

## Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget

En oppsummering av FoU-  
virksomheten 2004-2006



*Foto: Frode Kroglund*

**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget. En oppsummering av FoU-virksomheten 2004-06.	Løpenr. (for bestilling) 5319-2006	Dato Desember 2006
	Prosjektnr. Undernr. O-26164	Sider Pris 45
Forfatter(e) Øyvind Kaste, Frode Kroglund, Rolf Høgberget, Liv Bente Skancke.	Fagområde Utredning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA


Oppdragsgiver(e) MANKALK og Fylkesmannen i Vest-Agder	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Logåna er et lakse- og sjørrettførende sidevassdrag til Mandalselva, men på grunn av store variasjoner i surhetsgraden har det vært vanskelig å opprettholde en stabil fiskebestand. I mars 2003 ble det igangsatt et silikatdoseringsanlegg i elva, og i løpet av de drøye 3 årene det har vært i drift har det gjennomgått en stadig videreutvikling og ombygging. Samtidig har det også vært gjennomført regelmessige vannkjemiske undersøkelser samt eksponeringsforsøk med fisk for å finne et mest mulig optimalt dosenivå i forhold til de biologiske målene som er satt for tiltaket. Denne rapporten inneholder en samling av tre tidligere utgitte NIVA-notater fra FoU-virksomheten i Logåna i perioden 2004-2006.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Vassdrag</li> <li>2. Forsuring</li> <li>3. Avbøtende tiltak</li> <li>4. Silikat</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Watercourse</li> <li>2. Acidification</li> <li>3. Abatement measure</li> <li>4. Silicate</li> </ol>
---	--

  
Øyvind Kaste  
Prosjektleder

  
Brit Lisa Skjelkvåle  
Forskningsleder

  
Jarle Nygaard  
Fag- og markedsdirektør

O-23089 / O-25114 / O-26164

**Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget**

En oppsummering av FoU-virksomheten 2004-2006

# Forord

Silikatdosereren i Logåna ble etablert som et forsøksanlegg i 2003. For å kontrollere driften, foreslå eventuelle tekniske forbedringstiltak, samt komme med anbefaling om økologisk og økonomisk riktig silikatdosing er det gjennomført tre FoU-prosjekter i perioden 2004-2006. Disse prosjektene har munnet ut i tre NIVA-notater med begrenset distribusjon. For å øke tilgjengeligheten av resultatene er de tre notatene nå samlet i form av denne NIVA-rapporten.

MANKALK (interkommunalt selskap for kalking av Mandalsvassdraget) og Fylkesmannen i Vest-Agder har vært oppdragsgivere for prosjektene, og kontaktpersoner har vært hhv. Øyvind Jorstad og Svein Haugland (etterfulgt av Edgar Vegge i august 2005).

Grimstad, 19. desember 2006

*Øyvind Kaste*  
Prosjektleder

# **Innhold**

<b>Sammendrag</b>	<b>4</b>
<b>Notat I - Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget</b>	<b>5</b>
<b>Notat II - Oppfølgende undersøkelser i Logåna 2005</b>	<b>27</b>
<b>Notat III - Oppfølgende vannkvalitetsundersøkelser i Logåna 2006</b>	<b>36</b>

---

# Sammendrag

Logåna er et lakse- og sjørretførende sidevassdrag til Mandalselva, men på grunn av store variasjoner i surhetsgraden har det vært vanskelig å opprettholde en stabil fiskebestand. Det har flere ganger forekommet massiv fiskedød i elva i forbindelse med forsøringsperioder. I mars 2003 ble det igangsatt et silikatdoseringsanlegg i elva. Prinsippet bak tiltaket er at silikat kompleksbinder uorganisk aluminium og på denne måten fjerner den giftige komponenten i vannet. Dosering av silikat fører også til en pH-økning i vannet. Dette er ikke nødvendig for å avgifte vannet, men det gir en mulighet for å styre doseringen etter pH i elva.

Silikatdosereren i Logåna ble etablert som et forsøksanlegg, og i løpet av de drøye 3 årene det har vært i drift har det gjennomgått en stadig videreutvikling og ombygging. Samtidig har det også vært gjennomført regelmessige vannkjemiske undersøkelser samt eksponeringsforsøk med fisk for å finne et mest mulig optimalt dosenivå i forhold til de biologiske målene som er satt for tiltaket.

Denne rapporten inneholder tre tidligere utgitte NIVA-notater fra FoU-virksomheten i Logåna i perioden 2004-2006. Notatene kan leses som selvstendige delrapporter, men nedenfor følger en kort oppsummering av notatenes mål og konklusjoner:

## **Notat 1:**

Mål: (1) Kartlegge vannkjemiske forhold oppstrøms og nedstrøms tiltak, (2) Lage dose/respons-kurve mellom silikat og pH/labilt aluminium, (3) Gjøre fiskeforsøk for vurdere aktuelt dosenivå

Hovedkonklusjon: Raske variasjoner i vannføring og vannkjemiske forhold innebærer betydelige utfordringer både med hensyn til dosererdrift og effektkontroll. Eksponeringsforsøkene viser at fisken ikke akkumulerer uakseptable mengder aluminium så lenge pH er høyere enn 5,9. Basert på kontrollert silikattilsetning til surt Logåna-vann ble det etablert en titreringskurve som angir nødvendig silikatdose for å heve pH fra et gitt nivå til målet på 5,9.

## **Notat 2:**

Mål: Dokumentere vannkjemiske forhold i 2004 og 2005

Hovedkonklusjon: Det ble avdekket flere episoder med pH omkring 5.0 oppstrøms dosereren. Den kraftigste oppstod i januar 2005 i samband med storm og sterk sjøsaltpåvirkning. Anlegget var stanset pga. ombygging på denne tiden, og det ble etter kort tid rapportert om fiskedød i elva. Nye titreringsanalyser bekreftet at etablert titreringskurve (fra notat 1) var gyldig under de fleste forhold og ble dermed anbefalt for videre styring av anlegget.

## **Notat 3:**

Mål: Dokumentere vannkjemiske forhold under snøsmeltingsflommen i 2006.

Hovedkonklusjon: Anlegget viste god driftssikkerhet, men dårlig pumpekapasitet førte til at det ble utdosert om lag 30% mindre silikat enn forutsatt. Basert på resultater fra hyppig vannkjemisk prøvetaking samt bruk av passive prøvetakere (DGT), så doseringen likevel ut til å gi den nødvendige avgiftningen av vannet. Det presiseres her at målet for tiltakene i Logåna per i dag ikke er at vannkvaliteten skal være optimal til enhver tid, men at en skal unngå fiskedød i elva.

Anlegget gjennomgikk en ny omfattende ombygging og forbedring sommeren 2006.

# **Notat I - Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget**

Vannkjemi, fiskeforsøk og vurdering av dosemaal

Frode Kroglund  
Rolf Høgberget  
Øyvind Kaste

Grimstad 4. januar 2005

# Forord

Dette prosjektet kom i stand etter møte mellom MANKALK, NIVA og Bim Krystal (Anders Haavik) den 21. november 2003. Målet var å komme med anbefaling om økologisk og økonomisk riktig silikat-dose i Logåna ved hjelp av fiskeforsøk og eksisterende og nyinnsamlede vannkjemiske data. MANKALK har vært oppdragsgiver for prosjektet, og Øyvind Jorstad har vært NIVAs kontaktperson.

På prosjektmøte i Marnardal 18. oktober 2004 ble det foreslått tekniske forbedringer på det eksisterende doseringsanlegget som vil gi behov for faglig oppfølging også i 2005. Dette medførte at deler av det opprinnelige prosjektet blir utsatt til 2005, dels med nye faglige problemstillinger (prosjektforslag under utarbeidelse). Denne rapporten oppsummerer FoU-aktivitetene som ble gjennomført i Logåna i 2004.

Vi vil gjerne takke Finså klekkeri og Øyvind Jorstad, MANKALK, for godt samarbeid i forbindelse med gjennomføringen av prosjektet.

Grimstad, 4. januar 2005

*Øyvind Kaste*  
Prosjektleder



# 1. Innledning

Logåna, et sidevassdrag til Mandalselva, har vært kalket en årrekke ved hjelp av en eldre "Gjerstadkalker". Denne har imidlertid ikke virket tilfredsstillende vurdert ut fra dagens krav til vannkjemisk forbedring. Når Fylkesmannen i Vest-Agder vedtok opprusting av dette anlegget i 2001, ble silikat ( $\text{SiO}_2$ ) valgt som kjemisk middel ut fra flere forhold: (i) silikat avgifter vannet raskt og anlegget kan plasseres i anadrom strekning av elva, (ii) silikat er velegnet til bruk i vassdrag hvor avgiftning trengs av og til, ofte kun i korte perioder, og (iii) det er et behov for mer erfaring med bruk av silikat i humøst vann. Etableringen av et silikatdoseringsanlegg i Logåna betyr tekniske-, så vel som vannkjemiske og biologiske forhold omkring silikatdosering nå kan studeres nærmere. Dette vil gi et viktig erfaringsgrunnlag med tanke på etablering av tilsvarende anlegg andre steder.

Hensikten med tiltaket i Logåna var å sørge for at vannkvaliteten skulle være tilfredsstillende i forhold til produksjon av laks, men det ble samtidig presisert av fylkesmannen at det ikke var et mål at vannkvaliteten skulle være optimal til enhver tid. Vannkvaliteten skulle forbedres tilstrekkelig til at man var sikret mot fiskedød. Tilfredsstillende dose kan da defineres som den tilsetning av  $\text{SiO}_2$  som reduserer labilt (akkumulerbart) aluminium til nivå hvor konsentrasjonen av aluminium på fiskegjeller ikke overskrider satte miljømål. Gjelle-Al er derfor her benyttet som et mål for oppnådd vannkvalitet. En gjelle-Al konsentrasjon lavere enn  $150 \mu\text{g Al/g}$  gjelle tørrvekt betraktes her som akseptabelt. Ved denne konsentrasjonen er det ikke påvist dødelighet i løpet av en 10 dagers periode i forsøk, selv om andre egenskaper som f.eks. vekst kan påvirkes (Kroglund og Rosseland, 2004). Etter en episode vil fiskens helse kunne reetableres.

Doseringen i Logåna styres automatisk etter pH nedstrøms anlegget, selv om det er aluminium som er det giftige stoffet og silikat er det utdoserte midlet. En pH-verdi ned mot 5,4 er akseptabelt for laks hvis vannet ikke inneholder labilt aluminium (Fivelstad et al., 2004). Det er ikke gjennomført undersøkelser av empiriske sammenhenger mellom pH og aluminium i vassdraget, heller ikke mellom utdosert silikat og vannkjemisk forbedring målt som pH og reduksjon i konsentrasjonen av labilt aluminium. Inntil dette foreligger er pH eneste praktiske driftskontrollmulighet. Silikat binder seg til aluminium og derfor er mengdeforholdet mellom disse to elementene viktigere enn pH-økningen. Dette til forskjell fra kalking, hvor pH-økningen er en forutsetning for avgiftning av labilt aluminium. Avgiftningsmekanismen til silikat innebærer at når det er lite aluminium i vannet vil selv lave silikatdoser være tilstrekkelig. Dosene vil da kun gi små økninger i pH. Til andre tider er aluminiumskonsentrasjonen høyere og mer silikat trengs for å avgifte aluminium. Samme avgiftning kan derfor skje ved ulike pH-verdier.

Det ble opprinnelig bestemt at silikatdosering skulle igangsettes så snart pH i elva ble lavere enn 6,2. Dette er samme mål-pH som benyttes ved kalking av humøst vann, og med dette ambisjonsnivået ble driften av anlegget unødig dyr det første driftsåret. Denne problemstillingen dannet bakgrunn for et møte mellom NIVA, Bim Krystal og MANKALK i desember 2003. På basis av komparative studier utført i Logåna i 1998 og 1999 mellom kalk og silikat ble det på dette møtet anbefalt at pH målet ble senket til 5,9. For å gi en bedre faglig basis for denne beslutningen samt å øke erfaringsgrunnlaget omkring silikatdosering i vassdrag, ble det deretter igangsatt et prosjekt basert på følgende mål:

- Undersøke empiriske dose/respons-sammenhenger mellom Si, Al og pH basert på eksisterende data (DNs dosererkontroll-prosjekt, samt tidligere forsøk fra Logåna/Tangedalsvassdraget)
- Vurdere Si-fortynning og eventuelt endring av vannkjemisk på strekningen mellom anlegget og utløpet (basert på stikkprøvetaking i sidebekker)
- Sammenstille data fra driftskontrollen og fra den ukentlige vannkvalitetskontrollen for å etablere en "sannsynlig" årsvariasjon i pH i vassdraget

- Gjennomføre fiskeforsøk for å vurdere om fastsatt pH-mål (5.9) er akseptabelt, eller om det bør justeres
- Foreslå aktuelt målområde for tiltaket og beregne silikatdose som er nødvendig ved anlegget for å oppnå tilstrekkelig god vannkvalitet i målområdet

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Vassdragsbeskrivelse

Logåna er et 23 km<sup>2</sup> stort sidevassdrag til den anadrome strekningen av Mandalselva. Vassdraget er forsuret, og midlere surhetsgrad tidlig på 1990-tallet var pH 5,2 i den ukalkede delen (Larsen og Haraldstad, 1994). Denne verdien er imidlertid basert på noen få målinger og er således meget usikker. Daglige målinger over en uke høsten 1997 og våren 1998 ga pH-verdier på henholdsvis 5,2-5,5 og 5,3-5,8. Denne variasjonen i pH over kort tid illustrerer at vassdraget er påvirket av episoder. Mangel på innsjøer i nedslagsfeltet oppstrøms doseringsanlegget er en viktig årsak til raske endringer i vannføring og vannkjemi (**Figur 1**)

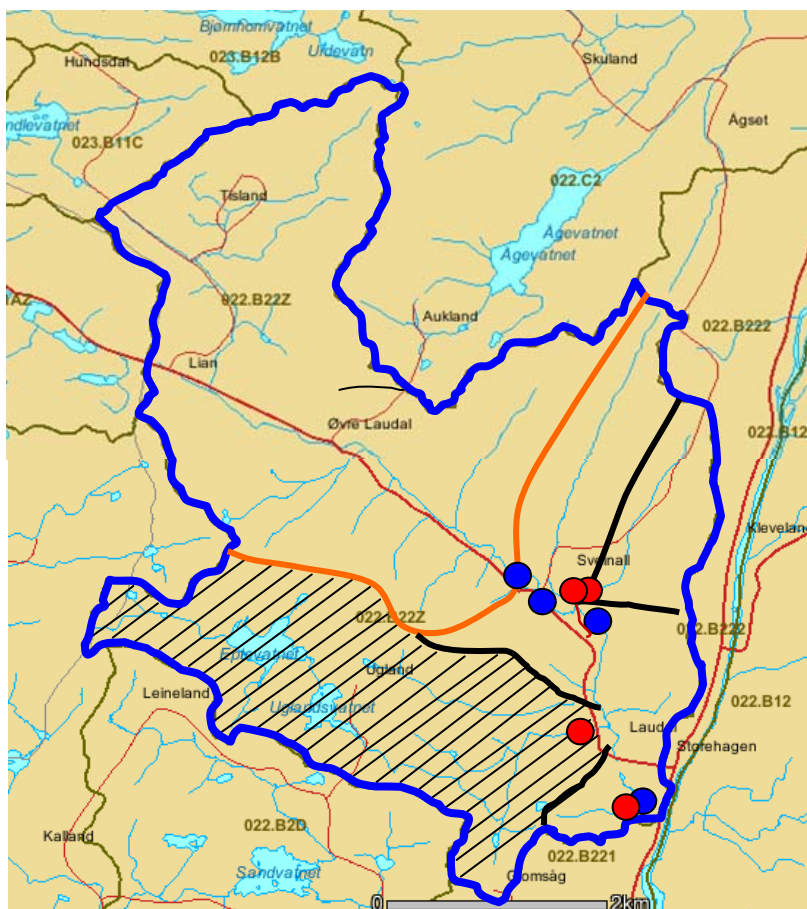
Arealet nedstrøms dosereren utgjør hele 53 % av nedslagsfeltet til Logåna (**Tabell 1**). Om lag halvparten av dette utgjøres av sidegrenen fra Uglandsvatn, som renner inn i Logåna like før utløpet i Mandalselva. Innsjøene i dette delfeltet vil trolig forårsake at vannføringen i bekken vil være noe mer dempet (forsinket) i forhold til selve Logåna.

**Tabell 1.** Arealer av delfelt oppstrøms og nedstrøms dosereren i Logåna, inkludert gjennomsnittlig årlig avrenning. Arealbidrag for hvert felt er angitt i prosent.

	Areal (km <sup>2</sup> )	Arealbidrag (%)	UTM (øvn-s)	Avrenning (mill. m <sup>3</sup> /år)
Oppstrøms doserer	10,9	47,4	4110-64585	14,2
Myrdalen	2,2	9,6	4115-64583	2,9
Nyvoll	1,4	6,1	4117-64583	1,8
Uglandsvatn	6,2	27,0	4120-64572	8,1
Raunsås	0,6	2,6	4118-64574	0,8
Diffust areal	1,7	7,4		2,2
<b>SUM</b>	<b>23,0</b>	<b>100</b>	<b>4122-64568</b>	<b>30,0</b>

### 2.2 Vannkjemi

I denne undersøkelsen benyttes vannkjemi-resultater fra DNs vannkemikontroll, samt vannanalyser knyttet til gjennomførte fiskeforsøk. I tillegg benyttes pH-målinger samt vannføringsdata fra driftskontrollen i Mandalsvassdraget (R. Høgberget, under arbeid). Innenfor DNs vannkemikontroll blir det tatt vannprøver hver til annen hver uke ved munningen av Logåna. I 2004 ble programmet supplert med én stasjon oppstrøms doseringsanlegget, og fra november ytterligere en stasjon like nedstrøms. Sistnevnte stasjon ble også undersøkt i løpet av tre prøvetakingsrunder høsten 2003. Alle prøvene analyseres mht. silikat i tillegg til pH, kalsium og konduktivitet.



**Figur 1.** Kart over nedslagsfeltet til Logåna. Oransje delelinje skiller areal oppstrøms fra arealer nedstrøms dosereren. Det største delfeltet nedstrøms dosereren er skravert. Røde sirkler angir hvor det er tatt vannprøver i sidebekker. Blå sirkler angir plassering av fiskeburene. Røde linjer angir bilveier. Kartet er laget på grunnlag av NVE-Atlas.

## 2.3 Fisk

Fiskeburene ble plassert ut i hovedelva oppstrøms dosereren, ca 50 m nedstrøms dosereren, midtveis i vassdraget og ved elvemunningen. Det ble tatt vannprøver samtidig med prøvetaking av fisken, dvs. ved eksponeringsavslutning. Vannbidraget fra Myrdalen og Nyvoll går i samløp før Logåna og renner inn i Logåna ca 600 m nedstrøms dosereren. Vannbidraget fra Uglandsvatn og Raunsås kommer inn i vassdraget like før elvemunningen. Vannbidragene fra Myrdalen og Nyvoll vil således påvirke vannkjemi og fisk på stasjonen midtveis, mens vannbidrag fra Uglandsvatn og Raunsås vil påvirke stasjonen ved elvemunningen. Det ble ikke tatt egne vannprøver på stasjonen 50 m nedstrøms dosereren.

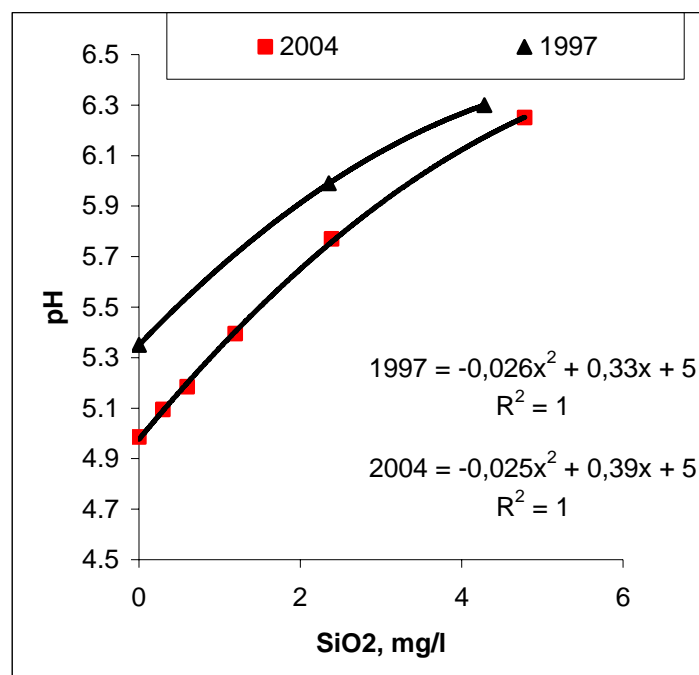
Fisken, som var fra Finså klekkeri, ble eksponert i burene ca. 24 timer. Ansatte ved klekkeriet satte laksesmolt inn i burene den ene dagen og tok gjelleprøver av fisken neste dag. Både dato og klokkeslett for utsetting og prøvetaking er notert. Gjeller ble klippet fra seks fisk på hver stasjon. Andre gjellebue fra fiskens venstre side ble plassert på innveide scintillasjonstuber. Andre gjellebue fra fiskens høyre side ble samlet på samme tube til en samleprøve for stasjonen. Metallakkumulering på gjellene ble analysert ved Norges landbrukskole (NLH) på Ås.

## 3. Resultater

### 3.1 Titreringsforsøk

Silikat utdoserer som vannglass. Innenfor driftskontrollen for vassdraget beregnes dosering som ml vannglass/m<sup>3</sup> vann (Høgberget 2004). Egenvekten til vannglass er 1,363, dvs. at én ml vannglass veier 1,363 gram. Av dette er 27,4 % SiO<sub>2</sub>. I vannanalysene til DN-vannkjemikontroll er silikat angitt som mg Si/l. I tiltakssammenheng benyttes imidlertid SiO<sub>2</sub> som måleenhet, og for å konvertere fra Si til SiO<sub>2</sub> må den oppgitte verdien multipliseres med 2,14.

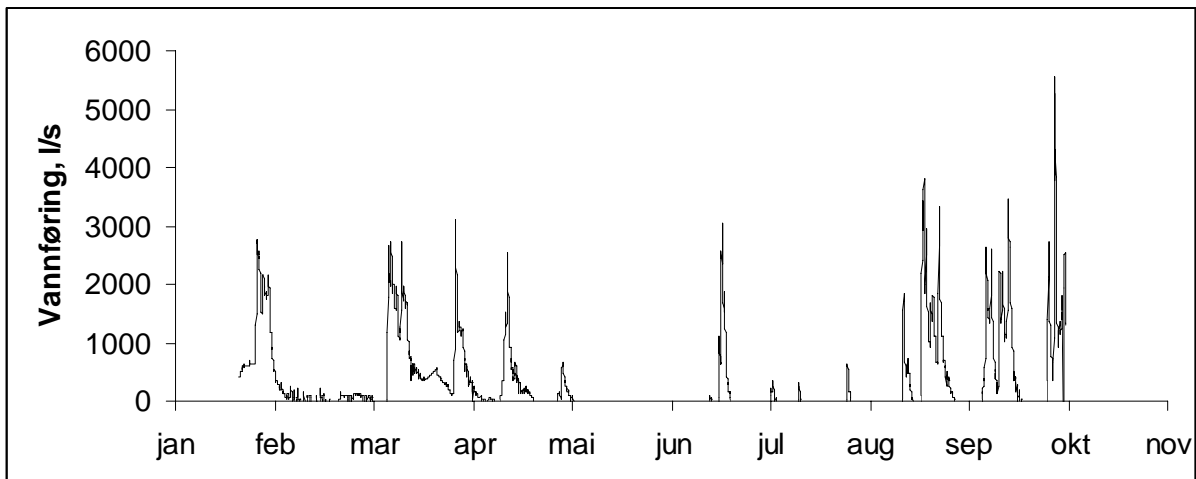
Titreringsforsøk med silikat-lut ble utført i 1997 og 2004 (**Figur 2**). På grunn av at utgangs-pH var høyere i 1997, økte pH mer med samme tilsetning enn i 2004. Den relative økningen (stigningskoeffisienten) er imidlertid relativt lik.



**Figur 2.** Sammenheng mellom silikat-tilsetning og pH-økning i vann fra Logåna i 1997 og 2004. Data fra 1997 stammer fra Kroglund m.fl. (1998).

### 3.2 Vannføring

Vannføring måles kontinuerlig innenfor driftskontrollen. Fra februar til oktober 2004 var det 10 avgrensa flomepisoder (**Figur 3**). Disse hadde en varighet fra 1 til 6 dager og varierte i vannvolum fra 1,7 til 7,9 m<sup>3</sup>/s. Alle episodene hadde samme karakteristiske forløp; rask vannføringsøkning og en noe mer slakk nedtrapping.



**Figur 3.** Vannføring i Logåna fra februar til oktober 2004 (R. Høgberget, upubliserte driftkontrolldata).

### 3.3 Data fra DN's vannkjemikontroll

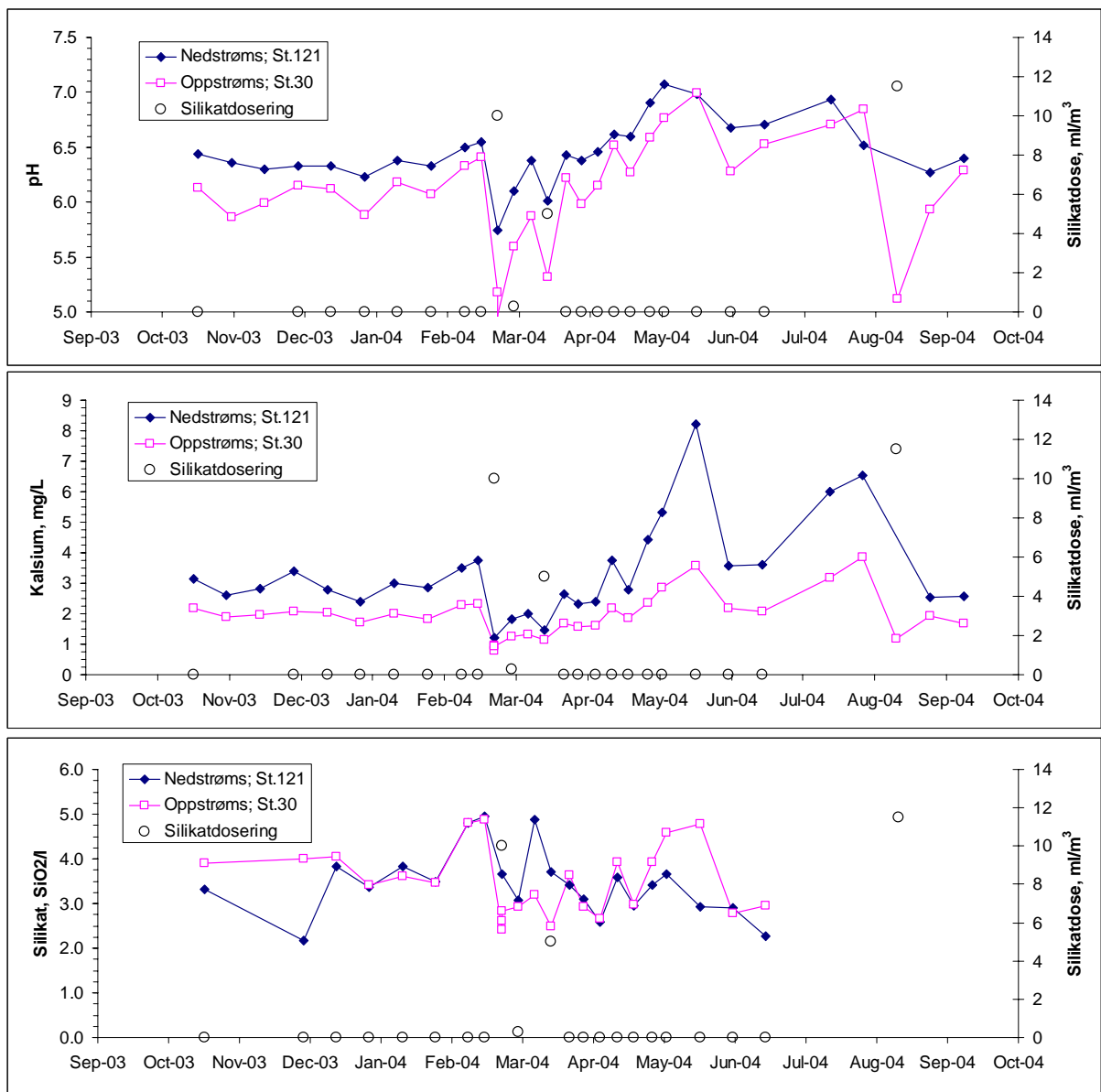
I den ukentlige kontrollen av pH, kalsium og silikat utført for DN var pH 5,7 eller lavere i store deler av mars 2004 (**Figur 4**). Vannkvaliteten i denne perioden var på et nivå hvor det kunne forventes omfattende skade på presmolt og parr. pH var også lav på en prøvedato i august. Denne episoden kan ha vært mer kortvarig, men kan ha påvirket både gytefisk og parr. Resten av prøvene oppstrøms anlegget hadde pH 5,9 eller høyere. Ved elvemunningen var pH lavere enn 5,9 kun ved én anledning (15. mars). Resten av året var pH høy, vanligvis over 6,2. Det ble således ikke påvist vannkvaliteter ved elvemunningen som kan tyde på kritiske forhold for fisk. Basert på disse pH-målingene synes tiltaket derfor å ha bidratt til å avgifte vannet tilfredsstillende.

Vann fra elvemunningen har høyere ledningsevne enn vann oppstrøms doseringsanlegget (**Tabell 2**). Kalsiumkonsentrasjonen ved ulike stasjoner i vassdraget varierte mellom 1 og 8 mg/l (**Figur 4**). Denne store spredningen i kalsiumverdier innenfor et "ukalket" vassdrag må tyde på at det er lokale tilførsler av kalk i området. Fra dosereren til elvemunningen økte kalsiuminnholdet gjennomsnittlig med 1 mg/l, men i perioder var økningen betydelig høyere enn dette (**Tabell 2**). Økningen i kalsium påvirker sannsynligvis pH nedstrøms doseringsanlegget, selv om sammenhengene mellom pH og kalsium var forskjellige mellom stasjonene, f.eks. oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget (**Figur 5**). Den interne tilførslen av kalsium ville ikke uten videre bli påvist dersom vassdraget var behandlet med kalk og ikke silikat.

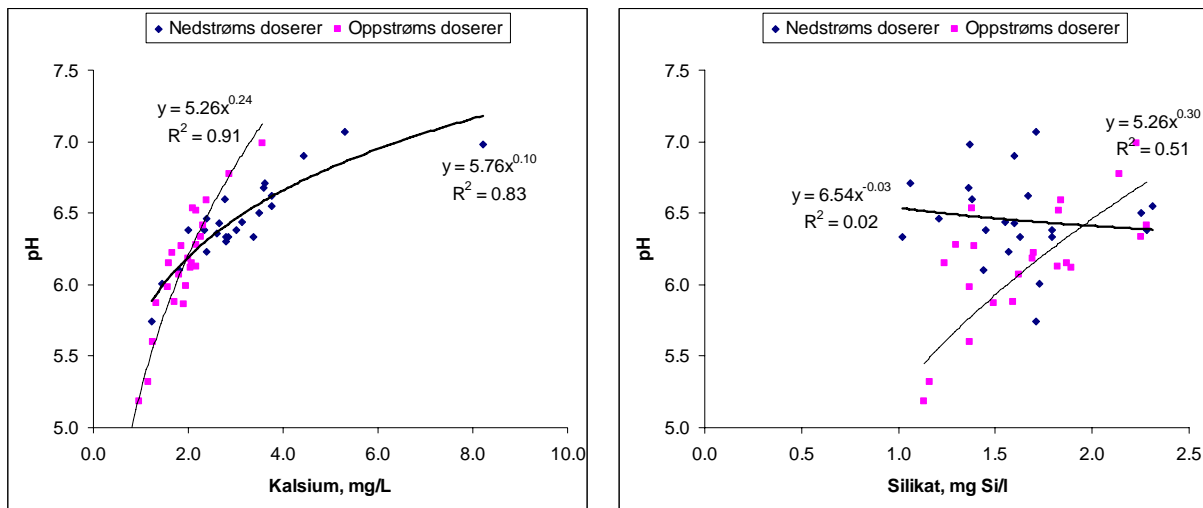
Middelkonsentrasjonen av silikat var 1,6 mg Si/l eller 3,5 mg SiO<sub>2</sub>/l både ovenfor og nedenfor doseringsanlegget (**Tabell 2**). Silikatkonsentrasjonen basert på enkeltmålinger var i perioder høyere oppstrøms doseringsanlegget enn nedstrøms (**Figur 4**). Dette betyr at lokale vanntilførsler nedstrøms anlegget må inneholde mindre silikat, slik at konsentrasjonsnivået i elva fortynnes.

**Tabell 2.** Middelerdi med standardavvik for konduktivitet, pH, kalsium og silikat målt oppstrøms dosereren og ved elvemunningen i perioden november 2003 til september 2004.

	Konduktivitet mS/m	pH	Kalsium mg/l	Silikat-SiO <sub>2</sub> mg/l
Oppstrøms doserer	3,54±0,60	6,07±0,53	1,95±0,71	3,45±0,74
Logåna munning	4,38±0,07	6,46±0,29	3,34±1,56	3,49±0,77



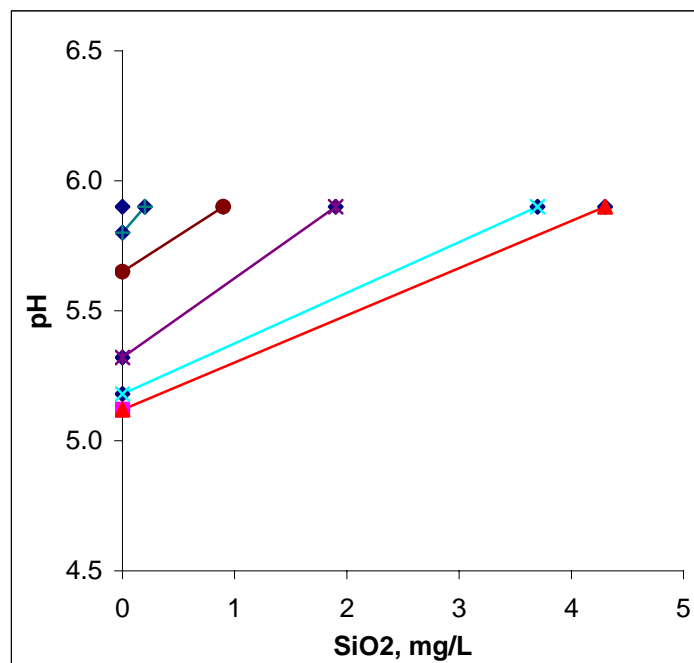
**Figur 4.** pH, kalsium og silikat målt oppstrøms doseringsanlegget og ved elvemunningen (data fra DNs vannkjemikontroll). Mengde utdosert silikat på prøvetakingstidspunktene er vist.



**Figur 5.** Sammenhenger mellom (a) kalsium og pH samt (b) silisium og pH i vannprøver tatt oppstrøms doseringsanlegget og ved elvemunningen.

### 3.3.1 Sammenhenger mellom silikatøkning og pH

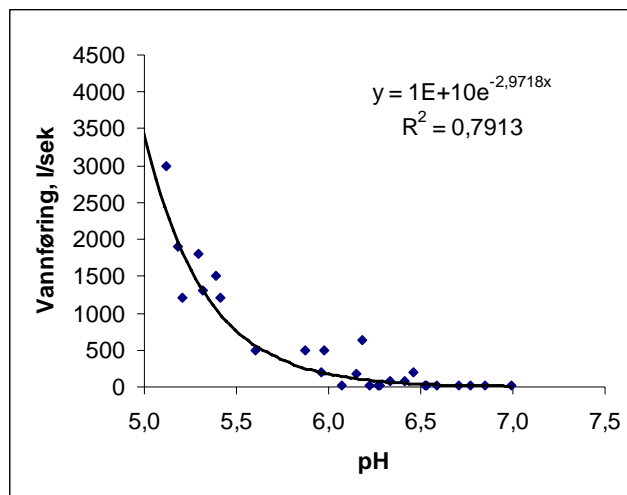
**Figur 6** viser mengde  $\text{SiO}_2$  som må tilsettes for å nå pH-målet 5,9 ved ulike pH-nivåer oppstrøms doseringsanlegget. Endringen mellom de to punktene på hver kurve kan betraktes som en Si-titrering. Alle linjene har omtrent samme stigningstall som titreringskurvene i **Figur 2**. Denne sammenhengen antyder at silikatdosen som er nødvendig for å heve pH til 5,9 er lite avhengig av årstid og variasjoner i vannkjemii.



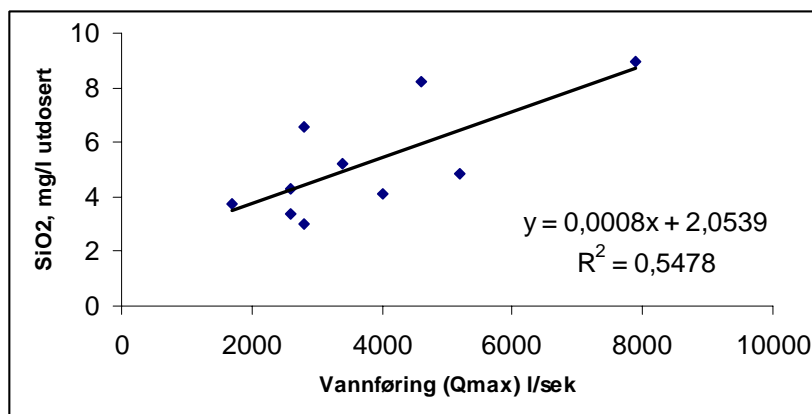
**Figur 6.** Mengde  $\text{SiO}_2$  som må tilsettes for å nå pH-målet 5,9 ved ulike pH-nivåer oppstrøms doserer. pH-data stammer fra DNS vannkjemikontroll, og data for silikattilsetning er hentet fra driftskontrollen for 2004 (R. Høgberget, upublisert).

### 3.3.2 Sammenhenger mellom pH og vannføring

Data fra DN-vannkjemikontroll samt fra prøver tatt i forbindelse med fiskeforsøkene at det er en god sammenheng mellom vannføring og pH (**Figur 7**) og en moderat god sammenheng mellom utdosert mengde silikat og maksimal vannføring under en flomtopp (**Figur 8**).



**Figur 7.** Sammenheng mellom vannføring og pH basert på DN-vannkjemikontroll og vannprøver tatt i forbindelse med fiskeforsøkene.



**Figur 8.** Sammenheng mellom maksimal vannføring og utdosert mengde silikat.

### 3.4 Vannkjemi oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget

Det ble tatt egne vannprøver 100 m nedstrøms doseringsanlegget på tre datoer høsten 2003. I oktoberprøven økte pH fra 5,5 oppstrøms til 6,8 målt 100 m nedstrøms anlegget (**Tabell 3**). Herfra til elvemunningen avtok pH til 6,3. Endringene ble ledsaget av et avtak i silisiumkonsentrasjonen mellom de to stasjonene. En økning i kalsiumkonsentrasjonen (og derved også alkaliteten) kan imidlertid ha dempet pH-fallet i forhold til det som kunne forventes basert på avtaket i SiO<sub>2</sub>. Den 3. november 2003 ble samme fenomen observert. pH oppstrøms dosereren var da 5,0. pH 100 m nedstrøms dosereren var pH 6,1, men avtok til 6,0 ved elvemunningen. Silikat- og kalsiumkonsentrasjonen fulgte samme mønster som ved forrige prøvetaking. Den 5. november ble det ikke dosert silikat. Denne datoen ble det også observert en reduksjon i silikat fra doseringsanlegget til elvemunningen, samtidig som at



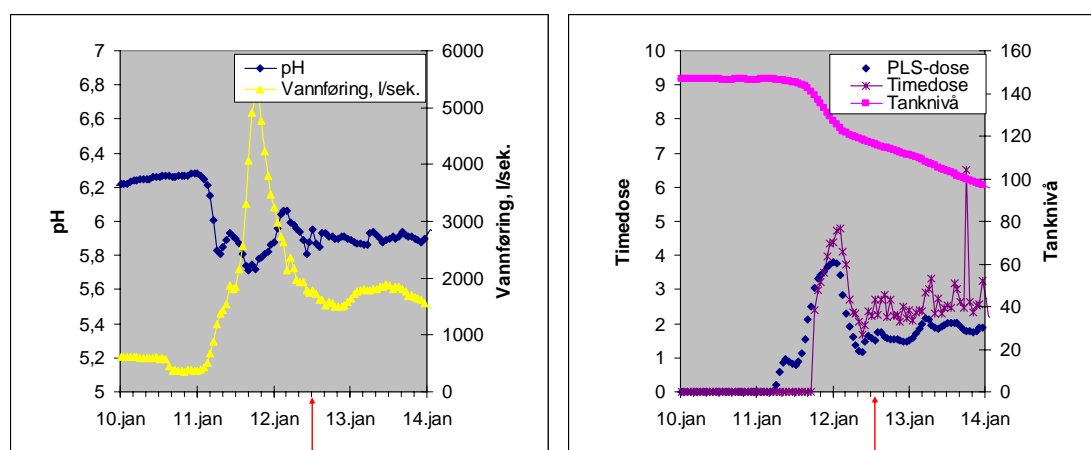
kalsium og pH økte. Resultatene tyder derfor på at lokale tilførsler modifierer vannkvaliteten nedover i vassdraget.

**Tabell 3.** Konduktivitet, pH, kalsium og silikat målt oppstrøms doseringsanlegget, 100 meter nedstrøms og ved elvemunningen av Logåna. Data fra DNs vannkjemikontroll.

	Dato	Kond. mS/m	pH	Ca mg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l
Oppstrøms doserer	7.10.2003	3,89	5,54	1,80	3,92
100 m nedstrøms doserer	7.10.2003	4,23	6,75	1,72	9,89
Laudal	7.10.2003	4,21	6,34	2,16	6,31
Oppstrøms doserer	03.11.2003	3,45	5,03	1,39	3,21
100 m nedstrøms doserer	03.11.2003	3,53	6,09	1,35	7,73
Laudal	03.11.2003	3,75	5,97	1,81	5,50
Oppstrøms doserer	05.11.2003	3,76	5,46	1,83	3,96
100 m nedstrøms doserer	05.11.2003	3,82	5,60	1,90	4,00
Laudal	05.11.2003	4,01	6,14	2,39	2,35

### 3.5 Vannkjemisk prøvetaking i sidebekker

For å undersøke eventuell variasjon i vannkvalitet mellom de ulike delfeltene nedstrøms doseringsanlegget, ble det tatt vannprøver i fire sidebekker den 12. januar 2004. Dagen før prøvetakingen var det en markert flomtopp som kulminerte omkring 5 m<sup>3</sup>/sek (**Figur 9**). Anlegget startet umiddelbart å dosere vannglass. Silikatdosen økt raskt og var høy (>3 mg SiO<sub>2</sub>/l) fram til kl. 05.00 om morgenen den 12. januar. Den store tilsetningen av vannglass tyder på at pH i ubehandlet vann var lav. Under selve flomtoppen avtok pH nedstrøms dosereren til 5,75, selv om vassdraget ble tilført i underkant av 4 mg SiO<sub>2</sub>/l. Flommen avtok deretter raskt, og da vannprøvene fra de fire sidebekkene samt tre stasjoner Logåna ble tatt midt på dagen den 12. januar var vannføringen i underkant av 2 m<sup>3</sup>/s.



**Figur 9.** Timesvariasjon i (a) pH og vannføring og (b) PLS-dose (fra styresignal), beregnet timedose av silikat samt tanknivå for tidsrommet 10. til 14. januar. Timesdosen beregnes ut fra endring i tanknivå, samt vannføring i det aktuelle tidsrommet. Pilene markerer prøvetakingstidspunkt i sidebekkene.

**Tabell 4.** Vannkjemiparametere målt i Logåna samt i fire sidebekker i januar 2004.

	pH	Al/ICP µg/l	Al/R µg/l	Al/Il µg/l	LAL µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	Ca mg/l	TOC mg/l
Oppst doserer	5,39	270	180	109	71	2,12	1,11	4,4
50 m nedstr.	5,65	272	164	134	30	3,98	1,11	4,4
Driftskontroll	5,96							
Logåna munning	5,81	248	150	124	26	3,17	1,45	4,6
Myrdalen	5,67	243	151	106	45	3,02	1,45	3,3
Nyvoll	6,02	275	164	148	16	2,76	1,96	4
Dyrdalen/ Raunsås	5,71	289	168	120	48	3,02	1,09	3,6
Uglandsvatn	5,1	244	172	108	64	2,05	1,01	4,7

Under prøvetakingsrunden den 12. januar var pH oppstrøms dosereren 5,4, og vannet inneholdt høye konsentrasjoner av labilt aluminium (**Tabell 4**). Silikatkonsentrasjonen oppstrøms doseringsanlegget var 2,1 mg SiO<sub>2</sub>/l. Umiddelbart nedstrøms doseringsanlegget økte konsentrasjonen til 4 mg SiO<sub>2</sub>/l. Dette er i overensstemmelse med data fra driftskontrollen. Ned mot elvemunningen sank konsentrasjonen til 3 mg SiO<sub>2</sub>/l pga. fortykning fra sidebekker. pH ved munningen av Logåna var samtidig 5,8. Sidebekkene inneholdt på dette tidspunktet mellom 2 og 3 mg SiO<sub>2</sub>/l, dvs. mindre silikat enn det som ble målt 100 m nedstrøms anlegget. Variasjon i sidebekkenes hydrologi (jfr. grenen fra Uglandsvatn) og kjemi gjør det vanskelig å bruke stikkprøver fra hovedelva nedstrøms disse tilløpene som kontroll på silikatdose fra anlegget. Med unntak av bekken fra Uglandsvatn var pH i bekkene moderat til høy (5,7 til 6,0), mens kalsiuminnholdet varierte i området 1.1-2.0 mg/l. Konsentrasjonen av labilt aluminium varierte fra 16 til 48 µg Al/l.

Konsentrasjonen av Al, Ca, Si og TOC ved utløpet ble estimert på basis av arealveid stofftransport fra de undersøkte sidebekkene (**Tabell 5**). Avviket mellom estimert og målt konsentrasjon var størst for kalsium, der en må anta at det udokumenterte restfeltet bidrar med 5 mg Ca/l for å få massebalanse. Dette kan være riktig med de Ca-konsentrasjoner som er målt i forbindelse med DN-vannkjemikontroll (**Figur 4**). Beregningene viser at vannbidraget fra Uglandsvatn påvirker vannkvaliteten ved munningen til Logåna i stor grad, mens de andre bekkene har mindre betydning. Vannbidraget fra Uglandsvatn virker forsurende, mens de andre feltene til dels trekker i motsatt retning. Det er ikke dokumentert om den observerte kalsiumøkningen ned mot utløpet skyldes geologiske forhold, eller om den hovedsakelig er knyttet til landbruksvirksomheten langs elva. Uansett kilde, vil effekten kunne variere med hydrologiske forhold (flom vs. lavvannføring) og på landbruksarealene vil tidspunkt for jordbearbeiding og kalking kunne spille inn.

**Tabell 5.** Beregnet konsentrasjon av aluminium, kalsium, silikat, og total organisk karbon (TOC) sammenlignet med målt konsentrasjon ved elvemunningen. Konsentrasjonene ble beregnet ved å summere opp arealveid stofftransport fra delfeltene som inngikk i undersøkelsen.

	Målt ved Logåna munning	Beregnet for Logåna munning
Al, µg/l	248	260
Ca, mg/l	1,45	1,23
Si, mg/l	3,2	3,1
TOC, mg/l	4,6	4,4

### 3.6 Burforsøk med fisk

Resultat for hver eksponeringsdato er gitt i vedlegg A. I vedlegget presenteres data fra driftskontrollen (vannføring, silikatdose og pH), vannkjemi tatt i tilknytning til fiskeeksponeringene og effekter på

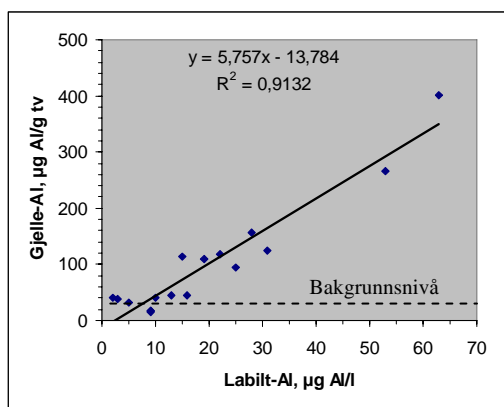
gjelle-aluminium. Konsentrasjoner av gjelle-Al inntil 150 µg Al/g gjelle-tørrvekt (tv) er betraktet som akseptabelt, da vannkvalitetsmålet i Logåna er å unngå fiskedød og ikke er satt til et nivå hvor fisken ikke vil kunne påvirkes. Etter en episode vil fisken kunne restitueres. Data fra driftskontrollen er ikke kvalitetssikret for dette notatet, men blir presentert i den kommende avviksrapporten for Mandalsvassdraget i 2004.

**Tabell 6.** Oppsummering av resultat fra fiskeeksponeringene utført våren 2004. Gjelle-Al er oppgitt i µg Al/g gjelle-tørrvekt.

	Gjelle Al Oppstr.	Gjelle Al Midten	Gjelle Al Munning	Dosering	pH	pH Midten	pH Munning	Endring i SiO <sub>2</sub> mg/l
Januar				Ja	5,39		5,81	1,8
Februar 11	118	40	45	Nei	5,96	6,60	6,41	
Mars 16	401	94	124	Ikke siste 3 timer Delvis	5,29	5,82	5,89	
Mars 17	267	113	110	Ja for siste 6 timer	5,41	6,10	6,10	
April 19-20	156	41	39	Ja	5,21	5,95	5,90	3,2
Mai 05 -06	18	18	16	Nei	6,46	6,24	6,79	

Fiskeforsøkene viste at vannkvaliteten oppstrøms doseringsanlegget var kritisk den 16. mars 2004 og lite tilfredsstillende 17. mars. I februar og i april var konsentrasjonene av gjelle-Al lavere eller nær grensen for akseptabelt nivå. Siste eksponering utført i mai viste meget tilfredsstillende vannkvalitet uten akkumulering av aluminium på gjellene til fisken. Nedstrøms doseringsanlegget ble det aldri påvist mer enn 120 µg Al/g gjelle tv. Dette tyder på at vannkvaliteten på nedenforliggende stasjoner var å betrakte som tilfredsstillende. Om dette skyldes silikatdoseringen eller den generelle bedringen i vannkvalitet fra doseringsanlegget til munningen av Logåna er imidlertid uvisst.

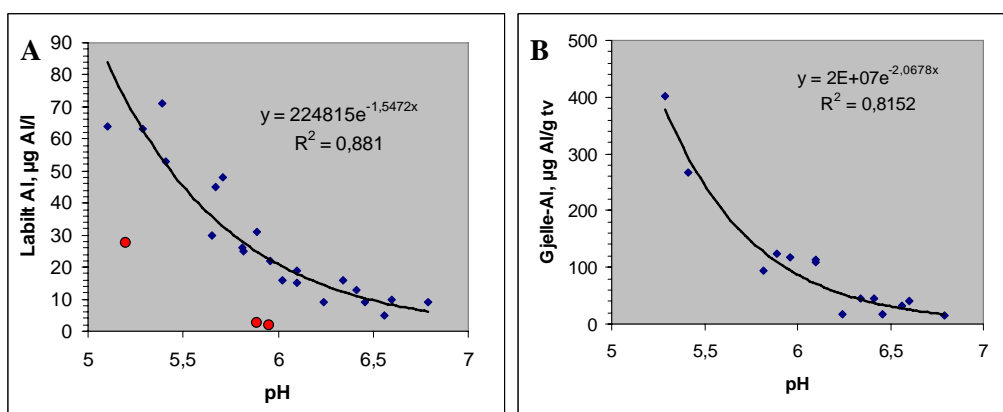
Det var en nær sammenheng mellom mengde labilt aluminium Logåna og (a) total mengde aluminium målt på gjeller (b) netto akkumulering av aluminiums på gjellene relativt til bakgrunnsnivået (**Figur 10**). Dette tyder på at den mengde labilt aluminium som ble målt på de ulike stasjonene også angir hvor mye aluminium som var akkumulert. Basert på en øvre akseptabel grense på 150 µg Al/g gjelle tv kan inntil 25-30 µg labilt aluminium aksepteres utenfor smoltifiseringsperioden. I smoltifiseringsperioden bør ikke gjelle-aluminium overstige 40 µg Al/g gjelle tv. Dette innebærer at mengden labilt aluminium i denne perioden må holdes på et nivå som er lavere enn 20 µg Al/l. For å oppnå dette må pH-målet økes noe i april og mai (juni; avhengig av tidspunkt for smoltutgang).



**Figur 10.** Sammenheng mellom labilt aluminium i vannet og mengde aluminium målt på gjeller etter eksponering i Logåna i 24 timer.

Mengden labilt aluminium i vassdraget er relatert til pH (**Figur 11**). Dersom konsentrasjonen av labilt aluminium ikke skal overstige 30 µg Al/l, må pH holdes høyere enn 5,8. Hvis pH holdes på 6,0 eller høyere, er sannsynligheten for at mengden labilt aluminium overstiger 20 µg Al/l liten. Basert på dette synes vannkvalitetsmålet nådd ved pH-verdier som er høyere enn 5,8. Dersom pH-grensen settes til 6,0 i smoltfiseringsperioden vil en få den tilleggsbeskyttelsen som kan forhindre at smolten skades.

Den 19. april ble det registrert et pH/Al-forhold som avviker en del fra de øvrige målingene (**Figur 11**). Denne datoen ble det dosert svært mye silikat, og pH i ubehandlet råvann var svært lav (pH 5,21). Det var også på denne datoen samsvar mellom gjelle-aluminium og konsentrasjonen av labilt aluminium i vannet. Dette tyder på at silikatdoseringen var tilstrekkelig høy til at aluminium ble avgiftet, men ikke høy nok til å heve pH til fastsatt målnivå. Dette er en illustrasjon på at pH ikke er en optimal målparameter under alle forhold, men på den annen side er pH det eneste praktiske dose-målet som kan benyttes. Det er derfor viktig å dokumentere eventuelle langtidsendringer i forholdet mellom pH og labilt aluminium i vassdraget, for evt. å kunne påpeke behov for justeringer av silikat-dosene (mål-pH).



**Figur 11.** A) Sammenheng mellom pH og labilt aluminium målt i vassdraget. De tre uteliggerne (lav konsentrasjon labilt aluminium i forhold til pH) er alle målt 19. april. B) Sammenheng mellom pH og gjellealuminium.

Det er vanskelig basert på de fem fiskeforsøkene å skille effekter som skyldes dosering fra effekter som er forårsaket av vannkjem i sidebekkene. Prøver tatt i perioder hvor det ikke doseres silikat tyder på at det til tider kan skje en markant vannkjemisk forbedring nedover i Logåna, kun som følge av vannbidrag fra sidefeltene. Dette på tross av at vannkvaliteten i sidevassdrag som Uglandvatn kan være marginal til tvisom. Den betydelige forbedringen i vannkjem som er observert nedstrøms doseringsanlegget når dette ikke er i funksjon tyder på at målområdet for tiltaket kan flyttes et stykke oppover i vassdraget. På den annen side kan det være uheldig at vann fra Uglandsvatn bidrar til å forringe vannkvaliteten i Logåna nær elvemunningen. Det må derfor vurderes hvor viktig elvearealet nedstrøms samløpet er for fiskeproduksjon.

## 4. Samlet vurdering

Det er en god samvariasjon mellom pH og labilt aluminium i vannprøvene fra fiskeforsøket og mellom labilt aluminium i vannet og akkumulert aluminium på gjellene til fisken. Det er videre en god sammenheng mellom utdosert mengde silikat og økning i pH, slik at silikatdosen som er nødvendig for å heve pH til 5,9 kan bestemmes på bakgrunn av pH i ubehandlet vann. Dosen som trengs for å etablere ikke-dødelig vannkjem er i rapporten fastlagt på bakgrunn av flere datasett og metoder. Alle gir tilnærmet samme resultat, dog er det noe usikkerhet forbundet med dosekravet når pH går ned mot

5,0. Det trengs ca. 3,5 til 4 mg SiO<sub>2</sub>/l for å heve pH til målområdet når råvannet har en pH på 5, mens råvannet må tilføres ca. 1 mg/SiO<sub>2</sub> når pH er 5,5. Råvannets pH har således stor betydning for hvor mye silikat som må doseres.

Basert på sammenhengen mellom pH og vannføring, synker pH under 5,9 når vannføringen overstiger 200-500 l/sek. Det er for få målepunkter og sannsynligvis for stor naturlig variasjon mellom pH og vannføring til å angi et snevrere vannføringsintervall for hvor pH med stor sannsynlighet vil underskride 5,9. I vannføringsintervallet 200 til 700 l/sek er det målt pH verdier fra 5,4 til 6,4, mens det aldri er målt akseptabel pH ved vannføringer høyere enn 700 l/sek. pH-verdier lavere enn 5,5 påvises først når vannføringen overstiger 1000 l/sek.

Forsøkene som er gjennomført viser at fisken ikke akkumulerer uakseptable mengder aluminium så lenge pH er høyere enn 5,9. Det anbefalte pH-målet gir fisken således en tilstrekkelig beskyttelse til at den ikke vil bli irreversibelt skadet under en episode. Etter en episode vil fisken kunne restituere normal helsestatus. Karforsøk utført tidligere viser at det ikke vil forekomme kritisk vannkvalitet hvis pH er 6,0 eller høyere. Samme karforsøk viste at hastigheten aluminium avgiftes med er avhengig av pH.

De til dels kompliserte hydrologiske og vannkjemiske forholdene i Logåna innebærer betydelige utfordringer både med hensyn til drift og effektkontroll. Tilførsler av vann fra sidebekker nedstrøms doseringsanlegget bidro normalt til en vannkvalitetsforbedring ned mot elvemunningen. Endringer i vannkjemisk forårsaket av lokale tilførsler medfører at det ikke kan etableres en enkel dose-respons kurve basert på vannprøver. Konsentrasjonen av både kalsium og silikat øker mot elvemunningen, og denne økningen kan til tider overskygge effekten av selve doseringen.

Den naturlige forbedringen i vannkvalitet ned mot elvemunningen medfører at målområdet for tiltaket sannsynligvis kan legges ovenfor innløpene fra Myrdalen og Nyvoll. Denne konklusjonen er beheftet med noe usikkerhet da vi ikke kjenner årstidsvariasjon i sidebekkene godt nok, men data fra DN-vannkjemikontroll underbygger en slik antagelse. Det er allerede opprettet en ekstra kontrollstasjon oppstrøms Nyvoll, som vil kunne benyttes som dokumentasjon på vannkvaliteten i målområdet.

Mange vassdrag har blitt mer episodepreget etter hvert som forsuringsbelastningen har avtatt. Erfaringene fra dosering i Logåna vil derfor trolig ha stor relevans for andre småvassdrag i tiden framover, uavhengig av om kalk eller silikat velges som avsyrimiddel.

## 5. Referanser

Høgberget, R. 2004. Driftskontroll av kalkingsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport år 2003. NIVA-rapport 4904, 27 s.

Larsen, P.A. og Haraldstad, Ø. 1994. Kalkingsplan for Mandalsvassdraget i Vest-Agder. Flerbruksplan for Mandalsvassdraget. Fagrapport til faggruppe for fisk og forurensning. 57 s.

Kroglund, F., H.C. Teien, E. Lucassen, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu og M.N. Pettersen. 1999. Vannkvalitetskravet til laksesmolt i humøst vann, Reetableringsprosjektet. DN-utredning 1-40.

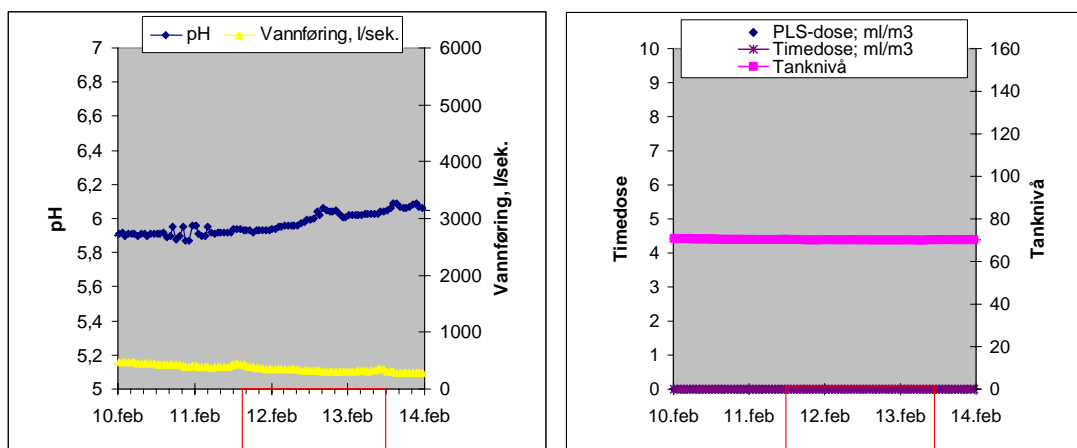
Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 2004. Effekter av episoder på parr og smoltkvalitet til laks. NIVA-rapport 4797, 45 s.

Fivelstad S, Olsen AB, Stefansson S, Handeland S, Waagbo R, Kroglund F, Colt J. 2004. Lack of long-term sublethal effects of reduced freshwater pH alone on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts subsequently transferred to seawater. CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES 61 (4): 511-518

# Vedlegg A: Resultater fra de enkelte burforsøkene

## 5.1.1 Forsøk 11-13. februar

Vannføringen og pH var stabil i eksponeringsperioden. I perioden 3. til 8. februar (forut for eksponeringsperioden) var det flom i elva. pH sank da til pH 5,4. I eksponeringsperioden var pH imidlertid høyere enn 5,9 og det ble ikke dosert vannglass. Eksponering av fisk gir informasjon om pH-målet for igangsetting av tiltak er satt til et rimelig nivå.



**Figur 12.** Timesvariasjon i pH og vannføring (a) og i timedose og PLS-dose utdosert silikat samt tanknivå (b) for tidsrommet 10. til 14. februar. Eksponeringsperioden er markert på tidsaksen.

I vannprøvene var pH oppstrøms dosereren like i underkant av pH 6.0. Midtveis i vassdraget var pH på 6.6, for så å avta mot elvemunningen. Konsentrasjonen av labilt Al avtok fra 22  $\mu\text{g}$  oppstrøms dosereren til 13  $\mu\text{g}$  ved elvemunningen. Endringene i silikat var ubetydelig. Endringene i pH og aluminium tyder på at vannkvaliteten forbedres naturlig innen vassdraget.

Ved Finså klekkeri hadde fisken 43  $\mu\text{g}$  Al/g gjelle tv. Etter eksponering i Logåna økte konsentrasjonen til 118  $\mu\text{g}$  Al/g gjelle tv. Umiddelbart nedstrøms doseringspunktet var gjelle Al ytterligere forhøyet, og da til verdier omkring 150  $\mu\text{g}$  Al/g gjelle tv. Disse økningene vurderes som sikre og reflekterer forskjeller i mengden akkumulert aluminium. På stasjonene Midtveis og Munning var konsentrasjonen av gjelle-Al tilsvarende bakgrunnsverdien. Resultatet tyder på at det var moderat høye mengder labilt aluminium i vassdraget, samtidig som at denne konsentrasjonen avtok i de nedre delene av vassdraget. Ettersom det ikke ble dosert silikat i denne perioden tyder resultatet på at sidebekkene i denne perioden hadde positiv innflytelse på vannkvaliteten i Logåna. Reduksjonen i pH og den lille endringen i labilt Al samt Si fra stasjon Midtveis til Munning tyder på at vann fra Uglandsvatn har dårligere vannkvalitet enn bekker oppstrøms stasjon Midtveis.

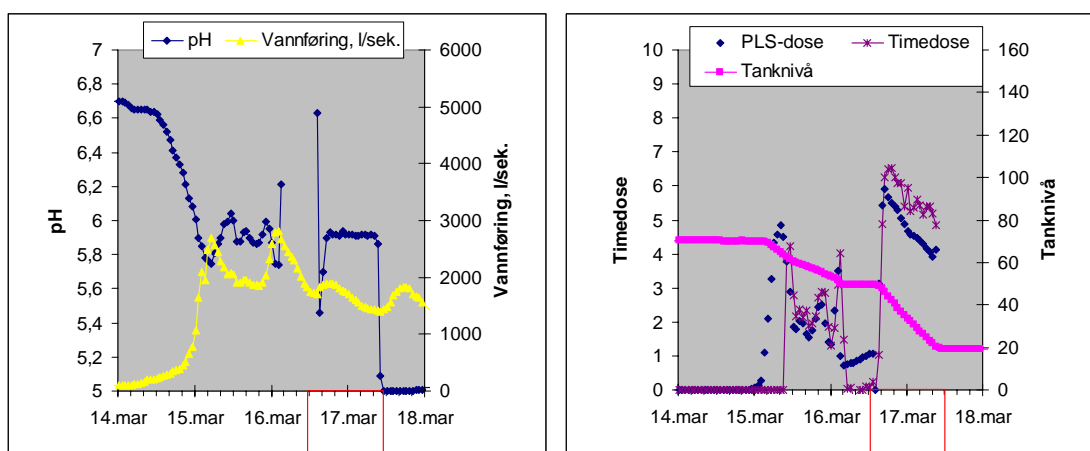
**Tabell 7.** Vannkjemiparametre målt i Logåna i februar 2004. Endring i silikat er beregnet som differanse mellom verdier oppstrøms doseringsanlegget i forhold til nedenforliggende stasjoner. Endringer i gjellealuminium er beregnet som differanse mellom konsentrasjoner målt på eksponeringsstasjonen i forhold til bakgrunnsverdiene ved klekkeriet.

	Gjelle- aluminium Målt	Gjelle- aluminium Endring	pH	Al/ICP µg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l	Fe/ICP µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	SiO <sub>2</sub> - økning
Finså klekkeri	43									
Oppst doserer	118	75	5,96	182	113	91	22	145	3,30	
Driftskontroll	152	109	6,05							
Midtveis Lehagen	40	-3	6,60		115	105	10		3,47	0,17
Logåna munning	45	2	6,41		113	100	13		3,32	0,02

### 5.1.2 Forsøk 16-17. mars

Vannføringen økte 15. mars og var høy forut for- og under hele eksponeringsperioden. pH var før flommen omkring 6,7. I perioden 15 til 17. mars ble pH holdt innenfor målområdet som følge av dosering av silikat. I den første halvdel av denne perioden ble det dosert 2 til 4 mg SiO<sub>2</sub>/l. Dette tyder på at ubehandlet råvann kunne ha hatt en pH-verdi som var fra 0,5 til 1 pH enhet lavere enn pH-målet på 5,9. I siste halvdel økte dosen til å ligge mellom 4 og 6 mg SiO<sub>2</sub>/l. Økningen i dosenivå tyder på at pH da hadde sunket ytterligere og var lavere enn 5,0.

I underkant av 3 timer før forsøksavslutning gikk vannglasstanken tom og det ble ikke dosert vannglass i slutfasen av forsøket. pH nedstrøms doseringsanlegget avtok da til pH 5,0. Dette medfører at fisken i Logåna samtidig ble eksponert for surt vann. Denne driftstansen vil ha størst innvirkning nært doseringspunktet. Ved elvemunningen vil effekten avhenge av hvor raskt "episoden" transporteres nedover elva og hvordan episoden fortynnes. Episoden får ved elvemunningen økt varighet, men redusert intensitet.



**Figur 13.** Timesvariasjon i pH og vannføring (a) og i timedose og PLS-dose utdosert silikat samt tanknivå (b) for tidsrommet 14. til 18. mars. Eksponeringsperioden er markert på tidsaksen.

Vannprøvene ble tatt ca. tre timer etter at doseringen hadde opphørt. pH oppstrøms dosereren var på 5,3. På stasjonene Midtveis og Munning var pH henholdsvis 5,8 og 5,9. Konsentrasjonen av labilt Al avtok fra 60 µg Al/l til verdier omkring 25-30 µg Al/l. Økningen i Si var omkring 0,3 mg SiO<sub>2</sub>/l. Over en tre timer periode hadde episoden sannsynligvis nådd elvemunningen. Lav økning i silikat antyder at vannprøvene i liten grad var påvirket av vannglass. Sidebekkene er i så fall årsak til pH-økningen fra doseringsanlegget til elvemunningen. Silikatkonsentrasjonen i enkelte av bekkene var høyere enn konsentrasjonen oppstrøms dosereren i januar.

Ved Finså klekkeri hadde fisken 45 µg Al/g gjelle tv. Etter eksponering i Logåna økte konsentrasjonen til 400 µg Al/g gjelle tv. Umiddelbart nedstrøms doseringspunktet var gjelle Al redusert til verdier omkring 220 µg Al/g gjelle tv. På stasjonene Midtveis var konsentrasjonen av gjelle-Al tilsvarende bakgrunnsverdien, men økte til 80 µg Al/g gjelle tv ved elvemunningen. Hvor mye av gjelle-Al påslaget som inntreffer etter at doseringen svikter er imidlertid uklart. Gjelle-Al vil øke umiddelbart etter eksponering for aluminium.

Vannkvaliteten oppstrøms doseringsanlegget kan betraktes som kritisk for laksesmolt. Episoden hadde en vannkvalitet som kunne ha medført fiskedød blant presmolt. Dessverre lar det seg ikke gjøre å kvantifisere hvor mye av den vannkjemiske forbedringen som skyldes silikat og hvor mye som skyldes sidebækker. Det er kritikkverdig at en lagertank kan tømmes helt under en episode.

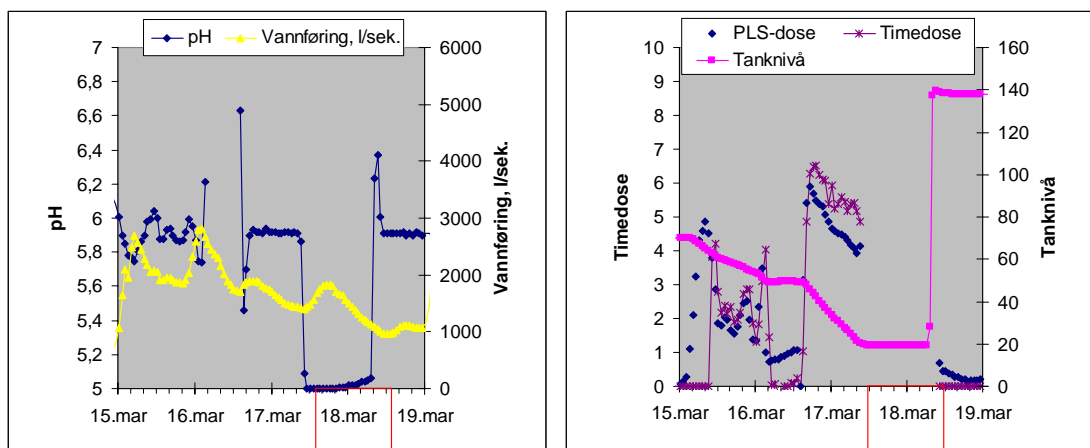


**Tabell 8.** Vannkjemiparametre målt i Logåna i 17. mars 2004. Endring i silikat er beregnet som differanse mellom verdier oppstrøms doseringsanlegget i forhold til nedenforliggende stasjoner. Endringer i Gjelle-aluminium er beregnet som differanse mellom konsentrasjoner målt på eksponeringsstasjonen i forhold til bakgrunnsverdiene ved klekkeriet.

	Gjelle- aluminium Målt	Gjelle- aluminium Endring	pH	Al/ICP µg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l	Fe/ICP µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	SiO <sub>2</sub> - økning
Finså klekkeri	45		6,34		23	7	16			
Oppst doserer	401	356	5,29	263	182	119	63	182	2,16	
Driftskontroll	220	175	5,0							
Midtveis Lehagen	94	49	5,82		160	135	25		2,44	0,28
Logåna munning	124	79	5,89		157	126	31		2,48	0,32

### 5.1.3 Forsøk 17-18. mars

Som en kontroll på driftsstansen dagen forut ble fisk eksponert også den påfølgende dagen. Vannføringen var da avtagende. pH var 5,0 når fisken ble satt inn i forsøket. pH økte gradvis med i underkant av 0,1 pH enhet de første 18 timene. Doseringstanken ble ”dessverre” etterfylt 18. mars kl 08:00, eller seks timer før eksponeringsperioden var over. Det ble utdosert ca 4 mg SiO<sub>2</sub>/l den første timen. Doseringsvolumet avtok raskt de påfølgende timene og var på 0,5 SiO<sub>2</sub>/l når fiskeforsøket ble avsluttet. Dette tyder på at pH oppstrøms doseringsanlegget da hadde økt slik at avsyringsbehovet hadde avtatt. Basert på dette forventes det ikke særlig økning i silikat i vannprøvene.



**Figur 14.** Timesvariasjon i pH og vannføring (a) og i timedose og PLS-dose utdosert silikat samt tanknivå (b) for tidsrommet 15. til 19. mars. Eksponeringsperioden er markert på tidsaksen.

pH oppstrøms dosereren var på 5,4. På stasjonene Midtveis og Munning var pH på 6,1.

Konsentrasjonen av labilt Al avtok fra 53 µg Al/l til verdier omkring 15-20 µg Al/l. Økningen i Si var på 0,5 mg SiO<sub>2</sub>/l på stasjon Midtveis, men kun på 0,16 mg SiO<sub>2</sub>/l på stasjon Munning. Dette er høyere verdier enn det som ble målt dagen forut så det er ikke urimelig at vassdraget ble tilført vannglass.

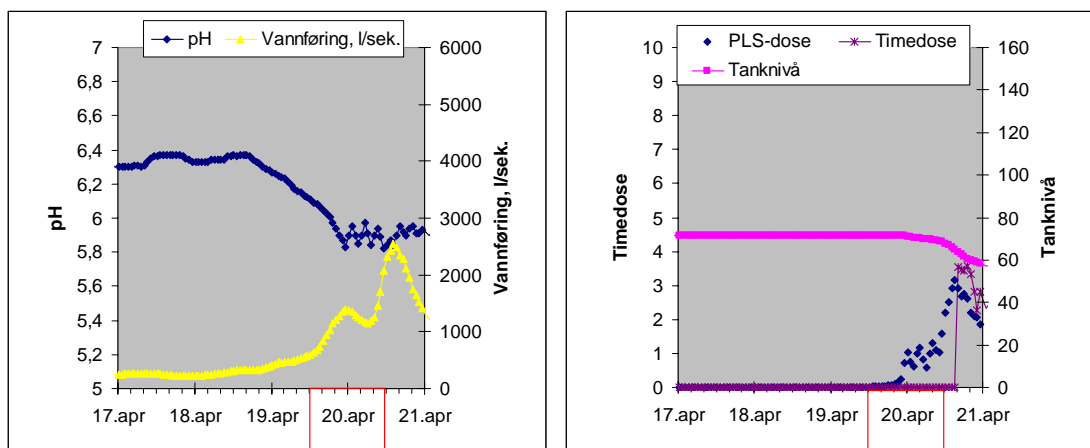
Ved Finså klekkeri hadde fisken 37 µg Al/g gjelle tv. Etter eksponering i Logåna økte konsentrasjonen til 230 µg Al/g gjelle tv. Umiddelbart nedstrøms doseringspunktet var gjelle Al økt til verdier omkring 280 µg Al/g gjelle tv. På stasjonene Midtveis og Munning var konsentrasjonen av gjelle Al på omkring 70 µg Al/g gjelle tv. Dette tyder på at mengden akkumulert Al avtok nedstrøms dosereren. Denne fisken var eksponert i 18 timer til ubehandlet vann, deretter til 6 timer behandlet vann. Akkumulering av aluminium på gjeller er en rask prosess. Eliminering skjer like raskt. Det er ikke mulig å konkludere om tiltaket hadde avhjulpet vannkvaliteten i vassdraget.

**Tabell 9.** Vannkjemiparametre målt i Logåna i 18. mars 2004. Endring i silikat er beregnet som differanse mellom verdier oppstrøms doseringsanlegget i forhold til nedenforliggende stasjoner. Endringer i Gjelle-aluminium er beregnet som differanse mellom konsentrasjoner målt på eksponeringsstasjonen i forhold til bakgrunnsverdiene ved klekkeriet.

	Gjelle- aluminium Målt	Gjelle- aluminium Endring	pH	Al/ICP µg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l	Fe/ICP µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	SiO <sub>2</sub> - økning
Finså klekkeri	37									
Oppst doserer	267	230	5,41	240	171	118	53	139	2,31	
Driftskontroll	317	280	5,9							
Midtveis Lehagen	113	76	6,1		151	136	15		2,85	0,54
Logåna munning	110	73	6,1		140	121	19		2,65	0,34

### 5.1.4 Forsøk 19-20. april

Fisk ble satt ut i burene 19. april. På dette tidspunktet var det meldt flom. Vannføringen var økende når fisken ble plassert i burene. pH var avtagende. pH sank under tiltaksgrensen på 5,9 først 8 timer etter at fisken ble satt inn i forsøket. De neste 16 timene økte vannglassdoseringen jevnt, og pH ble opprettholdt på målnivå. På det meste ble vannet tilsatt 3,5 mg SiO<sub>2</sub>/l. Dette kan tyde på at pH i råvannet var like i overkant av 5,0. Når vannprøvene ble tatt ble det utdosert 3 mg SiO<sub>2</sub>/l. 4 timer tidligere var utdosert dose på halvparten av dette. En time før det igjen var dosen en fjerdedel. Dette tyder på rask pH-økning når flommen avtok.



**Figur 15.** Timesvariasjon i pH og vannføring (a) og i timedose og PLS-dose utdosert silikat samt tanknivå (b) for tidsrommet 17. til 21. april. Eksponeringsperioden er markert på tidsaksen.

pH oppstrøms dosereren var på 5,2. På stasjonene Midtveis og Munning var pH på henholdsvis 5,95 og 5,90. Konsentrasjonen av labilt Al avtok fra 28 µg Al/l til verdier omkring 2 µg Al/l. Økningen i Si var på 0,8 mg målt midtveis og 0,7 mg ved Munningen. Dette er vesentlig mindre enn det som beregnes av driftskontrollen. Så lenge det er uklart hvor raskt vann transporteres i elva kan den målte økningen være riktig, men reflektere doseringen noen timer tidligere.

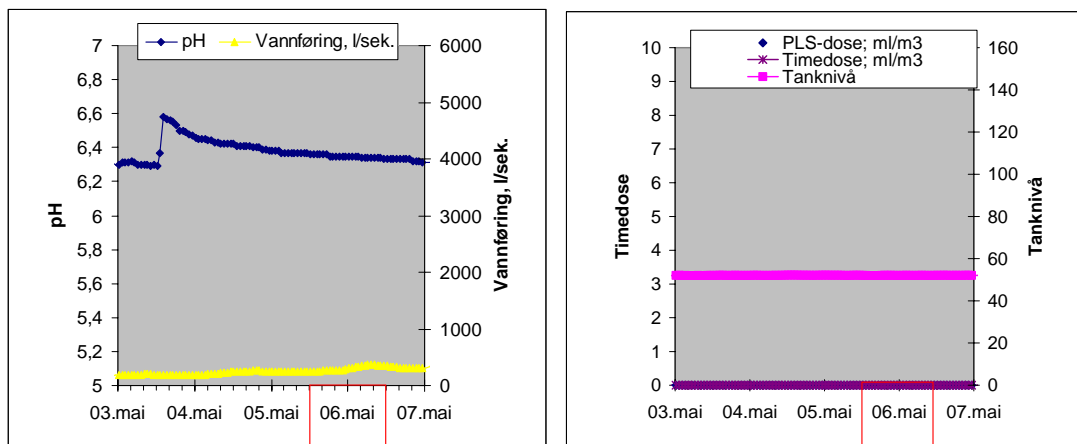
Ved Finså klekkeri hadde fisken 32 µg Al/g gjelle tv. Etter eksponering i Logåna økte konsentrasjonen til 124 µg Al/g gjelle tv. Umiddelbart nedstrøms doseringspunktet var gjelle Al redusert til verdier omkring 70 µg Al/g gjelle tv. På stasjonene Midtveis og Munning var konsentrasjonen av gjelle Al uforandret i forhold til klakkeriet. Dette tyder på at akkumulerbarheten til Al avtok nedstrøms dosereren. Selv om pH var lavere enn 6, var all aluminium i vassdraget avgiftet med denne dosen. pH 6,1 målt 18. mars avgiftet ikke aluminium i tilsvarende grad. Vassdraget var da ikke behandlet med silikat. Dette illustrerer hvordan pH ikke er en tilfredsstillende indikator på vannkvalitet.

**Tabell 10.** Vannkjemiparametre målt i Logåna i 20. april 2004. Endring i silikat er beregnet som differanse mellom verdier oppstrøms doseringsanlegget i forhold til nedenforliggende stasjoner. Endringer i Gjelle-aluminium er beregnet som differanse mellom konsentrasjoner målt på eksponeringsstasjonen i forhold til bakgrunnsverdiene ved klekkeriet.

	Gjelle- aluminium Målt	Gjelle- aluminium Endring	pH	Al/ICP µg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAL µg/l	Fe/ICP µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	SiO <sub>2</sub> - økning
Finså klekkeri	32		6,56		17	12	5		2,57	
Oppst doserer	156	124	5,21		199	171	28		0,919	
Driftskontroll	101	69	5,9							3,2
Midtveis Lehagen	41	9	5,95		190	188	2		1,76	0,84
Logåna munning	39	7	5,90		182	179	3		1,59	0,67

### 5.1.5 Forsøk 5-6. mai

Det ble ikke dosert silikat under dette forsøket. pH var 6,2 gjennom hele eksponeringsperioden. Vannføringen var svakt økende, men lav i forhold til de andre eksponeringsperiodene.



**Figur 16.** Timesvariasjon i pH og vannføring (a) og i timedose og PLS-dose utdosert silikat samt tanknivå (b) for tidsrommet 5. til 6. mai. Eksponeringsperioden er markert på tidsaksen.

Ved Finså klekkeri hadde fisken  $17 \mu\text{g Al/g}$  gjelle tv. Det var ingen endring i konsentrasjon etter eksponering i Logåna. Vannet inneholdt ikke akkumulert Al på dette tidspunktet.

pH oppstrøms dosereren var på 6,5. På stasjonene Midtveis og Munning var pH på henholdsvis 6,2 og 6,8. Konsentrasjonen av labilt Al var på  $10 \mu\text{g Al/l}$ . Økningen i  $\text{SiO}_2$  var i underkant av  $0,3 \text{ mg SiO}_2/\text{l}$  midtveis, mens det var ingen økning ved Munningen.

Vannkvaliteten i Logåna var tilfredsstillende for laks.

**Tabell 11.** Vannkjemiparametre målt i Logåna i 18. mars 2004. Endring i silikat er beregnet som differanse mellom verdier oppstrøms doseringsanlegget i forhold til nedenforliggende stasjoner. Endringer i Gjelle-aluminium er beregnet som differanse mellom konsentrasjoner målt på eksponeringsstasjonen i forhold til bakgrunnsverdiene ved klekkeriet.

	Gjelle- aluminium Målt	Gjelle- aluminium Endring	pH	Al/ICP $\mu\text{g/l}$	Al/R $\mu\text{g/l}$	Al/II $\mu\text{g/l}$	LAL $\mu\text{g/l}$	Fe/ICP $\mu\text{g/l}$	$\text{SiO}_2$ $\text{mg/l}$	$\text{SiO}_2$ - økning
Finså klekkeri	17									
Oppst doserer	18	1	6,46	197	107	98	9	264	2,74	
Driftskontroll	20	3								
Midtveis Lehagen	18	1	6,24		97	88	9		3,02	0,28
Logåna munning	16	-1	6,79		80	71	9		2,82	0,08

# **Notat II - Oppfølgende undersøkelser i Logåna 2005**

Øyvind Kaste  
Frode Kroglund

Grimstad 12. september 2005

# 1. Bakgrunn og mål

Logåna er et lakse- og sjørretførende sidevassdrag til Mandalselva, men på grunn av store variasjoner i surhetsgraden har det vært vanskelig å opprettholde en stabil fiskebestand. Det har flere ganger forekommet massiv fiskedød i elva i forbindelse med forsøringsperioder. Elva har vært kalket i en årrekke ved hjelp av en doserer av eldre type. I mars 2003 ble det igangsatt et pH-styrt silikatdoseringsanlegg i elva, og anlegget har siden starten vært en del av driftskontrollen for Mandalselva. Detaljer omkring anlegget og driften i 2003 og 2004 er omtalt i Høgberget (2004) og Høgberget og Håvardstun (2005).

pH-målet nedstrøms anlegget ble opprinnelig satt til 6,2. Dette medførte høyt forbruk av silikatlut, og det ble ved utgangen av 2003 vedtatt å senke målet til 5,9. For å sjekke om dette var tilstrekkelig avgiftning, ble det i 2004 gjennomført et FoU-prosjekt som inkluderte vannkjemiske studier, fiskeforsøk og en samlet vurdering av dose-målet for elva (Kroglund m.fl. 2005). Resultatene fra prosjektet viste at fisken ikke akkumulerte uakseptable mengder aluminium så lenge pH i elva var over 5,9, og dette målnivået ble derfor anbefalt.

Vannkjemien i Logåna følges opp innenfor DN's vannkjemikontrollprosjekt, som innebærer prøvetaking ukentlig/annenhver uke oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget. Prøvene sendes inn til M-lab i Stavanger og analyseres med hensyn til pH, kalsium, silisium og konduktivitet. For å få mer dokumentasjon på sammenhengen mellom silisium, pH og labilt aluminium (LAI) ble det våren 2005 sendt parallelle prøver til NIVAs lab for analyse av Al-fraksjoner og totalt organisk karbon (TOC). Begrunnelsen for å ta med TOC, er at konsentrasjonen av organisk stoff på virker sammenhengen mellom Al-fraksjonene og dermed kan influere mengden av silikat som bør doseres ved gitte pH-nivåer i elva.

Etter ombygging av anlegget i januar 2005, styres nå doseringen etter pH oppstrøms anlegget samt en teoretisk sammenheng mellom silikatdose og pH (titreringskurve) foreslått av Kroglund m.fl. (2005). For å kvalitetssikre denne titreringskurven ble det våren 2005 tatt fire vannprøver oppstrøms doseringsanlegget for nye titreringsanalyser.

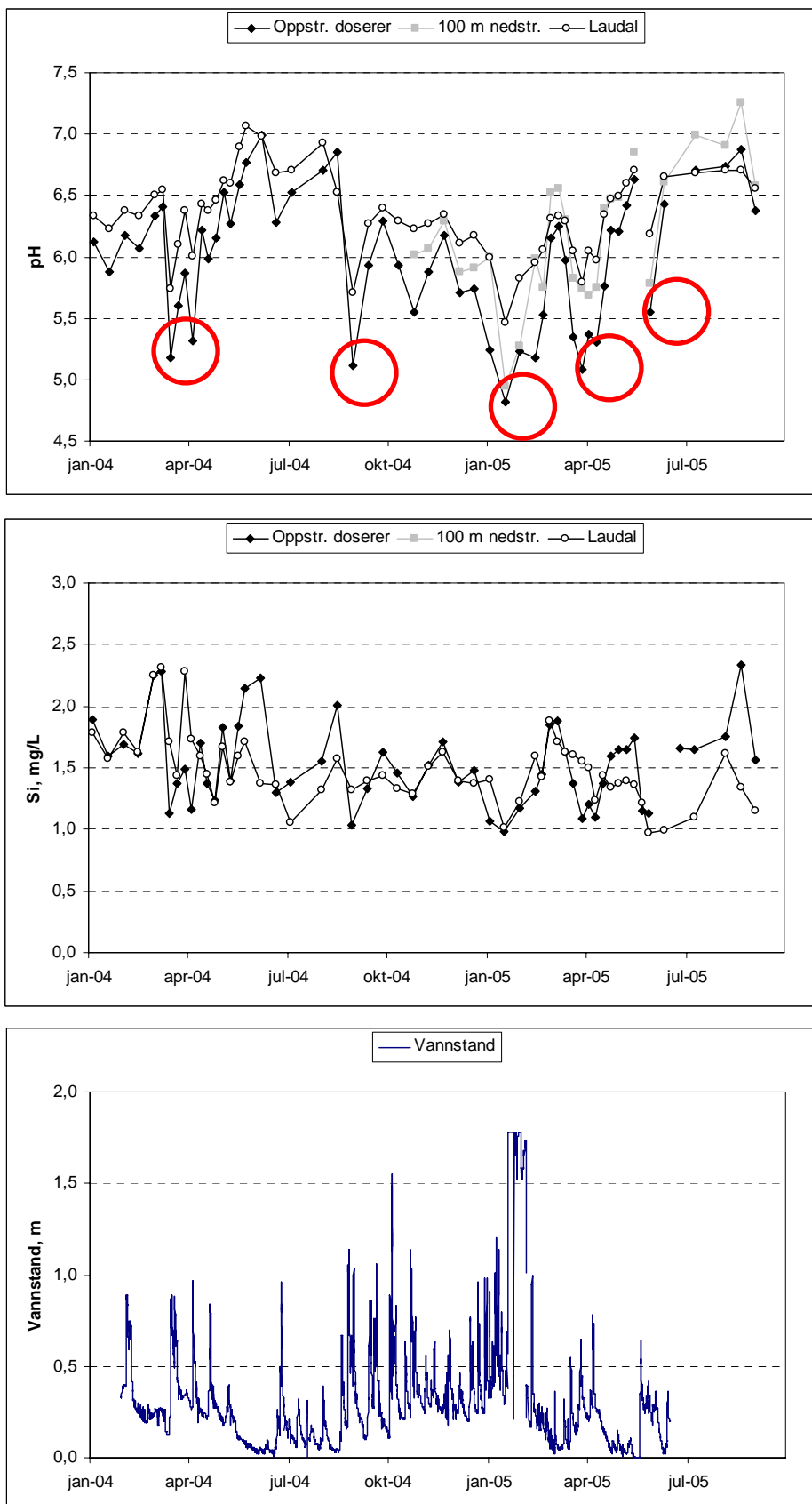
Dette notatet er utarbeidet på oppdrag for Fylkesmannen i Vest-Agder (ved Svein Haugland / Edgar Vegge), og oppsummerer resultatene fra den vannkjemiske oppfølgingen og titreingsanalysene som ble gjennomført våren 2005.

## 2. Kjemidata

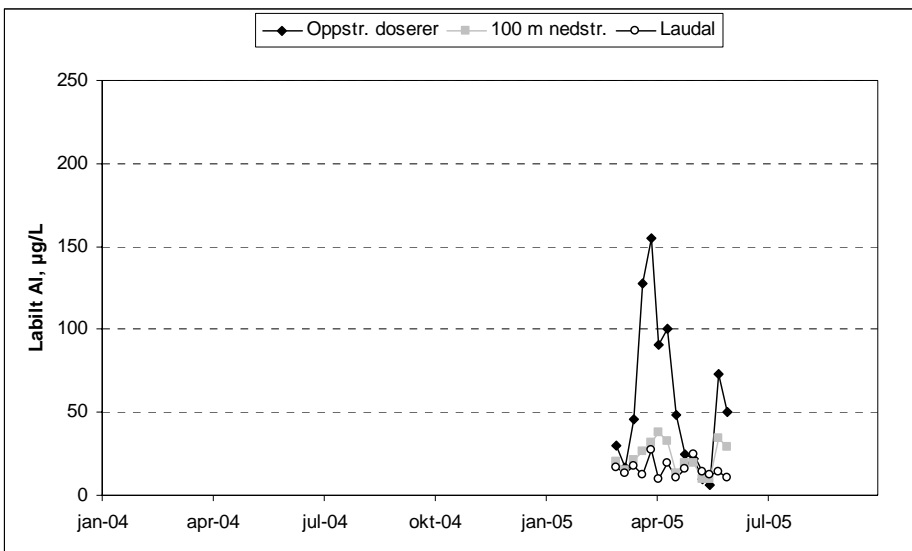
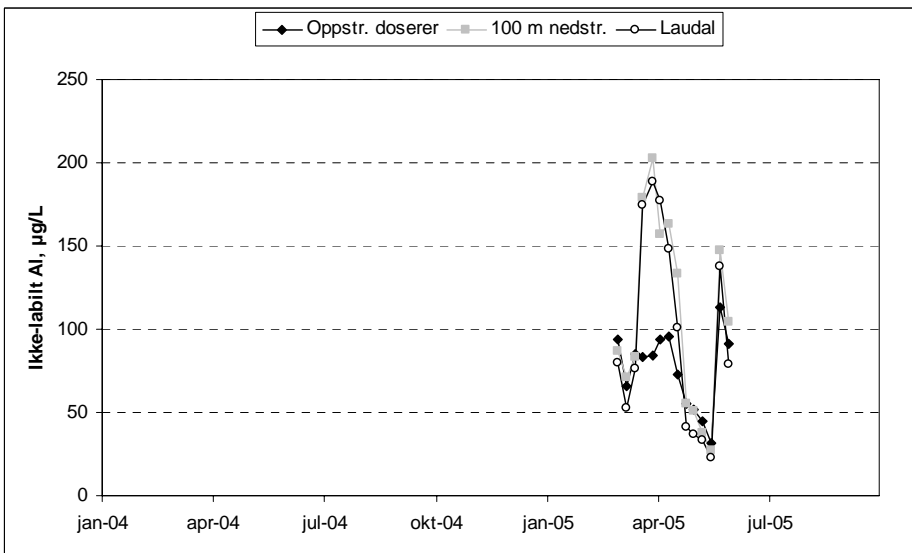
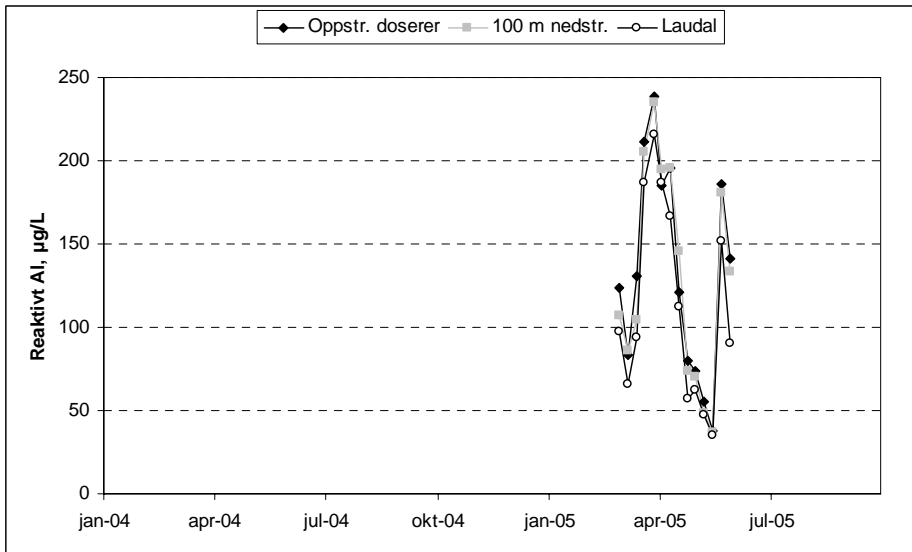
På 14 prøvetakingsunder i løpet av perioden 28. februar – 30. mai sendte MANKALK ved Dag Ekeland ekstra vannprøver til NIVA i Oslo for analyse av Al-fraksjoner og TOC (se vedlegg for primærdata). På de neste sidene er disse resultatene vist sammen med øvrige vannkjemiske data samt vannstandsdata som er samlet inn fra vassdraget i 2004 og 2005. Prøvene er samlet inn fra tre stasjoner:

Oppstrøms doserer (st. 121)	UTM (øvn/s): 4110-64585
100 m nedstrøms doserer (st. 124)	UTM (øvn/s): 4114-64582
Utløp Logåna (st. 30)	UTM (øvn/s): 4122-64568

Kjemidataene fra 2004 og 2005 illustrerer at Logåna er preget av store vannkvalitetsvariasjoner. Prøvetaking 2-4 ganger per måned er ikke tilstrekkelig til å dokumentere hele denne variasjonen, men det ble likevel avdekket flere episoder med pH omkring 5.0 oppstrøms dosereren (Figur 1). Alle disse prøvene ble tatt i forbindelse med høy vannføring, eller kort etter flomtopper i vassdraget.



**Figur 1.** pH, silisium i Logåna, samt vannstand registrert ifm. driftskontrollen på anlegget.



Figur 2. Aluminiums-forbindelser i Logåna 2005 (samme tidsakse som Fig. 1).

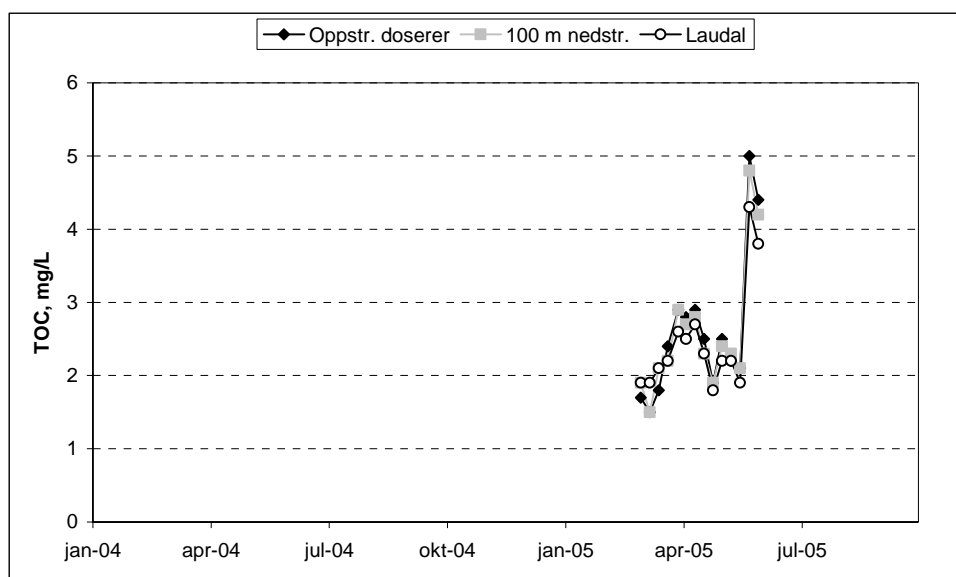


Prøven som ble tatt 17. januar 2005 var både påvirket av høy vannføring og en kraftig sjøsaltepisode et par dager i forveien. Denne forsuringsepisoden var både spesielt kraftig (pH 4,82 oppstrøms anlegget) og hadde også en varighet som strakte seg over flere uker. Tidspunktet for denne episoden var spesielt ugunstig i Logåna, i og med at det pågikk ombyggingsarbeider og var driftsstopp på anlegget i flere dager i løpet av denne perioden. Dette førte til kraftig forsuring også nedenfor anlegget, med pH < 5,0 like nedstrøms, omkring 5,5 ved Laudal og rapporter om fiskedød fra elva (Figur 1).

Også 29. mars og 30. mai 2005 ble det målt lave pH-verdier oppstrøms anlegget (hhv. 5,08 og 5,55). I og med at prøvene ble tatt noen dager etter selve flomtappen, har pH sannsynligvis vært enda lavere enn dette. Det ser imidlertid ut til at anlegget greide å hindre alvorlig forsuring videre nedover i vassdraget på disse tidspunktene, selv om pH verdiene på stasjonen 100 meter nedstrøms lå 2-3 tideler under anbefalt pH-mål. For å finne mer ut om årsakene til dette må en gå nærmere inn på driftskontroll-dataene (utenfor rammene av dette prosjektet), samt analysere Si på stasjonen like nedstrøms anlegget (ikke data på dette per i dag).

Prøvene som er analysert på NIVA mht. aluminium og TOC dekker forløpet av de to forsuringsepisodene i mars/april og mai 2005 (Figur 2 og 3). Under begge episodene var det markerte topper i konsentrasjonen av reaktivt aluminium (RAI), og nivået var om lag det samme på de tre stasjonene. På stasjonen oppstrøms dosereren var LAI-konsentrasjonene langt over skadelig nivå for fisk 21. mars til 11. april 2005. Dataene viser imidlertid at silikatdoseringen fører til en betydelig reduksjon i konsentrasjonen av labilt aluminium (LAI) på stasjonene nedstrøms og en tilsvarende økning i ikke-labilt aluminium. De målte LAI-konsentrasjonene var likevel klart høyere enn det som vanligvis regnes som ufarlig for laks, men her kan analysetekniske forhold føre til at noe av aluminiumet som er kompleksbundet med Si fortsatt måles som LAI (se mer om dette under kapitlet om titreringsanalyser).

På stasjonen oppstrøms doseringsanlegget var det tydelig høyere andel av IIAl i mai-episoden sammenlignet med tilsvarende episode i mars/april. Dette skyldes at konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) var nesten dobbelt så høy i mai sammenlignet med den foregående episoden. Disse forskjellene i TOC-konsentrasjon kan ha viktige implikasjoner for giftigheten av aluminium, og det kan derfor være grunnlag for å kartlegge TOC-dynamikken i vassdraget noe nærmere.

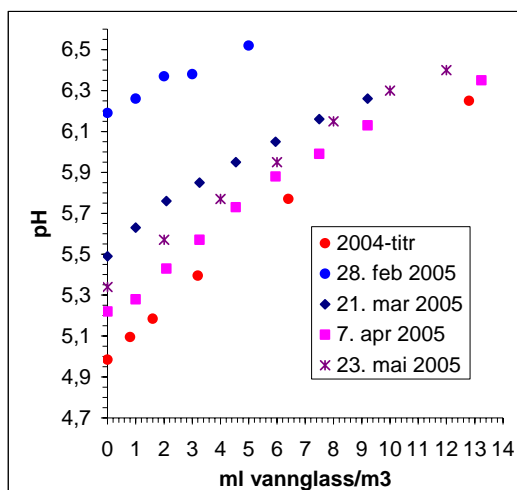


**Figur 3.** Totalt organisk karbon (TOC) i Logåna 2005 (samme tidsakse som Fig. 1).

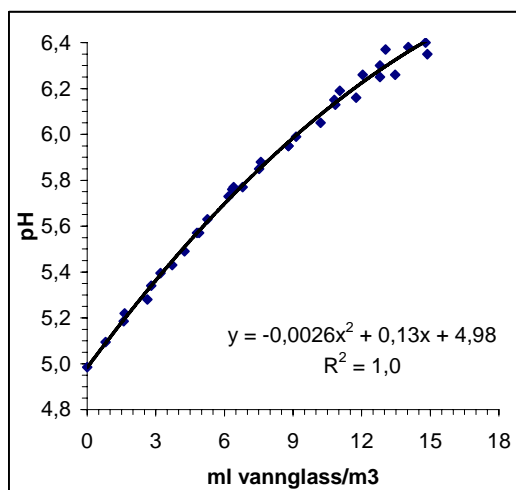
### 3. Titreringsanalyser

Det ble samlet vannprøver fra Logåna oppstrøms dosereren 28/2, 21/3, 7/4 og 23/5 2005, og disse ble sendt til NIVA-Grimstad for titrering. Alle vannprøvene ble der tilsatt silkatlut (vannglass) fra en stamløsning (1 ml vannglass per liter vann), og pH ble målt etter hvert som silkatløsningen ble tilsatt. På to av datoene ble det i løpet av titreringsforsøket tatt ut delprøver som ble sendt til vanlig aluminiumsanalyse på NIVAs lab i Oslo (se vedlegg 2 for primærdata).

Resultatet fra titreringene viste at alle kurvene hadde tilnærmet samme stigningskoeffisient, uavhengig av utgang-pH (Figur 4). Dette gjaldt også kurven fra 2004 som anlegget styres etter i dag (Kroglund m.fl. 2005). I Figur 5 er kurvene parallellforsjøvet, slik at de til sammen danner en "gjennomsnittskurve" som starter på pH 5.0. Basert på denne kurven vil en trenge en vannglassdose på 8,4 ml/m<sup>3</sup> for å øke pH fra 5,0 til målnivået på 5,9. Dersom pH i prøven er høyere, vil nødvendig dose kunne leses av på figuren ved å gå inn på den aktuelle pH-verdien på x-aksen. Ettersom egenvekten til vannglass er 1,363, kan sammenhengene i Figur 5 også uttrykkes som mg vannglass/m<sup>3</sup> eller som mg SiO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> (SiO<sub>2</sub>-andelen av vannglass er 27,4 % av vekta). Kurvene illustrerer betydningen av å bestemme dose ut fra pH i råvannet og ikke bruke en fast dose i forhold til vannføring. Dersom dosen settes til 4 ml/m<sup>3</sup> og pH i råvannet er 5,0 vil silikatdoseringen kun heve pH til 5,5. Dette vil innebære en betydelig underdosering.

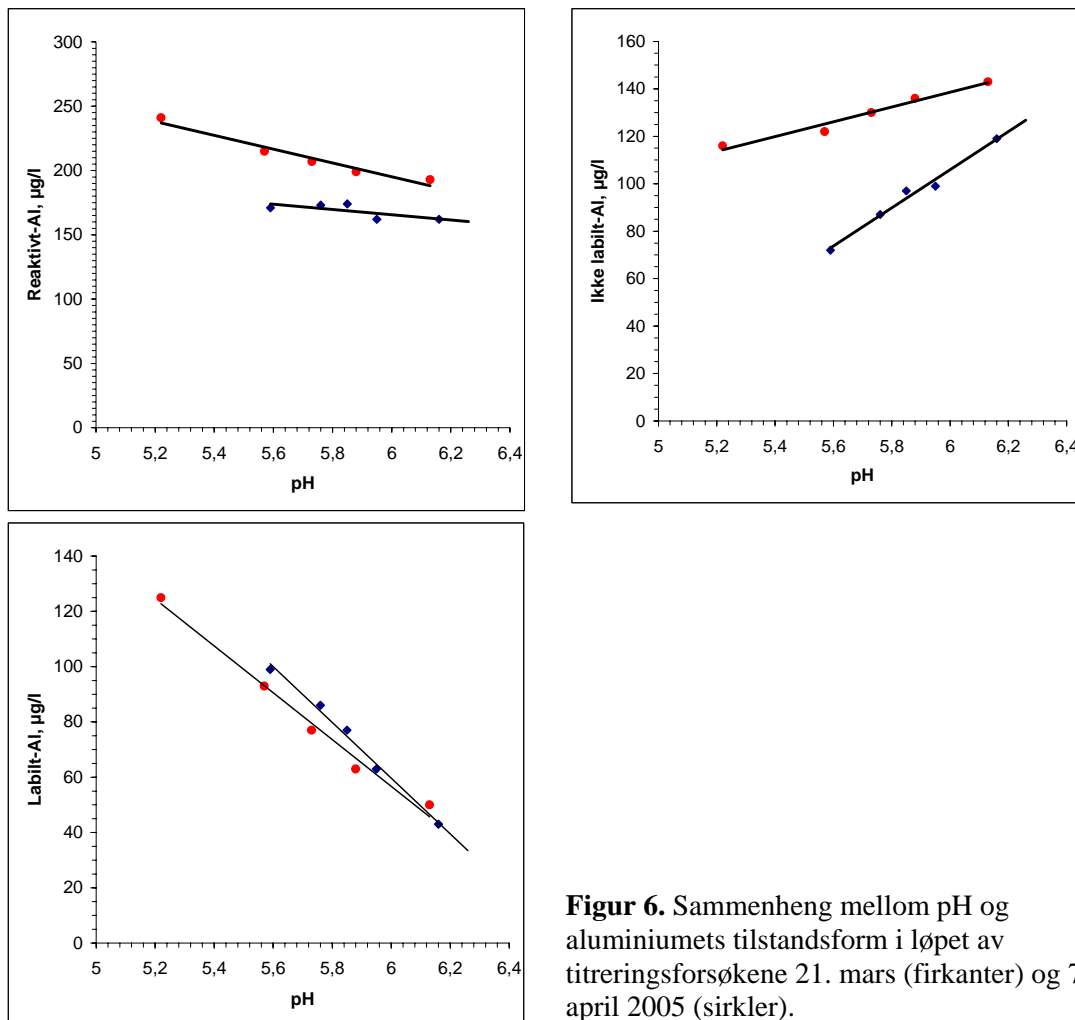


**Figur 4.** De enkelte titreringskurvene og b) titreringskurver parallellforsjøvet med den mengde silikat som vil medgå for å heve pH fra 5,0 til den pH råvannet hadde i den enkelte prøven.



**Figur 5.** Titreringskurvene i Figur 4 parallellforsjøvet, slik at de til sammen danner en "gjennomsnittskurve" som starter på pH 5.0.

Endringer i aluminiumets tilstandsform ble målt i løpet av titreringsforsøkene 21. mars og 7. april 2005 (Figur 6, Vedlegg 2). Det var nære sammenhenger mellom pH og RAl i begge datasettene, men sammenhengene mellom datoene var ulike. Dette ble også observert for ILAl, mens konsentrasjonen av LAl var nært knyttet til pH og uavhengig av dato. Hele 97 % av variasjonen i LAl kan uttrykkes med pH. Selv om silikatdoseringen førte til en betydelig reduksjon av LAl, var det fortsatt en relativ høy andel LAl selv når pH ble økt til <6,0. Dette samsvarer med tidligere forsøk (Kroglund m.fl. 1998, Kroglund m.fl. 2004), men forsøkene viser samtidig at akkumuleringen på fiskegjeller og derved giftigheten av aluminiumet er lav. Dette betyr at tradisjonelle analysemetoder for LAl ofte ikke er tilstrekkelig for å dokumentere den reelle vannkvalitetsforbedringen etter silikatbehandling.



**Figur 6.** Sammenheng mellom pH og aluminiumets tilstandsform i løpet av titeringsforsøkene 21. mars (firkanter) og 7. april 2005 (sirkler).

## 4. Konklusjoner og anbefalinger

Det ble avdekket flere episoder med pH omkring 5.0 oppstrøms dosereren i 2004 og 2005. Alle disse prøvene ble tatt under eller like etter flomtopper i vassdraget. Prøven fra januar 2005 var både påvirket av høy vannføring og en kraftig sjøsaltepisode. På denne tiden var det driftsstopp på grunn av ombygging på anlegget, og det oppsto sterk forsurening og fiskedød i vassdraget. Også to andre forsureningsepisoder ble dokumentert i 2005 (29. mars og 30. mai), og her har vi også data på aluminiumsfraksjoner og totalt organisk karbon. Anlegget så ut til å fungere gjennom disse episodene, men det ble likevel målt pH-verdier 2-3 tideler under målnivået på stasjonen like nedstrøms anlegget. Den giftige delen av aluminiumet (LAI) ble betydelig redusert gjennom silikatdoseringen, men det er usikkert om avgiftningen var optimal, i og med at pH lå noe under anbefalt målnivå.

Titreringsanalysene understreket at vannglassbehovet var direkte relatert til pH i råvannet og at dette forholdet så ut til å være relativt konstant over tid (liten forskjell mellom kurvenes stigningstall). Forskjeller i TOC-konsentrasjon (fra 1,7 til 5,0 mg/L) så heller ikke ut til å influere nevneverdig på forsøkene. Konsentrasjonen av LAI var direkte relatert til pH. Dataene fra dette forsøket bør sammenstilles med andre data på vannglass/pH-relasjoner og pH/LAI etablert gjennom andre prosjekter for å bekrefte sammenhengene.

I forbindelse med silikatdosering brukes pH som målparameter og en indikator på hvor mye giftig aluminium som er til stede i elva. Overvåkingsdata viser at redusert svovel- og nitrogenbelastning de senere årene har redusert aluminiumskonsentrasjonen i elvene, og det er forventet at denne utviklingen vil fortsette en tid framover. Dette medfører i sin tur at pH-målet kan senkes, og silikatbehovet vil avta. Endringer i pH-mål må forankres i dokumenterte endringer i pH/LAl-forholdet og i sammenhengen mellom pH og gjelle-Al. Her må en ikke bare ta hensyn til middeltilstanden, men også studere Al-konsentrasjoner i forbindelse med episoder. Sammenhengene mellom pH og LAl må derfor overvåkes rutinemessig for å bekrefte tiltaksbehovet og om pH fortsatt vil være egnet som styringsparameter ved vannglassbehandling i årene framover.

Anbefalt oppfølging:

- Dagens titreringskurve for styring av anlegget beholdes
- Inkludere analyse av silisium, Al-fraksjoner og TOC på de tre overvåkingsstasjonene i vassdraget. Driftsoperatøren bør få jevnlig tilgang til Si-dataene som informasjon.
- Vannkjemiske data fra vassdraget bør rapporteres årlig og sammenholdes med data fra driftskontrollen.
- Med noen års mellomrom bør aktuelt pH-mål harmoniseres med endringer i forholdet pH/LAl og pH/gjelle-Al.

## 5. Referanser

Høgberget, R. 2004. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport år 2003. NIVA-rapport 4904, 27 s.

Høgberget, R. og Håvardstun, J. 2005. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg i Mandalsvassdraget. Avviksrapport 2004. NIVA-rapport 5050, 24 s.

Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Lucassen, E., Salbu, B. og Åtland, Å. 1998. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen. NIVA-rapport 3970, 102 s.

Kroglund, F., Høgberget, R. og Kaste, Ø. 2005. Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget. Vannkjemi, fiskeforsøk og vurdering av dosemaal. NIVA-nota, 26 s.

## 6. Vedlegg

**Vedlegg 1.** Resultater fra vannkjemisk kampanje 28. februar – 30. mai 2005. pH, kalsium og konduktivitet analysert ved M-lab AS, øvrige parametre analysert ved NIVA.

Lok ID	Lokalitetsbeskrivelse	Dato	Kond mS/m	pH	Kalsium mg/L	Si mg/L	TOC mg/L	Al/R µg/L	Al/II µg/l	LAL µg/l
121	Logåna oppstrøms	28.02.2005	5,84	6,15	2,60	1,85	1,7	124	94	30
121	Logåna oppstrøms	07.03.2005	5,47	6,25	2,92	1,88	1,5	83	66	17
121	Logåna oppstrøms	14.03.2005	5,44	5,97	2,43	1,63	1,8	131	85	46
121	Logåna oppstrøms	21.03.2005	5,09	5,35	1,59	1,38	2,4	211	83	128
121	Logåna oppstrøms	29.03.2005	4,58	5,08	1,45	1,08	2,9	239	84	155
121	Logåna oppstrøms	04.04.2005	4,33	5,37	1,41	1,20	2,8	185	94	91
121	Logåna oppstrøms	11.04.2005	4,22	5,31	1,63	1,10	2,9	196	96	100
121	Logåna oppstrøms	18.04.2005	4,41	5,76	1,86	1,37	2,5	121	73	48
121	Logåna oppstrøms	25.04.2005	4,80	6,22	2,48	1,60	1,9	80	55	25
121	Logåna oppstrøms	02.05.2005	4,70	6,21	2,33	1,65	2,5	74	52	22
121	Logåna oppstrøms	09.05.2005	4,81	6,42	2,61	1,65	2,2	55	45	10
121	Logåna oppstrøms	16.05.2005	5,07	6,63	3,04	1,74	2,1	38	32	6
121	Logåna oppstrøms	23.05.2005				1,16	5	186	113	73
121	Logåna oppstrøms	30.05.2005	3,92	5,55	1,60	1,13	4,4	141	91	50
30	Logåna-nedstr. doserer	28.02.2005	6,25	6,31	3,78	1,88	1,9	97	80	17
30	Logåna-nedstr. doserer	07.03.2005	6,03	6,33	3,84	1,71	1,9	66	53	13
30	Logåna-nedstr. doserer	14.03.2005	5,88	6,29	3,40	1,63	2,1	94	76	18
30	Logåna-nedstr. doserer	21.03.2005	5,36	6,05	2,34	1,61	2,2	187	175	12
30	Logåna-nedstr. doserer	29.03.2005	4,71	5,79	1,92	1,55	2,6	216	189	27
30	Logåna-nedstr. doserer	04.04.2005	4,67	6,05	1,99	1,51	2,5	187	177	10
30	Logåna-nedstr. doserer	11.04.2005	4,40	5,97	2,03	1,24	2,7	167	148	19
30	Logåna-nedstr. doserer	18.04.2005	4,90	6,34	2,67	1,44	2,3	112	101	11
30	Logåna-nedstr. doserer	25.04.2005	5,47	6,47	3,78	1,34	1,8	57	41	16
30	Logåna-nedstr. doserer	02.05.2005	5,57	6,49	3,67	1,38	2,2	62	37	25
30	Logåna-nedstr. doserer	09.05.2005	5,64	6,60	3,88	1,40	2,2	47	33	14
30	Logåna-nedstr. doserer	16.05.2005	6,18	6,71	5,02	1,37	1,9	35	23	12
30	Logåna-nedstr. doserer	23.05.2005				1,22	4,3	152	138	14
30	Logåna-nedstr. doserer	30.05.2005	4,26	6,19	2,28	0,97	3,8	90	79	11
124	100 m nedstrøms doserer	28.02.2005	6,14	6,52	3,19		1,9	107	87	20
124	100 m nedstrøms doserer	07.03.2005	5,60	6,56	3,17		1,5	86	71	15
124	100 m nedstrøms doserer	14.03.2005	5,53	6,30	2,68		2,1	104	83	21
124	100 m nedstrøms doserer	21.03.2005	5,13	5,82	1,80		2,2	205	179	26
124	100 m nedstrøms doserer	29.03.2005	4,58	5,74	1,49		2,9	235	203	32
124	100 m nedstrøms doserer	04.04.2005	4,37	5,69	1,57		2,7	195	157	38
124	100 m nedstrøms doserer	11.04.2005	4,24	5,75	1,70		2,8	196	163	33
124	100 m nedstrøms doserer	18.04.2005	4,64	6,40	1,97		2,3	146	133	13
124	100 m nedstrøms doserer	25.04.2005	4,95	6,47	2,75		1,9	74	55	19
124	100 m nedstrøms doserer	02.05.2005	4,85	6,48	2,69		2,4	70	51	19
124	100 m nedstrøms doserer	09.05.2005					2,3	48	38	10
124	100 m nedstrøms doserer	16.05.2005	5,32	6,85	3,69		2,1	37	27	10
124	100 m nedstrøms doserer	23.05.2005					4,8	181	147	34
124	100 m nedstrøms doserer	30.05.2005	3,97	5,78	1,73		4,2	133	104	29

**Vedlegg 2.** Sammenheng mellom pH og aluminiumets tilstandsform i løpet av titreringsforsøkene.

	pH	RAI	ILAI	LAI
21.03.2005	5,59	171	72	99
	5,76	173	87	86
	5,85	174	97	77
	5,95	162	99	63
	6,16	162	119	43
07.04.2005	5,22	241	116	125
	5,57	215	122	93
	5,73	207	130	77
	5,88	199	136	63
	6,13	193	143	50

# **Notat III - Oppfølgende vannkvalitetsundersøkelser i Logåna 2006**

Øyvind Kaste  
Frode Kroglund  
Liv Bente Skancke

Grimstad 12. september 2006

# 1. Bakgrunn og mål

Logåna er forsuret og for å oppnå god nok vannkvalitet for laks og sjøaure er det etablert et doseringsanlegg for silikatlut i elva. Prinsippet bak tiltaket er at silikat kompleksbinder uorganisk aluminium og på denne måten fjerner den giftige komponenten i vannet. Dosering av silikatlut fører også til en pH-økning i vannet. Dette er ikke nødvendig for å avgifte vannet, men det gir en mulighet for å styre doseringen etter pH i elva. Per i dag doseres det silikat i elva når pH faller under 5,9. Doseringen er basert på en titreringskurve som angir silikatbehovet ved ulike pH-nivåer (Kroglund et al. 2005, Kaste og Kroglund 2005). Målet med doseringen er først og fremst å unngå fiskedød under forsureningsepisoder.

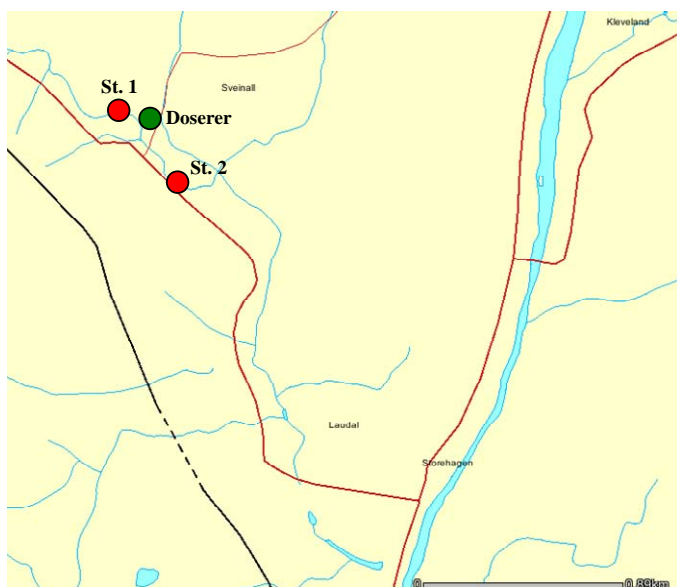
Fiskeførsøk har vist at det ikke ble akkumulert uakseptable mengder aluminium på gjellene så lenge pH i elva var over 5,9. Det er imidlertid fortsatt knyttet noe usikkerhet til dosekravet når pH i elva synker ned mot 5,0. For å skaffe mer informasjon om dagens doseringsnivå og effektene av dette i Logåna ble det i løpet av våren 2006 gjennomført oppfølgende vannkjemisk prøvetaking samt måling av aluminiumakkumulering ved hjelp av passive prøvetakere (DGT). DGTer er små bokser som plasseres i rennende vann for gitte tidsrom. De akkumulerer aluminium og jern omtrent på samme måte som en fiskegjelle, og vil derfor være et viktig supplement til Al-analyser i stikkprøver.

Dette notatet er utarbeidet på oppdrag for MANKALK AS ved Øyvind Jorstad, og oppsummerer resultatene fra den vannkjemiske oppfølgingen våren 2006.

## 2. Datagrunnlag

Det ble samlet inn vannprøver 12 ganger og gjort forsøk med DGT 8 ganger i løpet av perioden fra 14. mars til 15. mai 2006. Prøvene ble samlet inn fra to stasjoner, se Figur 1:

Oppstrøms doserer (st. 1)	UTM (ø/n): 4110-64585
100 m nedstrøms doserer (st. 4)	UTM (ø/n): 4114-64582



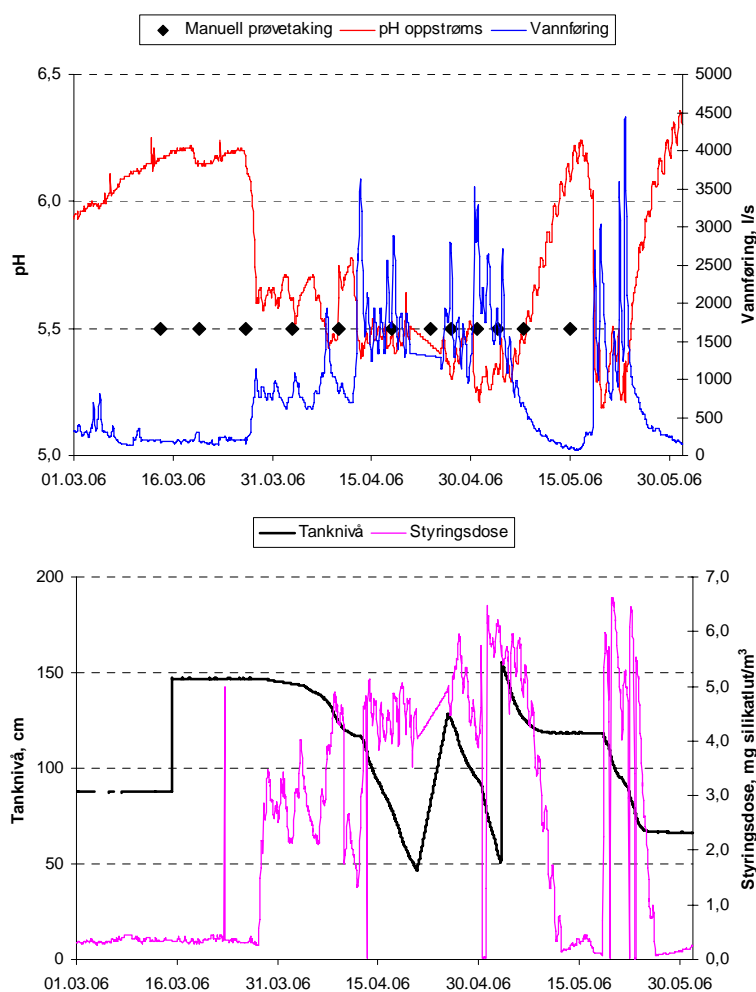
**Figur 1.** Plassering av prøvetakingsstasjoner i Logåna, oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget. Utløpet av Logåna i Mandalselva er vist nederst på kartet. Kilde: NVE-Atlas.

De passive prøvetakerne lå ute i elva i en uke før de ble samlet inn og sendt sammen med de vannkjemiske prøvene til analyse ved NIVAs laboratorium i Oslo. Alle prøvene er tatt av Dag Ekeland ved MANKALK. I tillegg til prøvene som er samlet inn i forbindelse med dette prosjektet, er det også vist data fra NIVAs driftskontroll ved doseringsanlegget i Logåna.

## 3. Resultater og diskusjon

### 3.1 Data fra NIVAs driftskontroll på Logåna-anlegget

Figur 2 viser kontinuerlig målt pH oppstrøms doseringsanlegget i Logåna, samt tanknivå og anleggets styringsdose (PLS-dose) i perioden det er samlet inn vannkjemiske prøver. De tre første prøvetakingsrundene (14.-27. mars) ble foretatt under stabile vinterforhold med lav vannføring og pH-verdier oppstrøms anlegget på over 6,0. Det var ingen dosering fra anlegget i denne perioden. Den 28. mars øker vannføringen, og pH-oppstrøms synker ned til 5,6. Idet pH oppstrøms anlegget synker under målnivået på 5,9, starter doseringen av silikat. Styringsdosen fra anlegget ligger omkring 3,0 mg Si/L den første tiden. Dette er korrekt i forhold til titreringskurven anlegget skal styres etter (se Tabell 1), men på grunn av noe redusert pumpekapasitet er den reelle dosen om lag 30 % lavere (beregnet på basis av vannføring og avtak i silikatvolum).



**Figur 2.** Kontinuerlig måling av pH-oppstrøms, vannføring, styringsdose (PLS-dose) og tanknivå på dosereren i Logåna i perioden fra 1. mars til 1. juni 2006. Tidspunkt for vannkjemisk prøvetaking er indikert i den øverste figuren. Alle data er samlet i forbindelse med driftskontrollen for Logåna.



På grunn av snøsmelting holder vannføringen seg relativt høy fram til og med første uka i mai. pH oppstrøms anlegget holder seg lav gjennom hele denne perioden, og først den 12. mai steg pH til over målnivået på 5,9. Doseringen fra anlegget så ut til å fungere bra i den aktuelle perioden, og styringsdosen var til enhver tid i god overensstemmelse med pH-verdiene som ble målt oppstrøms. Laveste målte pH-verdi var 5,22 og høyeste styringsdose var 6,5 (jfr. Tabell 1).

**Tabell 1.** Anbefalte silikatdoser ved ulike pH-nivåer oppstrøms dosereren i Logåna. Basert på titreringskurve utarbeidet av Kaste og Kroglund (2005).

pH-nivå oppstrøms	Anbefalt dose (ml/m <sup>3</sup> )	Som SiO <sub>2</sub> , mg/L	Som Si, mg/L
5,0	8,0	3,0	1,4
5,2	6,5	2,4	1,1
5,4	5,0	1,9	0,9
5,6	3,0	1,1	0,5
5,8	1,0	0,4	0,2

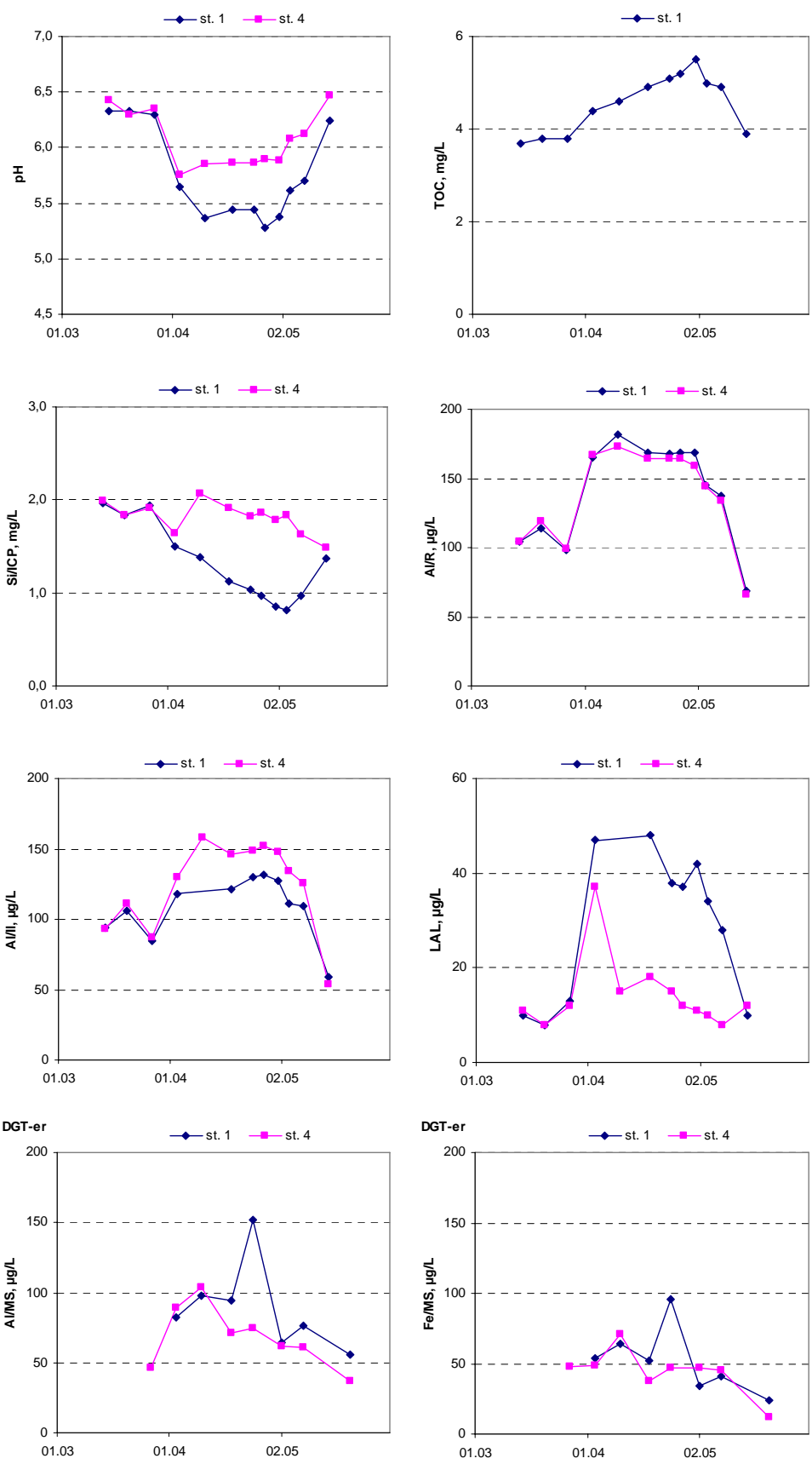
Det ble registrert et nytt pH-dropp i forbindelse med høy vannføring i perioden 18.-26. mai, og vannet var like surt i denne perioden som under snøsmeltingen (ned mot 5,2). Flommen i mai oppstod etter at det vannkjemiske prøvetakingsprogrammet var avsluttet. Det ble derfor ikke samlet inn vannprøver fra denne perioden.

### 3.2 Resultater fra vannkjemisk prøvetaking

Den vannkjemiske prøvetakingen dekker tre ulike faser knyttet til snøsmeltingsflommen våren 2006. Det var uvanlig mye snø i feltet denne våren, og de tre første prøvetakingene representerer situasjonen før snøsmeltingen kom i gang (Figur 2). pH i elva lå på omkring 6,3 i denne perioden, og det ble derfor ikke dosert silikat fra anlegget. Figur 3 viser at vannkvaliteten oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget praktisk talt var identisk på denne tiden. Prøvetakingsrunde 4 til 10 ble gjennomført i løpet av selve snøsmeltingsperioden (3. april – 4. mai). Vannkvaliteten oppstrøms anlegget var da preget av moderat til lav pH (5,3-5,7), forhøyede konsentrasjoner av labilt aluminium (34-48 µg/L) og gradvis økende konsentrasjoner av totalt organisk karbon (TOC; 4,4-5,5 mg/L).

Prøvene som er tatt nedstrøms anlegget viser at det tok litt tid før silikatdoseringen kom i gang ved begynnelsen av vårflommen. I prøven fra 3. april er det kun en svak økning i Si-konsentrasjonen nedstrøms. Dette medførte at pH nedstrøms anlegget var nede i 5,75 på dette tidspunktet, og at konsentrasjonen av labilt aluminium var oppe i hele 37 µg/L. Dette kan ha medført skader på laksesmolt som oppholdt seg i elva på denne tiden, men det var neppe snakk om fiskedød (se kapittel 3.4).

Ved de neste prøvetakingsrundene var Si-konsentrasjonen høyere, og pH- og Al-resultatene viser en tydelig respons på silikattilsetningen. Konsentrasjonene av labilt aluminium lå i intervallet 10-18 µg/L. Dette er nivåer hvor det fortsatt kan oppstå midlertidige skader på laksesmolt, men ved silikatdosering kan noe av det uorganiske aluminiumet være knyttet til Si-Al komplekser som er mindre reaktive ved kontakt med for eksempel fiskegjeller. Dette kan undersøkes nærmere ved fiskeforsøk eller ved bruk av passive prøvetakere (se neste kapittel).



**Figur 3.** Resultater fra vannkjemiske analyser, samt passive prøvetakere (DGT) våren 2006.

De to siste prøvetakingsrundene ble gjennomført ved lav vannføring den 8. og 15. mai. pH var da i ferd med å stige igjen oppstrøms anlegget (hhv. 5,7 og 6,2), og silikatdoseringen ble gradvis redusert (Figur 2 og 3).

### 3.3 Metallakkumulering på passive prøvetakere

Samtidig med den vannkjemiske prøvetakingen ble det satt ut passive prøvetakerne (DGT) på de sammen stasjonene. DGTene lå ute i elva i en uke før de ble sendt til analyse, og de integrerer dermed vannkvaliteten i perioden mellom de ukentlige prøvetakingsrundene.

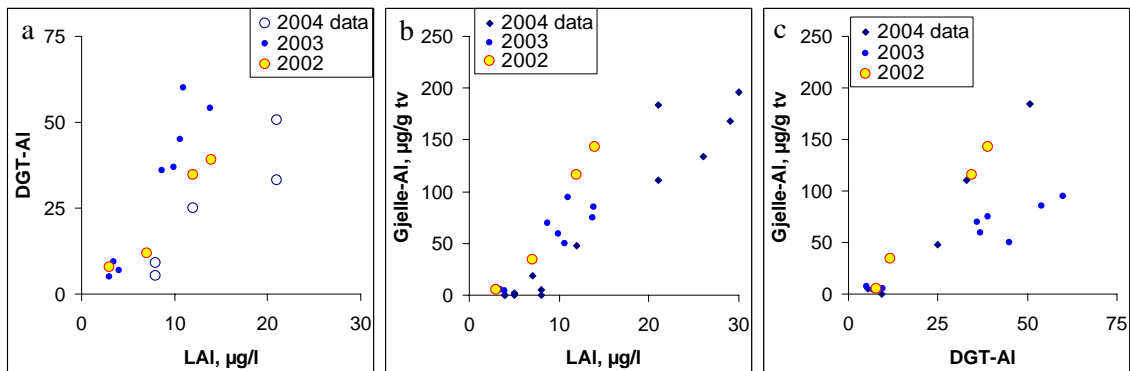
Første periode med DGTer utplassert var mellom 20. og 27. mars (Figur 3, nederst). Her har vi kun data for stasjonen nedstrøms anlegget, men i og med at det ikke ble dosert silikat fra anlegget er det grunn til å anta at resultatene også er representative for vannkvaliteten oppstrøms anlegget. Prøven viser lav Al-akkumulering (omkring 50 µg/L). I de neste to ukene (t.o.m. 10. april) øker akkumuleringen både oppstrøms og nedstrøms doseringsanlegget til et maksimum på 104 µg/L. Dette indikerer at doseringen ikke er tidstrekkelig til å oppnå full avgifting av vannet i denne perioden. Etter 10. april var det en gradvis nedgang i Al-akkumulering på stasjonen nedstrøms doseringsanlegget, fra 75 til 37 µg/L. I denne perioden var det til dels betydelig høyere Al-akkumulering oppstrøms doseringsanlegget (maks. 152 µg/L). Akkumuleringen av jern fulgte omtrent samme mønster som for aluminium (Figur 3, nederst).

### 3.4 Eksempel på sammenhenger mellom labilt-Al, DGT-Al og gjelle-Al i tidligere gjennomførte fiskeforsøk

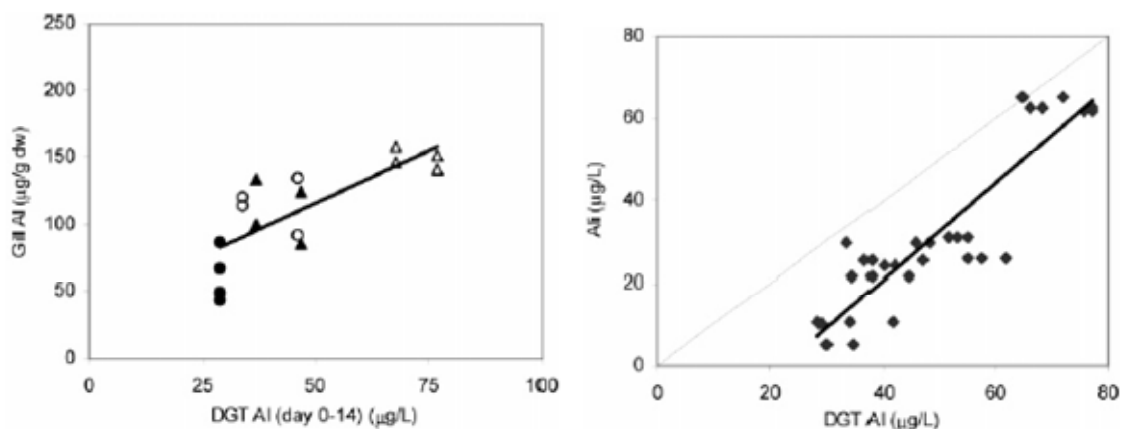
DGT er benyttet som metodetest i flere fiskeforsøk. Disse dataene er kun rapportert enkeltvis, og dermed ikke tidligere sammenlignet. Nedenfor er data fra 3 forsøk utført på NINAs forskningsstasjon, Ims presentert sammen med data fra forsøk utført i Tovdal. Forsøkene er utført med henholdsvis laks og aure. Det er i komparative studier vist at det ikke er vesentlig forskjell i gjelle-Al akkumulering hos laks og aure.

Det er en viss sammenheng mellom LAI og DGT-Al på Ims (Figur 4). Sammenhengene varierer mellom årene. Det er samtidig en sterk sammenheng mellom LAI og gjelle-Al, mens sammenhengen mellom DGT-Al og gjeller varierer mellom år. Forsøkene i 2002 var episodiske av natur, mens forsøkene i 2003 og 2004 var mer kortvarige og hadde mer stabile forhold. Mens en DGT vil akkumulere Al gjennom episoden og beholde denne når episoden avtar, vil gjellene akkumulere Al under episoden men miste Al etter hvert som belastningen avtar. En DGT vil således kunne angi en større belastning enn det fisken angir i etterkant av en episode. Tidlig i episoden derimot vil gjelle-Al øke raskt, mens DGT-verdiene også integrerer hele perioden i forkant og gir lavere verdier. Basert på slike forhold trenger det ikke være noen sammenheng mellom DGT-Al og gjelle-Al, ei heller mellom LAI og DGT-Al. Det forventes sterkere sammenhenger mellom LAI og DGT-Al ettersom disse i større grad varierer på samme tidsskala.

Basert på data fra Tovdal vil en fisk eksponert for ca 50 µg/L DGT-Al forventes å ha en gjelle-Al konsentrasjon i området 100 µg Al per gram gjelle tørrvekt (Figur 5). Dette nivået ble funnet i to av årene på Ims, men ikke det tredje.



**Figur 4.** Sammenhenger mellom (a) labilt-Al (LAI) og DGT-Al, (b) labilt-Al og gjelle-Al og (c) DGT-Al og gjelle-Al etablert i forsøk utført på laksesmolt ved NINAs forskningsstasjon, Ims i perioden 2002 til 2004. Forsøkene er utført i vann hvor pH varierer fra 5,5 til 6,8.



**Figur 5.** Fra forsøk utført i Tovdal (Røyset m.fl. 2005): **Venstre side** - sammenhenger mellom DGT-Al og gjelle-Al (gill Al). Referansevann (åpne sirkler), høy kalsium (fylte sirkler), lav kalsium (fylte triangler), og Al/H<sup>+</sup> tilsatt vann (åpne triangler). **Høyre side** - sammenhenger mellom DGT-Al og labilt Al (Al<sub>i</sub>).

Basert på sammenhengene i figurene ovenfor vil en DGT-Al konsentrasjon i området 50 til 75 µg Al/L indikere forhold hvor gjelle-Al kan variere innenfor området 75 til 200 µg Al/g tv. Dette er ikke kritiske konsentrasjoner for lakseparr, men vil bidra til å redusere vekst. Konsentrasjonsområdet er uheldig for smoltifisering og kan redusere smoltens sjøoverlevelse.

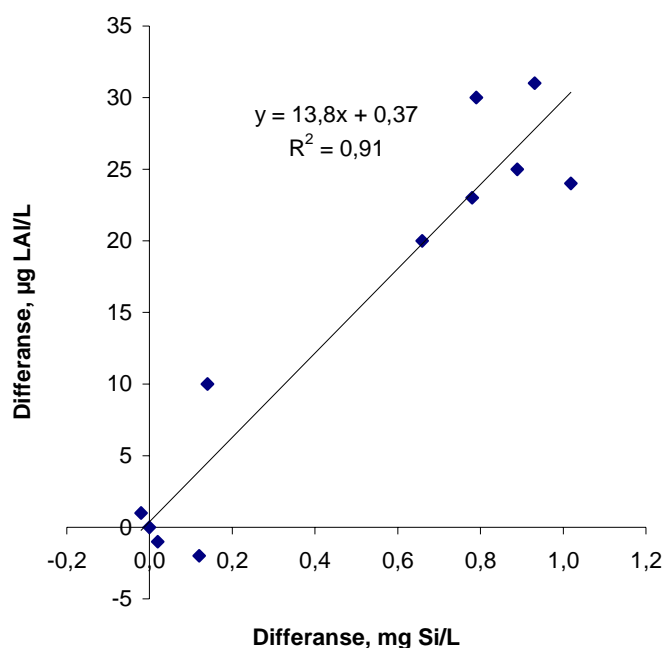
DGT-Al og labilt-Al verdiene nedstrøms doserer i Logåna er etablert i vann tilsatt Si, mens relasjonen ovenfor er basert på surt vann med naturlige mengde Si. I forsøk hvor surt vann er tilført Si er det påvist at mens labile Si-Al forbindelsen er reaktiv overfor en ionebytter er denne forbindelsen mindre reaktiv overfor en fiskegjelle (Teien m.fl. 2006). Vann nedstrøms doserereren kan således være mindre belastende for fisk enn det som antydes fra de kjemiske analysene. Det mangler fortsatt gode empiriske relasjoner mellom LAI, DGT-Al og gjelle-Al hvor disse er relatert til økologisk effekt i Si-behandlet vann.

## 4. Konklusjoner og anbefalinger

Den vannkjemiske prøvetakingen som ble gjennomført i Logåna våren 2006 ble lagt opp til å dekke hele forløpet av snøsmeltingsflommen. Doseringen kom noe sent i gang i forhold til å avsyre det første

surstøtet. I denne perioden kan det ha oppstått midlertidige skader på laksesmolt, men det var neppe snakk om fiskedød i elva. Etter dette ble vannkvaliteten nedstrøms anlegget gradvis bedre, som følge av stabil silikatdosering og etter hvert også en oppjustering av dosene.

Dersom en sammenligner akkumulerte styringsdoser med aktuelt avtak i doserertanken ser det ut til at anlegget gir 30% mindre silikat enn det styringsdosen angir. Dette skyldes at pumpa på anlegget ikke hadde full kapasitet i den aktuelle perioden. Vannkvaliteten etter silikatbehandling var derfor ikke optimal i forhold til målene som er satt for tiltaket (jfr. Tabell 1). Likevel viser Figur 6 at det var en klar sammenheng mellom silikatdose og reduksjon av labilt aluminium i elva. Differansen i Si-konsentrasjon mellom stasjonen nedstrøms og oppstrøms doseringsanlegget var 0,66-1,02 mg Si/L i de periodene det ble dosert silikat. Omregnet til silikatlut, gir dette doser mellom 3,8 og 5,9 ml/m<sup>3</sup> (jfr. Tabell 1).



**Figur 6.** Differanse i silisium-konsentrasjon på de to prøvetakingsstasjonene plottet mot differansen i labilt aluminium på de samme stasjonene. For omregning fra mg Si/L til ml silikatlut/m<sup>3</sup>, se Tabell 1.

Bruk av passive prøvetakere (DGT) kan være et alternativ til å studere metallakkumulering på fiskegjeller. Per i dag mangler det imidlertid fortsatt gode empiriske relasjoner mellom LAI, DGT-Al og gjelle-Al hvor disse er relatert til økologisk effekt i Si-behandlet vann. Resultatene fra bruk av DGTer i Logåna våren 2006 viste en Al-akkumulering i området 50 til 75 µg/L i perioder hvor anlegget var i stabil drift. Basert tidligere rapporterte fiskeforsøk vil DGT-verdier i dette området indikere forhold hvor gjelle-Al kan variere innenfor området 75 til 200 µg Al/g tv. Dette er ikke kritiske konsentrasjoner for lakseparr, men vil bidra til å redusere vekst. Konsentrasjonsområdet er uheldig for smoltifisering og kan redusere smoltens sjøoverlevelse.

Resultatene fra Logåna våren 2006 illustrerer at silikat-doseringen, på tross av de nevnte problemene med pumpekapasitet, så ut til å gi den nødvendige avgiftningen av vannet nedstrøms anlegget. Det må her presiseres at målet for tiltakene i Logåna per i dag ikke er at vannkvaliteten skal være optimal til enhver tid, men at en skal unngå fiskedød i elva.

## 5. Referanser

- Kroglund, F., Høgberget, R, og Kaste, Ø. 2005. Silikat-dosering i Logåna, Mandalsvassdraget. Vannkjemi, fiskeforsøk og vurdering av dosemaal. NIVA-notat 04.01.2005, 24 s.
- Røyset, O., Rosseland, B.O., Kristensen, T., Kroglund, F., Garmo, O.A., Steinnes, E., 2005. Diffusive gradients in thin films sampler predicts stress in brown trout (*Salmo trutta* L.) exposed to aluminum in acid fresh waters. *Environmental Science & Technology* 39, 1167-1174.
- Teien, H.C., Kroglund, F., Atland, A., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2006. Sodium silicate as alternative to liming-reduced aluminium toxicity for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in unstable mixing zones. *Science Of The Total Environment* 358, 151-163.
- Kaste, Ø. og Kroglund, F. 2005. Oppfølgende undersøkelser i Logåna 2005. NIVA-notat 12.09.2005, 9 s.

## 6. Vedlegg

Resultater fra vannkjemiske analyser, samt passive prøvetakere (DGT).

Stasjon	Prøvedato	pH	TOC	Al/R	Al/II	LAL	Si/ICP	Al/MS	Fe/MS
			mg/l C	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l
St. 1 Oppstrøms doserer	14.03.06	6,33	3,7	104	94	10	1,97		
St. 1 Oppstrøms doserer	20.03.06	6,33	3,8	114	106	8	1,83		
St. 1 Oppstrøms doserer	27.03.06	6,30	3,8	98	85	13	1,94		
St. 1 Oppstrøms doserer	03.04.06	5,65	4,4	165	118	47	1,50		
St. 1 Oppstrøms doserer	10.04.06	5,37	4,6	182	#	#	1,39		
St. 1 Oppstrøms doserer	18.04.06	5,44	4,9	169	121	48	1,13		
St. 1 Oppstrøms doserer	24.04.06	5,44	5,1	168	130	38	1,04		
St. 1 Oppstrøms doserer	27.04.06	5,28	5,2	169	132	37	0,97		
St. 1 Oppstrøms doserer	01.05.06	5,38	5,5	169	127	42	0,85		
St. 1 Oppstrøms doserer	04.05.06	5,62	5,0	145	111	34	0,81		
St. 1 Oppstrøms doserer	08.05.06	5,70	4,9	137	109	28	0,97		
St. 1 Oppstrøms doserer	15.05.06	6,24	3,9	69	59	10	1,37		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	14.03.06	6,43		104	93	11	1,99		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	20.03.06	6,30		119	111	8	1,83		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	27.03.06	6,35		99	87	12	1,92		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	03.04.06	5,76		167	130	37	1,64		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	10.04.06	5,85		173	158	15	2,07		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	18.04.06	5,86		164	146	18	1,92		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	24.04.06	5,86		164	149	15	1,82		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	27.04.06	5,90		164	152	12	1,86		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	01.05.06	5,88		159	148	11	1,78		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	04.05.06	6,08		144	134	10	1,83		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	08.05.06	6,12		134	126	8	1,63		
St. 4 100 m nedstrøms doserer	15.05.06	6,47		66	54	12	1,49		
<b>DGT-verdier</b>									
Stasjon	Fra dato	Til dato						#	#
St. 1 Oppstrøms doserer	20.03.06	27.04.06							
St. 1 Oppstrøms doserer	28.03.06	03.04.06						82	54
St. 1 Oppstrøms doserer	03.04.06	10.04.06						98	64
St. 1 Oppstrøms doserer	10.04.06	18.04.06						94	52
St. 1 Oppstrøms doserer	18.04.06	24.04.06						152	96
St. 1 Oppstrøms doserer	24.04.06	02.05.06						64	34
St. 1 Oppstrøms doserer	02.05.06	08.05.06						76	41
St. 1 Oppstrøms doserer	08.05.06	15.05.06						56	24
St. 4 100 m nedstrøms doserer	20.03.06	27.04.06						46	48
St. 4 100 m nedstrøms doserer	27.03.06	03.04.06						89	49
St. 4 100 m nedstrøms doserer	03.04.06	10.04.06						104	71
St. 4 100 m nedstrøms doserer	10.04.06	18.04.06						71	38
St. 4 100 m nedstrøms doserer	18.04.06	24.04.06						75	47
St. 4 100 m nedstrøms doserer	24.04.06	02.05.06						62	47
St. 4 100 m nedstrøms doserer	02.05.06	08.05.06						61	45
St. 4 100 m nedstrøms doserer	08.05.06	15.05.06						37	12
# DGT fra stasjon 1 den 27/3-06 tapt									