks og sjørret (*Salmo trutta*) er voksne individer betydelig mer følsomme for Al enn yngel og ungfisk (Pettersen m. fl. 2007). I tillegg kan andre forsuringfølsomme organismer skades. I forbindelse med de tidligere behandlingene i Batnfjordselva, Lærdalselva og Steinkjervassdraget, ble det registrert endringer i invertebratfaunaen (Bongard 2005, Halvorsen og Heegaard 2007, Kjærstad og Arnekleiv 2007). Etter Al-behandlingen i Steinkjervassdraget i 2006, var de fleste artene reetablert etter 16-17 dagers behandling. I Steinkjervassdraget ble det i tillegg til arter som er sjeldne både nasjonalt og regionalt, også påvist flere rødlistearter. Ingen av disse artene ble av LFI registrert som negativt påvirket av behandlingen. Sammenligninger gjort på samme tid på året og under nesten identiske vannførings- og temperaturforhold av de kjemiske behandlingene i Steinkjervassdraget i 2002 (rotenon) og i 2006 (Kombinasjonsmetode med AIS som hovedkjemikalium), tyder på at Al-behandling er mer skånsom for bunndyr enn rotenon (Kjærstad & Arnekleiv 2007).

AIS-metoden er i stadig utvikling og det jobbes blant annet med forbedring av doseringsteknologien. I 2007 ble det utviklet utstyr for å regulere syretilsetning med pH som styringsparameter (Høgberget 2008). Det forventes at teknikken vil gi bedre kontroll på surhetsgraden under behandling, og at den vil gjøre det mulig å holde pH på et stabilt nivå gjennom hele behandlingsperioden. Ved å forhindre episodisk lave pH-verdier, som har vært observert i forbindelse med oppstart av kjemikalietilsetning og ved store vannføringsendringer, kan uønskede effekter på akvatisk fauna reduseres.

2. Materialer og metoder

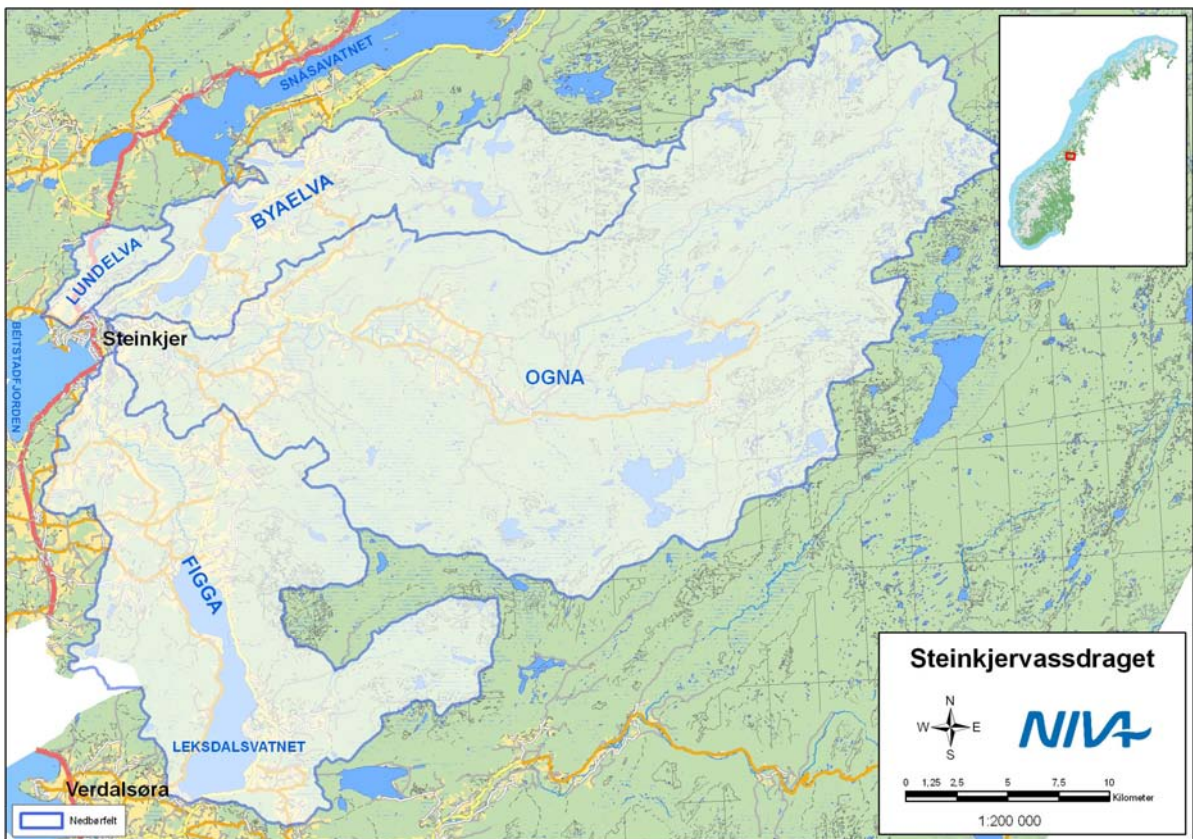
2.1 Hydrologi og vannkjemi

Steinkjervassdraget munner ut i Beitstadfjorden innerst i Trondheimsfjorden i Nord-Trøndelag (**Figur 1** og **Figur 2**). Ognas nedbørfelt er 573 km² og spesifikk avrenning 31,3 l/s/km². Figgas nedbørfelt er 282 km² og spesifikk avrenning er også her 31,3 l/s/km². Middelvannføringen er dermed hhv. 19,8 m³/s og 8,8 m³/s. Snåsavassdraget, med det regulerte Snåsavatnet og Byaelva nederst, til samløpet med Ogna, er 1568 km² (www.nve.no).

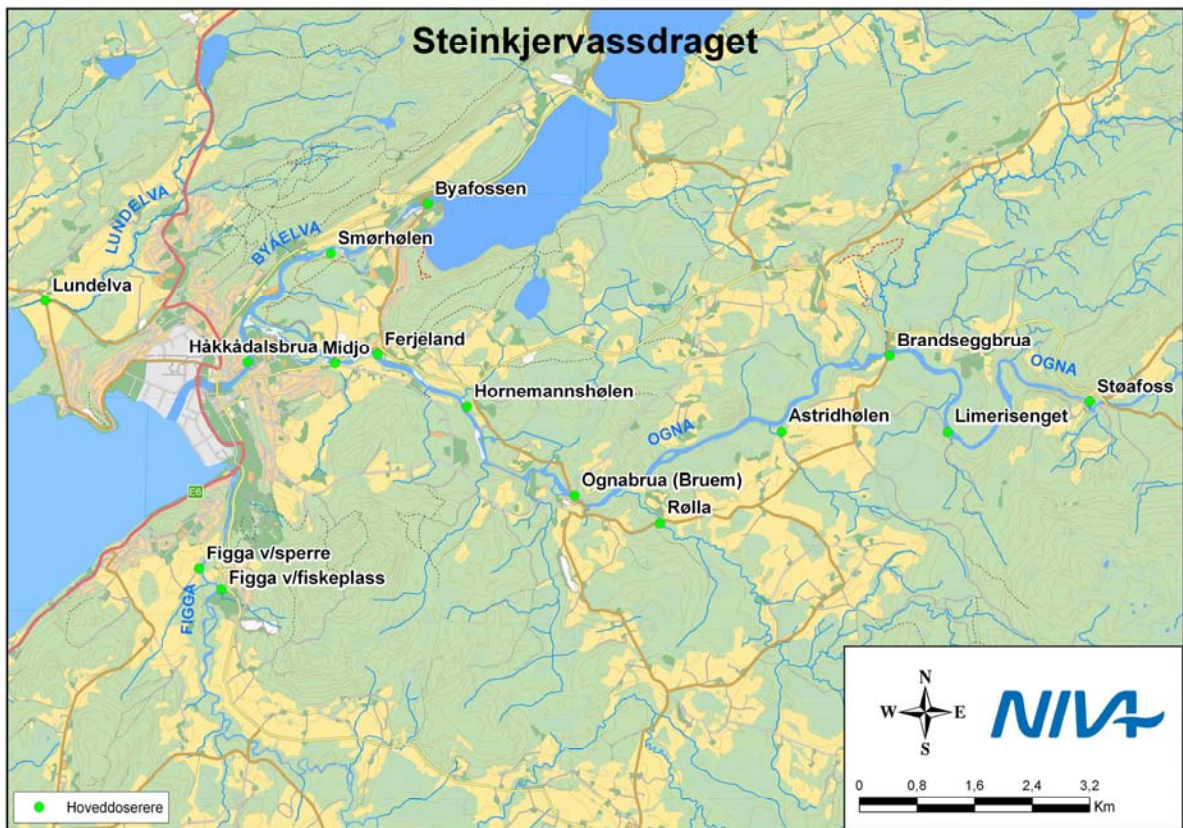
Øvre vannføringsgrense for behandling med AIS var på forhånd satt til 20 m³/s for Ogna og 5,0 m³/s for Figga. Byaelva skulle etter avtale med regulant behandles ved 10 m³/s.

Vannkjemiske data fra 2006 og 2007 (**Tabell 1**) viser at hovedvassdraget har pH i området 7,2-7,8 og stor bufferevne, med alkalitet (Alk-E) fra 200 og opp mot 500 µekv/l. I enkelte sidebekker og mindre elver (Lundelva) kan alkaliteten bli så høy som 2700 µekv/l. Høy alkalitet skyldes mye kalkstoffer i berggrunnen. Vassdraget kan også ha et betydelig innhold av løst organisk stoff, med konsentrasjoner av total organisk karbon (TOC) på 1,5 til 7,7 mg/l. Vassdraget ligger nær kysten og er noe til betydelig sjøsaltpåvirket, med kloridkonsentrasjoner fra 3,4 og opp til 15 mg/l.

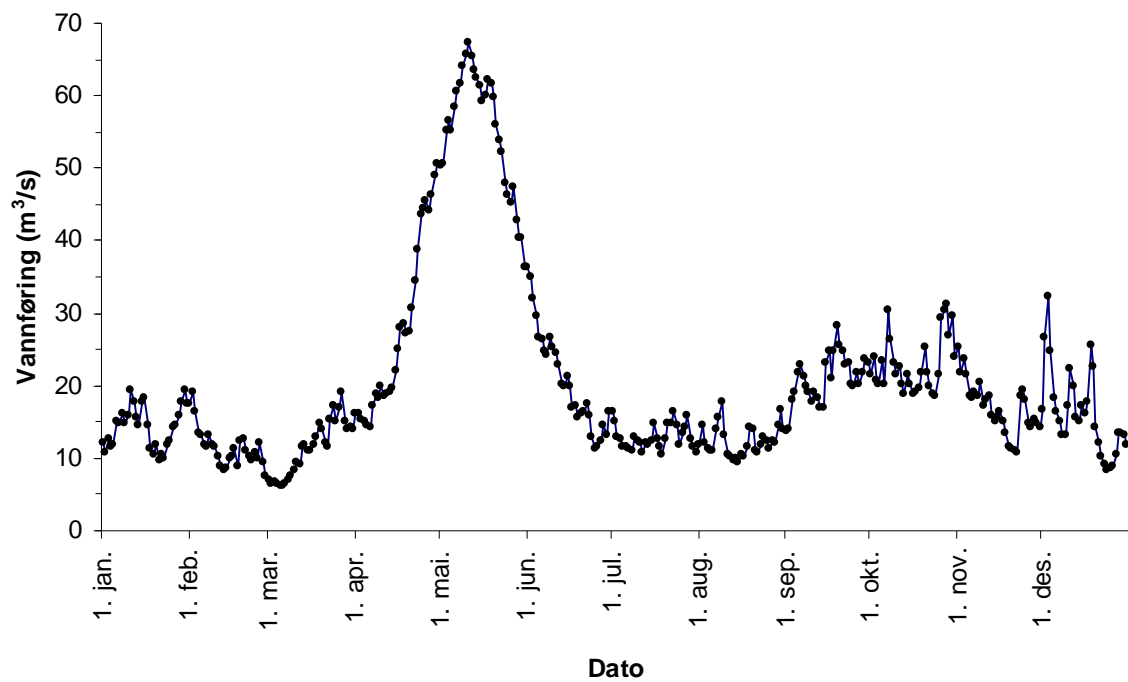
Det er stor vannkemisk variasjon, både mellom vassdraget, og internt i Ogna (basert på få data). Prøver tatt om sommeren har en tendens til å underestimere TOC, som kan øke betydelig ved flom. Dette ville trolig gjøre seg spesielt gjeldende i Ogna med betydelige myrområder i nedbørfeltet. Figga og Byaelva har den mest stabile vannkjemien, trolig pga hhv Leksdalsvatnets og Snåsavatnets utjevne evne.



Figur 1. Steinkjervassdraget ligger øst for Beitstadfjorden i Nord-Trøndelag. Figuren viser nedbørsfelter for de ulike elvene.



Figur 2. Steinkjervassdraget består av Byaelva, Ognabrua, Figga og Lundelva. Hoveddoseringspunkter er inntegnet.



Figur 3. Vannføring ved Støafoss. Flerårsmiddel 1.1.1970 – 31.12.2003

Tabell 1. Vannkjemi før behandling i 2006 og 2007.

Lokalitet	Provedato	pH	KOND mS/m	Alk-E µekv/l	TURB860 FNU	Tot-N/L µg/L N	NO ₃ -N µg/L N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAL µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l
Byafossen	07.07.2006	7,25	4,45	197		245	96	3,9	5,02	1,59	19	8	11	4,49	0,40	0,70	3,03
Figga	07.07.2006	7,49	7,47	372		490	145	5,1	7,11	3,24	16	<5		7,77	1,00	1,31	4,49
Ogna, Rølla	07.07.2006	7,50	7,45	470		460	350	1,6	5,21	1,69	29	12	17	9,3	0,83	0,93	3,72
Ogna, Støafossen	07.07.2006	7,36	4,80	304		255	46	3,8	3,41	1,37	8	<5		5,3	0,41	0,91	2,50
Steinkjerelva	07.07.2006	7,53	6,43	416		265	41	4,0	4,26	2,11	10	<5		7,62	0,69	1,2	3,22
Lundselva	07.07.2006	7,96	26,3	1894		860	420	4,5	14,9	11,4	24	9	15	36,1	2,72	3,95	9,96
Figga, sperra	28.06.2007	7,43		358	4,97			4,4									
Ogna, Rølla	28.06.2007	7,75		693	1,89			5,2									
Ogna, Storaugla	28.06.2007	7,64		1129	7,01			7,5									
Ogna, Stordalselva	28.06.2007	7,71		1603	11,0			7,7									
Ogna, Ferjeland	28.06.2007	7,59		446	1,00			1,9									
Lundselva	28.06.2007	7,86		2647	5,01			4,3									

2.2 Gjennomføring

Behandlingen ble startet 19. august i Ogna og Byaelva, og 20. august i Figga. Behandlingen ble avbrutt 26. august som følge av at vannføringen ble større en den på forhånd definerte grensen for behandling. Vær- og vannføringsprognosene for de påfølgende dagene tilsa mer regn og en vannføring som var for høy til at fortsatt behandling var mulig. Kombinert med utstyrsvikt og stort arbeidspress på kjernepersonell over lang tid førte dette til at videre behandling ble avlyst. Vedtaket ble fattet av prosjektets styringsgruppe 28. august 2007.

2.3 Kjemikalietilsetting

Tidligere har NIVA, i samarbeid med Azko Chemical AS, utviklet elvedoseringsutstyr for dosering av vannglass (SiO₂). Dette har NIVA senere videreutviklet til et system for dosering av flytende kjemikalier med mobile enheter. Enhetene består av 20 m³ containere der alt doseringsutstyr er innbygd og avlåst av HMS-hensyn. Doseringsutstyret består av lagringstank for ca 10 m³ med kjemikalier, doseringspumpe og elektroskap med utstyr for bearbeiding av inn- og utgående signaler (fast dosering/vannføringsstyring/pH-styring). Containerne fungerer også som Faradaybur, og er derfor godt beskyttet mot tordenvær. Disse systemene brukes i de største vannveiene. I mindre vannveier doseres det ved hjelp av mindre anlegg (IBC-containerer, 1 m³). Doseringen ved disse anleggene foregår ved hjelp av batteridrevne pumper eller naturlig fall med reduksjonsventil.

Doseringsteknikken for AIS-dosering er i konstant utvikling, og det ble benyttet separat syredosering i tillegg til AIS-dosering under behandlingen i 2007. Denne teknikken bygger på PI-regulering (P = proporsjonalbånd, I = integrasjonstid) av pH og styring etter en gitt mål-pH nedstrøms doseringen (Høgberget 2008). Systemet baserer seg på bruk av et utvalg komponenter som sammen gir store muligheter for løpende datadistribusjon og -lagring, samt alarm- og nødstoppp funksjoner. Øvrige doseringspunkter var vannføringsstyrt (som i 2006) eller manuelt justert (f.eks. i Byaelva hvor vannføring var konstant).

Kjemikalier ble tilsatt elva fra 4 nivåer:

NIVÅ I: Doserere i hovedelvene

Hvert av disse anleggene består av en eller flere containere med 10 m³ glassfibertanker for oppbevaring av AIS eller bare 96 % syre (24 m³ ståltank). Der det er flere containere/tanker med samme løsning, er det kun én av containerenhetene som inneholder doseringspumpe og elektronisk styringsenhet. Kjemikaliemengden som tilsettes vannet, styres etter vannføringen eller pH i elva på det aktuelle stedet. Anleggene seriekobles slik at de kan opereres som én enhet. Anleggene markert med fete typer var plassert øverst i vassdraget, mens de andre anleggene er påfriskningsstasjoner.

Plassering av anleggene på NIVÅ I, (**Figur 1**):

- 1. Byaelva ved Byafossen (inkl klekkeriet). AIS og 30 % / 96 % syre**
2. Byaelva ved Smørhølen. AIS.
3. Steinkjerelva ovenfor Håkkådalsbrua. AIS.
- 4. Ogn oppstrøms Støafossen. AIS og 96 % syre.**
5. Ogn på Limrisenget. AIS.
6. Ogn ved Brandseggbrua. AIS.
7. Ogn ved Astridhølen. AIS.
8. Ogn ved Ogn dalsbrua. AIS.
9. Ogn ved Hornemann. AIS.
10. Ogn ved Fergeland. AIS.
11. Ogn ved Midjobrua. AIS.
- 12. Figga ved handicapfiskeplass. AIS og 30 % syre.**
13. Figga ved sperre. AIS.
- 14. Lundelva v/fiskesperra. AIS.**

NIVÅ II: Doserere i sideelver og store sidebekker

10 m³ containeranlegg eller IBC-anlegg. Det ble benyttet flere IBC-containere på 1 m³ i 2007 enn under behandlingen i 2006. Nye IBC'er ble kjøpt inn for å ha kapasitet til å dekke hele behandlingsområdet.

Plassering av 10 m³-anleggene i NIVÅ II, (**Figur 2**):

- 1. Ogn/Rølla ovenfor fossen i Rølla. AIS og 30 % syre. pH-styrt.**

NIVÅ III: Doserere i middels store sidebekker

Disse anleggene består av en eller flere IBC'er, med eller uten doseringspumpe og elektronisk enhet for vannføringsproporsjonal dosering.

NIVÅ IV: Doserere i små sidebekker og vannsig.

Disse anleggene består av en eller flere IBC'er, med enkle pumper som ikke er vannføringsproporsjonalt styrt.

2.4 Kjemikalielogistikk

I Steinkjervassdraget kan humuskonsentrasjonen være over 5 mg C/l, dvs. forholdsvis høy (**Tabell 1**). Aluminium bindes og inaktiveres lett av humus. Dette betyr at det må tilsettes mer aluminium for å oppnå akseptabel konsentrasjon av virksomt aluminium enn det som er tilfelle i vann med lav humuskonsentrasjon. En inndosert Al-konsentrasjon på 150 µg Al/L ble valgt for å ta høyde for disse faktorene. Høy alkalitet og høy konsentrasjon av humus i vannet førte til at forholdsvis høye kjemikaliedoser ble lagt til grunn ved beregningen av kjemikalieforbruk.

Byaelva er regulert (dam i utløp Snåsavatnet; reg.høyde 1,4 m), og det ble avtalt at vannføring skulle være 10 m³/s gjennom Byafossen kraftverk i behandlingsperioden. Maksimal behandlingseffektivitet i Ogn ble anslått til en vannføring på 20 m³/s. I korte perioder skulle det også kunne behandles på vannføring noe over dette, vurdert ut fra pumpekapasitet. Nedre grense ble satt ved 2-3 m³/s på bakgrunn av erfaringer fra 2006. Lav vannføring medførte at elvesubstratet fungerte som en kraftig buffer og slik at effekten av Al døde ut raskt på grunn av høy temperatur og lav vannhastighet. Maksimal behandlingseffektivitet i Figga ble beregnet til en vannføring på 5 m³/s. Denne kapasitetsgrensen kan synes lav i og med at dette kun er en firedel av kapasitetsgrensen i Ogn, og at

nedbørfeltet er halvparten så stort. Begrenset lagerkapasitet for doseringsløsningene på lokaliteten er årsaken til kapasitetsgrensen. Vannføringsendringer blir imidlertid betydelig forsinket i det 20 km² store Leksdalsvatnet (**Figur 1**) oppstrøms fiskesperra. Det ble også antatt at behandlingsskapasiteten i Ogna uansett ville være styrende for et eventuelt behandlingsstopp.

Kombinasjonen av høy alkalitet og vannføringer på 10 m³/s i Byaelva og opp mot 20 m³/s i Ogna var også bakgrunnen for valget av konsentrert svovelsyre. Dette reduserte kjemikaliemengdene og behovet for lager- og doseringskapasitet betraktelig.

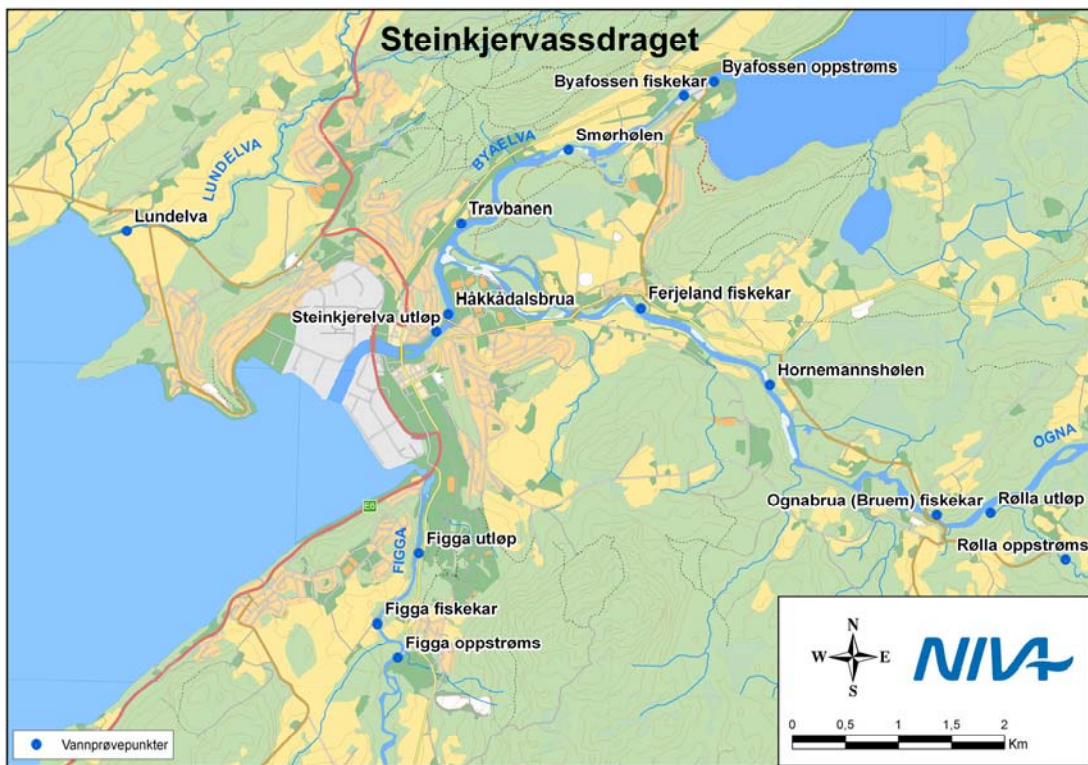
Det ble dosert ut kjemikalier fra til sammen 15 hoveddoseringsanlegg i Ogna, Figga, Bya og Lundelva. I tillegg ble det dosert fra 46 IBC-stasjoner utplassert i små og store sidebekker til hovedelvene. Det ble tilsatt 96 % svovelsyre i Byafossen, både 96 % og 30 % i Støafossen og 30 % i Rølla, øverst i Figga og i Lundelva. Aluminium (i form av AIS) ble tilsatt fra egne anlegg på disse lokalitetene, mens det ved påfriskningsstasjonene nedover i vassdraget ble brukt AIS for vedlikehold av vannkjemien.

På de fleste stasjonene ble kjemikaliene utdosert fra perforerte slanger, strukket på tvers av elva. Antall- og dimensjon på perforeringene var tilpasset minste forventet utdoseringvolum på en slik måte at det til en hver tid skulle være et væsketrykk over alle perforeringene. Doseringpumpene som benyttes kan opparbeide et trykk på 2,0 kg på maks kapasitet. Et overløp i forbindelse med doseringsrøret sikret at trykket i systemet aldri kunne overstige 0,5 kg.

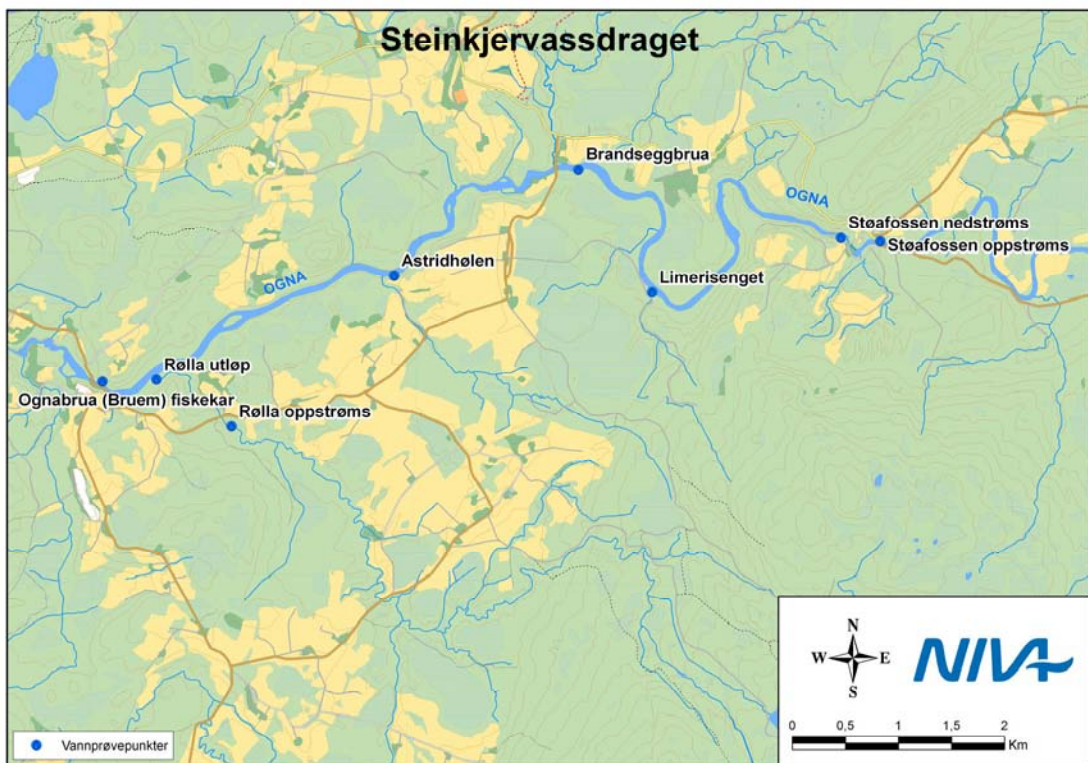
Denne nye logistikk-løsningen var en forbedring fra behandlingen i 2006, da vi erfarte problemer med å få god nok kjemikaliefordeling over elvas tverrsnitt.

2.5 Prøvetaking og vannkjemianalyser

I behandlingsperioden ble det daglig innhentet vannprøver for analyse av Al, pH og vanntemperatur ved NIVAs feltlaboratorium. Det ble samlet inn vannprøver fra Ogna, Bya, Figga og Lundelva (**Figur 4** og **Figur 5**). I tillegg ble det samlet inn vannprøver i forkant av behandlingen (28. juni) for en mer omfattende analyse av vannkjemien. Disse analysene ble utført på NIVAs akkrediterte laboratorium (Tabell 1).



Figur 4. Vannprøvepunkter i Byaelva, Figga, Lundelva og nedre del av Ogna



Figur 5. Vannprøvepunkter i øvre deler av Ogna

2.6 Vannføring

Vannføring i sidebekker med vannføringsproporsjonal dosering ble målt med en QTRACE-Basic System – Q0100100. Det ble gjort målinger ved ulike vannføringer, og vannivået ble relatert til et fast vannføringsmerke. Under behandlingen ble det mottatt vannføringsprognoser fra NVE daglig.

2.7 Fisk og *G. salaris*-infeksjon

Det ble plassert laksunger i kar ved lokalitetene Ognabrua, Ferjeland, Byaelva ved kraftverk og Figga ved sperre. Disse ble brukt som indikator på vannets giftighet under behandlingen. Ved Ognabrua og Ferjeland ble det utplassert fisk fra et område av Ogna der *G. salaris* var påvist på laksunger før behandlingen. Her fungerte fisken også som en indikator på behandlingens effekt på parasittinfeksjonen. Undersøkelser for infeksjon av *G. salaris* på fisken i fiskekar ble gjort ved Veterinærinstituttet, men kun etter at behandlingen var avsluttet.

2.8 HMS-forhold

I forbindelse med bruk av 96 % svovelsyre ble det sommeren 2007 utarbeidet en jobbsikkerhetsanalyse (JSA) ved NIVA. Målet med denne var å identifisere og evaluere risiko som ansatte i NIVA og andre involverte utsettes for under sine arbeidsaktiviteter i forbindelse med bruk av 96 % svovelsyre i felt. Det ble etablert prosedyrer for alle faser ved arbeidet og rutiner for melding og behandling av avvik. Vi valgte også å ta med risiko for alvorlige skader på miljø eller 3. person i umiddelbar nærhet til kjemikalietanker, pumper og transportslanger. Analysen ble avgrenset mot forhold som kjemikalieprodusent og -transportør har et klart ansvar for.

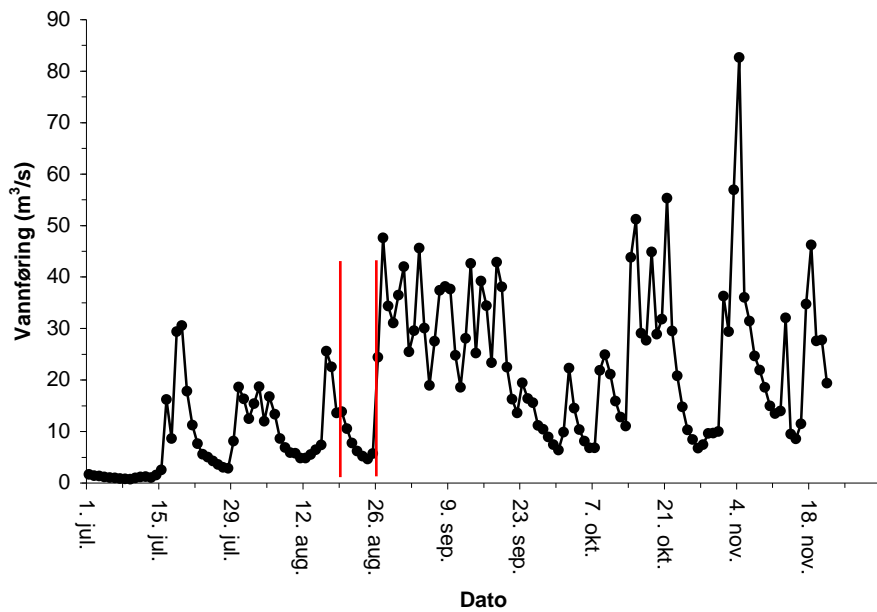
3. Resultater

3.1 Vannføring

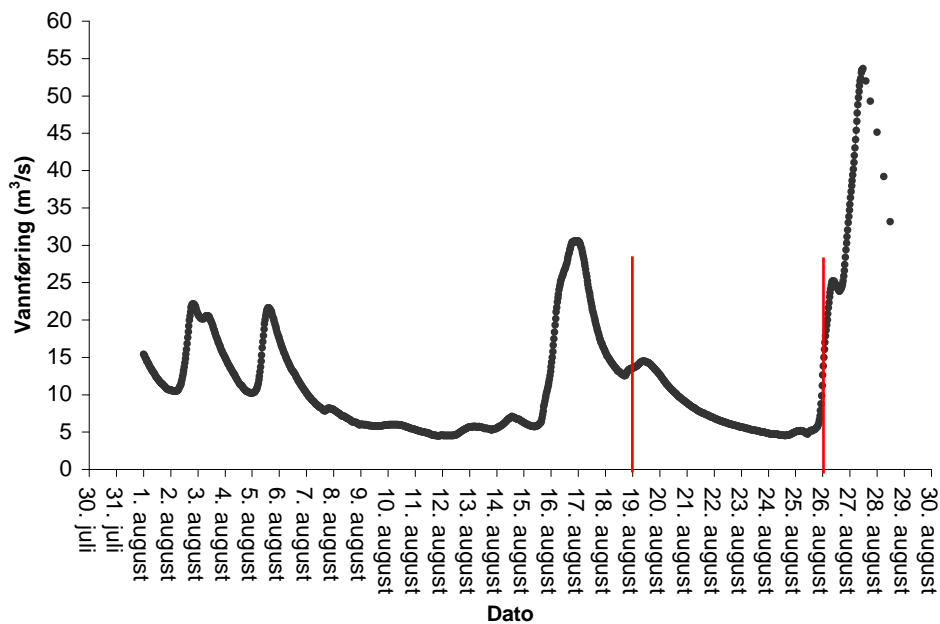
Vannføring i Ogna var 15 m³/s ved oppstart lørdag den 19. august. Vannføringen de påfølgende dagene fram mot den 25. august sank jevnt fra 15 og ned til 5 m³/s (Figur 7).

I uke 34 viste prognosene en forventet økende vannføring opp mot 20 m³/s for helga 25. og 26. august. Mot slutten av uke 34 ble disse prognosene justert opp, og i løpet av natta 25.-26. august økte vannføringen i Ogna fra 6 til 25 m³/s (Figur 6). Den 27. august kl. 11 ble vannføringen i Ogna (Støfossen) målt til 53 m³/s, noe som var nær det dobbelte av prognosene.

Vannføringsendringene i Figga er normalt mer dempet enn i Ogna, men i løpet av mandag 27. august økte også vannføringen i Figga sterkt, til om lag 5 m³/s.



Figur 6. Vannføring i Støafossen, Ognå i perioden juli-november 2007. Røde markeringer angir behandlingsperioden. Kilde: NVE.



Figur 7. Vannføring i Støafossen, Ognå under opprigging og behandling. Røde markeringer angir behandlingsperioden. Kilde: NVE.

3.2 Kjemikalieforbruk

Totalt ble det utdosert 110 tonn AIS-løsning med forskjellige konsentrasjoner av aluminium og syre, 206 tonn 30 % svovelsyre og 17 tonn 96 % svovelsyre. Totalt utslipp til elva i behandlingsperioden var derfor 2,1 tonn løst aluminium og 102,7 tonn syre omregnet til 96 % svovelsyre (**Tabell 2**).

Tabell 2. Oversikt over kjemikalieforbruk

Løsning	Tonn	Tilsvarende	
		Al (tonn)	96 % svovelsyre (tonn)
AIS	110	2,1	21,3
Svovelsyre 30 %	206	-	64,4
Svovelsyre 96 %	17	-	17

3.3 Dosering og pH-styring

Det ble montert anlegg for driftskontroll og pH-styring ved følgende steder:

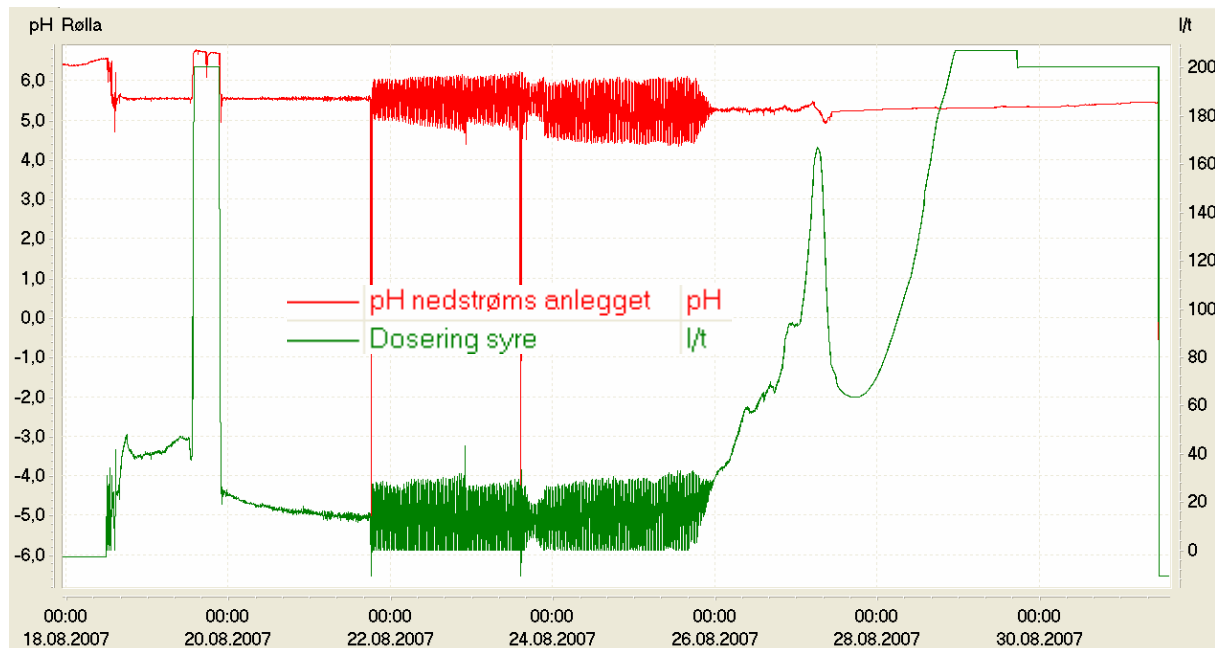
Ogna: Sidevassdraget Rølla, Støa, Limrisenget, Brandsegg, og Ogna bru

Figga: Figga v/handicapbrygge og nedstrøms fiskesperre

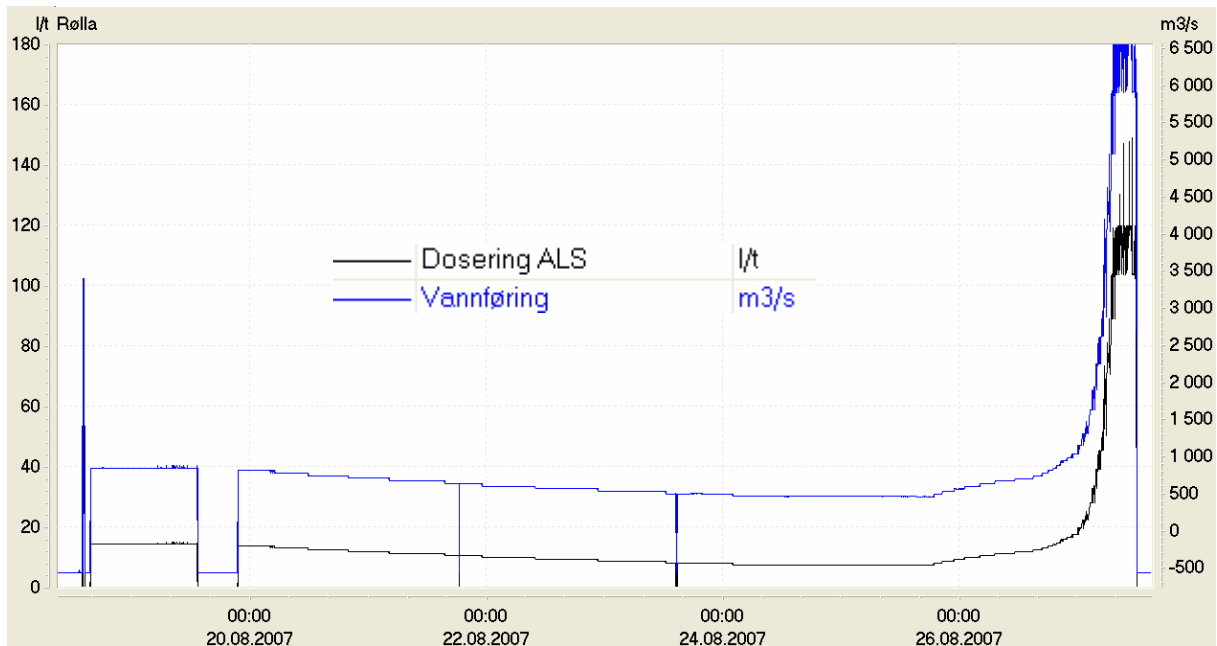
Her ble det målt pH oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegg, vannstand, AIS- og syredosering. Det ble logget data hvert 5 minutt. Data ble logget og lagret ved hvert doseringspunkt samt lagret i sentral database ved operasjonssentralen på Ogenes gård. Det ble etablert automatisk stopp ved alarmsituasjoner og automatisk varsling til vakttelefon. Stasjonen nedstrøms sperra i Figga fungerte bare som en overvåking av doseringen ved Figga handicapbrygge fordi doseringen ble avbrutt før det ble behov for dosering fra dette anlegget. Limrisenget fungerte også bare som en overvåkingsstasjon for doseringen ved Støa.

3.3.1 Rølla

Doseringen i Rølla ble startet på formiddagen den 18. august. Før doseringsstart var pH 6,5 (**Figur 8**). pH ble umiddelbart justert til målet på pH 5,5. AIS-doseringen ble startet et par timer seinere. Etter stopp i dosering to dager seinere sto anlegget stille i 8 timer mens skaden ble utbedret. Den automatiske justeringen av pH måtte da begynne fra grunnen av. Vannføringen var da blitt så lav (**Figur 9**) at dette tok for lang tid og doseringen ble ustabil fram til vannføringsøkning. Mange kulper og gode turbulensforhold nedstrøms pH-målepunktet utjevnet variasjonen slik at pH ble stabil lenger ned i elva.



Figur 8. pH nedstrøms Rølla doseringsanlegg og doseringssignalet for syredosering. Ustabil dosering som følge av for lang tilbakemeldingstid vises tydelig på figuren. 8 timers stopp i dosering 19. august vises som søyler for både pH og dosering. Ved flom i slutten av perioden gikk syredoseringen på full effekt (ca. 200 l/t).



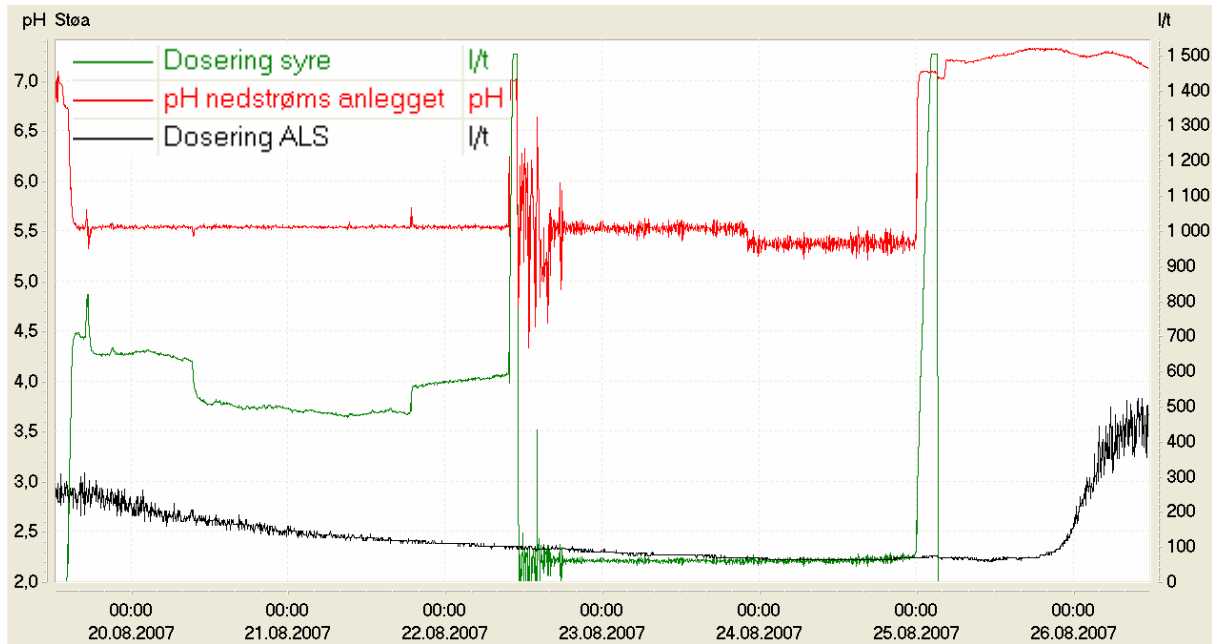
Figur 9. Vannføring sammen med ALS-dosering ved Rølla doseringsanlegg. Doseringen fulgte vannføringen ved at det ble gitt en fast dose på 4,5 ml/m³ vann.

3.3.2 Støa

Dosering ved Støa ble startet på ettermiddagen den 19. august. pH i ubehandlet elvevann var 7,0. Etter innjustering ble pH liggende stabilt på mål-pH (pH 5,5) (**Figur 10**). Da beholdningen med 30 % syre tok slutt den 22. august, ble det koblet om til dosering med 96 % syre, og PI-reguleringen måtte startes på nytt. Tidsforsinkelsen mellom dosering og pH-måling som følge av uheldig valgt tilsetningspunkt for syre gjorde innjusteringen vanskelig. Stabil dosering ble oppnådd etter ca. 5 timer.

Den 23. august ble mål-pH endret til 5,35 for å oppnå bedre behandlingsforhold ved Limrisenget. pH var deretter stabil inntil problemer med pumpe slang på Støa oppsto mellom 24. og 25. august. Nødstopp ble iverksatt etter alarm til vakttelefonen.

Mengden AIS dosert hadde et forløp som fulgte vannføringen. Dosen var satt til 4,5 ml/m³. Ved doseringsstopp den 25. august ble også AIS-doseringen stoppet.



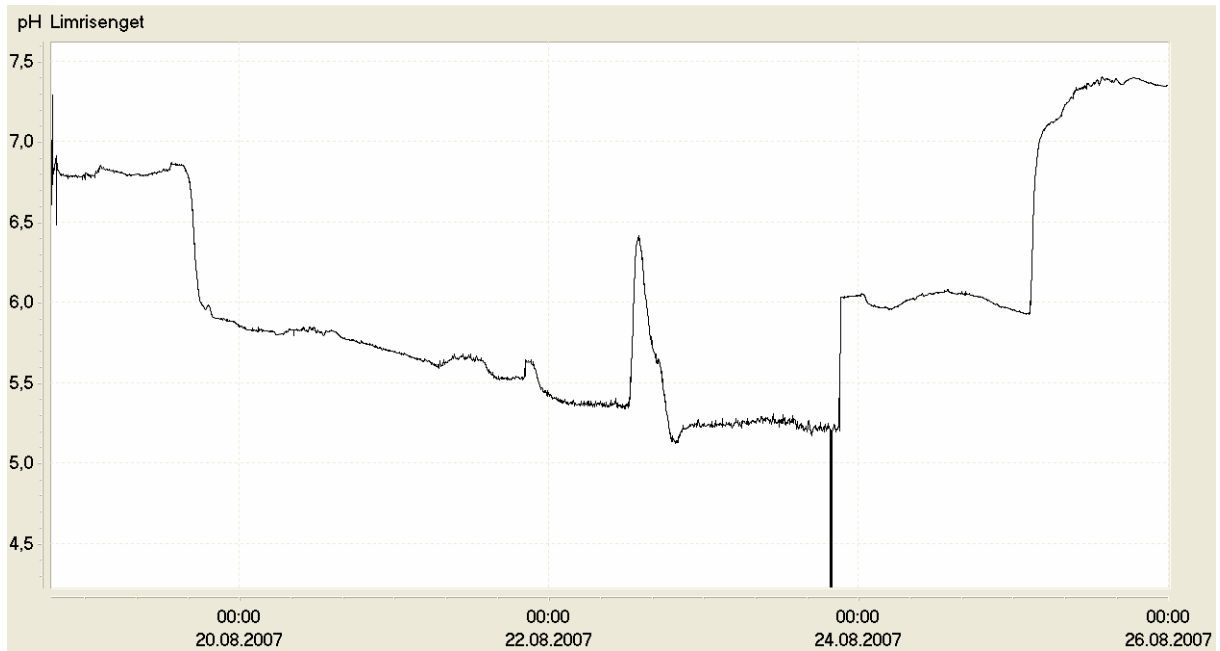
Figur 10. pH nedstrøms Støa doseringsanlegg og doseringssignaler for svovelsyre- og ALS-dosering. Ustabil pH ved innkjøring av 96 % dosering den 22. august vises godt. Doseringstopp ses som søyler. ALS-doseringen var med fast dose og reflekterer dermed også vannføringsutviklingen.

3.3.3 Limrisenget

Det tok 1,25 timer ved vannføring $15 \text{ m}^3/\text{s}$ før effekten av doseringsstart på Støa nådde Limrisenget, og det tok 2,5 timer ved $7 \text{ m}^3/\text{s}$ før effekten fra skift av syreløsning ved Oгна nådde samme stasjon (**Figur 11**). pH viste tidvis meget lave verdier. Dette skyldes at sensoren i begynnelsen var plassert for nær land slik at effekter av dosering i en sidebakk oppstrøms måleren påvirket pH-verdiene. Etter flytting av målepunktet ble det målt verdier rundt pH 6,0.

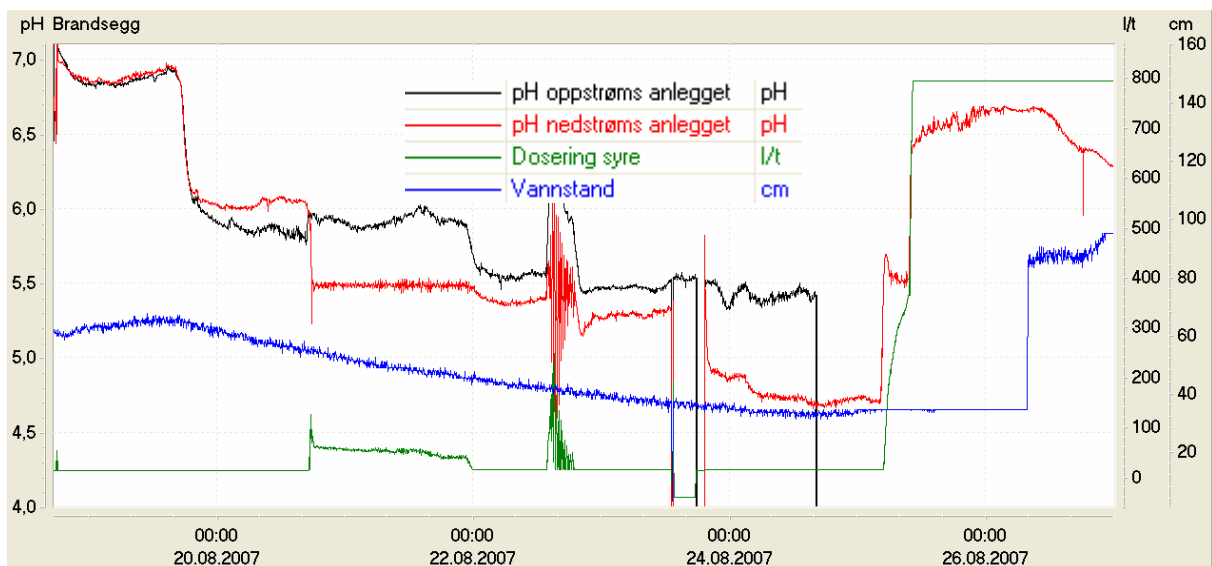
3.3.4 Brandsegg

Også her kunne tiltak høyere oppe spores forholdsvis nøyaktig, og det tok i underkant av én time for vannet å tilbakelegge distansen fra Limrisenget til Brandsegg ved $15 \text{ m}^3/\text{s}$ (**Figur 12**). Doseringen fra anlegget ble startet seint på ettermiddagen den 20. august, og innjusteringen var meget presis. Syredoseringen var først ca. 60 liter per time, og ble gradvis redusert til ca 40. l/t i løpet av første dag. Da doseringen ved Limrisenget ble satt i drift var det ikke behov for dosering på Brandsegg. Unntaket var noen timer i forbindelse med omlegging av doseringen ved Støa den 22. august. Da ble det ustabil syredosering fra anlegget, men den automatiske innjusteringen (PI-reguleringen) ga stabil pH etter noen timer (**Figur 13**). Det ble også dosert syre i forbindelse med flommen den 25. august. Da økte doseringen mot maksimum (400 l/t) før behandlingen ble stoppet.

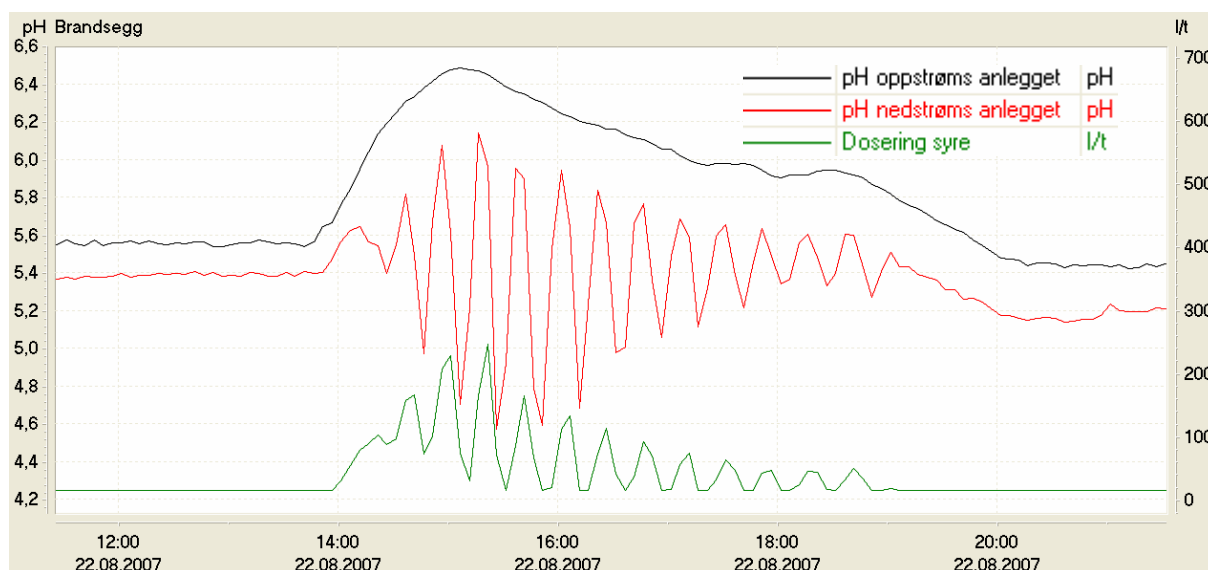


Figur 11. pH oppstrøms doseringen ved Limrisenget. Figuren viser effekten fra syretilsettingen ved Støa, men pH var også påvirket av syretilsetting i en nærliggende bekk fram til flytting av målepunktet om kvelden 23. august.

Kortslutning i signalkabel den 23. resulterte i manglende pH-data nedstrøms anlegget i 6 timer. Kortslutning oppsto også ved pH oppstrøms anlegget i forbindelse med at pH-målingspunktet skulle flyttes lenger ut i elva. 20 timer i forkant av kortslutningene var pH-verdiene ikke reelle. I denne tiden ble det ikke dosert fra anlegget. Likevel var pH nedstrøms langt lavere enn oppstrøms anlegget. Forholdet kan skyldes ukalibrerte elektroder.



Figur 12. Vannstand, syredosering og pH oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget på Brandsegg. Vannstandskurven bortfaller midlertidig ved behandlingsstopp (tynn, rett strek), og vises igjen under full flom.

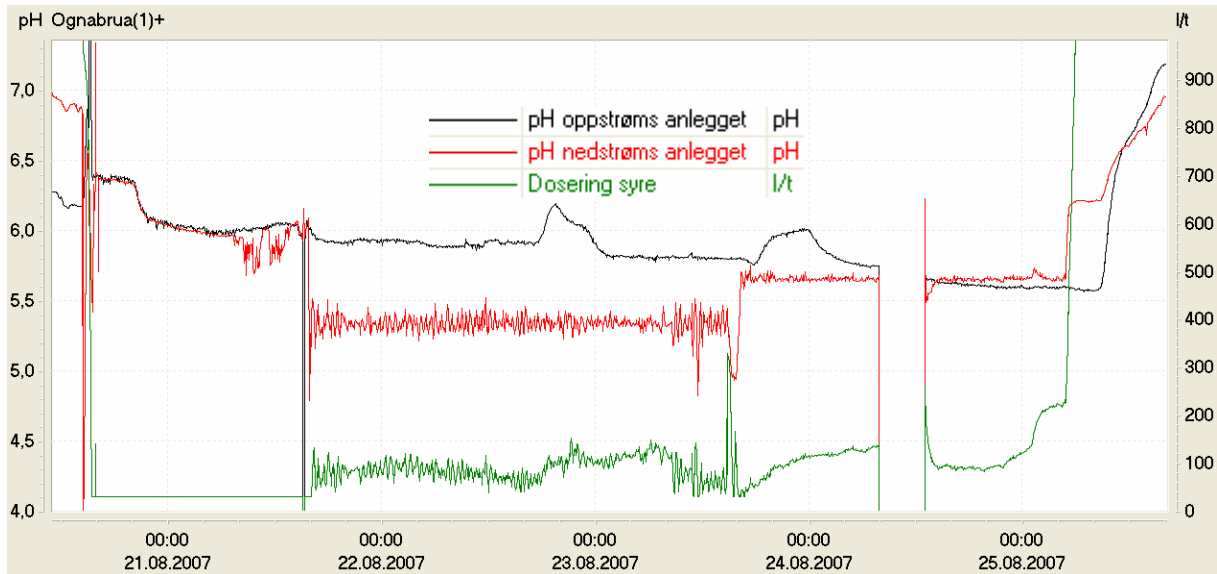


Figur 13. Syredosering og pH oppstrøms og nedstrøms anlegget på Brandsegg. Innjusteringen var ustabil i 4-5 timer pga lang tilbakemeldingstid fra pH-måler til doseringsenhet med de innstillinger som var satt ved PI-reguleringen.

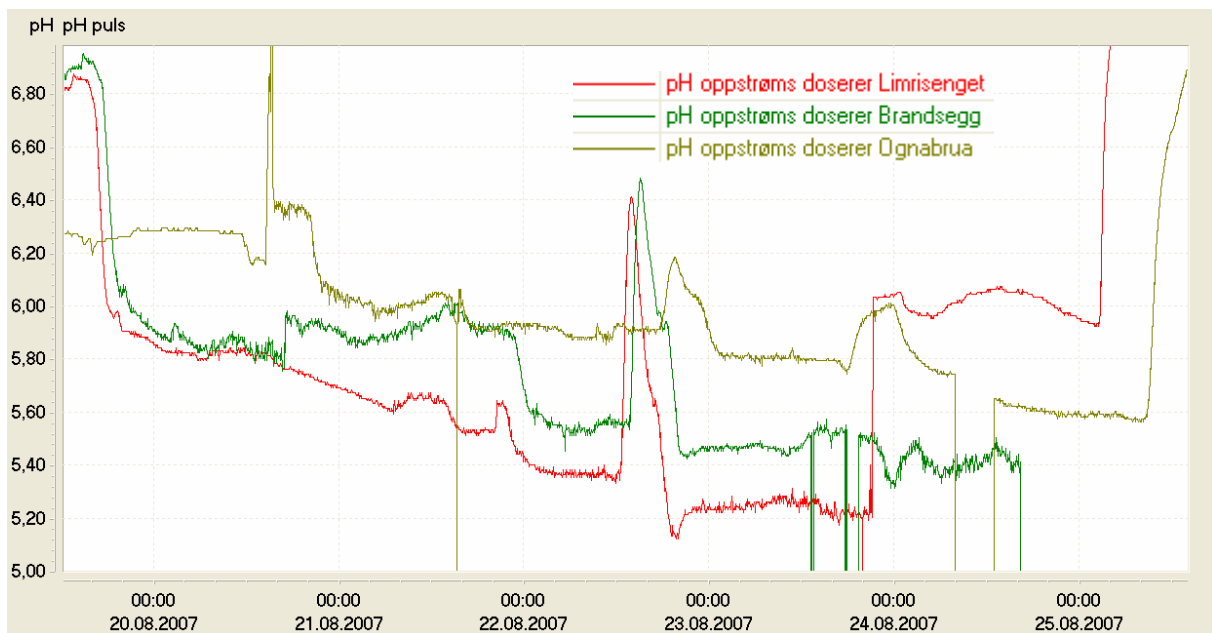
3.3.5 Ognabrua

Dosering fra dette anlegget begynte ved middagstider den 21. august. pH stilte seg raskt inn til et nivå noe under målet (pH 5,5), og det ble dosert ca 100 liter syre pr. time for å opprettholde dette nivået (**Figur 14**). Etter to dager ble mål-pH endret til 5,8, og pH i elva økte da til 5,65. Syredoseringen ble noe redusert på grunn av lavere pH i elvevannet oppstrøms anlegget. På grunn av jordfeil i en vannpumpe, oppsto strømstans på doseringsanlegget i 6 timer den 24. august. Ved restart justerte pH seg raskt tilbake til mål-pH, og det ble dosert ca. 85 l/t. Dette nivået ble opprettholdt til behandlingen stoppet.

Dataloggingen viser også pH-utviklingen nedover i elva etter hvert som syredoseringen ga effekter (**Figur 15**). Utviklingen ved oppstart og doseringsstans ses godt og gir grunnlag for å beregne de vannhastigheter det er redegjort for over.



Figur 14. Syredosering og pH oppstrøms og nedstrøms anlegget på Ognabrua. Doseringstopp markeres ved at doseringssignalet øker brått.

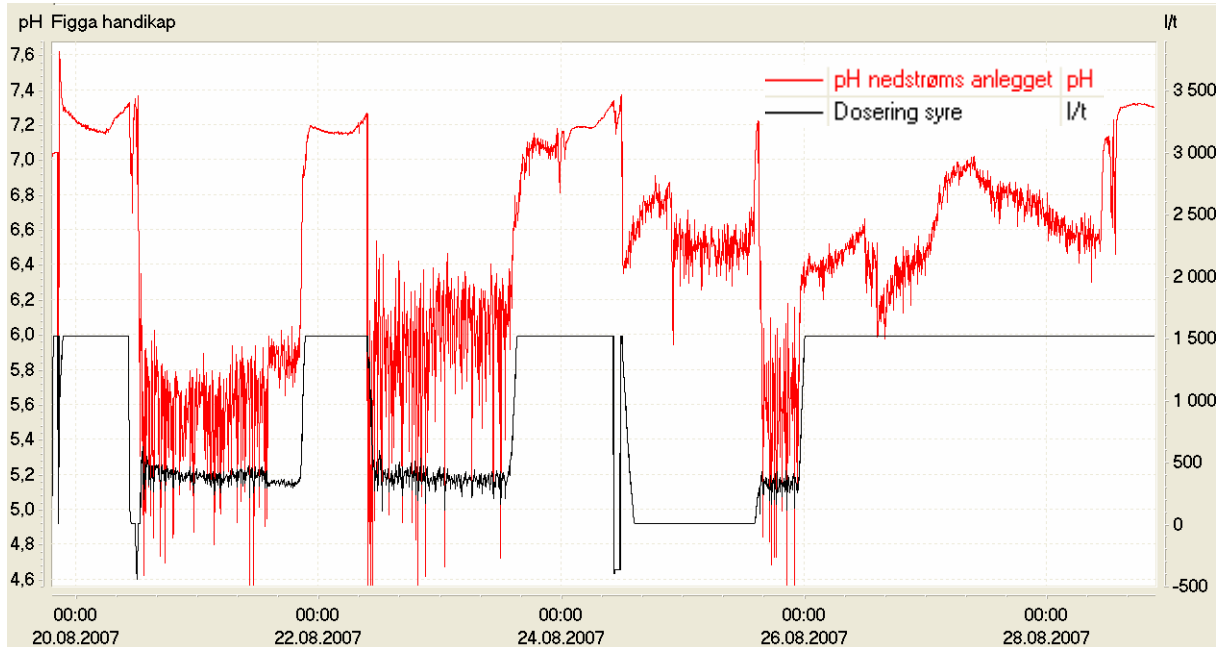


Figur 15. pH-utvikling ved Limrisenget, Brandsegg og Ognabrua under aluminiumsbehandlingen i 2007. Data fra Støa øverst i Oga er ikke vist.

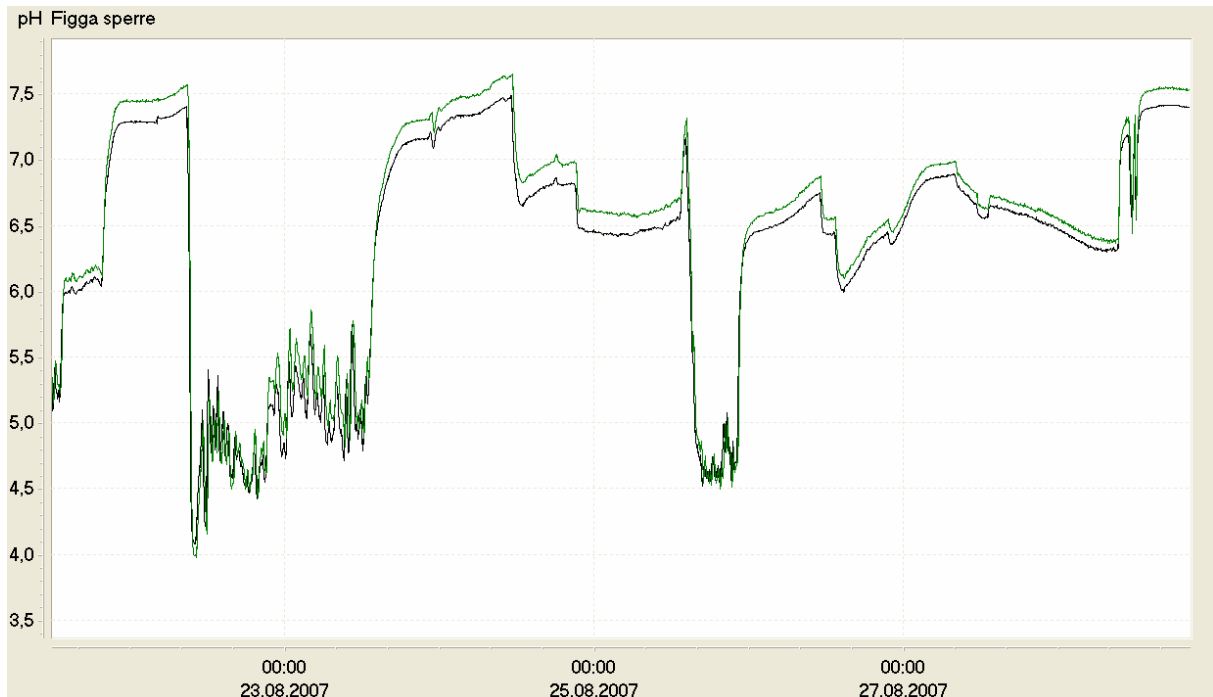
3.3.6 Figga

Doseringsanlegget ved handicapbrygga ble startet om formiddagen den 20. august. pH ble umiddelbart redusert som følge av kjemikalietilsettingen, men doseringen var ustabil, og pH varierte mellom pH 4,8 og pH 5,8 (**Figur 16**). Etter 24 timers dosering ble forholdene en del bedre som følge av at pH-sensoren ble flyttet. Doseringen opphørte i 13 timer fra kvelden den 21. august. Ved restart neste dag var justeringen igjen ustabil, og den ble stoppet den 23. august kl 14. Stabil dosering ble ikke oppnådd etter dette tidspunktet.

pH-forholdene ved sperra var mer stabile, men noe avvikende i forhold det som ble registrert nedstrøms dosereren ved handicapbrygga. Dette skyldes trolig at plasseringen av pH-sensoren ved handicapbrygga ga falskt høye verdier (**Figur 17**).



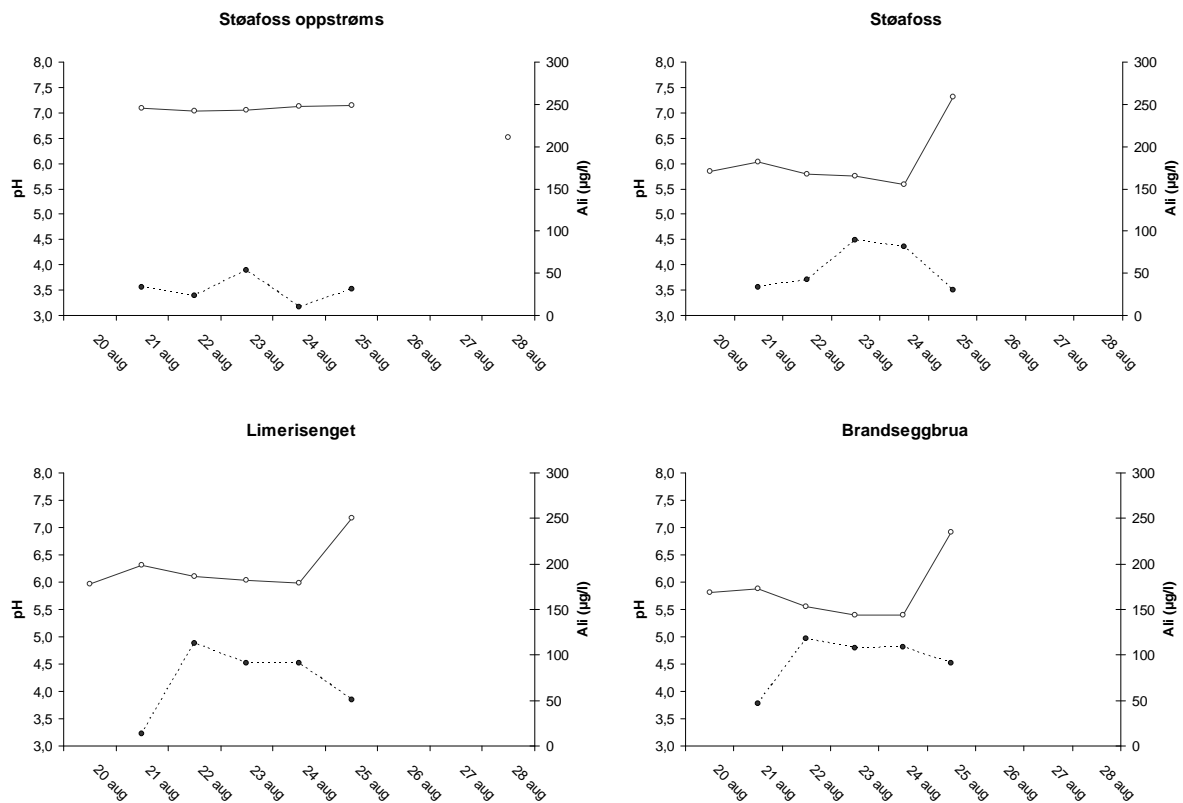
Figur 16. Syredosering og pH nedstrøms doseringsanlegget i Figga ved handicapbrygga. pH-variasjonen viser hvor vanskelig det var å oppnå stabil dosering ved denne lokaliteten.

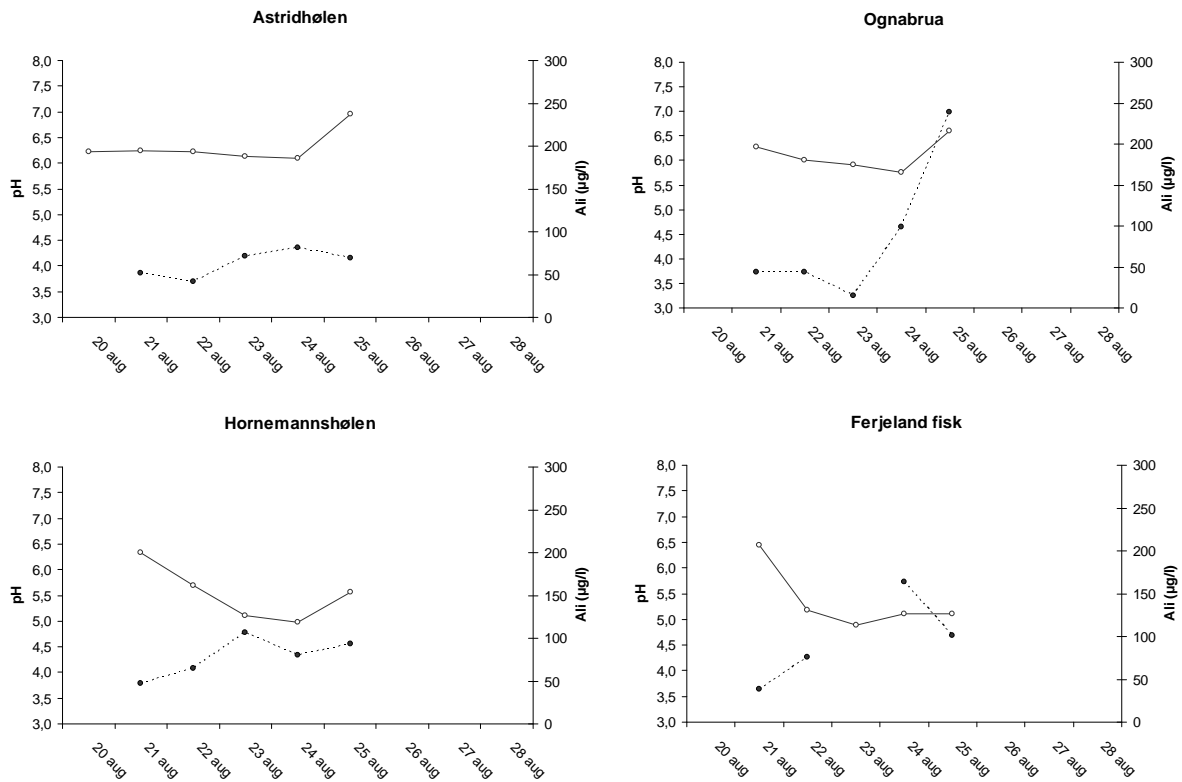


Figur 17. pH oppstrøms og nedstrøms fiskesperra i Figga. Det ble ikke dosert herfra.

3.4 Vannkjemi

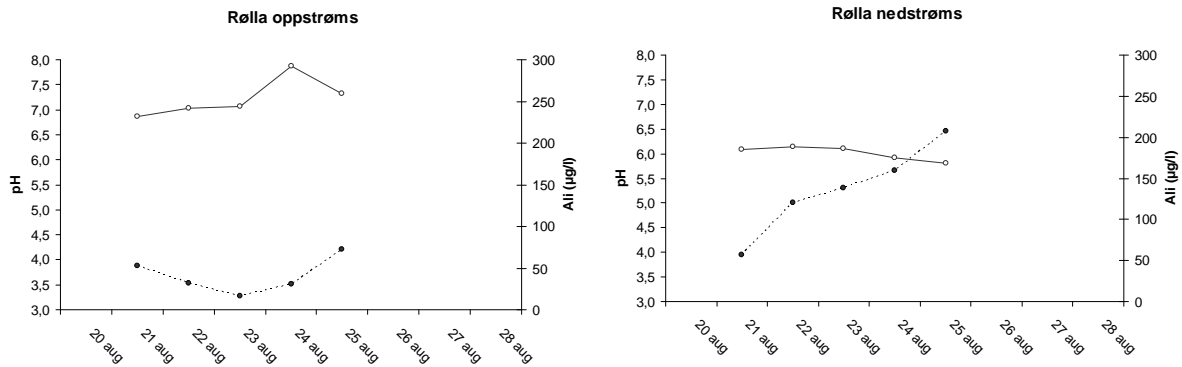
Resultatene fra vannprøvene som ble analysert i felt er presentert i Figur 18. Resultatene viser at pH sank som følge av syretilsettingen, men at pH varierte mellom de ulike stasjonene og elvene. Det var også en variasjon i pH fra dag til dag på enkelte stasjoner. pH ble raskt stabil på 5,55-6,11 i Ogna ned til Astridhølen (**Figur 18**). Unntaket er Astridhølen, der det 20-22. august var pH 6,23. I Ogna fra Ognabrua og nedover kom stabiliseringen av pH en dag senere, med pH 5,18-6,00 fra 22. august. Resultatene fra Al-analysene viste at Al-konsentrasjonene varierte mellom de ulike stasjonene og elvene. Det var også variasjoner fra dag til dag på enkelte stasjoner. Al-verdiene var høyere enn ønsket minsteverdi (35 µg Al_i/l) ved alle prøvestasjoner i Ogna i tidsrommet 22.-24. august. Ved Støafoss nedstrøms var Al_i 80-90 µg/l to av disse dagene. Ved Brandseggbrua var Al_i-verdiene 47-118 µg Al/l i perioden 21-25. august. Ved Limerisenget ble imidlertid Al_i-verdiene målt til kun 13 µg/l den 22. august. Vurdert i forhold til pH, synes dette å være en feilmåling. En tilsvarende situasjon oppstod ved Ognabrua, med 15 µg Al_i /l den 23. august. Også denne verdien antas å være en feilmåling. I forbindelse med uforutsett pumpestans ved Støafoss natt til 25. august (Kapittel 3.5), ble det observert en økning i pH og demping av Al_i ved prøvetakingen 25. august. Alle anleggene i Ogna ble stanset etter hendelsen.





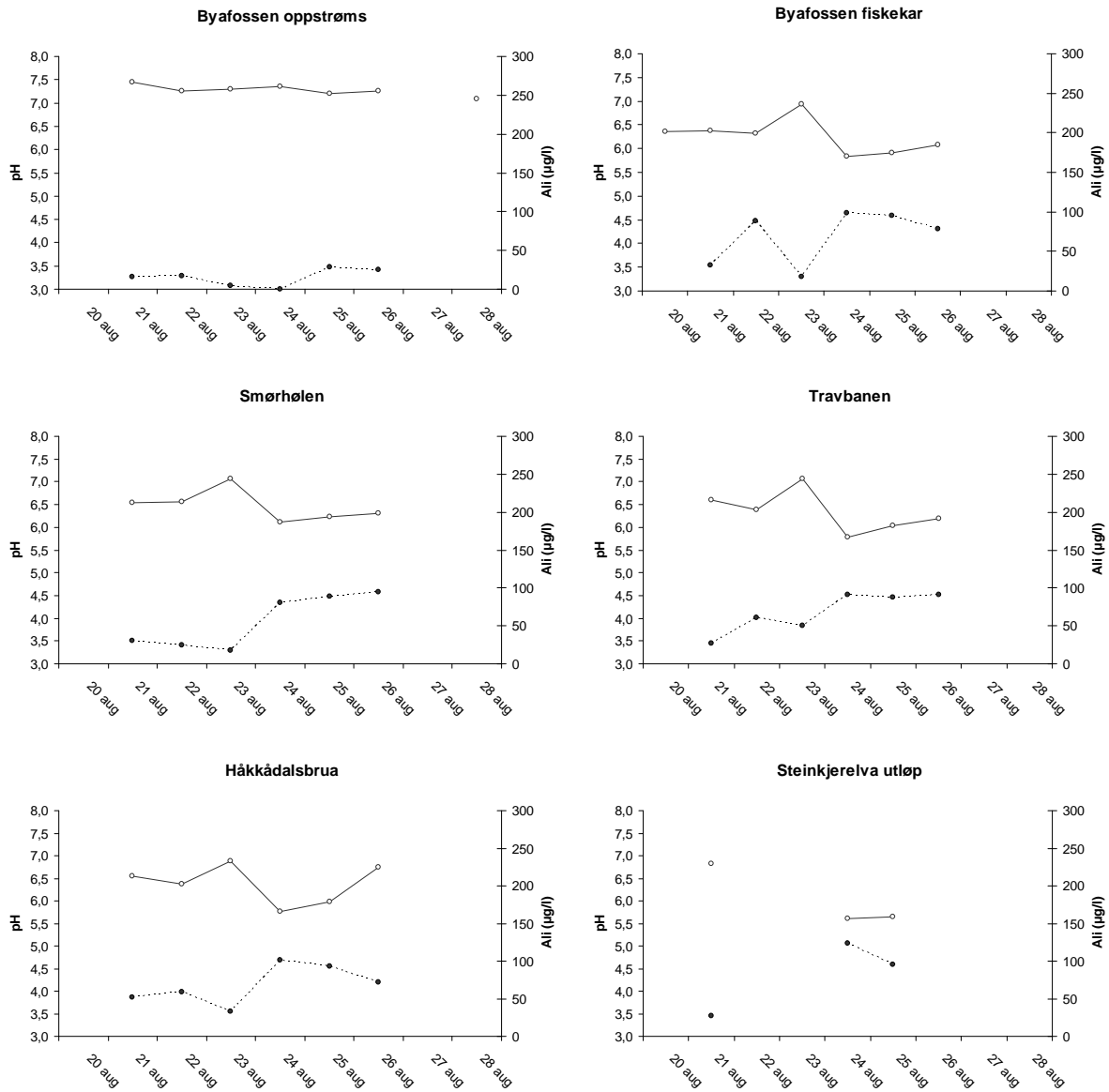
Figur 18. pH (—) og Al_i (·····) i Ognabrua i perioden 20. august – 26. august 2007.

pH ble raskt stabil i Rølla, og var 5,80-6,15 i perioden 21-25. august (**Figur 19**). Konsentrasjonen av Al_i i samme periode var 57-207 µg/l. Til tross for ustabil dosering (se avsnitt 3.3) synes pH å ha vært utjevnet og stabil ved utløpet. Veterinærinstituttet behandlet Rølla med CFT-Legumin 21. august.



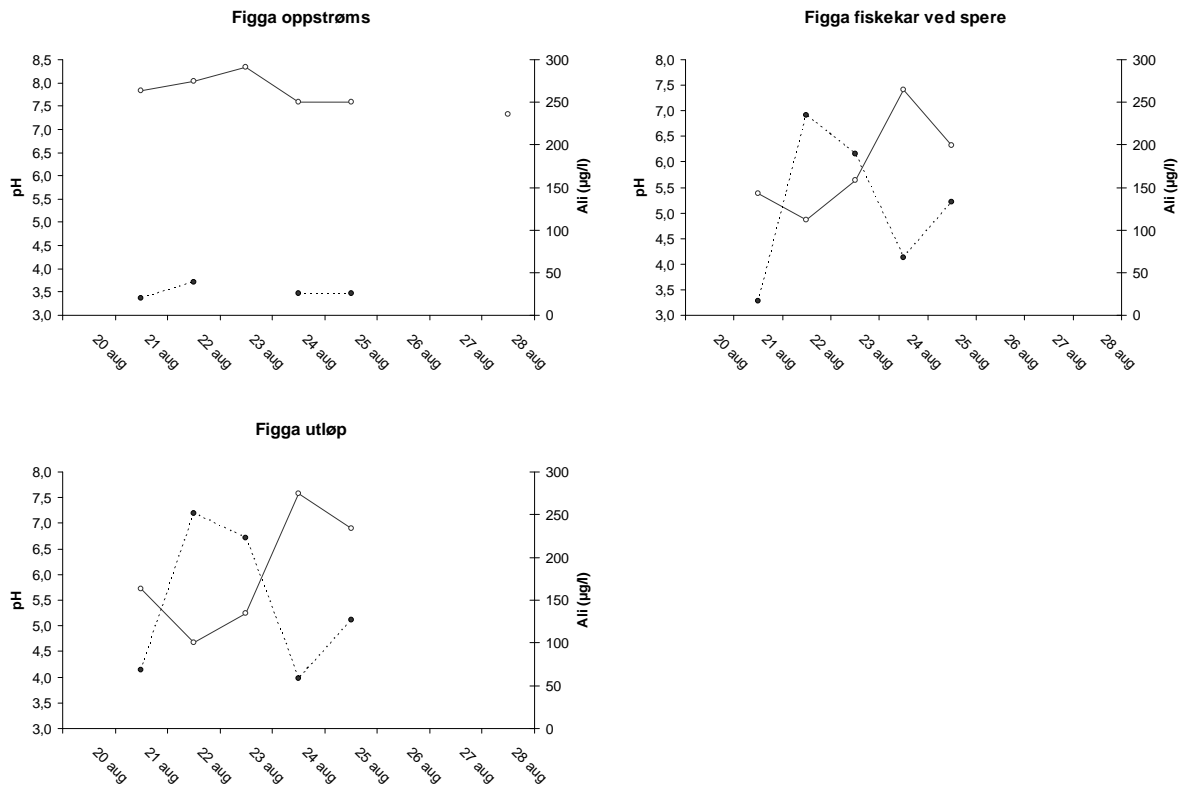
Figur 19. Resultater fra pH(—)- og Al_i(·····)-verdier (µg L⁻¹) i Rølla i perioden 20. august – 26. august 2007.

Vannkjemieresultatene fra Byaelva viste at det oppsto problemer med å få lav nok pH i elva i starten av behandlingen (20.-23. august) (**Figur 20**). pH var da 6,32-6,94. Dette skyldes sviktende pumpe-slanger i doseringsanlegget ved Byafossen (avsnitt 3.5). Pumpe-slangeren ble byttet, og dette førte til en senkning av pH i elva til 5,84-6,07 i perioden 24.-26. august. Som følge av lav pH ble også Al_i-konsentrasjonen i elvevannet for lav i perioden 20-23. august. I perioden 24-26 august var Al_i-verdiene 72-101 µg/l. Den 26. august ble det oppdaget feil med pumpe-slangeren for 96 % svovelsyre ved Byafossen. Materialsvikten var av en slik grad at det ikke var forenlig med videre drift (avsnitt 3.5).



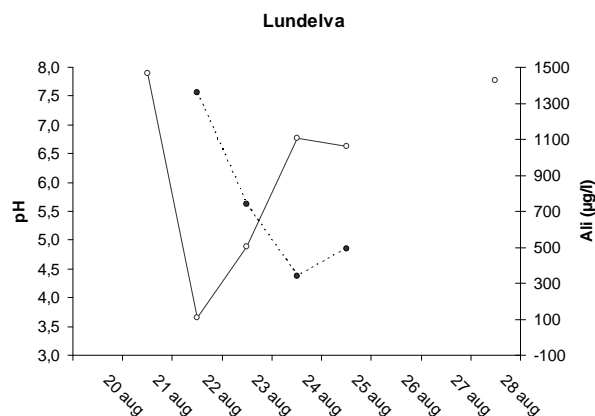
Figur 20. Resultater fra pH(—)- og Al_I (·····)-verdier (µg L⁻¹) i Byaelva og Steinkjerelva i perioden 20. august – 26. august 2007.

I Figga var det store variasjoner både i pH og aluminiumkonsentrasjon i behandlingsperioden (**Figur 21**). Dette skyldtes de tekniske problemene som er omtalt i avsnitt 3.5. Til tross for disse problemene ble det oppnådd lav nok pH for behandling i perioden 21.-23. august. I samme periode var Al_I-verdiene 68-252 µg/l. Ved Figga fiskekar 21. august var Al_I-verdien 17 µg/l. Lav pH (5,38) og høy total aluminium (344 µg/l) bekrefter at dette er en falsk lav verdi.



Figur 21. Resultater fra pH(—)- og Al_i (·····)-verdier ($\mu\text{g L}^{-1}$) i Figga i perioden 20. august – 26. august 2007.

I Lundelva var det store variasjoner i pH og aluminiumkonsentrasjon (**Figur 22**). De store variasjonene skyldtes utfordringen med å få riktig dosering i et system med svært høy alkalitet. Doseringen i Lundelva var ikke pH-styrt, noe som førte til at innstilling av riktig pH var tidkrevende og utfordrende. Det var også lav vannføring i Lundelva i starten av perioden, noe som førte til kraftig buffering av pH mot det kalkrike substratet i elvebunnen. Resultatene viser at det i perioder var svært høy Al_i -konsentrasjon i Lundelva, opp mot 1300 $\mu\text{g Al/l}$. En demping av doseringen ble foretatt, men på grunn av de vannkjemiske forholdene ble det likevel valgt å holde en høy aluminiumkonsentrasjon i elva.



Figur 22. Resultater fra pH(—)- og Al_i (·····)-verdier ($\mu\text{g L}^{-1}$) i Lundelva i perioden 20. august – 26. august 2007.

Temperatur ble målt når vannprøvene ble levert ved feltlaboratoriet. På grunn av transporttiden til laboratoriet, ble temperaturen påvirket slik at den ikke var representativ for elvevannets in situ temperatur. Temperaturdata er derfor utelatt fra rapporten.

3.5 Tekniske problemer

Under behandlingen oppsto det problemer med slanger i enkelte av de pumpene som ble brukt. Dette medførte problemer med kjemikaliedosering og episoder med driftstans. Driftstansene syntes først å skyldes for høyt mottrykk som følge av doseringsoppsettet med overløp beskrevet tidligere. Pumpene så ikke ut til å operere med det trykket vi var blitt forespeilet at de skulle produsere. Økning av dysediameter og senking av overløp løste imidlertid ikke problemene fullt ut, og det ble etter hvert konstatert problemer med slangene.

Problemene omfattet både slanger for vanlige AIS/syreløsninger (Marprene) og slangene for dosering av 96 % svovelsyre (Fluorel/Viton), men med forskjellig årsakssammenheng. Det ble derfor ikke god nok dosering, og materialtretthet ga ved ett tilfelle også en mindre lekkasje. Leverandørens kommentarer til problemene viste at de slangene som ble brukt:

- 1) ikke hadde tilstrekkelig mekanisk stabilitet for dosering av 96 % svovelsyre ved våre forhold (slangetype Fluorel/Viton)
- 2) hadde en kortere livslengde enn oppgitt under de bruks- og lagringsforhold de har vært utsatt for (slangetype Marprene)
- 3) ikke var montert optimalt (Fluorel/Viton; ett tilfelle ved Støafoss)

NIVA var ikke informert om, og hadde ingen forutsetning for å vite, at vår håndtering ville medføre redusert livslengde på Marpreneslanger. Vi er heller ikke umiddelbart enig med leverandør i at Fluorel/Viton-slangene var montert feil. Det ene tilfellet på Støafoss, der det også ble en mindre lekkasje, ble forårsaket av at slangen "vandret" inne i pumpehuset. Dette vil gjerne være resultatet av feil montering, men vil også kunne oppstå hvis slangen strekker seg under bruk. I ettertid er det opplyst av leverandøren at slik strekk under bruk gjerne oppstår med dette materialet, og at det derfor er vanlig å åpne pumpehuset for etterstrekkning jevnlig. Dette ble det ikke informert om i forkant av bruken fra leverandørens side. Samtlige av Fluorel/Viton-slangene viste materialfeil som var uforenlig med videre bruk.

3.6 HMS og tekniske avvik

Under behandlingen i Steinkjer ble det rapportert om én personskaade, to utilsiktede utslipp til miljøet og tre skader på utstyr.

Personskaade:

En person fikk små sår (3-5 mm) på hånd, underarm og hake, sannsynligvis som følge av kontakt med tørrstoff fra 30 % svovelsyre. Sårene hadde treg tilhelning. Ved legesjekk ble det påvist bakterieinfeksjon i sårene, og ved gjennomgang av sikkerhetsrutiner ble det registrert svikt i arbeidsrutiner forut for uhellet. Dette innebar mangelfull eller feil bruk av hansker, samt mangelfull bruk av ansiktsskjerm. I tillegg ble det oppdaget at doseringsanleggene (for 30 % svovelsyre) som vedkommende jobbet med var dårlig rengjort og hadde rester av tørket svovelsyre på enkelte overflater.

Utslipp til miljøet:

Det ble rapportert om utilsiktet utslipp til miljøet (syrespill) den 19. august. ved Rølla i Ogna. Årsaken var at en slangeklemme som festet et T-rør utenfor doseringscontaineren hadde løsnet. Det ble lekkasje av 30 % syre og AIS (10 % syre og 2,75 % Al). Totalt volum på spillet er anslått til 200 liter. Brannvesenet ble tilkalt og spylte området med ca 5 000 liter vann.

Den 20. august. var det utilsiktet utslipp til miljøet av små mengder (mellom 3 og 20 liter) 96 % syre under påfylling ved doseringscontainer ved Byafossen. Årsaken var at det ble fylt på for mye syre på containeren og at overskuddet rant over. En spillbox som skulle samlet opp spillet var defekt, og syren rant derfor nedover siden på containeren og ned på asfalten. Spillet ble påført 40 kg kalk for full nøytralisering, og området ble avgrenset med kjegler. Varsling brannvesen ble utført, og spillet ble spylt vekk med betydelige vannmengder. Rutinene ved påfylling ble deretter endret, og feilen ble utbedret.

Skader på utstyr:

Det ble rapportert om skader på Viton pumpe slang for 96 % syre ved Byafossen den 22. august. Samme skade ble observert på pumpe slangen ved Støafossen den 25. august. Etter utskifting på Byafossen, ble det igjen meldt om slange problemer her den 29. august. Årsaken til avvikene er omtalt i avsnitt 3.5.

Interne rapporteringsrutiner ble fulgt i forbindelse med alle hendelsene.

4. Diskusjon

Hensikten med behandlingen i Steinkjervassdraget i 2007 var å utrydde *G. salaris* i vassdraget. I løpet av behandlingen ble det oppnådd en vannkjemi som over tilstrekkelig lang tid ville ha vært optimal for å fjerne parasitten fra laks. Behandlingen varte imidlertid bare i 2-5 dager, men reduserte likevel infeksjonen av *G. salaris* til et så lavt nivå at parasitten ikke ble påvist i prøveuttak rett etter behandlingen. Det er grunn til å tro at tiltaket har redusert smittepresset internt i vassdraget og eksternt mot andre vassdrag i smitteregionen.

Doseringsstrategien (fordeling av doseringsstasjoner og kjemikaliebruk) skulle sikre tilfredsstillende behandling innenfor de vannføringsgrensene som på forhånd ble fastsatt. Vannføringen i Ognå varierer imidlertid sterkt, og både ved planlagt oppstart den 16. august og senere i perioden kom vannføringen opp mot og over 30 m³/s, betydelig høyere enn grensen vi på forhånd hadde fastsatt for gjennomføring av behandling (20 m³/s). Etter samråd med prosjektansvarlig i VI ble det derfor foreslått å avbryte behandlingen. På møtet i Styringsgruppa den 28. august ble behandlingen i Steinkjervassdraget stoppet som følge av vannføringsøkningen og tilgjengelige vannføringsprognoser for den neste perioden. Det ble vurdert om det var mulig å starte behandlingen igjen på et senere tidspunkt, men omstart tidligst den 5. september ville medført at resten av september måtte reserveres for behandling. Statistisk sett er sannsynligheten for vannføring over grenseverdien på 20 m³/s større i september enn i august, og vi måtte ta høyde for at flomfrekvensen også ville være betydelig høyere. Gitt de tekniske problemene vi hadde, og at folk allerede hadde vært lenge i felt, ble det på samme møte besluttet å ikke restarte behandlingen i 2007.

Som følge av at behandlingen ble avbrutt tidligere enn planlagt, ble totalt forbruk av syre og AIS-løsning mindre enn budsjettet.

Beregninger som ble gjort sammen med våre leverandører, viste at øvre kapasitetsgrense for pumpekapsitet ved vedvarende høy vannføring med de alkaliteter som vi målte lå på ca 17 m³/s. Dette var dermed noe lavere enn de 20 m³/s som på forhånd ble satt som øvre behandlingsgrense, med grunnlag i pumpekapsitet. I elver som Ognå, med stort nedbørsfelt som inkluderer drenerte myrområder, vil vannføringen kunne fluktuere sterkt på tider av året da det er mye nedbør. Ved slike forhold er derfor denne kapasitetbegrensningen lite tilfredsstillende, og i etterkant av behandlingen har NIVA derfor innledet et samarbeid med Solberg Industri A/S. Det er nå utviklet et konsept for et

mobilt nedblandingsanlegg for svovelsyre, men anlegget er foreløpig ikke satt i produksjon. Anlegget skal produsere syre av ønsket konsentrasjon på behandlingslokaliteten, og behandlingsskapiteten kan således økes. Samtidig reduseres transportutgifter og CO₂-utslipp ved at man unngår transport av fortynnet syre. Våre forutsetninger for å lykkes med dosering under varierende vannføringsforhold vil derfor være bedret ved fremtidige behandlinger. Det er også et mål at den nye logistikken skal redusere de totale kjemikaliekostnadene.

Behandlingen i 2007 ga verdifull erfaring med bruk av pH-styrt dosering. Slik prosess-styring gir mulighet til å holde en svært jevn pH i elva, tross vekslende vannføring. pH-styrt dosering har i etterkant av Steinkjerbehandlingen blitt brukt i Halsan i 2007 og i Lærdal 2008. Ved disse behandlingene og spesielt i Lærdalselva, har pH-styrt dosering vist seg å fungere svært tilfredsstillende. Tilsetning av svovelsyre og Al₃ i to separate løsninger var en stor fordel i forhold til å kunne justere pH og Al-konsentrasjon hver for seg. Dette sikret en stabil dosering av aluminium selv om pH ble justert. Erfaringene fra 2007 viste at pumpe slangene som ble brukt ikke er egnet for tilsetning av 96 % svovelsyre. Det vil derfor ikke bli brukt 96 % svovelsyre før nytt utstyr er utprøvd og godkjent for dette formålet. Det oppsto også problemer med enkelte av doseringsenhetene som ble brukt til å dosere 30 % svovelsyre. Marpreneslangene så ut til å ha mistet spenst, noe som førte til en betydelig redusert maksimaldosering. I kombinasjon med økt motstand i det systemet som var konstruert for å bedre distribusjonen av kjemikalier i elva, ble doseringen for lav til å få ønsket behandlingseffekt i elva. Etter råd fra leverandøren er det besluttet å benytte nye Marpreneslanger til 30 % syre ved hver behandling til tross for at oppgitt levetid tilsier at de kan brukes flere ganger. Dette vil sikre stabil dosering ved fremtidige behandlinger.






Infeksjonen av *G. salaris* i vassdraget ble undersøkt i forkant av behandlingen. Resultatene viste forekomst av parasitt ved Hornemann, Oгна bru og Rølla i Oгна, men ingen forekomst i Byaelva eller Figga. Prevalens og ambudans i Oгна var imidlertid lavere enn før behandlingen i 2006, noe som tyder på at denne behandlingen kan ha hatt en god smittedepende effekt. Etter behandlingen i 2007 ble det ikke funnet *G. salaris* i Steinkjervassdraget. Unntaket er funn av *G. salaris* i et fiskekar som ble brukt som mål på behandlingseffekten i elva. Fiskekaret stod 20 meter inn på land 90 meter oppstrøms Oгна bru, og utløpet fra karet drenerte til løsmasser. På morgenen 24.8.2007 oppstod det en jordfeil som førte til stans i vannforsyningen til fiskekaret. Vannforsyningen ble igjen startet fem timer senere, etter at feilen var utbedret. En slik stans i vanntilførselen vil føre til at behandlingseffekten i karet dør ut, samtidig med et økt stressnivå hos fisken. Stor tetthet av fisk i karet, kombinert med noe høyere vanntemperatur enn elva, vil også bidra til økt utvikling av infeksjonen. Denne hendelsen kan derfor ha bidratt til at resultatene fra fiskekaret ikke nødvendigvis var representative for selve elvevannet. Resultatene kan likevel indikere at den vannkjemiske behandlingen ikke har vart lenge nok til å eliminere *G. salaris* fra den aktuelle delen av vassdraget.

En samlet vurdering av vannkjemien i Steinkjervassdraget under behandlingen er gitt i Tabell 3. Vurderingen er basert på data for løst, uorganisk aluminium (Al_i) og pH analysert ved NIVAs feltlaboratorium. Grønne felt betyr vannkjemien som er vurdert til å fjerne *G. salaris* over tid, mens røde felt betyr vannkjemien som sannsynligvis er for dårlig til å fjerne parasitten innen rimelig tid. Lysegrønne felt betyr vannkjemien som er i grenseland mellom sikker og dårlig vannkjemien, men som til en viss grad kan bidra til fjerning av *G. salaris*. Røde felt kan også representere en viss effekt. Al_i og pH for disse dagene bør derfor vurderes sammen med øvrig oppnådd vannkjemien.

Resultatene i Tabell 3 viser at det var 2-5 dager med behandlende vannkjemien i vassdraget, men at dette varierte mellom de ulike elvene. Tidligere forsøk har vist at parasitten forsvinner fra laks etter 3 dager med eksponering (Poléo m. fl. 2004b) for tilsvarende vannkjemien (200 µg totalt Al/l ved pH = 6,07). Det er derfor grunn til å anta at behandlingen har redusert infeksjonen av *G. salaris*. Dette sammenfaller med prøveresultatene fra parasittundersøkelsene umiddelbart i etterkant av behandlingen, der det ikke ble påvist *G. salaris*.

Tabell 3. Vannkjemi i perioden 21.-26. august 2007. Vannkjemi som antas å fjerne *G. salaris* over en gitt tidsperiode er gitt grønn farge, mens vannkjemi som sannsynligvis er for dårlig i en slik periode er gitt rød farge. Vannkjemi som er i grenseland til å være behandlende er gitt lys grønn farge. Prøvetakingsstasjonene oppstrøms lakseførende strekning er gitt grå farge (ikke tilsatt Al eller H₂SO₄).

Prøvetakingsstasjon	20 aug	21 aug	22 aug	23 aug	24 aug	25 aug	26 aug
Støafossen oppstrøms							
Støafossen nedstrøms	*						
Limerisenget	*						
Brandseggbrua	*						
Astridhølen	*						
Rølla oppstrøms							
Rølla utløp							
Bruem (Ognabrua) fisk							
Hornemannshølen							
Ferjeland fisk							
Byafossen oppstrøms							
Byafossen fisk							
Smørhølen/Risvadet							
Travbanen							
Håkkådalsbrua							
Steinkjervassdraget utløp							
Figga oppstrøms							
Figga fisk							
Figga utløp							
Lundelva		*					

	Vannkjemi vurdert til å fjerne <i>G. salaris</i>
	Vannkjemi i grenseland til å fjerne <i>G. salaris</i>
	Vannkjemi vurdert som usikker for fjerning av <i>G. salaris</i>
	Oppstrøms behandlet elvestrekning
	Ikke målt
*	Vurderinger kun basert på pH (Al _i ikke målt)

5. Konklusjon

Det ble oppnådd behandlende vannkjemi (tilstrekkelig lav pH og høy Al_i) i 2-5 dager på de ulike stasjonene i Steinkjervassdraget, men ikke samtidig (Tabell 3) under behandling med AIS høsten 2007. I nedre deler av Ogna og i Rølla ble det oppnådd 3-5 behandlingsdager. Øvre del av Ogna fikk 2-4 behandlingsdager. I Byaelva, Figga og Lundelva ble det oppnådd 2-3 behandlingsdager. Vannkjemien var ikke stabil over lang nok tid til at det ble tilstrekkelig behandling for å fjerne *G. salaris* fra vassdraget. De vannkemiske dataene tilsier imidlertid at behandlingen kan ha hatt en dempende effekt på bestanden av *G. salaris*. Dette er positivt i forhold til smittepresset både innad i vassdraget og mot andre vassdrag i regionen. I forhold til delmålet om å utrydde *G. salaris* fra Steinkjervassdraget er det imidlertid ikke grunnlag for å si at vi har lyktes.

6. Referanser

- Bongard, T. 2005. Effekter på bunndyr av aluminiumstilsetning mot *G. salaris* i Batnfjordselva, 2003 og 2004. NINA. Rapport 9. 20 s.
- Halvorsen, G.A. & Heegaard, E. 2007. Undersøkelser av effekter på bunnfauna etter aluminiumsbehandling mot *G. salaris* Malmberg i Lærdalselva, 2005-2006. LFI-UNIFOB. Rapport 146. 41 s.
- Høgberget, R. 2008. Forsøk med automatisk pH-styring og kontroll av syredosering i vassdrag. NIVA-rapport 5636-2008. 19 s.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A. 1985. Parasitten *G. salaris* på laksunger i norske vassdrag, statusrapport. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, reguleringsundersøkelsene. Rapport nr. 12 – 1985.
- Kjærstad, G. & Arnekleiv, J.V. 2007. Aluminiumbehandling mot *Gyrodactylus salaris* i Ogn og Figga i 2006 – effekter på bunndyr. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2007, 2. 19 sider
- Kjøsnes, A., Urke, H., Hytterød, S., Guttvik, K.T., Pettersen, R.A., Høgberget, R., Moen, A., Sandodden, R., Hagen, A.G., Rustadbakken, A., Olsen, N., Øxnevad, S., Håvardstun, J., Stensli, J.H. & Lydersen, E. 2007. Kjemisk behandling mot *G. salaris* i Steinkjervassdragene 2006. NIVA-rapport 5373-2007. 23 s.
- 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 *G. salaris* i Batnfjordselva. NIVA-rapport 4783-2004. 15 s.
- Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. NOU 1999:9. 394 sider
- Pettersen, R.A., Hytterød, S., Mo, T.A., Poleo, A.B.S., Gjørwad Hagen, A., Flodmark, L., Høgberget, R., Olsen, N., Kjøsnes, A.J., Øxnevad, S.A., Håvardstun, J., Kristensen, T., Sandodden, R. Moen, A. & Lydersen, E. 2006. Kjemisk behandling mot *G. salaris* i Lærdalselva 2005. NIVA-rapport 5169-2006. 24 s.
- Polèo, A.B.S., & Muniz, P.I. 1993. The effect of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon (*Salmo salar*). Environ. Biol. Fish. 36, 193-203
- Polèo, A.B.S., Schjolden, J., Hansen, H., Bakke, T.A., Mo, T.A., Rosseland, B.O. & Lydersen, E. 2004a. The effect of various metals on *G. salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Parasitology 128: 1-9.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E. & Mo, T.A. (2004b). Aluminium mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Norsk Veterinærtidsskrift, 3, 176-180
- Soleng, A., Polèo, A.B.S., Alstad, N.E.W. & Bakke, T.A. 1999. Aqueous aluminium eliminates *G. salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. Parasitology 119: 19-25.
- VESO-Notat, Vandringshindre i hovedelvene i Steinkjer – rettet versjon 2006. 4 s.

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 samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

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