

# Påvirkes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2006





**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

**NIVA Midt-Norge**


Pirsenteret, Havnegata 9  
Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Påvirknes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2006.	Løpenr. (for bestilling) 6244-2011	Dato 15. nov 2011
	Prosjektnr. Undernr. O-29446	Sider Pris 41
Forfatter(e) F. Kroglund, T. Haraldstad H.-C. Teien, B. Salbu, B.O. Rosseland (UMB) Jim Güttrup (Tvedestrand kommune)	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN)	Oppdragsreferanse 05040029-6
------------------------------------------------------------	---------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Fangst av laks i Storelva, Aust-Agder har ikke økt som forventet etter kalking. Dette kan skyldes en rekke faktorer, deriblant vannkvalitet. I prosjektet er vannkvalitet og dens effekt på smoltkvalitet undersøkt i Storelva, samt i Sandnesfjorden. Hypotesene er at smolt belastes av aluminium som følge av utilstrekkelig kalking av Storelva, og/eller at postsmolt skades som følge av at aluminium remobiliseres på en giftig form i brakkvannet i Sandnesfjorden. Vannkvaliteten i Storelva og i de utenforliggende fjordene var bedre i 2006 enn i tidligere år. Dette skyldes mest sannsynlig at vannføringen var høy under smoltutvandringen, noe som medførte lav salinitet i Songevatn og Nævestadfjorden, mens det mer saltrike vannet ble presset utover mot Sandnesfjorden. En tilsvarende undersøkelse utført i Audna påviste heller ikke tilstedeværelse av estuarine blandsoner i Sniksfjorden dette året.</p>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

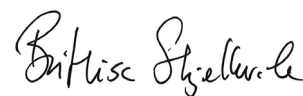
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Aluminium</li> <li>2. Laks</li> <li>3. Estuarier</li> <li>4. Påvirkningsfaktorer</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Aluminum</li> <li>2. Atlantic salmon</li> <li>3. Estuaries</li> <li>4. Pressures</li> </ol>
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



Frode Kroglund  
Prosjektleder



Øyvind Kaste  
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle  
Forskningsdirektør

# **Påvirkes laksesmolt av aluminium i brakkvann?**

**Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2006.**

## Forord

Norsk institutt for vannforskning har i en årrekke arbeidet for å fastslå den økologiske betydningen av aluminium i brakkvann. Aluminium i brakkvann kan gi akutt giftige vannkvaliteter for laks i oppdrettsmårder. Den økologiske betydningen av dette på villaks er imidlertid mer usikker.

Storelva i Aust-Agder har vært kalket siden 1996. Mens det vannkjemiske målet synes oppnådd i elva, er utviklingen i fangst av laks langt dårligere enn forventet. En rekke hypoteser på mulige forklaringer er framsatt, og i denne undersøkelsen er det fokusert på vannkvalitet innen vassdraget og i fjordområdene. Det ble i 2003 utført et pilotprosjekt innen vassdraget og fjorden finansiert av Fylkesmannen i Aust-Agder. Basert på resultater fra dette prosjektet ble det utarbeidet forslag til tiltak våren 2005. DN og fylkesmannen ønsket imidlertid mer dokumentasjon på problemstillingene før tiltak ble iverksatt, og en ny prosjektskisse ble sendt til Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Fylkesmannen i Aust-Agder i april 2005. I denne ble det lagt vekt på aluminiumstransport i elva og endringer i biotilgjengelighet av aluminium i brakkvann. Det ble senere gitt en tilleggsbevilgning for å dekke utgifter til kjemiske analyser fra Fylkesmannen i Aust-Agder. Her rapporteres data fra år to i programmet (2006).

Vår kontaktperson i DN har vært Roy Langåker mens Dag Matzow har vært kontaktpersonen hos Fylkesmannen i Aust-Agder. Vi takker for samarbeidet.

Grimstad, nov 2011

*Frode Kroglund*

---

# Innhold

<b>1. Innledning</b>	<b>8</b>
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>9</b>
2.1 Områdebeskrivelse	9
2.2 Vannføring/temperatur	11
2.3 Kontinuerlig pH	11
2.4 Vannkjemianalyser	11
2.5 Fiskeeksponeringer	12
2.6 Smoltfelle	14
2.7 Gjeddefestival	15
2.8 Predatorfiske i fjorden	15
<b>3. Resultat: Smoltvandring</b>	<b>15</b>
3.1 Smoltfelle	15
3.2 Predatorfiske i fjorden	16
3.3 Gjeddefestival	17
<b>4. Resultat: kjemi og fisk, elv og fjord</b>	<b>17</b>
4.1 Vannføring og temperatur	17
4.2 Oppholdstider i innsjøer i Storelva	18
4.3 pH-overvåking i Storelva	19
4.4 Vannkjemi i Storelva	19
4.5 Vannkjemi i Songevatn, Nævestadfjorden og Sandnesfjorden	20
4.5.1 Saltnivå	20
4.5.2 Metaller i brakkvann	21
4.6 Fiskeundersøkelser	22
4.6.1 El-fiske	22
4.6.2 Fisk i fella	22
4.6.3 Fisk i brakkvann	23
<b>5. Resultat Audna</b>	<b>26</b>
5.1 Smolt i bur eksponert i elva	27
5.2 Smolt i bur eksponert i brakkvann	27
5.3 Slep	29
5.4 Konklusjon – Audna 2006	30
<b>6. Samlet diskusjon</b>	<b>31</b>
<b>7. Litteratur</b>	<b>33</b>
Vedlegg A. <b>Rapporter fra prosjektet</b>	<b>34</b>
Vedlegg B. <b>Estuarie forsøk</b>	<b>35</b>
Vedlegg C. <b>Fiskeutsettinger i Storelva i 1971</b>	<b>37</b>
Vedlegg D. <b>Fangst ørret, sørv og sik i smolthjul i 2006</b>	<b>38</b>

---

## Sammendrag

Storelva i Aust-Agder har vært kalket siden 1996. Mens det vannkjemiske målet synes oppnådd, er utviklingen i fangst av laks langt dårligere enn forventet. Vassdraget skulle ha laksefangster i størrelsesorden 1 til 2 tonn, mens det de siste årene kun er fanget <100 kg/år. Utviklingen i fangst av laks i Storelva etter kalking avviker fra det som ellers er tilfellet i kalka Sørlandelver. En rekke hypoteser til dette er framsatt. I denne undersøkelsen er det fokusert på vannkvalitet innen vassdraget og i fjordområdene. Det ble i 2003 og 2005 utført undersøkelser innen vassdraget og fjorden med støtte fra både Direktoratet for naturforvaltning og Miljøvern avdelingen i Aust Agder. I undersøkelsen ble det fokusert på smoltvandring, og fiskehelse i forhold til vannkvalitet innen vassdraget og i de utenforliggende fjordområdene.

Temperaturøkningen våren 2006 var sein i forhold til tidligere år. Det var høy vannføring hele våren. Dette skyldes en sein vår med sein snøsmelting. Dette medførte at smoltutvandringen også var sein og at tidspunkt for 50 % utvandring først inntraff 24. mai i motsetning til 11. mai året før.

Det ble fanget 4339 laksesmolt, 602 ørretsmolt, 278 sik og 2677 sørv i smolthjulet. På grunn av stor vannføring dekket fella kun en liten del av elva. Vi har ikke utført noe estimat for fangsteffektivitet og vet følgelig ikke hvilken andel av den utvandrende smolten vi fanga. Hvis fangsten representerte hele smoltutvandringen, må det gyte minst 40 hunnlaks for å gi en smoltproduksjon i den størrelsesorden vi fanga denne våren, noe som er mer enn det fangststatistikken antyder. Når det samtidig fanges mer sjøørret i elva enn laks til tross for at sjøørretsmolt kun utgjør en liten andel av utvandringen, tyder resultatet samlet på at laksen i Storelva er påvirket av én eller flere trusler, men at bestandsstatus må være bedre enn det fangstene antyder.

Et predatorfiske utført i fjorden 19. og 21. mai påviste ikke predatorfisk med smolt i magen. I løpet av gjeddefestivalen utført 27. og 28. mai ble det fanget 53 gjedder. Det var få smolt i magene til gjeddene. Ut fra disse observasjonene synes verken gjedde innenfor elva eller predatorfisk i fjorden å representere en trussel.

Basert på målinger av pH, Al, ANC synes det vannkjemiske målet for kalkingen å være oppnådd. Analyser av aluminium (Al) på fiskegjeller viste lave konsentrasjoner. Det konkluderes med at vannkjemien innenfor elva ikke utgjør en trussel.

Saltinnholdet i Songevatn (St.3 Strømmen) til St. 4 (Doknes) var lavt og varierte omkring 0,1 til 0,4 ‰. Dette var betydelig lavere enn i 2005 hvor nivået var på 4-6 ‰, og litt lavere enn nivået i 2003 hvor saltinnholdet varierte mellom 0,2 og 0,7 ‰. Denne variasjonen kan i stor grad tilskrives forskjeller i vannføring. Mens 2003 og 2006 var "vannrike" år, var vannføringen lav i 2005. Betingelsene for mobilisering av Al på en akkumulerbar form var ikke tilstede i Songevatn og Nævestadfjorden i 2006, i motsetning til i 2003 og 2005. Dette bekreftes gjennom analyser utført på fiskegjeller. Konsentrasjonene var lave i hele fjordsystemet med unntak av én prøve fra Lagstrømmen. Her ble fisken eksponert under betingelser som skal gi opphav til estuarine blandsoner. Det ble da målt 70 µg Al/g på gjellene, eller > 5 ganger mer enn det som ble målt andre steder utenfor Storelva.

Måling av gjelleenzymet Na<sup>+</sup>K<sup>+</sup>ATPase påviste lav aktivitet i elva våren 2006. Dette kan skyldes lav temperatur, men også årsaker vi enda ikke har påvist. Smolt satt ut i bur i fjorden 12. mai hadde normal enzymaktivitet når denne ble prøvetatt 10 dager senere. Denne fisken ble delvis eksponert ved saltnivåer < 1 ‰, delvis ved nivåer > 25 ‰. Etersom enzymaktivitet i fjorden (både de delene med ferskt og de med salt vann) var normal, og det ikke ble påvist svekket saltvannstoleranse hos fisk eksponert i saltere vann konkluderer vi med at lav aktivitet i elva sannsynligvis ikke skyldes vannkjemien. Lav temperatur er en mer sannsynlig årsak.

Laksen i Storelva må påvirkes av noe som gjør dette vassdraget forskjellig fra andre kalka elver på Sørlandet. Hvis vi antar at smolten fra Storelva har samme sjødødelighet som laksesmolt fra

naboelvene, må denne trusselen være i området mellom elvemunningen og havet. Aluminium i brakkvann kan være denne faktoren.

Basert på undersøkelsene utført i perioden 2003 til 2006 i Storelva konkluderes det med:

#### **Ferskvann**

- Kalkingsstrategien er i hovedsak tilfredsstillende

#### **Brakkvann**

- Aluminium i fjorden fortynnes som følge av saltinnblanding alene. Al felles ikke ut.
- Aluminium mobiliseres på en bioakkumulerbar form i brakkvann. Denne mobiliseringen påvises med økning i bla. gjelle-Al.
- Akkumulering av Al på gjellene er lav når saltnivået er  $< 1 \text{ ‰}$  eller  $> 17 \text{ ‰}$ . Vi hadde kun ett målepunkt mellom disse nivåene i 2006.
- Aluminium i brakkvann er ikke et problem i de indre fjordområdene når vannføringen i elva er høy. Det forventes at problemet tiltar de indre delene av Sandnesfjorden når det er ferskvann i Nævestadfjorden.

#### **Fiskebiologiske responser**

- Det ble påvist få fysiologiske responser som følge av vannkjemi i ferskvann og i saltvann med  $> 17 \text{ ‰}$ . Dette tyder på at fisken eksponert i bur ikke var utsatt for helseskadelig vannkjemi.

En tilsvarende undersøkelse utført i Audna våren 2006 påviste ikke tilstedeværelse av estuarine blandsoner. Her var det en skarpere sjiktning i fjorden hvor overflatevannet var ferskt og hvor saltkonsentrasjonen gikk fra lave til høye saltnivåer over en avstand på få cm. I rapporten er det samlet data på gjelle-Al målinger utført innenfor vassdraget i perioden 1998 til 2008. Det måles hyppig høye gjelle-Al nivåer i ferskvann. De målte konsentrasjonene forventes å ha en direkte skadelig effekt på saltvannstoleranse til laksesmolt. Årsaken til lav laksefangst i Audna skyldes sannsynligvis utilfredsstillende kalkingsstrategi for elva, enn akkumulering av aluminium på gjellene i brakkvann. Det bør utføres grundigere hydrofysiske undersøkelser i fjorden for å avklare sammenhengene mellom vannføring i elva og tilstedeværelse av estuarine blandsoner i fjorden.

## Summary

Title: Are salmon smolt affected by aluminum in estuaries? Results from River Storelva and River Audna, 2006.

Year: 2011

Author: F. Kroglund, H.-C. Teien, B. Salbu, B.O. Rosseland, J. Güttrup and T. Haraldstad

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5979-7

Aluminum (Al) is known to be a threat to various aquatic organisms. Aluminum is also known to kill salmon within net pens in estuaries. In 2003 we started monitoring the relationship between Al in estuaries and responses on wild Atlantic salmon smolt.

River Storelva is the main source for Al found in the estuary. Upon mixing with seawater, the total concentration of Al decreased linearly with increased salinity. Cationic species will increase when salinity passes 1 ‰, and decrease again when salinity approaches 15 ‰. The actual salinity limits are yet to be defined.

While Al was gill reactive during smolt migration in 2003 and 2005, we hardly found conditions permitting accumulation of Al onto gills in 2006. The cause for this was most likely high river discharge forcing seawater outwards the fjord system. The inner parts, Songevatn and Nævestadfjorden, contained brackish water during smolt migration in 2003 and 2005, but was dominated by freshwater in 2006. Due to this, conditions facilitating Al mobilization in the estuary were not present in this part of the fjord during the smolt migration in 2006.



# 1. Innledning

Det ble i 2006 utført kjemisk karakterisering av elvene Audna og Storelva med estuarier. Denne prøvetakingen ble utført for å studere mobilisering av aluminium på bioakkumulerbar form i de respektive fjordene. I begge vassdragene ble det i tillegg eksponert fisk i bur i elva samt i fjorden. I tillegg ble det i Audna satt ut Carlinmerket fisk.

Mobilisering av gjellereaktivt Al er tidligere påvist i brakkvann i utløpet av Storelva (Kroglund m.fl., 2007a) og fjordene omkring Osterøy (Bjerkens mfl. 2000; Kroglund mfl. 2004). Vi har ikke tilstrekkelig kunnskap om estuarine blandsoner til å fastslå eventuelle økologiske konsekvenser av de observerte gjelle-Al konsentrasjonene. Mens verdier på 500 µg Al/g gjell tv har drept laks i mærd (Bjerkens m.fl., 2003; Rosseland, 2005), er nivåene vi har målt i Storelva betydelig lavere enn dette.

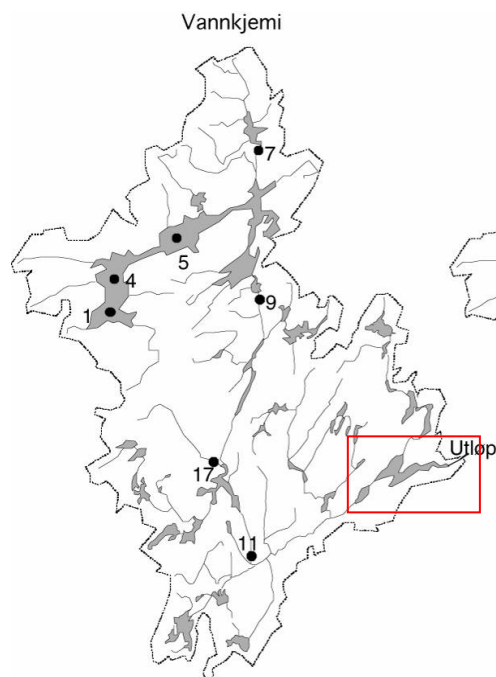
I eksponeringsforsøk er det kun påvist ”små” fysiologiske responser hos smolt, men disse har vært såpass beskjedne at de i seg selv ikke gir en overbevisende indikasjon på at dette vannmiljøet representerer en fare for bestanden. Samtidig har smolt dødd. Sammenhenger mellom fysiologisk tilstand og dødelighet påvist som følge av Al i ferskvann holder ikke i brakkvann. Vi har således en klar kunnskapsmangel her før dose-respons sammenhenger er avklart. Hypotesen er at akkumulering av aluminium på gjeller til laks (*Salmo salar* L.) resulterer i fysiologiske effekter hos fisken som i neste omgang kan påvirke utvandringssatferd, saltvannstoleranse og preging. Det ble i 2005 observert betydelig Al akkumulering på gjeller til fisk i fjordsystemet utenfor Storelva i Holt. Det ble samtidig observert smolt med manglende fluktrespons i fjorden. Smolt som mangler fluktrespons vil være mer utsatt for predasjon. Det ble imidlertid ikke påvist effekter på saltreguleringsenzymmer eller blodfysiologi. Responsene observert utenfor Storelva samt erfaringer fra forsøk tyder på at tradisjonelle analytiske metoder ikke påviser de økologisk relevante skadene.

Al kan foreligge på ulike fysio- kjemiske tilstandsformer i vann. Al som er reversibelt bundet til organiske eller uorganiske overflater kan mobiliseres ved ionebytting med basekationer som Ca, Na og Mg ved høye konsentrasjoner. Konsentrasjonen av Na, Ca og Mg er 100-2000 ganger høyere i sjøvann enn i ferskvann. Al-tilstandsformer som er mindre gjellereaktivt for fisk i ferskvann kan derfor ved innblanding av sjøvann mobilisere til gjellereaktive former. Det er tidligere observert at kolloidale Al tilstandsformer, som eksempel Al assosiert med humus kan mobilisere til lavmolekylære gjellereaktive former ved innblanding av sjøvann. I humøse Al rike vassdrag som Storelva kan mobilisering av gjellereaktive Al tilstandsformer være betydelig i estuariet. I tillegg vil pH i ellevann øke ved innblanding av sjøvann og medføre hydrolyse og polymerisering av elvetransportert lav molekylær masse (LMM) Ali og/eller mobilisert LMM Ali i ferskvann-sjøvann blandingen. Svært gjellereaktive Al polymerer med en gitt levetid vil derfor kunne dannes og medføre høy akkumulering av Al på gjeller til fisk i blandsonen. Med økt tid etter innblanding av sjøvann vil høy molekylær masse (HMM) Al former som har lavere gjellereaktivitet dannes. Kalking transformerer lavmolekylære monomere former av Al til ikke gjellereaktive polymerer. Kalking av ferskvann vil derfor redusere konsentrasjonen av LMM Ali, gjellereaktivt Al i ellevannet og tilførsel av LMM Ali til estuariet, men vil ikke hindre mobilisering av Al ved innblanding av sjøvann. Erfaringer fra flere pilotforsøk bla. utført i Tangedal og Lona (Sogn og Fjordane), samt erfaringer fra oppdrettsnæringen viser at Al som mobiliseres ved innblanding av sjøvann kan avgiftes ved dosering av silikat (Teien mfl. 2006).

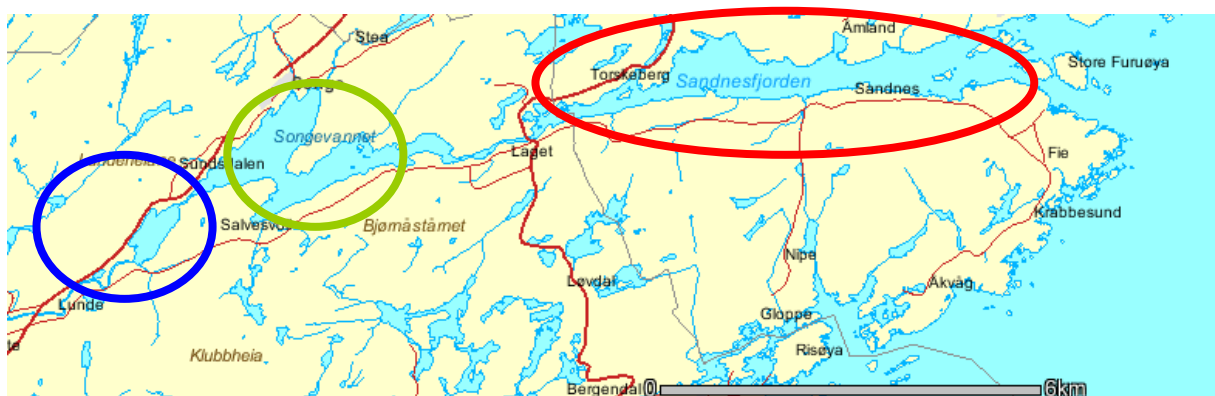
## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Områdebeskrivelse

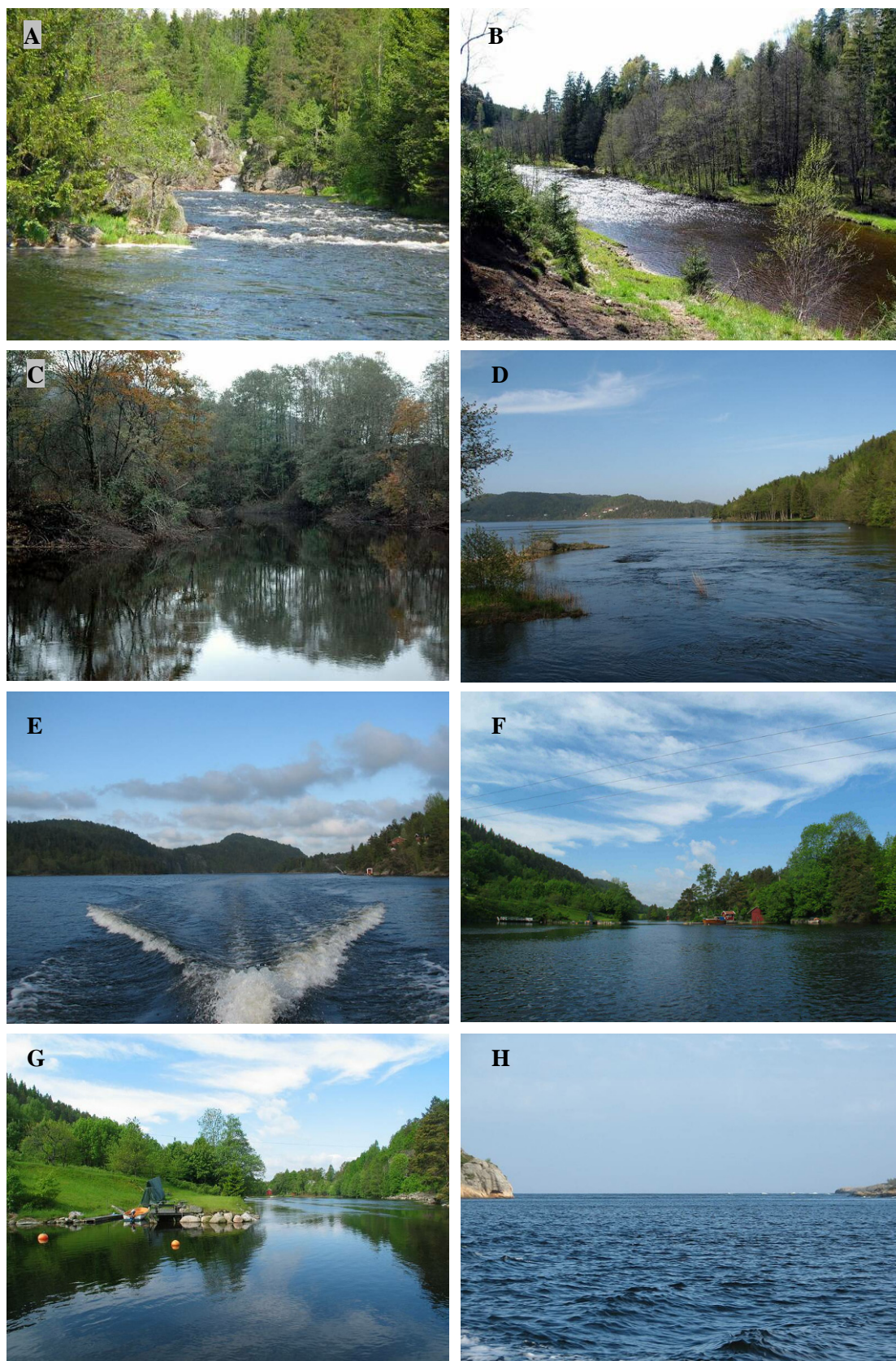
Hele vassdraget inklusivt delfelt til Sandnesfjorden er på 551 km<sup>2</sup>. Det er da inkludert et delfelt til Haugselva (018.3A2Z) som ikke sorterer til dette vassdraget i henhold til REGINE, men som bidrar med vann til Songevatn i henhold til Fylkesmannen i Aust-Agder v/D. Matzow (Kroglund m.fl., 2007a). Storelva strekker seg fra Vegår til elvas utløp i Songevatn (**Figur 1**). Forsøksområdet påvirket av brakkvann kan strekke seg fra elvemunningen av Storelva og ut til de ytterste øyene i Sandnesfjorden, alt avhengig av vannføring i elvene og påvirkninger fra havet (**Figur 2**). Dette området er inndelt i tre områder; Songevatn, Nævestadfjorden og Sandnesfjorden. Songevatn er forbundet med Nævestadfjorden med et 230 m bredt sund. Nævestadfjorden står i forbindelse med Sandnesfjorden gjennom Lagstrømmen. Lagstrømmen er en ca. 1,5 km lang "kanal", hvor bredden varierer fra 100 til 20 m (**Figur 2**). De ulike elv- og fjordavsnittene er vist med bilder i **Figur 3**.



**Figur 1.** Prøvetakingsstasjoner for vannkjemi i Vegårvassdraget. Området vist i figur 2 er innenfor den røde firkanten.



**Figur 2.** Oversiktskart (NVE-Atlas) over forsøksområdet fra Songevatn i vest til munningen av Sandnesfjorden i øst. Ferskvannsområdene er anvist med blå sirkel, brakkvannsområder med grønn sirkel og saltvannsområder med rød sirkel. Den nøyaktige geografiske plasseringen av brakkvann vil avhenge av vannføring i elva og tilførsel av saltvann fra havet.



**Figur 3.** Bilder fra ulike deler av Storelva med utenforliggende fjorder i 2006. A) Klova, B) Lilleholt, C) Dokka, D) Storelvas utløp i Songevatn, E) Nævestadfjorden, F) Lagstrømmen, G) Strandane midt i Lagstrømmen, H) havgapet v/St. Furøy (Foto: F. Kroglund)



## 2.2 Vannføring/temperatur

Vannføring og temperatur måles kontinuerlig ved Hauglandsfoss. Avrenningen i området er i henhold til NVE (avrenningskart over Norge, 1987) mellom 25 og 30 L s<sup>-1</sup> •km<sup>2</sup>, med de høyeste verdiene oppstrøms Hauglandsfossen. Omkring Songevatn er avrenningen 20 L s<sup>-1</sup> •km<sup>2</sup>. 53 % av arealet til Storelva er oppstrøms kalkingsdosereren ved Hauglandsfossen. Kalkingsanlegget er dimensjonert til å kunne avgifte alle nedenforliggende vanntilførsler. Viktige delfelt nedstrøms Hauglandsfossen er områdene omkring Ubergsvatn (8 % bidrag til total nedbørfelt), områdene ned til Nes verk (10 % bidrag) og bidragene fra Skjerka og Strengselva (21 % bidrag). Vannkjemien i forhold til forsurening i de ulike delområdene varierer fra god til dårlig.

Storelva bidrar til 74 % av nedbørfeltarealet til Sandnesfjorden. De viktigste områdene som kommer i tillegg drenerer inn i nordsiden av Songevatn (Steavassdraget). Det lokale nedbørfeltet omkring Sandnesfjorden bidrar kun med 4 % av det samlede arealet. Disse områdene vurderes som lite viktige for vannkvaliteten i Sandnesfjorden. Vannkvaliteten i Steavassdraget vil derimot kunne påvirke vannkvaliteten i Songevatn.

Hvis vi for enkelthet skyld antar at avrenningen er lik i hele området vil delfeltene til Storelva oppstrøms Hauglandsfossen bidra med 40 % av vanntilførselen til Songevatn, mens delfeltet mellom Hauglandsfossen og utløpet av Lundevatn bidrar med ca 35 %. Dette innebærer at det er en nær dobling av vannføringen fra Hauglandsfossen til Songevatn. For å få et relativt mål for vannføring ut av Storelva er vannføringen målt ved Hauglandsfossen ganget med 2 (denne faktoren er korrigert i 2010 til 1,27 ut fra data som da var tilgjengelig fra NVE stasjon 18.4.0).

## 2.3 Kontinuerlig pH

Det er tidligere kjent at enkelte av sidegrenene til Storelva er lite forsuret (Strengselva), mens andre kan bidra med surt vann (eg. Skjerka). Da vannføringen ut av Vegår kan tenkes å være lav i perioder med lite nedbør, kan det prosentvise bidraget til vannføringen på anadrom strekning (den delen av elva som har laks) fra områdene nedstrøms Hauglandsfossen være større enn det arealet tilsier. Dette vil helst inntreffe når det kommer lokale regnbyger etter perioder med lite nedbør, eller tidlig i større nedbørepisoder. Under slike forhold kan det tenkes at sidebekkene nedstrøms dosereren kan dominere vannkvaliteten i de nedre delene av Storelva. Den kontinuerlige pH-loggeren ved Nes verk vil kunne påvise tilførsler av surt vann (episoder) oppstrøms målepunktet, men ikke sure vanntilførsler nedstrøms målepunktet (f.eks. nedstrøms Skjerka). Det er ikke påvist slike episoder under den manuelle prøvetakingen utført i 2003 og 2005 (Kroglund m.fl., 2007a).

## 2.4 Vannkjemianalyser

For å få informasjon om vannkvaliteten i Storelva, ble vannprøver innsamlet og analysert ved NIVA etter standard protokoll. Vannprøver er innsamlet ved Klova, Nes verk, Lilleholt og nedstrøms Skjerka. I brakkvann ble total-Al analysert på NIVA ved bruk av en saltvannsmodifisert metode.

For å få informasjon om tilførsel av og endringer i tilstandsform Al i Sandnesfjorden ble det benyttet *in situ* fraksjoneringsteknikker utviklet ved UMB. Her er ulike former av Al skilt ved hjelp av størrelses- og ladningsfraksjonering, henholdsvis filtrering gjennom 0,45 µm filter, ultrafiltrering (hollow fibre, cutoff 10 kDa) og ionekromatografi (Chelex 100). Salinitet og pH ble målt i felt (WTW Multi 340i og pH elektrode Hamilton Polylite Brigade lab). Prøvetakingsstasjoner er vist i **Figur 6** og **Tabell 1**.



**Figur 4.** Vannprøver ble innsamlet fra de enkelte stasjoner hvor fisk ble holdt i bur. I tilknytning til innsamling av vannprøver ble pH, temperatur og salinitet målt og *in situ* fraksjonering av Al ble utført fra båt eller bil (Foto: F. Kroglund).

## 2.5 Fiskeeksponeringer

Fisk eksponert i bur ble innfanget ved bruk av elektrisk fiskeapparat. Dette ble gjort fordi smoltutvandringen på det tidspunktet var nær fraværende og det var usikkert om det ville komme smolt. Fisken ble innfanget i Strengselva under vanskelige forhold (høy vannføring) den 11. mai. Materialet ble utplassert i bur 12. mai.

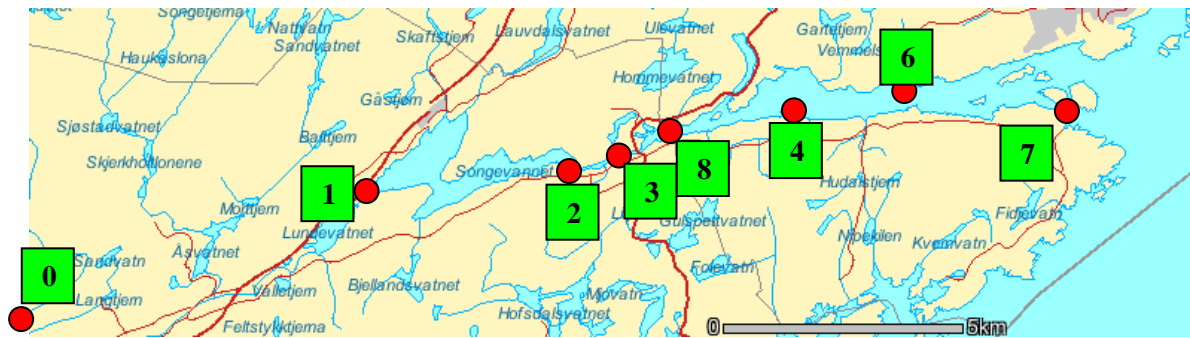
Fisk ble prøvetatt for akkumulering av metall på og i gjeller samt saltreguleringskapasitet 20. mai og 2. juni. Blodsalter ble målt første dato. Før prøvetaking ble fisken avlivet med et slag til hodet. Blodprøvene ble tatt med 1 ml kanyler satt i blodårene under ryggsøylen. Prøvetakingsstasjoner er vist i **Figur 6** og **Tabell 1**.

All fisk som ble prøvetatt ble lengdemålt og veid. Blodprøver ble analysert med bruk av en I-STAT (ABBOTT) og analysekassett EC 8+. Metallakkumulering på fiskens gjeller ble analysert ved UMB etter standard metoder. Verdiene er oppgitt som:  $\mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$  gjelle tørrvekt (tv).  $\text{Na}^+\text{K}^+$ -ATPase ble analysert ved UiB etter standard metode. De analyserte verdiene er oppgitt som:  $\mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ .

Typiske smolt fra Storelva er illustrert i **Figur 5**.



**Figur 5.** Eksempel på typisk laksesmolt og øret fanget i smolthjulet ved Strømmen i 2006 (Foto: F. Kroglund).



**Figur 6.** Stasjonsplassering (0-8) for fisk og kjemi i 2006. Kart fra NVE-Atlas.

**Tabell 1.** Koordinater for stasjoner prøvetatt for kjemi og fisk i 2006.

2003-2006 Stasjonsliste	St. kode	Lokalisering	Lengde Bredde 2005	UTM 2005	UTM 2006
Klova		150 m nedstrøms kalkdoserer. Øverste stasjon på den anadrome strekningen.		65073nn 4906nn	
Lilleholt		Stasjonen er like nedstrøms vannprøvestasjonen ved Nes verk.	58.37903 8.52624	6499046 492855	
Innløp Lundevann	0	Ca 600 m etter samløp med Skjerka og 1,5 km før Lundevannet	58.39077 5.86158	6501237 496276	
Strømmen	1	Tatt 5 m nord for samløpet mellom Storelva og Songevatnet	58.40188 8.58839	6503277 498872	
Doknes	2	Utløp Nævestadfjorden, starten av Lagstrømmen	58.40730 9.02681	6504256 502701	6504256 502701
Strandane	3	Innløp Sandnesfjorden, slutten av Lagstrømmen	58.40709 9.03347	6504254 503260	6504254 503260
Listrand/ Pålene Bunkers	8				
Hopestranda	4	150 -200m øst for Håholmen på sørsiden av Sandnesfjorden.	58.41449 9.07574	6505634 507310	6504893 504399
Sand.Camp	6	på neset mellom Åmland og Åsvika på nordsiden av Sandnesfjorden	58.41784 9.09590	6506256 509257	
Store Furøy	7	Ytterste stasjon i fjorden	58.41836 9.11960	6506355 511559	6506295 509293



## 2.6 Smoltfelle

I 2006 ble det brukt smolthjul for å fange utvandrende smolt (**Figur 7**). Året før ble utvandring registrert ved bruk av "River Fish-lift". Smoltskruen ble utplassert i strømmen på utløpet av Storelva på overgangen til Songevatn. Smoltfella ble plassert ut og satt i drift 2. mai. Denne dagen var det svært høy vannføring i elva. Fella ble plassert slik at den fanget i strømmen på samme side som Sundsdalen.

Fella ble stående i denne posisjonen hele tiden. Det ble kun gjort noen små justeringer i forhold til elvestrømmen underveis. Smoltskruen roterte med 8-14 omdreininger/min (varierer med vannhastighet på stedet). Det var til tider svært store fangster i fella så den måtte røktes 3 til 4 ganger i døgnet. I en liten periode var det noe dødelighet av laksesmolt og sik, mens andre fisk hadde skjelltap. Dette skyltes en gren med mange små kvister som satt fast langt inne i skruen. Da denne ble oppdaget og fjernet, var det ikke lenger noe dødelighet på fangsten. Smoltfella var ute av drift inntil ett døgn 2 ganger. Den ene gangen hadde det kilt seg fast en stokk i fella slik at skruen ikke gikk rundt. Den andre gangen hadde festetauet røket, slik at fella drev inn til land.

Fella ble tatt ut av drift 14. juni.



**Figur 7.** Bilder som illustrerer plassering av smolthjul i Strømmen og vannføring i 2006 (Foto: F. Kroglund).

## 2.7 Gjeddefestival

Den 27. og 28. mai ble det avholdt en gjeddefestival i Storelva. Det var Storelva Elveeierlag som sto for arrangementet der det deltok mellom 60 og 70 personer. Hensikten var å dra opp flest mulig gjedder i området mellom Fosstveit og utløpet av Lundevann.

## 2.8 Predatorfiske i fjorden

Det ble organisert fiske med garn i Songevatn og Nævestadfjorden etter at smoltutvandringen var kommet godt i gang for å finne ut om det var stor predasjon på smolten i dette området.

Fra den 19.-21. mai ble det fisket med 770 meter med garn av forskjellig maskestørrelse og type. Dette fisket ble utført av lokalkjente fiskere fra Laget og Songe, samt Jim Güttrup. Det ble tatt mageprøver av all fisk som ble fanget.

# 3. Resultat: Smoltvandring

## 3.1 Smoltfelle

Det ble fanget 4339 laksesmolt i fella (**Figur 8, Figur 9**). All fisk ble sluppet fri etter fangst. Smolt tatt ut av fella om morgenen defineres som nattefangst, mens smolt tatt ut på kvelden defineres som dagfangst. Dagfangst + fangst natta før akkumuleres til døgnfangst. Fangst av 602 ørretsmolt, 278 sik og 2677 sørv er vist i vedlegg.

Fella ble satt ut på avtagende vannføring, og økende vanntemperatur. Vanntemperaturen oversteg 10 °C 11. mai. Vannføringen avtok frem til 14. mai for å øke igjen 19. mai. De første fiskene ble tatt i fella 6. mai (vinterstøing). Det er mest sannsynlig lite utvandring av smolt før dette. Smoltfangstene tiltok først 8. mai og nådde 25 % registrert utvandring 18. mai, 50 % 24. mai og 90 % 2. juni (**Tabell 2**). Omlag halvparten av smolten utvandret under "flommen" omkring 19. mai, resten på avtagende vannføring. All smolt vandret på temperaturer som varierte fra 10 °C i starten av utvandningsperioden til 18 °C ved fangstavslutning 9. juni.

Det ble skilt mellom natt/dagfangst i perioden 19. mai til 31. mai. Nattefangsten var høyest med unntak av dagene fra 23. til 26. mai.

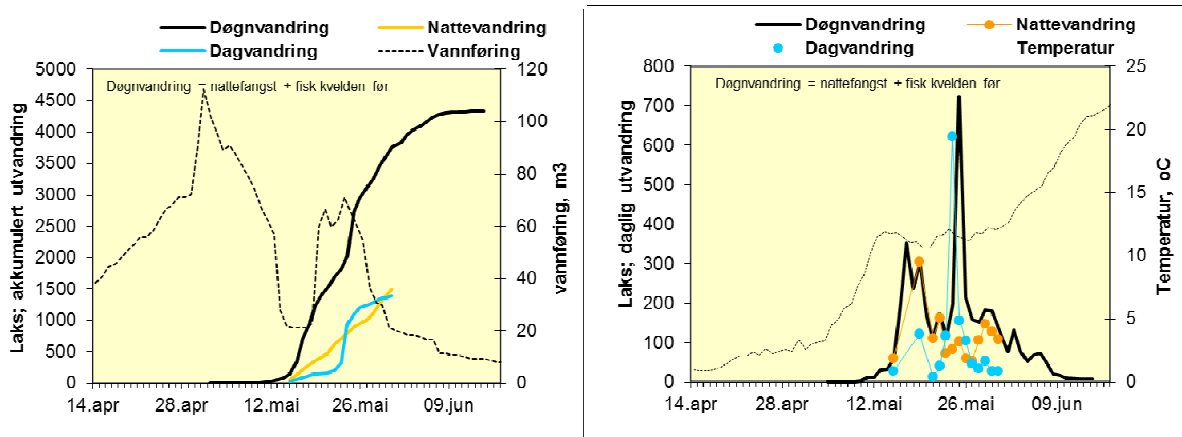
Utvandringen av ørret startet noe tidligere enn for laks. Her var også nattevandringen mer utpreget enn dagvandring. Denne forskjellen var enda mer utpreget for sik og tilnærmet 100 % for sørv. Det ble ikke tatt gjedde i fangsten.

Smoltfangstene var høye i 2006 relativt til i 2005. Smolten var av god kvalitet, men skjellene satt løst mot slutten av fangstperioden. Fangstsesongen i 2005 ble avkortet på grunn av stort skjelltap i "River Fishlift" fella. Det var ikke nødvendig med denne fangstavkortningen i 2006. Dette skyldes sannsynligvis at smolthjulet er mer skånsomt.

Smoltfella sto i de mest strømutsatte delene i elva. Elva gikk "hvit" inn i fangsttromlen. Denne strømmen laget samtidig en stor bakevje. Det kan ikke utelukkes at smolt sluppet ut nedstrøms fella ble med bakevja tilbake og ført tilbake mot fella. For å nå fella må smolten aktivt ha svømt mot strømmen i minst 10 m (anslag). I dette området var strømmen sterk, noe som taler imot repetert fangst av mange smolt.



**Figur 8.** Foto av laks, ørret og sørv i fangstkammeret i smoltfella 2006 (foto: J.Güttrup).



**Figur 9.** Øverste figur: akkumulert daglig fangst av laks, fanget i smoltfella i 2006. I figuren med laks er vannføring inkludert. Nederste figur: Daglig fangst av laks. Her er temperatur inkludert i figuren. Det er skilt mellom fisk fanget om natta og dagen i deler av perioden. Smoltfella ble satt ut 2. mai. Fangst av ørret, sik og sørv er gitt i vedlegg.

**Tabell 2.** Dato for første deteksjon og når 25, 50, 75 og 90 % av laksesmolt, ørretsmolt, sik og sørv var fanget. Smolthjulet var på plass 2. mai og driftet til 14. juni.

	Start	25%	50%	75%	>90%	Siste
Laks	06.mai	18. mai.	24. mai.	28. mai.	2. jun.	14. jun.
Ørret	4. mai.	15. mai.	19. mai.	30. mai.	4. jun.	14. jun.
Sik	11. mai.	18. mai.	24. mai.	4. jun.	6. jun.	12. jun.
Sørv	8. mai.	15. mai.	20. mai.	25. mai.	2. jun.	14. jun.

### 3.2 Predatorfiske i fjorden

Garnfisket 19.-21. mai resulterte i: 3 torsk (*Gadus morhua*), 1 sei (*Pollachis virens*), 1 hvitting (*Merlangius merlangus*), 5 flyndrer (*Pleuronectiformes*), 2 sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), 3 ørret og 1 laks (vinterstøing). Det ble ikke funnet smolt i magene til noen av fiskene som ble fanget i garn. På dette tidspunktet økte akkumulert utvandring av laksesmolt fra 25 til ca 35 %. Den 21. mai hadde minst 1500 laksesmolt vandret inn i Songevatn. Det kan derfor se ut som det var lite predatorer i det området det ble fisket, og at predasjon på smolten ikke utgjorde en stor trussel i 2006.

### 3.3 Gjeddefestival

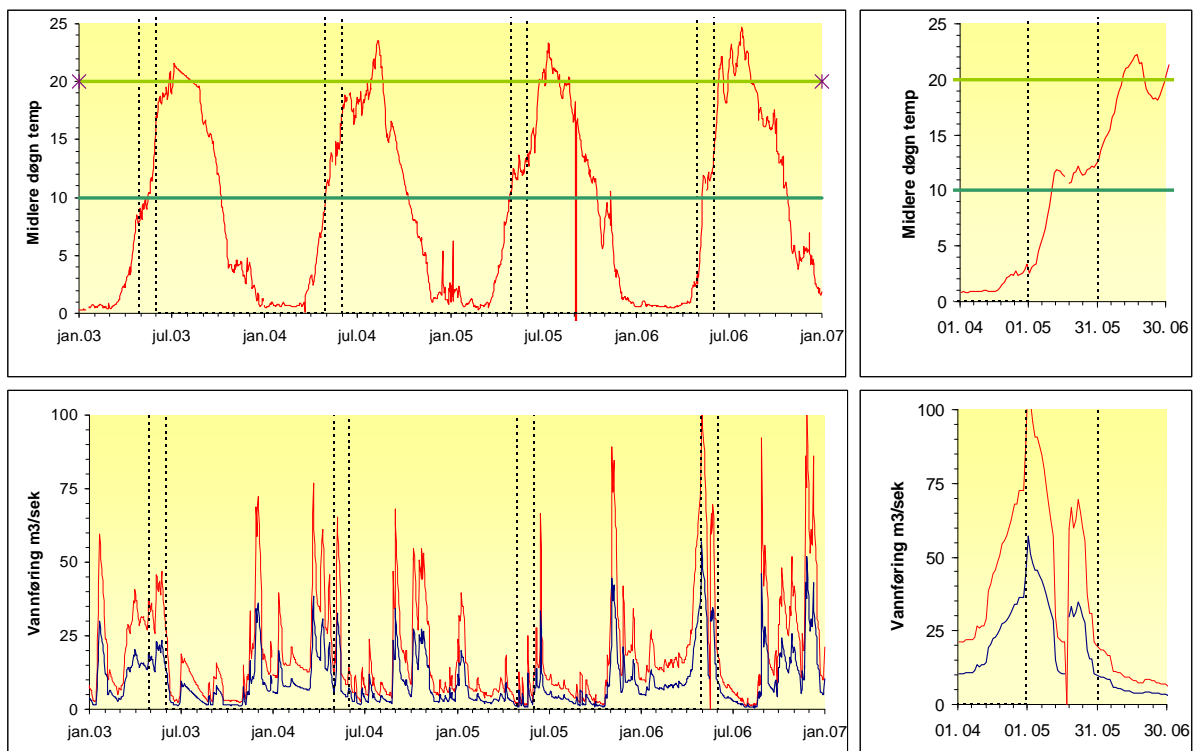
Det ble fisket opp 53 gjedder på et døgn (27. til 28. mai). Den største veide 8 kg. Mageinnholdet ble undersøkt på alle fiskene.

I magene ble det samlet registrert to ørretsmolt, fire smolt som det ikke lot seg identifisere til art, en 1+ laks og to abbor (*Perca fluviatilis*). Resten av gjeddene hadde ikke tatt til seg næring som kunne påvises i mageinnholdet. Det ble observert smolt i festivalområdet av flere av deltakerne. Det ble i disse dagene også fanget mye smolt i smoltfella som står på nedsiden av festivalområdet. Fra 24. mai til 29. mai ble det fanget ca 1400 laksesmolt pluss ørret, sik og sørv i fella. Dette innebærer at det var mye laksesmolt og fisk i området med gjeddefisket. Det kan derfor se ut som at gjedda ikke var noen trussel for utvandrende smolt i Storelva i 2006.

## 4. Resultat: kjemi og fisk, elv og fjord

### 4.1 Vannføring og temperatur

Temperaturøkningen våren 2006 var sein i forhold til eldre målinger som foreligger fra Fosstveit (Tabell 3, Figur 10). Nivået med 10 °C ble nådd allerede 23. april i 1990, men først 18. mai i 2003. Temperaturen oversteg 10 °C fra 11. mai 2006. Dette året er således "likt" 1995, men var seinere enn de fleste år vi har data fra. Det normale synes å være at temperaturen i Storelva overstiger 10 °C i løpet av 1. uka av mai. Vannføringen i 2006 var høyere i april og mai enn de andre årene vi har data fra (Figur 10). Sammenliknet med 2005 var vannføringen i 2006 7x høyere i april og 10x høyere i mai. Dette har betydning for hvilke saltregimer som kan forventes i Songevatn.



**Figur 10.** Årsvariasjon (2003-2006) i temperatur (øverste panel) og vannføring (nederste panel) i Storelva (Hauglandsfoss). Data for april til juli 2006 er forstørret til høyre. Blå linje er målt vannføring ved Hauglandsfossen, rød linje er målt verdi x 2 benyttet som et mål for vannføring ut av Storelva.



**Tabell 3.** Dato for når temperaturen i Storelva v/Fosstveit (1990-1998) eller Hauglandsfossen (2003-2006) økte forbi 10 °C i perioden 1990 til 2006. For årene 2003 til 2006 er middelvannføring i april og mai angitt for Hauglandsfossen.

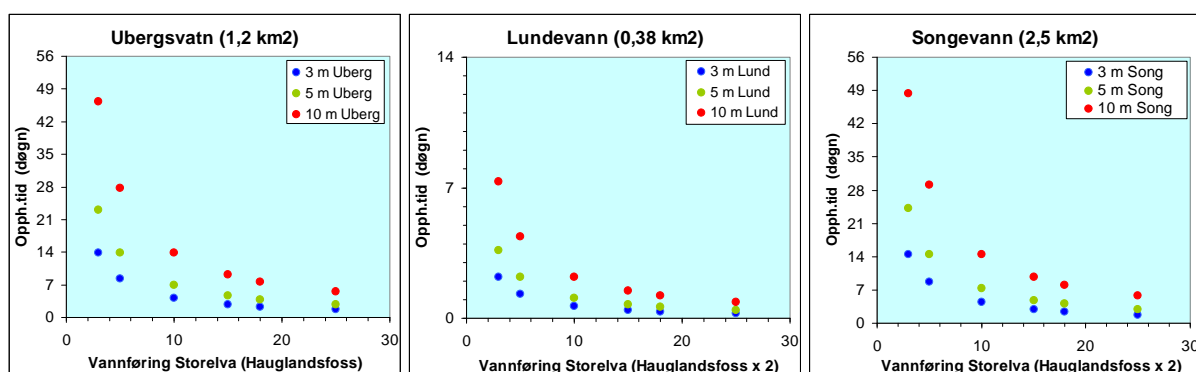
År	Dag	Temperatur denne dag (°C)	Middelvannføring ± 1 SD i April (Hauglandsfossen)	Middelvannføring ± 1 SD i Mai (Hauglandsfossen)
1990	23. april	10,8		
1991	5. mai	10,7		
1992	6.-7. mai	9,3/11,0		
1993		ikke målt		
1994	5. mai	10,0		
1995	12. mai	10,2		
1996	8. mai	10,3		
1997	7. mai	10,1		
1998	3. mai	10,1		
1999-2002		ikke målt		
2003	18. mai	10,2	16,1±1,8	18,7±2,9
2004	1. mai	10,2	18,0±6,9	11,7±9,3
2005	28. april	10,3	3,2±1,9	3,1±2,3
2006	11. mai	10,3	21,8±10,2	29,4±13,8

## 4.2 Oppholdstider i innsjøer i Storelva

Fra Hauglandsfossen til elvemunningen må vannet passere Ubergsvatn og Lundevatn. Nedstrøms elvemunningen påvirkes oppholdstiden i Songevatn av saltvannstilførselen, så her overestimeres oppholdstiden. Dette vil ha størst effekt når saltnivået overstiger ca 10 promille. Da vil ca 1/3 av vannet være saltvann.

Vi har ikke data på sirkulasjonsdyp i de respektive innsjøene. Dessuten vil dette variere gjennom året. Hvis man antar at sirkulasjonsdypet er 3 m, vil teoretisk oppholdstid i Ubergsvatn være ca 4 døgn når vannføringen er 10 m<sup>3</sup> sek<sup>-1</sup>. Ved samme vannføring er oppholdstiden i Lundevatn 0,7 døgn og i Songevatn ca 4 døgn (**Figur 11**). Selv om vannføringen økes mer enn 3x dette nivået avtar ikke akkumulert oppholdstid i Songevatn til under 2 døgn. Det er derfor en betydelig tidsforsinkelse mellom endringer i vannkvalitet ved Hauglandsfossen i forhold til det som til enhver tid strømmer inn i Songevatn og fra Songevatn til Nævestadfjorden og Sandnesfjorden.

Foruten tidsforsinkelser knyttet til innsjøer vil vann også bruke tid i elva. Avstanden fra Songevatn til Fosstveit er på 6,3 km. Hvis vannhastighet er på 1m sek<sup>-1</sup> betyr dette av vannet beveger seg med en hastighet på 3,6 km time<sup>-1</sup> og vil bruke ca 2 timer på dette strekket.



**Figur 11.** Teoretiske oppholdstider i forhold til vannføring beregnet for innsjøene Ubergsvatn, Lundevatn og Songevatn. Oppholdstider er beregnet ut fra 3, 5 og 10 m sirkulasjonsdyp. Oppholdstid ved Ubergsvatn er basert på vannføringen ved Hauglandsfossen mens denne for Lundevatn og Songevatn er basert på vannføringen ved Hauglandsfossen x 2.

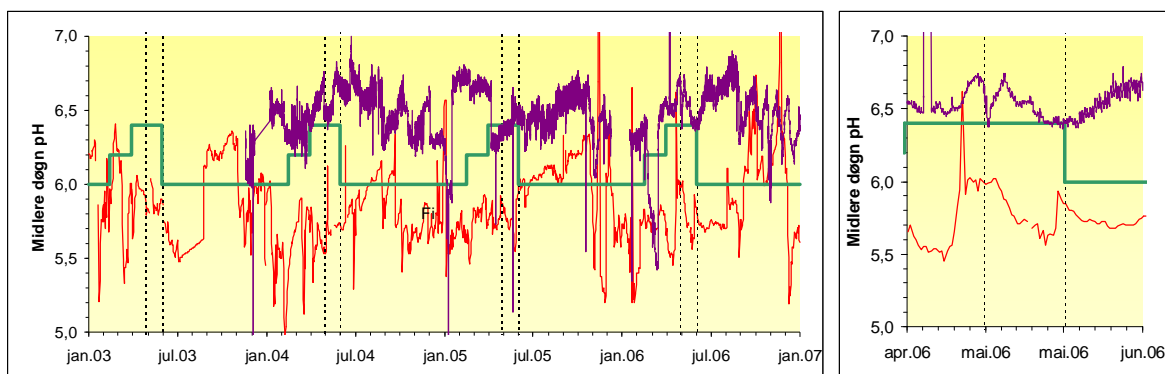
### 4.3 pH-overvåking i Storelva

Basert på de kontinuerlige pH målingene fra Nes verk var pH normalt høyere enn mål-pH for kalkingen i perioden 2004 til 2006 (**Figur 12**). pH-målet var oppfylt hele våren 2006. Basert på dette kan større forsuringsepisoder ned til Nes verk utelukkes. Det eneste stedet slike episoder kan forekomme er da nedstrøms Skjerka. pH oppstrøms Hauglandsfossen var hyppig på et nivå som antyder kritiske forhold for laks.

### 4.4 Vannkjemi i Storelva

I Storelva ved Nes Verk var det våren 2006 høyere prøvetakingsfrekvens enn i tidligere år (**Tabell 4**). pH-verdiene lå i intervallet 6,25-6,5 hele våren. Det kunne være noe lavere pH-verdier nedstrøms Skjerka enn det som ble målt oppstrøms (**Figur 13**). Her er det mulig at stasjonen påvirkes direkte av vann fra Skjerka, slik at reduksjonen 15. mai ikke nødvendigvis er representativ for hele elveprofilen. Reduksjonen i pH fra Lilleholt til Strømmen 2. juni kan imidlertid ikke forklares med uheldig stasjonsplassering og må derfor betraktes som en reell pH-reduksjon i elva. Det kan dermed ikke utelukkes at Storelva påvirkes av sure tilførsler nedstrøms Lilleholt.

Minimums konsentrasjonen av kalsium var aldri lavere enn  $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ved Nes verk. Ved Strømmen ble det målt Ca-konsentrasjoner på  $1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Dette tyder på en fortykning nedstrøms Nes verk.



**Figur 12.** Kontinuerlig pH målt oppstrøms Hauglandsfossen (rød) og Nes verk (brun) i perioden 2003 til 2006. pH våren 2006 er forstørret i figuren til høyre.

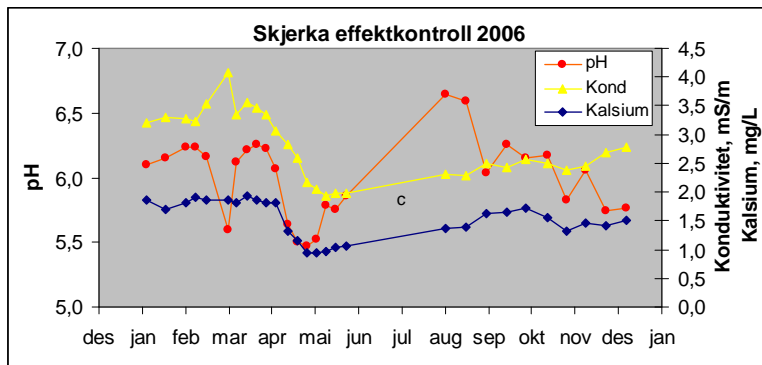
TOC varierte fra 2 til  $5 \text{ mg C}\cdot\text{L}^{-1}$ . Humusinnholdet var noe lavere enn tidligere år. Det er ikke vesentlig forskjell i nivåer målt i den regulære overvåkingen i forhold til målinger utført innenfor dette prosjektet.

Labilt aluminium var  $14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  eller lavere i alle prøver. Konsentrasjonen av ILAl varierte fra 30 til  $90 \mu\text{g Al}\cdot\text{L}^{-1}$ , mens RAl varierte fra 40 til  $90 \mu\text{g Al}\cdot\text{L}^{-1}$ . Det er ikke målt total-Al i den regulære overvåkingen. Basert på 6 målinger kan sammenhengen mellom RAl og total-Al uttrykkes som:  $\text{Total-Al} = 1,9 \cdot \text{RAL} + 23$  ( $p < 0,0000$ ;  $R^2 = 0,98$ ). Basert på usikre beregninger (total-Al er estimert) inneholdt Storelva våren 2006  $161 \pm 26 \mu\text{g total-Al}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $88 \pm 13 \mu\text{g Alc}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $73 \pm 14 \mu\text{g RAl}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $62 \pm 15 \mu\text{g ILAl}\cdot\text{L}^{-1}$  og  $11 \pm 3 \mu\text{g LAI}\cdot\text{L}^{-1}$ . Av disse forventes det bidraget fra Alc og ILAl å ha størst betydning for vannkvalitet i Songevatn.



**Tabell 4.** Vannkjemiske parametere målt ved Nes Verk, Lilleholt, nedstrøms Skjerka, og i Strømmen våren 2006. Total-Al verdiene ved Nes verk er estimert ut fra formelen:  $Total-Al = 1,9 \cdot RAL + 23$ .

	Dato	pH	Tot-Al	Alc	RAI	ILAI	LAI	Ca	TOC	ANC
Nes verk	25. apr	6,51	186	100	86	79	7	2,52	2,86	
	2. mai	6,52	209	111	98	93	5	2,33	5	92
	8. mai	6,5	167	91	76	64	12	2,34	2,4	
	16. mai	6,43	152	84	68	54	14	2,08	4,3	87
	24. mai	6,36	166	91	75	68	7	2,06	4,9	91
	29. mai	6,44	162	89	73	62	11	2,00	2,1	
	21. juni	6,5	95	57	38	32	6	2,10	4,4	93
Lilleholt Nstr. Skjerka	15. mai	6,26	110	62	48	40	8	2,12	4,2	87
		6,05	160	86	74	61	13	1,53	4,6	
Lilleholt Strømmen	22. mai	6,3	167	91	76	62	14	3,05	5,1	73
		6,37	140	77	63	49	14	2,06	4,6	85
Lilleholt Strømmen	2. juni	6,32	130	77	53	43	10	2,04	4,2	87
		6,16	184	100	84	70	14	1,52	5,5	64

**Figur 13.** Data fra DN-effektkontroll i Skjerka i 2006.

## 4.5 Vannkjemi i Songevatn, Nævestadfjorden og Sandnesfjorden

### 4.5.1 Saltnivå

Saltnivået i Songevatn (St.3 Strømmen) til St. 4 (Doknes) var lavt og varierte omkring 0,1 til 0,4 ‰ (Tabell 5). Dette var betydelig lavere enn i 2005 hvor nivået var på 4-6 ‰ og litt lavere enn nivået i 2003 hvor saltinnholdet varierte mellom 0,2 og 0,7 ‰. Denne årlige variasjonen kan i stor grad tilskrives forskjeller i vannføring. Mens 2003 og 2006 var "vannrike" år, var vannføringen lav i 2005.

Ved St. 5 Strandane (midt i Lagstrømmen) var saltnivået også < 1 ‰ 15. og 22. mai, men hadde økt til ca 5 ‰ 2. juni. Denne endringen kan skyldes redusert vannføringen etter 26. mai, men også påvirkning av inn-/utstrømmende vann (flo/fjære) ved prøvestasjonen. Det vil være nødvendig med mer dokumentasjon for å konkludere med hva som bestemmer saltnivået i de ulike fjordbassengene. Fra Hopestranda og utover økte saltnivået fra ca. 8 ‰ til verdier omkring 20 ‰. Tilsvarende økninger ble også målt i 2003 og 2005.

**Tabell 5.** pH, temperatur og saltnivåer målt fra Strømmen til Store Furøy våren 2006. Tall i parentes er målt som konduktivitet ( $\mu\text{S}$ ) og omregnet til salinitet. Saltnivåene ble målt på flere dyp mellom 0,5 og 3 m dyp.

			St.0 Nedstr. Skjerka	St.1 Strømmen	St.2 Doknes	St.3 Strandane	St.8 Listranda	St.4 Hope.st.	St.6 Sand. camp	St7 St.Furøy
15. mai										
	pH	0,5								
	Temp	0,5		10,5	10,1	10,0		10,1	10,1	10,1
	Sal.	0,5		0,1 (88,4)	0,3 (525)	0,8 (1290)				
		1						16,4	18,6	21,6
		2						27,3	30,7	35,5
22. mai										
	pH	0,5	6,55	6,42	6,51	6,56	8,06	8,25	8,18	8,25
	Temp	0,5	11,1	10,6	10,7	10,9	11,3	12,2	11,1	11,3
	Sal.	0,5	28 $\mu\text{S}$	0,1 (169)	0,4 (637)	0,5 (806)	0,3-0,4	3,2		10
		1					1,5-2,5	19	21,3	19,8
		2					3-5			
		3		0,1 (173)	0,4 (637)	0,8 (806)	8			
2. juni										
	pH	0,5								
	Temp	0,5		13,1	13,8	13,7		12,4	11,7	11,8
	Sal.	0,5		0,1 (197)	0,2 (363)	4-5		10-15	10-22	15
		1		0,1 (197)	0,2 (363)			20	23	23,4
		2		0,1 (197)	0,2 (363)			20	23	

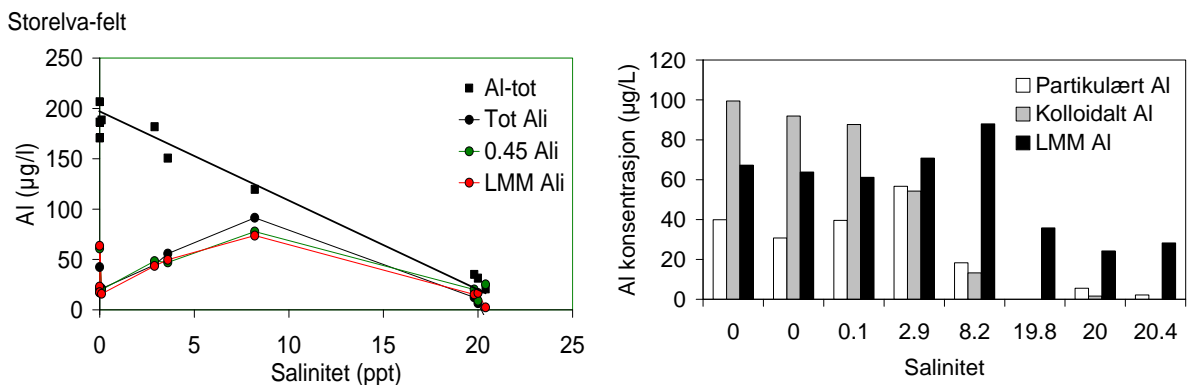
Saltnivået varierte lite med dypene 0 til 3 m i Songevatn og Nævestadfjorden. I Sandnesfjorden kunne saltnivået øke kraftig fra overflata og ned de første meterne. Denne endringen har betydning for hvilket saltnivå eksponeringsburene for fisk ble eksponert for. I fremtidige undersøkelser må det legges mer vekt på å etablere gode rutiner for saltmåling i området.

#### 4.5.2 Metaller i brakkvann

De innsamlede vannprøvene viser økende fortykning av Al ved økt innblanding av sjøvann. Samtidig økte konsentrasjonen av Ali med økende salinitet til 8 ‰ (**Figur 14**). Ved 20 ‰ sjøvann var konsentrasjonen av Ali lav  $<2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Konsentrasjonen av kolloidalt Al avtok med økende salinitet utover i fjordsystemet. Samtidig økte den relative konsentrasjonen av totalt LMM Al og LMM Ali med økende saltinnhold (**Tabell 6**). Resultatene indikerer mobilisering av Al fra kolloidalt materiale til LMM Ali. Konsentrasjonen av LMM Ali i Sandnesfjorden var økende med økende salinitet til 8 ‰. Ved  $<10$  ‰ var det høy mobilisering og liten fortykning og ved  $>10$  ‰ høy mobilisering og betydelig fortykning av Al.

**Tabell 6.** Salinitet, pH, temperatur samt fraksjonert organisk karbon og Al i vann fra Strømmen til Store Furøy våren 2006. LMM DOC er filtrert gjennom hollowfibre mens 0,45 µm DOC er filtrert gjennom Millipore filter.

Lokalitet	Dyp	pH	Temp (C°)	Sal (‰)	TOC	<0.45 DOC mg•L <sup>-1</sup>	LMM DOC	Alr	HMM Alr	LMM Alr µg•L <sup>-1</sup>	HMM Ali	LMM Ali
Storelva		6,55	11,1	0	7,01	7,04	3,22	171			<2	64
Strømmen		6,42	10,6	0	6,43	8,90		207	99	67	<2	23
Doknes		6,54	10,7	0	7,78	7,93		186	92	64	3	17
Strandane		6,56	10,9	0,1	7,01	6,98	6,12	189	88	61	4	16
Båtopplag		7,33		3,6	9,15	8,39	6,79	151			<2	50
Listranda		8,06	11,3	8,2	8,25	10,28	9,08	120	13	88	4	74
Hopestranda	0,5	7,32	12,2	2,9	9,94	9,71	7,78	182	54	71	5	44
Hopestranda	2	8,25	11,1	19,8	4,30	4,44		35	<2	36	5	15
Sand.camp.		8,18	11,1	20,4	5,71	5,63	4,79	21	<2	28	<2	2
St. Fureøy		8,25	11,3	20,0	4,69	4,24	3,92	31	2	24	<2	17



**Figur 14.** Konsentrasjonen av total-Al og ulike tilstandsformer til Al i brakkvann ved ulike saltnivå 2006. Venstre panel) Konsentrasjonen av Al og Ali -fraksjoner (ufiltrert, 0,45µm filtrert, LMM) og høyre panel) konsentrasjonen av partikulært, kolloidalt og LMM Al.

## 4.6 Fiskeundersøkelser

### 4.6.1 El-fiske

Det var ikke mulig å fange villsmolt i elva våren 2006 på grunn av høy vannføring. Et prøvofiske fra januar til mai utgikk derfor.

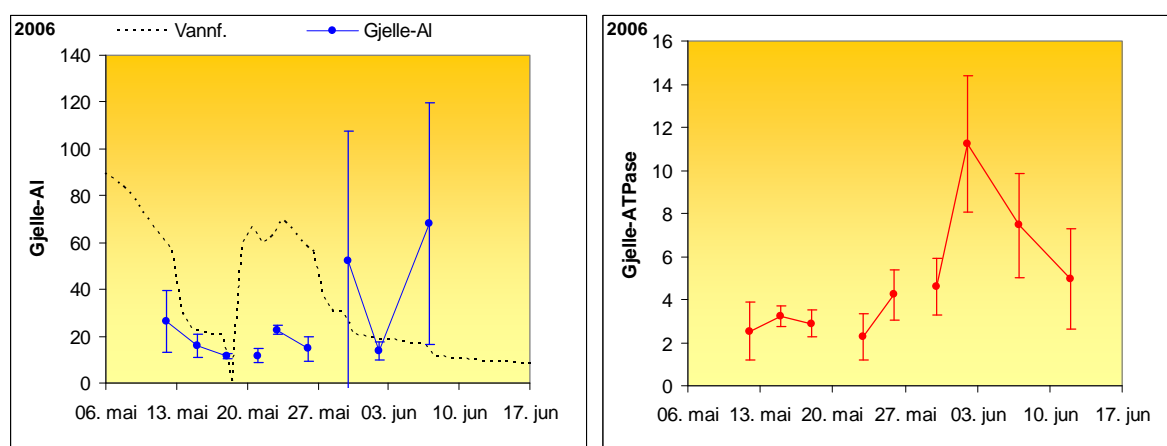
Eksponeeringsburene skulle fylles med smolt. Det var lav smoltutvandring tidlig i mai. Det ble derfor besluttet å benytte smolt innsamlet med el-fiske i elva. Det ble fanget inn smolt til bruk i burene 11. mai, men da i Strengselva hvor det var fangbare forhold denne dagen. Denne smolten hadde  $165 \pm 93 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$  og gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$  på  $1,2 \pm 1,0 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ . Gjelle-Al verdiene var høyere enn forventet og smolten var dårligere smoltifisert enn smolt faget i smoltfella dagene deretter. Dette kan skyldes forhold i Strengselva som påvirker smoltkvalitet. Høy gjelle-Al kan her skyldes partikler i vannet mer enn forsurening. Vi har ikke vannprøver herifra, men denne sidegreina til Storelva renner primært gjennom gamle marine områder. Gjelle-Al akkumulert her vil elimineres raskt når fisken kommer over i vann uten gjellereaktivt Al.

### 4.6.2 Fisk i fella

I motsetning til i 2005 sto fella i 2006 i tilnærmet ferskvann. Prøver tatt av ørret 5. mai påviste høye gjelle-Al verdier ( $95\text{--}71 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ ). Prøver tatt av laks i perioden 12.-26. mai var imidlertid lave ( $<26$

$\mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ ) (**Tabell 7**). Forhøyde verdier målt 30. mai og 7. juni kan ikke uten videre forklares med variasjon i vannføring, ei heller variasjon i vannkjemi (**Figur 15, Tabell 4**). Konsentrasjonen av LAI var  $> 10 \mu\text{g Al L}^{-1}$  i prøver tatt 8., 16. og 29. mai. pH-verdiene var tilfredsstillende hele perioden. Det var en liten økning i saltnivå mot slutten av mai i Songevatn, men denne var så beskjeden at den neppe kan forklare økningene.

I 2005 og 2003 varierte gjelle-Al ved Strømmen mellom 50 og  $70 \mu\text{g Al g}^{-1}$  med unntak av én dato hvor nivået var opp i  $200 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ . Disse to årene er ikke sammenlignbare med 2006 ettersom fella i disse årene sto i vann som hadde  $> 4 \text{‰}$ . Gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+$ ATPase (ATPase) nivåene var lave hos smolt fanget i fella i perioden 11. mai til 28. mai 2006. Prøver fra de påfølgende dagene var imidlertid tilfredsstillende (**Figur 15**). Variasjonene i ATPase (målt som  $\text{ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ ) kan skyldes effekter knyttet til vannkjemi i elva, men også til temperatur. Vanntemperaturen var i intervallet 2 til  $5 \text{°C}$  i første uke av mai, økte til  $8 \text{°C}$  10. mai og oversteget  $10 \text{°C}$  11. mai. Lav temperatur kan ha hemmet smoltifiseringsprosessen. Smolt fanga i HI-fella i 2005 hadde  $6,5 \pm 1,5 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$  13. mai. Dette er noe høyere aktivitet enn i 2006.



**Figur 15.** Høyre figur; Gjelle-Al konsentrasjon målt på gjellene til smolt fanget i smolthjulet i Strømmen våren 2006. Vannføring ( $\text{m}^3/\text{sek}$ ) er lagt inn som stiplet linje. Venstre figur; Endringer i Gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+$ ATPase hos smolt fanget i smolthjulet våren 2006.

#### 4.6.3 Fisk i brakkvann

Fisk eksponert i bur ble innfanget ved bruk av elektrisk fiskeapparat ved Lilleholt (nedstrøms Nes verk), og i Strengselva. Materialinnsamlingen ble utført 11. mai. Fisken ble utplassert i bur 12. mai. Det var mye vann i elva, noe som gjorde fangsten vanskelig. Denne fisken ble prøvetatt 22. mai og 2. juni. På disse datoene hadde henholdsvis 40 og 90 % av smolten blitt fanga i fella. Prøvedatoene var således representative for smoltutvandringsperioden.

Denne fisken stammet fra et el-fiske utført i Strengselva. Denne hadde  $165 \pm 93 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$  på gjellene og en gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+$ ATPase aktivitet på  $1,2 \pm 1,0 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$  ved utsetting. Dette er ikke normalnivåer for laks. På samme tidspunkt hadde all smolt fanget i Storelva  $< 20 \mu\text{g Al g}^{-1}$ , men også lav gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+$ ATPase aktivitet (**Tabell 7**).

Alle analyser av gjelle-Al tatt i brakkvann den 22. mai var lave. Gjelle-Al nivåene fisken hadde med seg ved utsetting ( $165 \pm 93 \mu\text{g Al} \cdot \text{g}^{-1}$ ) var således eliminert. Eliminering skyldes sannsynligvis at alle prøvene ble tatt i vann med en salintet som var enten  $< 1 \text{‰}$  eller  $> 15 \text{‰}$ . Betydelig akkumulering av Al forventes ikke ved slike saltnivåer. Høy gjelle-Al ble målt på en stasjon i Lagstrømmen 2. juni (**Tabell 8**). Saltnivået var på dette tidspunktet ca.  $5 \text{‰}$ . Høy verdi her skyldes mest sannsynlig akkumulering som følge av saltnivået (betingelse for tilstedeværelse av gjellereaktivt Al).

**Tabell 7.** Fysiologiske prøver tatt av fisk fanget i smolthjulet i Strømmen samt i bur utplassert i elva i 2006. ATP verdier  $< 11 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ , oppfattes her som lave verdier og er gitt lilla bakgrunnsfarge. Grenseverdier for klassifisering av gjelle-AI er i henhold til grenser anbefalt i Anon. (2011). Klassene ingen trussel til stor trussel er angitt nedenfor med konsentrasjon og farge.

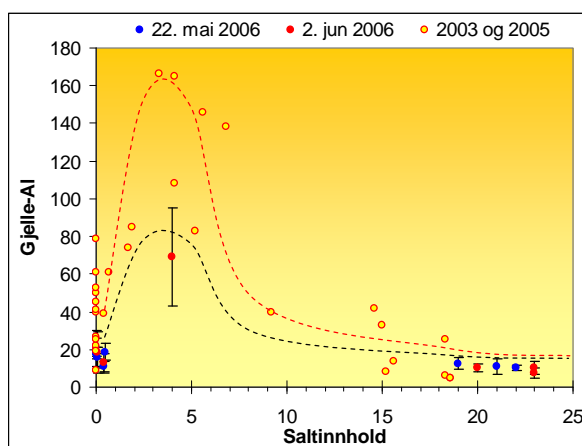
Dato	Sted	Art	Gjelle- AI	Gjelle- ATP
09.05.2006	Fella	Ørret	95,1±71,3	
11.05.2006	elfiske	Laks	135,8±93,3	1,2±1
12.05.2006	Fella	Laks	26,4±13,4	2,5±1,3
15.05.2006	Fella	Laks	16,1±4,9	3,2±0,5
18.05.2006	Fella	Laks	11,7±1,3	2,9±0,6
21.05.2006	Fella	Laks	11,8±2,9	
21.05.2006	Fella	Laks	54,5±45,3	
23.05.2006	Fella	Laks	22,8±3,9	2,3±1,2
26.05.2006	Fella	Laks	13,3±3,9	4,2±1,2
30.05.2006	Fella	Laks	52,4±55,1	4,6±1,3
02.06.2006	Fella	Laks	13,7±4	11,2±3,2
07.06.2006	Fella	Laks	68,1±51,8	7,4±2,4
12.06.2006	Fella	Laks		4,9±2,3
23.05.2006	Lilleholt	Laks	17,9±3,1	2,2±1,3
02.06.2006	Lilleholt	Laks	20,3±9,5	13,9±2,4
23.05.2006	Skjerka ned	Laks	21,2±4,9	2,1±0,9

	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Gjelle-AI	<10	<15	15-45	>45

I 2003 og 2005 varierte gjelle-AI med saltinnhold etter samme mønster som i 2006, men konsentrasjonene var generelt høyere (**Figur 16**). Årsaken til denne nivåforskjellen er ikke avklart.

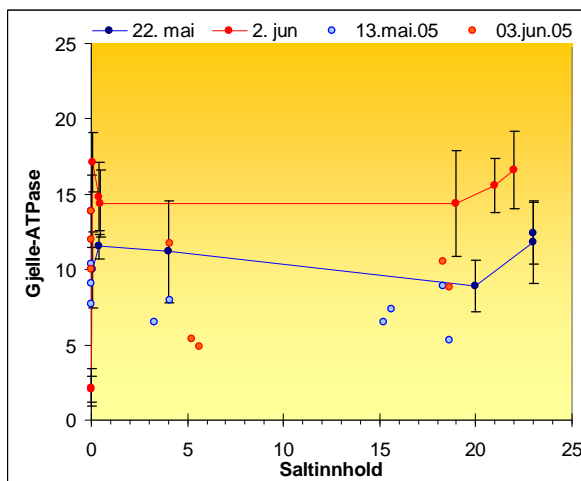
Ved utsetting 12. mai hadde fisken gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$  verdier på  $1,2\pm 1,0 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$  (**Tabell 7**). Prøver tatt av fisk i brakkvann ( $>0,1 \text{‰}$ ) 10 dager senere hadde høye og tilfredsstillende nivåer. Dette tyder på at selve proteinsyntesen ikke var skadet.  $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATPase}$  verdiene i 2006 var høyere enn i 2005. Mens verdiene i ferskvann da var på  $8\text{-}14 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$ , var verdiene i brakkvann på  $5$  til  $10 \mu\text{mol ADP}\cdot\text{mg prot.}^{-1}\cdot\text{t}^{-1}$  (**Figur 17**).



**Figur 16.** Sammenheng mellom gjelle-AI og salinitet målt på to datoer i 2006 samt i 2005 og 2003. Kurvene er trukket for hånd for å illustrere mulige sammenhenger. I figuren til høyre er sammenheng mellom salinitet og Ali vist for å illustrere årsak-virkningsmekanismer i forhold til gjelle-AI.

**Tabell 8.** Fysiologiske prøver tatt av laksesmolt eksponert i bur i brakkvann i 2006. Verdier som er uventet i forhold til antall naturtilstand er gitt lilla bakgrunnsfarge. Dette gjelder her for ATP verdier  $< 11 \mu\text{mol ADP} \cdot \text{mg prot.}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ . Klassene ”ingen trussel”(0-20  $\mu\text{g/g Al}$ ) til ”stor trussel”(400-1000  $\mu\text{g/g Al}$ ) er angitt nedenfor med konsentrasjon og farge.

		Gj Al $\mu\text{g/g}$	ATP mM	Na+ mM	Cl- mM	Glukose mM
22.05.2006	Strømmen	15,8±5,8	17,1±2	150,8±1,8	132,8±2,2	6,2±0,5
02.06.2006	Strømmen	18,6±11	10±2,5			
22.05.2006	Doknes	10,6±2,8	14,9±2,3	147,6±3	131±2	5,4±0,6
02.06.2006	Doknes	12,9±4,8	11,5±0,8			
22.05.2006	Strandane	18,8±4,1	14,4±2,2	152,6±2,3	130,6±5,9	4,5±1,4
02.06.2006	Strandane	69,1±26	11,2±3,4			
22.05.2006	Hopestranda	12,6±3,2	14,4±3,6	148±2,1	132±1	5,1±0,3
02.06.2006	Hopestranda	10±2	8,9±1,7			
22.05.2006	Sandnes Camping	11±4,4	15,6±1,8	151,4±2,6	133±1	4,9±0,6
02.06.2006	Sandnes Camping	10,1±3,3	11,8±2,8			
22.05.2006	St Fureøy	10,4±1,5	16,6±2,5	152,2±2,6	133±2,3	5,1±0,3
02.06.2006	St Fureøy	7,2±2,7	12,4±2			



**Figur 17.** Endringer i Gjelle- $\text{Na}^+\text{K}^+$ ATPase hos smolt eksponert i bur i brakkvann på to datoer våren 2006. 2005 verdier er satt inn for sammenligning.



## 5. Resultat Audna

Audna er kalket siden 1985. Kalkingsstrategien ble foreslått revidert i 2000 (Kaste m.fl., 2005). I undersøkelser av laks fra vassdraget er det periodevis påvist høye konsentrasjoner av Al på gjellene til parr og smolt (**Tabell 9**). Disse har vært på et nivå hvor aluminium kan bidra til å redusere postsmoltoverlevelse (Anon. 2011). Det er påvist stor feilvandring av laks fra Audna (Hansen upublisert). Elvefangstene av voksen laks har vært noe lavere enn ønskelig, men uten at nivået har vært dramatisk lavt (Barlaup pers medd.). Dette siste er antatt knyttet til lav sommervannføring.

Audna munner ut innerst i Sniksfjorden. Organisk bundet Al som transporteres med elvevannet vil mobiliseres på en bioreaktiv form etter innblanding med sjøvann i fjorden. Avhengig av hvordan denne innblandingen skjer kan dette innebære økte konsentrasjoner av Al i gjeller til fisk under utvandring (Teien et al., 2006). Al i vassdraget kan også påvirke preging og heimvandring, muligens ved at Al akkumuleres i nesevev. Selv om den økologiske effekten av dette ikke er avklart, er det fortsatt rimelig grunn til å forvente populasjonseffekter i form av redusert utvandring, dødelighet eller mangelfull preging som følge av Al i brakkvann.

Våren 2006 ble det gjennomført forsøk med laksesmolt i elva. Smolt ble eksponert i bur på 4 steder i elva samt på 3 steder i Sniksfjorden for å studere betydningen av aluminium for laks i Audna og Sniksfjorden. En gruppe Carlinmerket smolt ble satt ut i elva utenfor klekkeriet, to grupper i elvemunningen, hvorav den ene ble plassert i en slepekasse og slept ut Sniksfjorden. Formålet her var å studere effekter av aluminium på sjøoverlevelse og heimvandring. Forsøkene ble gjennomført med tilskudd fra Fylkesmannen i Vest-Agder.

**Tabell 9.** Gjelle-Al verdier målt i Audna mellom 2000 og 2008. Grenseverdier for klassifisering av gjelle-Al er i henhold til grenser anbefalt i Anon. (2011). Klassene ingen trussel til stor trussel er angitt nedenfor med konsentrasjon og farge. Data generert etter 2006 er inkludert her for å tilgjengeliggjøre og samle denne type informasjon fra Audna.

Sted	Dato	Gjelle-Al
Melhusfossen	19.feb.2008	117,9±46,9
El-fiske	"	44,3±24,8
Audna	"	102,5±27,7
Audna	29.mai.2008	6,4±1,6
Sniksfj.	22.mai.2008	8,3±4,2
Melhusfossen	6. mai 2007	44,8±30,8
Melhusfossen	1. april 2007	48,5±33,5
Melhusfossen	25.apr.2005	93,5±18,3
Melhusfossen	27.jan.2005	603,6±124,2
Konsmo	25.apr.2005	42,1±7,6
Konsmo	27.jan.2005	110,8±88,3
klekkeri	12.mai.2000	145,7±13,2
Klekkeri	12.mai.1999	64,5±12,8
Løland	13.mai.1999	42,2
Vigmostad	"	52,1±19,2
Konsmo	"	47,5±18,9
Melhusfossen	"	47,2±6,8
Estuar	"	44,3±10,9
Vigmostad	13.mai.1999	53,6±19,3
Klekkeri	"	56,2±11
Klekkeri	12.mai.1998	30±1,9

Fargekoder benyttet i tabellen

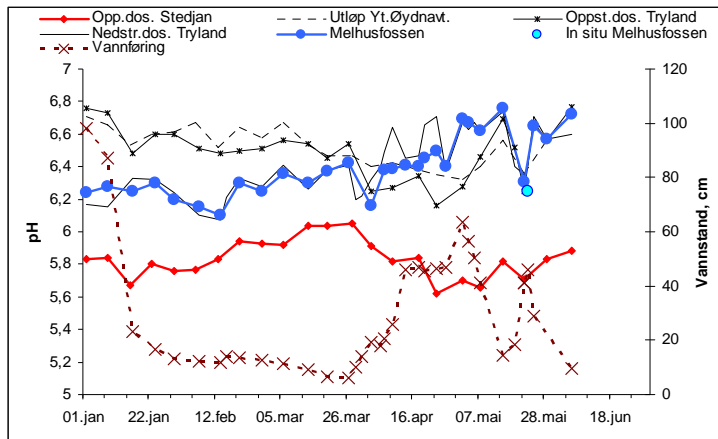
	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Gjelle-Al	<10	<15	15-45	>45

## 5.1 Smolt i bur eksponert i elva

pH målt var under pH-målet noen timer 23 mai. Resten av perioden var pH målet oppfylt (**Figur 18**). Gjelle-Al konsentrasjonen målt på smolt eksponert i bur ved Øydnesbekken økte gradvis fra midten til slutten av mai. Samme trend ble målt ved Tryland, hvor det var lavere verdier 15. mai enn 22. mai. De lave verdiene målt ved Melhusfossen 23. mai kan være riktige, men er ikke forklarlige uten videre ettersom samme reduksjon ikke ble observert ved Vigeland.

Konsentrasjonene av Al målt på gjellene til laksesmolt var lavere eller på nivå hvor det ikke forventes effekter på sjøoverlevelse til postsmolt (Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund m.fl., 2007b, 2008). Konsentrasjonen av total-Al ved Melhusfossen på samme dato var  $290 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , hvorav  $16\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  forelå som Ali. Dette er også lave verdier. Det må her påpekes at analyseprotokollen for Ali er avvikende fra det som benyttes i den regulære overvåkingen av vassdraget hvor gjellereaktivt Al benevnes som UmAl.

Gjelle-Al verdiene målt våren 2006 er lavere enn det som er normalt målt i Audna (**Tabell 10, Tabell 9**).



**Figur 18.** pH målinger utført av Dag Ekeland i Audna våren 2006.

**Tabell 10.** Gjelle-Al målt på smolt eksponert i bur plassert i Audna. Grenseverdier for klassifisering av gjelle-Al er i henhold til grenser anbefalt i Anon. (2011). Klassene ingen trussel til stor trussel er angitt nedenfor med konsentrasjon og farge.

	Øydnesbekken	Tryland	Melhusfossen	Veigeland
15.05.2006	9±2	11±1	23±9	32±14
22.05.2006	14±5	20±5	19±3	19±2
29.05.2006	23±3	20±5	1±1	20±5

## 5.2 Smolt i bur eksponert i brakkvann

Sniksfjoden hadde en markert horisontal ferskvanns/saltvannssjiktning. Dette medførte at eksponeringsburene ikke ble plassert i en salinitetsgradient fra elvemunning til fjordmunning som påtenkt. På den innerste stasjonen økte salinitet fra 0,5 ‰ på 70 cm dyp til 24,3 ‰ på 120 cm dyp under prøvetakingen 23. mai. På den midtre stasjonen økte salinitet fra 0,1 ‰ på 50 cm dyp til 25 ‰ på 100 cm dyp. Burene var således plassert under blandsonen og i relativt salt vann (>20 ‰). Burene sto i en gradient med økende avstand fra elvemunningen, men ikke i en salinitetsgradient som forekommer utenfor Storelva.

Det ble utført *in situ* fraksjonering av vann mhp Al (23 mai 2006). Konsentrasjonen av Al i elvevannet ved Melhusfossen var totalt  $290 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  hvor  $16\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  var Ali. Konsentrasjonen av Ali i vannet avtok fra Melhusfossen til første stasjon i estuariet ved lav salinitet ( $<1 \text{‰}$ ), men økte med økende salinitet i estuariet (Figur 2), trolig pga av mobilisering av Al reversibelt bundet til organisk materiale (Teien et al., 2006). Denne prosessen er som forventet.

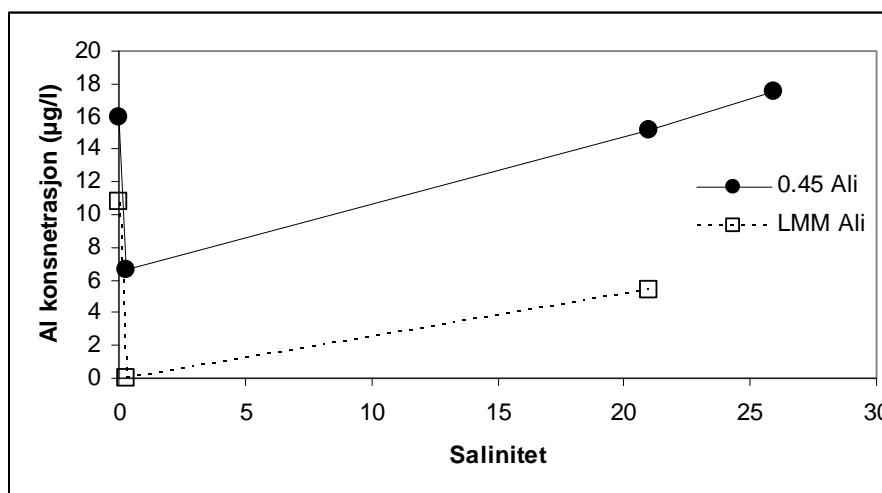
Gjelle-Al var relativt lav på alle stasjoner (Tabell 11). Vi kunne ikke påvise noen metallmobilisering med økende avstand fra elvemunningen (Figur 19). Dette skyldes sannsynligvis at burene stor i relativt salt vann på 1,5 til 2 m dyp. Dette utelukker ikke at mobilisering av gjellereaktivt Al finner sted i vannmassene ovenfor burene. Utvandrende smolt vil vandre rett under vannoverflata. Vi har ikke data som tilsier om fisken velger det ferske vannet (0-0,7 m) eller det brakke vannet (0,7-1,2 m). Det er rimelig å anta at hvis denne skarpe saltgradienten vi opplevde våren 2006 er "typisk" for denne fjorden, er også belastningen i forhold til estuarine blandsoner forskjellig fra det vi tidligere har observert i Osterfjorden, Sørfjorden, Masfjorden, Lygndalsfjorden og Sandnesfjorden. Disse fjordene hadde alle svakere sjiktning og økende salinitet utover i fjordsystemene.

Vannprøver og prøver av fisk eksponert i bur ble innsamlet 18 og 23 mai. Selv om det ble påvist signifikante forskjeller mellom prøvetakingstidspunktene, er forskjellene sannsynligvis ikke biologisk relevante (Tabell 2). Våre nåværende data tilsier ikke at dette er nivåer som påvirker bestandens helse.

**Tabell 11.** Vannkvalitet og gjelle-Al ved de enkelte burstasjonene i Sniksfjorden. Gjelle-Al verdier markert blå antas å representere ufarlige verdier.

	Dato	St innerst	Midten	Ytterst
UTM	23.mai	397915-6435635		397719-6433359
Salinitet *	"	0,1	21	25,9
Temperatur	"	12,8	12,2	9,9
pH	"	6,68	7,34	8,17
Al-gjelle ( $\mu\text{g/g tv}$ )	"	17 $\pm$ 2	17 $\pm$ 2	17 $\pm$ 3
Al-gjelle ( $\mu\text{g/g tv}$ )	18.mai	22 $\pm$ 4	20 $\pm$ 2	24 $\pm$ 14

\*Saliniteten varierer i de enkelte burene



**Figur 19.** Konsentrasjonen av Ali i vann fra Melhusfossen og estuariestasjonene (i  $0,45 \mu\text{m}$  filtrerte og ultrafiltrerte prøver).

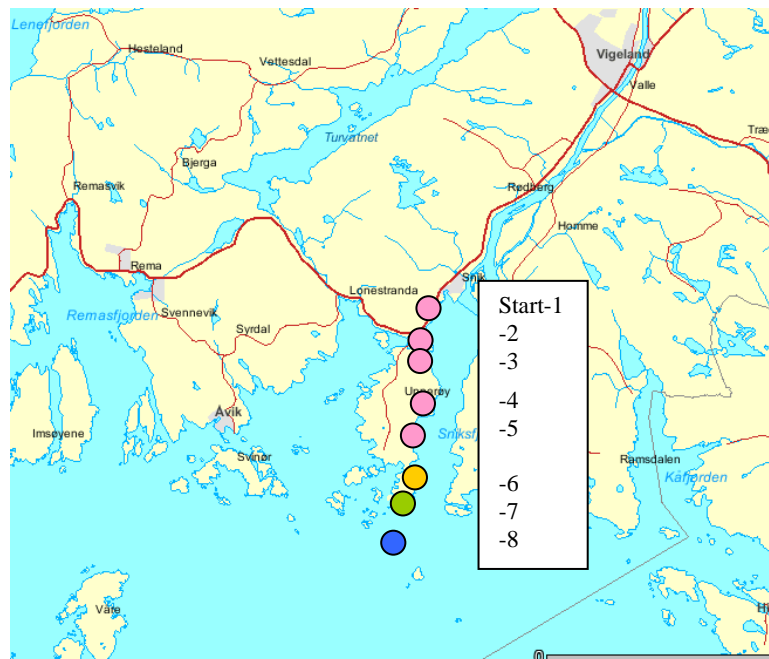
### 5.3 Slepet

I elva ble smoltgruppene sluppet ca kl 16:00, mens i elvemunningen ble de sluppet ca kl. 17:30. Fisk ble satt inn i slepekassen ca kl. 18:30. Slepet startet 18. mai kl. 19:00 og varte til kl. 20:10. Slepet var på 3,3 km, og fisken ble slept med en hastighet på ca 2 knop (**Figur 20, Tabell 12**). Slepet ble utført av Mandal Skjærgårdstjeneste v/Kjell Gunnar Kristensen. Salinitet i overflatevannet var lavt inntil slepet hadde passert terskelen.

Det ble ikke observert død smolt under slepet. Det var ingen synlige svimere o.l i vannoverflaten. Dette tyder på at slepet ikke påvirket fisken i en negativ retning. Etter slepet hadde smolten en gjelle-Al konsentrasjon på  $21 \pm 5 \mu\text{g Al/g}$  gjelle tv. Dette er lavere verdier enn tilsvarende slep-målinger fra Vosso (Kroglund m.fl., 2004).

**Tabell 12.** Salinitet ved ulike prøvetakningsstasjoner (UTM referanser) under slepet i Sniksfjorden

	ØV	NS	Salinitet	Kode for salt i <b>Figur 20</b>
Start-1	397995	6435784	0,5	Pink
2	397995	6435442	1,0	
3	398003	6435259	0,8	
4	397934	6434497	1,1	
5	397776	6433890	1,3	
6	397761	6433517	5,0	Yellow
7	397769	6432928	10,0	Green
8	397490	6432525	27,8	Blue



**Figur 20.** Prøvetakingsstasjoner for salinitet under slepet i Sniksfjorden. Punktene viser prøvetakningsstasjonene og fargenyansene indikerer endringer i salinitet. Kart fra NVE-Atlas.

## **5.4 Konklusjon – Audna 2006**

Aluminium i Audna var lite gjellereaktivt våren 2006. Akkumuleringen var på et nivå som er lavere enn det som assosieres med effekter på sjøoverlevelse til postsmolt. Basert på dette synes ikke estuarine blandsoner å være en trussel mot laksesmolten i dette vassdraget.

Ferskvannet i Sniksfjorden ble dårligere innblandet i saltvannet enn det vi har observert i andre fjorder. Dette kan skyldes terskelen ytterst i fjorden. Det er mulig at brakkvann vil kunne være mer fremtredende i år med sterk vind. Prøver tatt i 2008 ble utført i en periode med sterk vind uten at dette resulterte i påviselig akkumulering av Al på gjellene til fisken. Det synes ikke å være blandsonerelaterte trusler i Sniksfjorden.

Smoltslepet gikk etter planen. Det er ikke registrert gjenfangster etter sjøopphold fra noen av gruppene pr 2010. Dette skyldes sannsynligvis smoltkvaliteten fra klekkeriet.

## 6. Samlet diskusjon

Aluminium i brakkvann er årsak til skader på biota flere steder utenfor Norge (Dove and Sammut 2007, Galle and Montoroi 1993, Hydes 1989, Hydes and Liss 1977, Petrich and Reish 1979, Pulley 1959, Sammut et al. 1997, Thake et al. 2003, Todd et al. 2007). De fleste av disse skadene skyldes metaller mobilisert fra sulfidholdige berggrunn som følge av menneskelig aktivitet. Aluminium var lenge et problem i saltvannsakvarier. Innen dagens akvarietradisjon renses salt til bruk i saltvannsakvariene for aluminium og problemet er løst. Aluminium i brakkvann kan være skadelig for utvandrende smolt.

Det er veldokumentert at aluminium i ferskvann skader fisk og annen biota (Rosseland and Staurnes, 1994; Gensemer and Playle, 1999). På 1980-tallet ble det rapportert om mystiske fiskedød fra fjordene omkring Osterøy (Bjerknes, 1985). Dette ble knyttet til flommer i elvene hvor hypotesen var at dødelighet skyldtes raske endringer i salinitet (Bakke et al. 1991). Først i 1993 ble årsaken til død knyttet til aluminium. Dette ble da beskrevet fra Fedafjorden (Rosseland, 2005). Etter dette er Al-påslag med påfølgende dødelighet hos oppdrettsfisk beskrevet fra flere fjorder (Bjerknes et al. 2003).

Kunnskap om eventuelle effekter på villaks har vært mer beskjeden. Det er påvist Al på postsmoltgjeller fra ytterst i Sognefjorden og Nordfjorden (Bjerknes and Kroglund 2000). Vi vet imidlertid ikke om dette skyldes forhold i fjorden eller i elvene smolten kom fra. Smolt eksponert i bur akkumulerte Al på gjellene i fjorden omkring Osterøy (Kroglund mfl. 2004, 2007). Den økologiske effekten av dette påslaget derimot mer usikker. Forsøk utført etter 1995 har dokumentert årsaksvirkningsmekanismer mellom Al i ferskvann og påslag av Al på fiskegjeller i brakkvann (se Vedlegg A). Dette er kunnskap i hovedsak fra kontrollerte forsøk. Ut fra disse kan vi ikke avvise at Al i brakkvann kan ha en økologisk effekt. Det har imidlertid vært mangel på god dokumentasjon fra fjorder hvor årsaken til svak laksebestand ikke samtidig kan forklares med andre trusler, for eksempel lakselus.

Akkumulering av Al på gjeller til laks (*Salmo salar* L.) påfører laks fysiologiske forstyrrelser i ferskvann. Disse kan påvirke overlevelse fra egg til smolt, men også fra smolt til voksen laks. Sistnevnte påvirkes ved at saltvannstoleranse svekkes, noe som kan påvirke fluktrespons, immunologi mm (Kroglund et al., 2007b; Finstad et al., 2007). Det ble i 2003 og 2005 observert betydelig akkumulering av Al på gjeller til fisk eksponert i fjordsystemet utenfor Storelvas munning, men ikke utenfor Audna. I 2005 ble det samtidig observert smolt med tydelig mangel på fluktrespons i Songevatn (Storelva). Slike effekter på atferd kan være årsak til manglende overlevelse fra smolt til voksen, for eksempel ved at smolt som mangler fluktrespons kan være mer utsatt for predasjon. I undersøkelsene utført i 2005 ble det ikke påvist betydelige fysiologiske forstyrrelser. Dette er i samsvar med det som er erfart fra Vosso-systemet (Bjerknes mfl. 2003; Kroglund mfl. 2004). Årsaken til dødelighet hos laks i brakkvann avviker fra det som er årsaken i ferskvann. Det synes som at syrebase reguleringen hemmes av Al i brakkvann. Over tid vil dette lede til sirkulasjons- og respiratorisk svikt og hjerteskadene (Bjerknes mfl. 2003). Dette er en sannsynlig årsak når metaller akkumuleres. Smolt med respiratorisk svikt forventes ikke å kunne vandre normalt.

Al kan foreligge på ulike fysisk- kjemiske tilstandsformer i ferskvann. Al som er reversibelt bundet til organiske eller uorganiske overflater kan mobiliseres ved ionebytting med basekationer som Ca, Na og Mg ved høye konsentrasjoner. Konsentrasjonen av Na, Ca og Mg er 100-2000 ganger høyere i sjøvann enn i ferskvann. Al-tilstandsformer som er mindre gjellerekativt for fisk i ferskvann kan derfor ved innblanding av sjøvann mobilisere til gjellereaktive former. Det er tidligere observert at kolloidale former av Al (for eksempel Al assosiert med humus) kan mobilisere til lavmolekylære gjellereaktive former ved innblanding av sjøvann. I humøse Al rike vassdrag som Storelva kan derfor mobilisering av gjellereaktive former av Al være betydelig i estuariet. I tillegg vil pH i elvevann øke ved innblanding av sjøvann og medføre hydrolyse og polymerisering av elvetransportert LMM Al og/eller LMM Al mobilisert i brakkvann. Svært gjellereaktive Al polymerer vil derfor kunne dannes og medføre høy akkumulering av Al på gjeller til fisk i blandsonen. Med økt tid etter innblanding av



sjøvann vil HMM-former av Al dannes. Disse forventes å ha lavere gjellereaktivitet. Kalking transformerer monomere former av Al til ikke gjellereaktive polymere i ferskvann. Kalking av ferskvann vil derfor redusere konsentrasjonen av LMM Ali, gjellereaktivt Al i elvevannet og tilførsel av LMM Ali til estuariet, men vil ikke hindre mobilisering av Al ved innblanding av sjøvann.

Aluminium i brakkvann kan motvirke kalkingstiltakene i elv. Selv om dette ikke trenger å innebære en "utryddelse" av laks, kan en belastning i brakkvann redusere overlevelse fra smolt til voksen laks. Redusert overlevelse her har en direkte effekt på mengde voksen laks som kan oppvandre i elva. Vi kan ikke forkaste at Al i brakkvann har betydning for både det økologiske og økonomiske resultatet av kalking.

Aluminium kan være en trussel i forhold til laks utenfor Storelva, mens Al i brakkvann synes å være en mindre trussel i Audna. Her må svak laksebestand i stor grad forklares med at kalkingsstrategien ikke er tilstrekkelig til å avgifte Al i selve elva.

## 7. Litteratur

- Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s
- Bakke, H., Bjerknes, V., and Overeide, A. 1991. Effects of rapid changes in salinity on the osmoregulation of postsmolt Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 96(3-4): 375-382.
- Bjerknes, V. 1985. Mortality of reared salmon during winter in fjord areas. *Norsk.Fiskeoppdrett*. 10: 40-41, 43.
- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Kroglund, F., 2003. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Mar. Chem.* 83, 169-174.
- Bjerknes, V., og Kroglund, F., 2000. Aluminium pd gjeller av vill laks (postsmolt) i Sogn og Fjordane våren 1999. NIVA-notat 7s.
- Dove, M.C., and Sammut, J. 2007. Histological and feeding response of Sydney rock oysters, *Saccostrea glomerata*, to acid sulfate soil outflows. *Journal Of Shellfish Research* 26(2): 509-518.
- Finstad, B., Kroglund, F., Strand, R., Stefansson, S.O., Bjorn, P.A., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O., and Salbu, B. 2007. Salmon lice or suboptimal water quality - Reasons for reduced postsmolt survival? *Aquaculture* 273(2-3): 374-383.
- Galle, C., and Montoroi, J. 1993. Ecological consequence of high aluminium content in acidified estuarine waters: The case of tilapia fishes in lower Casamance (Senegal). *Acta Oecol.* vol.14, no.1,.
- Gensemer, R.W., and Playle, R.C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology* 29(4): 315-450.
- Hydes, D.J. 1989. Seasonal variation in dissolved aluminum concentrations in coastal waters and biological limitation of the export of the riverine input of aluminium to the deep sea. *Cont.Shelf.Res.* 9: 919-929.
- Hydes, D.J., and Liss, P.S.-C.-D., -Woods-Hole-Oceanogr -I. 1977. The behaviour of dissolved aluminium in estuarine and coastal waters. *Estuar.Coast.Mar.Sci.*, 1977.5(6), 755.769.
- Kaste, Ø., 2005. Vegårvassdraget- Vegårvassdraget. – s. 21-33 i: Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2004. - DN Notat 2005-2:
- Kroglund, F., Finstad, B., 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquaculture* 222, 119-133.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T.O., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C., and Salbu, B. 2007. Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *Aquaculture* 273(2-3): 360-373.
- Kroglund, F., Gutterup, J., Kleiven, E., Stefansson, S., Barlaup, B., Teien, H.C., 2007a. Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? NIVA rapport 5366-2007, 47.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T., and Finstad, B. 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrology And Earth System Sciences* 12(2): 491-507.
- Kroglund, F., Åtland, Å., Bjerknes, V., Barlaup, B.T., 2004. Aluminium som trusselfaktor i brakkvann. Vossolaksen, bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. Utredning 2004-7.
- Petrich, S., and Reish, D. 1979. Effects of aluminium and nickel on survival and reproduction in polychaetous annelids. *Bull Environ Contam Toxicol*; Vol 23, Iss 4 5, 1979, P698 702.
- Pulley, T.E. 1959. The effect of aluminium chloride in small concentration on various marine organisms. . *Texas J. Sci.* 3: 405 - 411.
- Rosseland, 2005. Vann og gjelleanalyser av laks i forbindelse med fiskedød i Feda fjorden. NIVA notat 2002.
- Rosseland, B.O., and Staurnes, M. 1994. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological and Ecotoxicological Approach. In *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*. Edited by C.E.W. Steinberg and R.F. Wright. John Wiley & Sons Ltd. pp. 227-246.
- Sammut, J., White, I., and Melville, M.D. 1997. Acidification of an estuarine tributary in eastern Australia due to drainage of acid sulfate soils. *Mar.Freshwat.Res.* 669-684.
- Teien, H.C., Standring, W.J.F., and Salbu, B. 2006. Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills. *Science Of The Total Environment* 364(1-3): 149-164.
- Thake, B., Herfort, L., Randone, M., and Hill, G. 2003. Susceptibility of the Invasive Seaweed *Caulerpa taxifolia* to Ionic Aluminium. *Botanica Marina* 48: 17-23.
- Todd, A., McKnight, D., Jaros, C., and Marchitto, T. 2007. Effects of Acid Rock Drainage on Stocked Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*): An In-Situ, Caged Fish Experiment. *Environmental Monitoring and Assessment* 130(1): 111.

## Vedlegg A. Rapporter fra prosjektet

### 2003&2005

Kroglund, F., Gutterup, J., Kleiven, E., Stefansson, S., Barlaup, B., Teien, H.-C. 2007. Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? NIVA. Rapport 1. nr OR-5366. 47 s.

### 2006-data

Kroglund, F., Teien, H.-C., Salbu, B., Rosseland, B.O., Güttrup, J. Haraldstad, T. 2011. Aluminium, en potensiell trussel for utvandrende laksesmolt. Datarapport fra Storelva i Holt og Audna, 2006. NIVA-rapport 6244, 35 s+vedlegg.

### 2007-data

Kroglund, F., Høgberget, R., Haraldstad, T., Økland, F., Thorstad, E., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Nilsen, T.O., Stefansson, S., og Guttrup, J. 2011. Påvirknes smoltvandring av aluminium i brakkvann? Storelva datarapport 2007. NIVA-rapport 6245. 81 s + vedlegg.

### 2008-data

Kroglund, F., Høgberget, R., Haraldstad, T., Økland, F., Thorstad, E., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Guttrup, J. og Å. Johansen. 2011. Påvirknes smoltvandring av aluminium i brakkvann? Storelva datarapport 2008. NIVA-rapport 6246. 69 s + vedlegg.

### 2009-data

Tjomsland, T., Kroglund, F., 2010. Modellering av strøm og saltholdighet i Sandnesfjorden ved Risør. NIVA. Rapport 1. nr OR-6049. 31 s.

Teien, H.-C., Kroglund, F., Kleiven, M., Salbu, B. og Rosseland, B.O. 2009. Bruk av natriumsilikat i forhold til kalk for å avgifte aluminium i ferskvann og brakkvann. UMB-rapport Rapport nr : 2/2009. ISSN 0805 – 7214. 65s.

Teien, H.-C., Kroglund, F., 2009. Komparative studier mellom kalksteinsmel (Miljøkalk VK3, Miljøkalk NK3) og kalkslurry BOKALK 75; løselighet av Ca og økning i pH over tid. UMB-rapport Rapport nr : 2/2009. ISSN 0805 – 7214. 27s.

Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosten, C., Hawley, K., Guttrup, J., Johansen, Å., Høgberget, R., Kristensen, T., Tjomsland, T. og Haugen, T.. 2011. Betydningen av kraftverk og predasjon fra gjedde for smoltproduksjon og aluminium i brakkvann for postsmoltoverlevelse. Datarapport 2010. NIVA-rapport 6084, 103s.

### 2010-data

Kroglund, F., Haugen, T., Guttrup, Jim., Hawley, K., Johansen, Åsmund., Rosten, C., Kristensen, T., Tormodsgard, Lars., 2011. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. NIVA. Rapport 1. nr OR-6139. 35 s.

Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosten, C., Hawley, K., Guttrup, Jim., Johansen, Å., Høgberget, R., Kristensen, T., Tjomsland, T., Haugen, T., 2011. Betydning av kraftverk og predasjon fra gjedde for smoltproduksjon og aluminium i brakkvann for postsmoltoverlevelse. NIVA. Rapport 1. nr OR-6084. 103 s.

Kristensen, T., Rustadbakken, A., Kroglund, F., Guttrup, Jim (SNO), Johansen, Åsmund., Hawley, K., Rosten, C., Kjøsnes, Arne Jørgen., 2010. Gjeddens betydning som predator på laksemolt: Populasjonsstørrelse, adferd og predasjonsomfang på laksemolt i Storelva, Aust-Agder.. NIVA. Rapport 1. nr OR-6085. 31 s.

Kroglund, F., Guttrup, Jim., Haugen, T., Hawley, K., Johansen, Åsmund., Karlsson, Anders., Kristensen, T., Lund, E., Rosten, C., 2011. Samvirkning mellom ulike trusler på oppnåelse av gytebestandsmål for laks. Storelva i Holt som eksempel. NIVA. Rapport 1. nr OR-6148. 71 s.

Kroglund, F., Haraldstad, T., Teien, H.-C., Guttrup, J. og Å. Johansen. 2011. Mobilisering av aluminium i brakkvann og akkumulering på fiskegjeller; Storelva datarapport brakkvann 2010. NIVA rapport 6149. 30 s.

### Under trykking

Diserud, O.H., Kroglund, F., Teien, H.-C., Tjomsland, T. & Økland, F. Modellering av gjellealuminium: Aluminiumspåslag på gjellene til laksesmolt og betydningen dette kan ha for utvandringen - NINA Rapport [XXX. XX s.]

## Vedlegg B. Estuarie forsøk

Forsøk	Delmål	Metode	Resultater
<b>Matre</b> 1995-1996. (3 renneforsøk m. fisk)	Hydrolyse og polymerisering av LMM Ali, avsetning på fiskegjeller og effekt på fisk i estuarine blandsoner	Salinitet: 3,10 og 15‰, Al: Ulike Ali konsentrasjoner (0-300 µg•L <sup>-1</sup> ) tilsatt ionefattig ferskvann før innblanding av sjøvann	Konsentrasjonen av gjellerreaktivt Al øker med kons av Ali i ferskvannet og avtar med økt tid etter innblanding av sjøvann. Relativt høy gjellerreaktivitet 60 min etter blanding.
<b>Solbergstrand</b> 1997-1998. (2 renneforsøk m. fisk)	Hydrolyse og polymerisering av LMM Ali, avsetning på fiskegjeller og effekt på fisk i estuarine blandsoner	Salinitet: 10 ‰ Al: Ulike Ali konsentrasjoner (0-300 µg•L <sup>-1</sup> ) tilsatt ionerikt ferskvann før innblanding av sjøvann	Konsentrasjonen av gjellerreaktivt Al øker med kons av Ali i ferskvannet og avtar relativt raskt med økt tid etter innblanding av sjøvann.
<b>Lona</b> 2001 (langtidforsøk, m. fisk)	Mobilisering av Al assosiert med LMM, kolloidalt og partikulært materiale i elvann ved innblanding av sjøvann avsetning på fiskegjeller og effekt på fisk i brakkvann	Salinitet: 6‰, Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann.	Ikke gjellerreaktive organiske Al former mobiliseres til gjellerreaktive Al former ved innblanding av sjøvann. Flommer mer kritiske. Redusert konsentrasjon av Al med økt tid etter blanding.
<b>Tangedal</b> 2002. (korttidforsøk m. fisk)	Effekt av silikat på mobilisering av gjellerreaktivt Al ved innblanding i sjøvann	Salinitet: 6‰, Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann Avgifting: Dosering av konsentrert silikat-lut til ferskvann 24 timer før innblanding av sjøvann.	Dosering av silikat til elvevann før innblanding av sjøvann reduserer konsentrasjonen av Ali og Al i gjeller av eksponert fisk
<b>Salsbruket</b> 2005-2006. (langtidforsøk, m. fisk)	Dosering av silikat for å avgifte Al i estuarine blandsoner	Salinitet: 4,5 ‰, Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann, Avgifting: Dosering av fortynt silikat-lut til ferskvann før innblanding av sjøvann.	Dosering av silikat til elvevann før innblanding av sjøvann reduserer konsentrasjonen av Ali i gjeller til fisk i estuarie blandsonen
<b>IMS</b> 2004. (korttidforsøk m. fisk)	Dannelse av gjellerreaktive forskjell mellom Ali tilsatt sjøvann eller elvevann før blanding, for dannelse av gjellerreaktive Al former.	Salinitet: 5‰ Al: Ali konsentrasjoner (100µg•L <sup>-1</sup> ) tilsatt ferskvann eller sjøvann før blanding	Liten forskjell i konsentrasjonen av gjellerreaktivt Al i estuarieblandsonen ved tilsetning av Ali til ferskvann eller sjøvann før blanding. Avtakende kons av gjellerreaktivt Al med økt tid etter blanding.
<b>Glomfjord</b> 2006. (Start på langtidforsøk m. fisk)	Dosering av silikat for avgifting av metaller i brakkvann.	Salinitet: 20‰ Al: lav naturlig konsentrasjon Avgifting: Dosering av konsentrert silikat-lut til ferskvann rett før innblanding av sjøvann.	Uventet dødelighet av fisk eksponert få dager til 20 ‰ med dosering av silikat. Dødelighet av fisk stoppet da Si dosering ble avsluttet.
<b>Solbergstrand</b> 2006 (Renneforsøk)	Dosering av silikat for avgifting av Fe i brakkvann.	Salinitet: 1 ‰ ferskvann Al: lav Fe: Høy Avgifting: Dosering av fortynt silikat-lut til ferskvannet	Uventet dødelighet av fisk eksponert få dager til 1 ‰ med dosering av silikat.

Forsøk	Delmål	Metode	Resultater
<b>Storelva 2003</b>	Påvise om Al i brakkvann er akkumulert	Salinitet: 0-20‰, Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann. Eksponering av smolt i fjord	Betydelig akkumulering av Al på gjeller
<b>Storelva 2005</b>	Påvise om Al i brakkvann er akkumulert	Salinitet: 0-20‰, Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann. Eksponering av smolt i fjord	Konsentrasjonen av gjellereaktivt Al øker med kons av Ali i ferskvannet og avtar relativt raskt med økt tid etter innblanding av sjøvann. Betydelig akkumulering av Al på gjeller
<b>Storelva 2006.</b> ( 2 batchforsøk)	Effekt av salinitet og innblandingsmetode på mobilisering av Ali ved blanding av ferskvann og sjøvann. Test av ulike Si doser/ doserings metoder.	Salinitet: 0-20‰, ulike innblandings tester (gradvis og direkte til en gitt salinitet) og oppholdstider Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann med og uten tilsatt Ali (500 µg•L <sup>-1</sup> ) Avgifning: Ulike Si doser (fortynnet silikat-lut), ulike innblandinger.	Økende mobilisering av Al med økende salinitet til 6 ‰. Liten forskjell i konsentrasjon av Ali ved ulike innblandingsmetoder av sjøvann. Redusert konsentrasjon av Ali med økt tid etter blanding. Konsentrasjon av Ali i brakkvann avtar med økende SiO <sub>2</sub> dose til 6 mg•L.
<b>Storelva 2006.</b> (Korttidforsøk m. fisk)	Effekt av ulike innblandingsmetoder av sjøvann for dannelse av gjellereaktivt Al og ulike doserings metoder for Si for å avgifte Al.	Salinitet: 0, 0,1, 3 og 5‰, ulike innblandings tester (gradvis og direkte til en gitt salinitet) og oppholdstider Al: Naturlig humøst Al rikt elvevann Avgifning: Si (ca. 3mg•L <sup>-1</sup> ) ulike innblandings metoder.	Liten forskjell i konsentrasjon av gjellereaktivt Al ved ulike innblandingsmetoder av sjøvann til samme salinitet. Silikat avgifter Al i 3-5 ‰ sjøvann. Uventet høy konsentrasjon av gjellereaktivt Al i 1 ‰ sjøvann.
<b>Storelva 2005-2006.</b> (Karakterisering av estuariet i Sandnesfjorden)	Informasjon om konsentrasjonen av ulike Al tilstandsformer i estuariet og Al-gjelle konsentrasjoner i eksponert fisk.	Salinitet: Ulike saliniteter i et naturlig estuarie	Økende konsentrasjon av Ali i vann og Al på gjeller til fisk med økende salinitet fra ferskvann til 5-8‰ salinitet i estuariet. Lav konsentrasjon. Ved høy salinitet.
<b>Audna 2006.</b> (Karakterisering av estuariet, utsetting av merket smolt)	Informasjon om konsentrasjonen av ulike Al tilstandsformer i estuariet og Al-gjelle konsentrasjoner i eksponert fisk. Overlevelse av utvandrende smolt	Salinitet: Prøvetaking og eksponering ble utført på salinitet under 1 ‰ eller over 20‰.	Lave konsentrasjon av Ali i estuariet under 1‰ og over 20‰. Lav konsentrasjon av Al i gjellene til eksponert fisk.
Lygna 2003	Påvise om Al i brakkvann er akkumulert		Al akkumulert på fiskegjeller
Hardangerfjorden Bjerknes 1999	Finstad m.fl., 2007		Ingen påvisning av Al på gjeller



## Vedlegg C. Fiskeutsettinger i Storelva i 1971

Fiskeutsettinger  
Fredag 4.06.1971:

Under ledelse av fiskerikonsulenten for det Østafjellske vit. assistent Cato Lunder ble denne dagen satt i Storelva overfor Fosstveitfossen 20000 lakseyngel fra Sandvikselva. Tilstede form. i Nedenes laksestyre Bjarne Sætra

Jeg tok 3 vannprøver samtidig, der yngelen ble satt ut.

1. prøve under fossen. 2. prøve straks nedenfor Nes Verk. 3. prøve straks ovenfor Nes Verk.

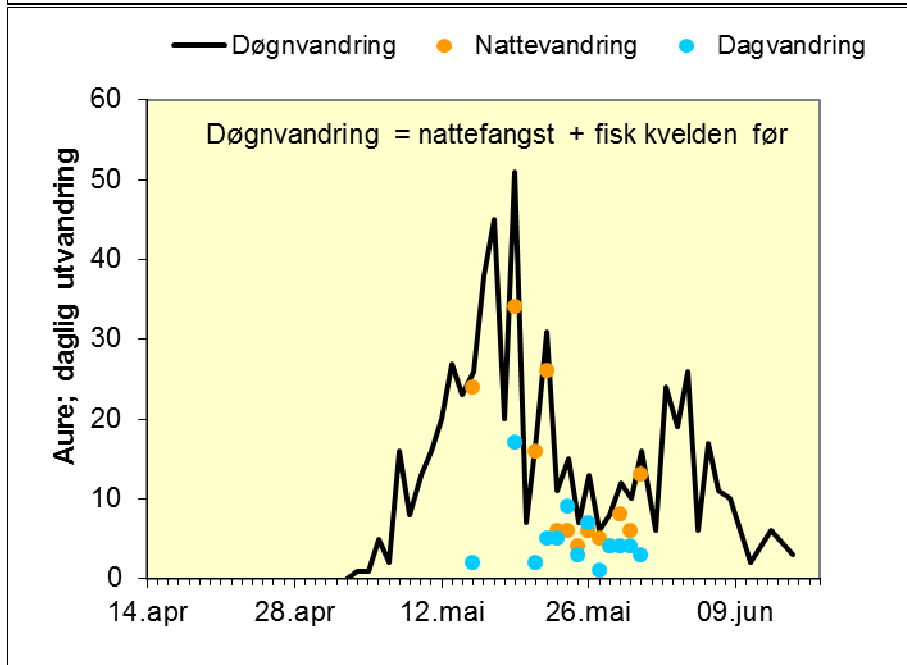
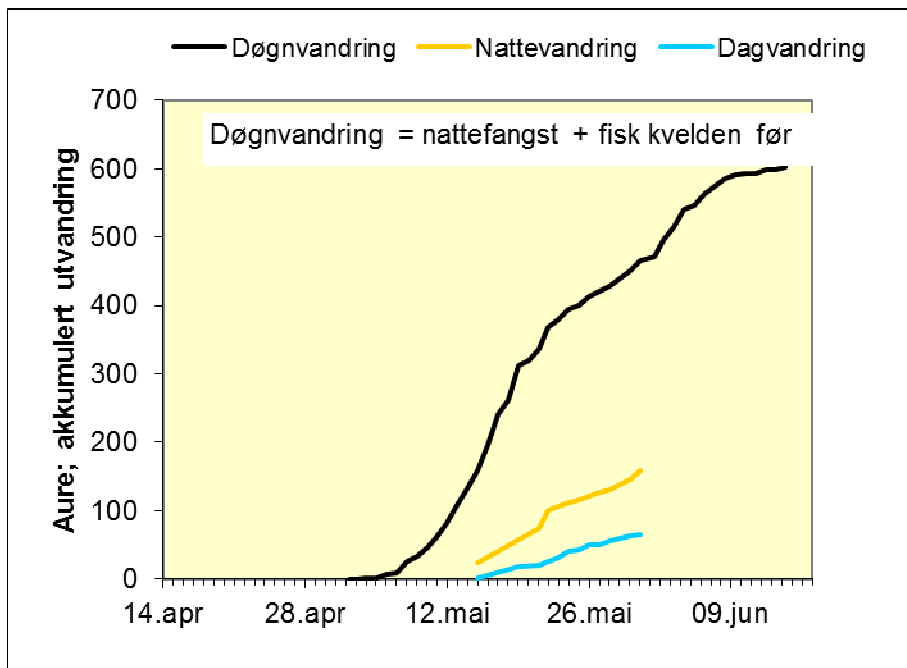
Elekrometrisk:

1.prøve	pH 5,3
2 prøve	pH 5,4
3 prøve	pH 5,5

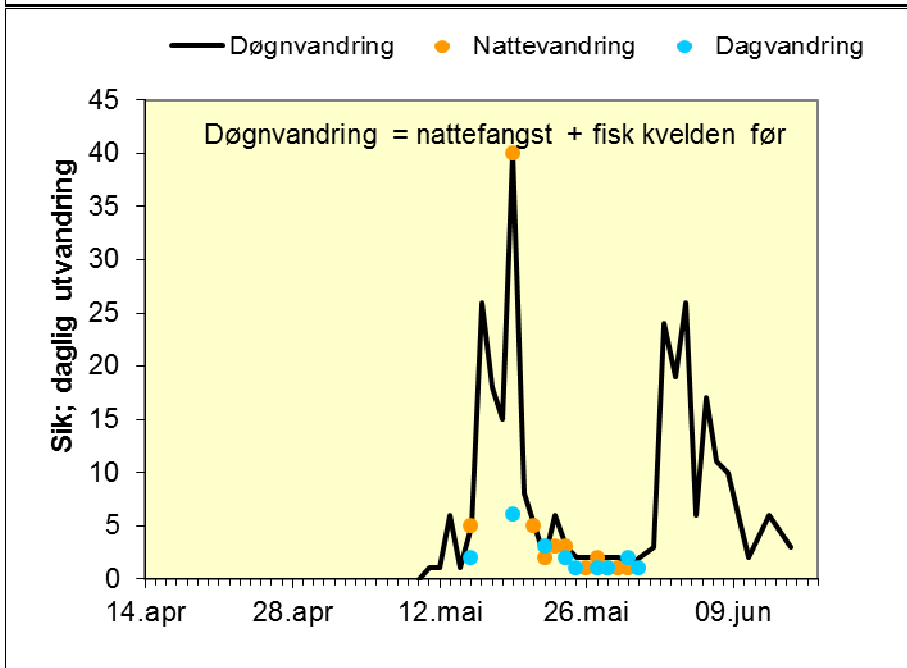
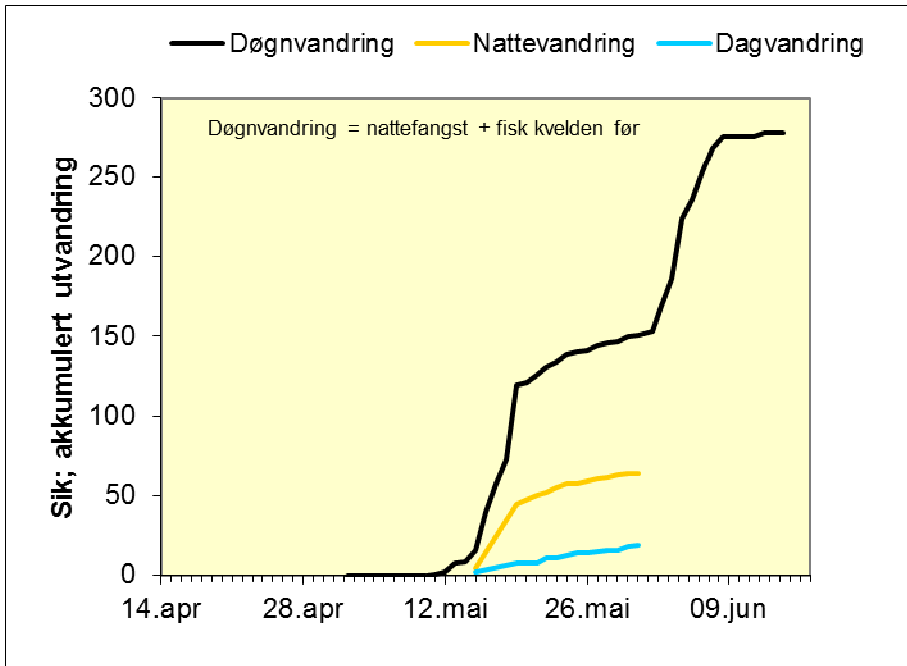
Ref: Hovind, A. u.å. Electrometriske pH målinger. Undersøkelser av fiskevann og elv. Notat

## Vedlegg D. Fangst ørret, sørv og sik i smolthjul i 2006

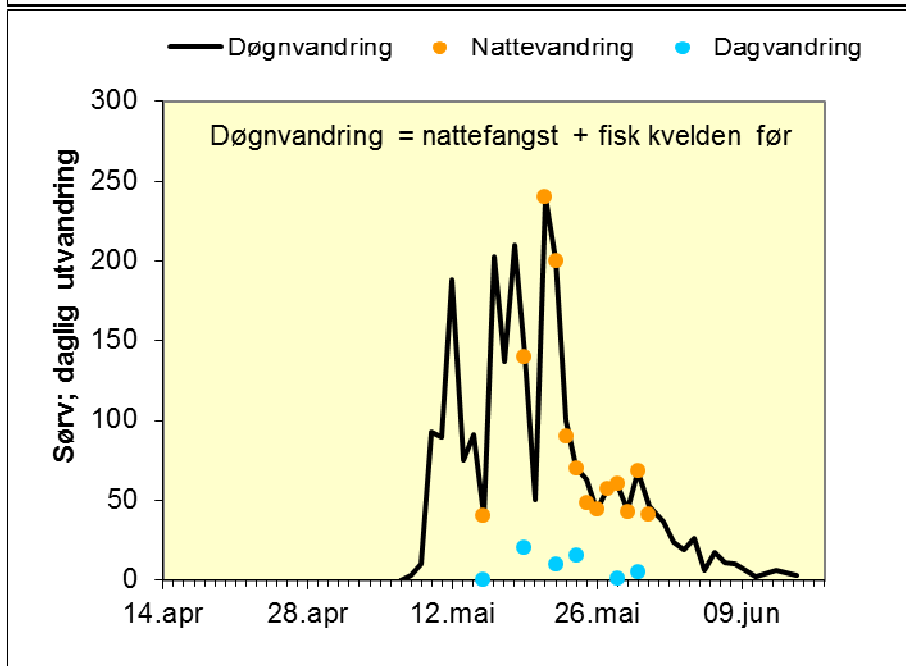
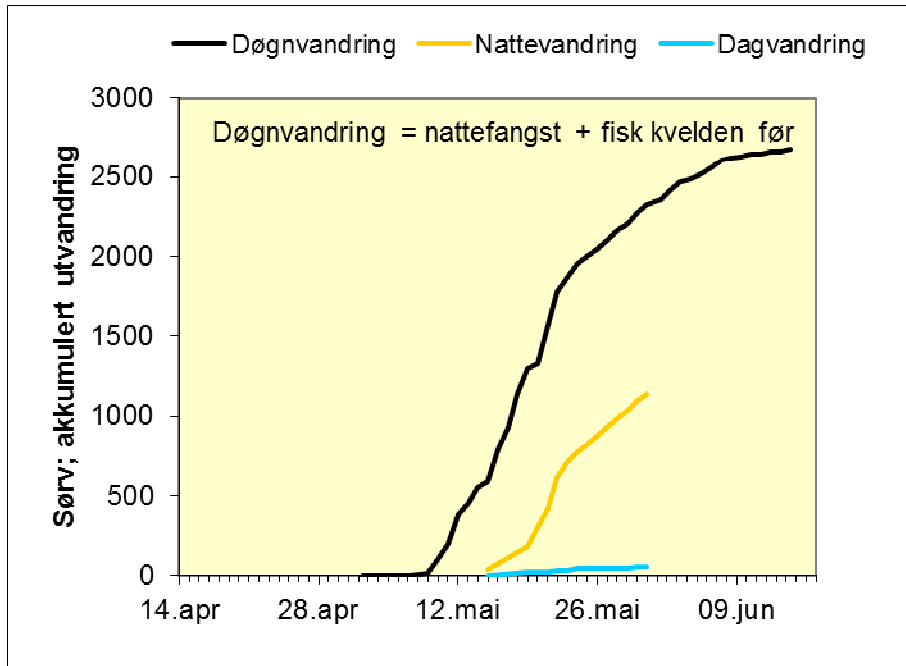
### Ørret



# Sik



# Sørv



## 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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)