



RAPPORT LNR 4914-2004

**Måling av metaller i
overflatevann i fjordene
rundt Osterøy våren 2004**



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
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

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

NIVA Midt-Norge

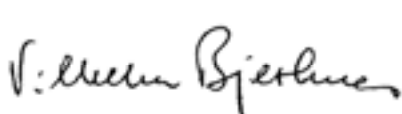
Pirsenteret Pb 12 64
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Måling av metaller i overflatevann i fjordene rundt Osterøy våren 2004.	Løpenr. (for bestilling) 4914-2004	Dato 23. november 2004
	Prosjektnr. Undernr. O-24169	Sider Pris 24
Forfatter(e) Vilhelm Bjerknæs Oddvar Røyset	Fagområde Akvakultur	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestnorsk Havbrukslag, Direktoratet for naturforvaltning, NIVA	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Det ble gjennomført overvåking av metaller i overflatevann i fjordene rundt Osterøy i mai 2004 ved hjelp av passive metallprøvetakere (DGT). Resultatene bekrefter tidligere forsøk med eksponering av smolt i minimerder, og indikerer at kvaliteten av overflatevannet i indre deler av Osterfjorden kan være kritisk for laksesmolt under vårflopperioden i mai. Det har tidligere vært påvist stor dødelighet i oppdrettsanlegg i ytre del av fjordsystemet i forbindelse med smeltevannsflopper om vinteren, mens normal vårflopp ikke ser ut til å gi de samme effektene. Undersøkelsen i 2004 bekrefter dette. Giftigheten, først og fremst av aluminium, ser ut til å være størst i områder med høy konsentrasjon av totalaluminium og saliniteter mellom 3 og 10. I dette salinitetsområdet frigjøres labilt, bioreaktivt aluminium, mens den relative mengden av labilt aluminium er lavere ved lavere og høyere saliniteter.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Fiskeoppdrett 2. Villaks 3. Aluminium 4. Brakkvann 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Fish farming 2. Atlantic Salmon 3. Aluminium 4. Brackish water
---	---



Vilhelm Bjerknæs
Prosjektleder



Trond Rosten
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Måling av metaller i overflatevann
i fjordene rundt Osterøy våren 2004.

Forord

Det har vist seg at metaller som transporteres til fjordene med ferskvann kan gi skader og dødelighet på laks i oppdrettsanlegg, og det er indikert tilsvarende skader på villsmolt under utvandring gjennom fjordene om våren. Hensikten med dette arbeidet har vært å prøve ut passive prøvetakere for påvisning av skadelige metaller i overflatevann i fjorder under vårflom.

Problemstillingen er av interesse både for oppdrettsnæringen og villaksforvaltningen. Denne undersøkelsen ble derfor finansiert som et spleiselag mellom Vestnorsk Havbrukslag, Direktoratet for naturforvaltning ("Vosso-prosjektet") og NIVA. Undersøkelsen ble utført i fjordene rundt Osterøy i Hordaland i mai 2004.

Feltarbeidet ble utført av Henny Jokiel Knudsen og Vilhelm Bjerknes. Alle analyser er utført ved NIVA. Tolkning, dataanalyse og rapportering er gjort av Oddvar Røyset og Vilhelm Bjerknes. Sistnevnte har vært prosjektleder.

Vi takker Hans Inge Algrøy, Vestnorsk Havbrukslag og Roy Langåker i Direktoratet for velvillig støtte til prosjektet. Vi vil også takke Fyllingsnes Fisk AS, Sjøtroll Havbruk og Bognøy Fiskeoppdrett AS for å ha stilt sine anlegg til disposisjon for prosjektet.

Bergen 22 november 2004

Vilhelm Bjerknes

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Materiale og metoder	7
SCF	10
SCF- fraksjoner	10
3. Resultater	11
4. Diskusjon	14
5. Konklusjon og anbefalinger	19
5.1 Villfisk	19
5.2 Fiskeoppdrett	19
5.3 Metodeutvikling	19
6. Referanser	20
Vedlegg A.	21
Vedlegg B.	22
Vedlegg C.	23
Vedlegg D.	24

Sammendrag

I mai 2004 ble det satt ut passive prøvetakere (DGT) for måling av metaller på i alt 8 steder i Bolstadfjorden, Osterfjorden, Sørfjorden og Byfjorden, herunder tre oppdrettsanlegg. Det ble foretatt målinger i to perioder under vårflom og smoltutvandring fra Vosso. I tillegg ble det tatt stikkprøver for analyse av total metallkonsentrasjon og fraksjonering av metaller i ulike spesier (SCF) på utvalgte stasjoner.

Resultatene bekrefter i hovedsak resultatene fra tidligere undersøkelser der eksponering av laksesmolt har vært foretatt på de samme stasjonene. Labilt, bioaktivt aluminium forekommer i høyest konsentrasjon i indre deler av Osterfjorden, der vi tidligere har registrert de høyeste konsentrasjonene av metaller på gjeller hos smolt. Karakteristisk for vannkvaliteten på disse stasjonene er høyt total-aluminium, kombinert med saliniteter mellom 3 og 10. Stasjoner med både høyere og lavere saliniteter enn dette viser lavere konsentrasjoner av labilt aluminium, selv om total-aluminium kan være like høyt.

Undersøkelsen bekrefter at overflatevannet i indre deler av Osterfjorden har en kritisk vannkvalitet under smoltutvandringen i mai, mens vannkvaliteten i Sørfjorden er bedre. Det er derfor grunn til å anta at suksessen til smolten fra Vosso vil avhenge noe av hvilken av de to fjordarmene smolten velger som rute for utvandring.

Det har tidligere vært registrert til dels store problemer med episodisk dødelighet av laks i oppdrettsanlegg i ytre del av Osterfjorden og Sørfjorden. Disse episodene er mest utpreget i forbindelse med mildvårsperioder og flommer på etterjulsvinteren og tidlig på våren, mens den egentlige vårflommen ikke har budt på de samme problemene. Det siste bekreftes av denne undersøkelsen, som viser at konsentrasjonene av labilt aluminium er lave i ytre del av fjordområdet under normal vårflom. Det anbefales et overvåkingsprogram for vannkvalitet ved hjelp av DGT-teknikken i ytre del av fjordområdet i vintersesongen.

Undersøkelsen er et av flere pilotstudier i en metodeutvikling for å se om passive prøvetakere av typen DGT kan erstatte kostbare og arbeidskrivende studier med eksponering av fisk. Det første gang metoden har vært prøvet i brakkvann, og resultatene viser godt samsvar med eksponeringsstudier av fisk. Likevel vil det være nødvendig med samtidige studier av fisk og prøvetakere for å få fram reelle tall for samsvaret mellom de to metodene.

1. Innledning

Kjemisk ustabil vann har fra år til annet medført massedød i oppdrettsanlegg i bl.a. Osterfjorden og Sørfjorden (Bjerknes *et al.* 2003). Dødeligheten er mye høyere for laks enn for regnbueaure. Ekstremisituasjonene oppstår når stor ferskvannstilrenning (f.eks. vårflom) fører til innblanding av store mengder ferskvann med sjøvann og en hurtig økning i tykkelsen av det brakke overflatelaget fra 0 m og ned til 5m dyp. Slike relativt hurtige endringer forekommer i en rekke vestnorske fjorder med fiskeoppdrett, bl.a. i Masfjorden og fjordene rundt Osterøy.

Frigjøring av aluminium fra jordsmonn og berggrunn skjer i forbindelse med forsurening. Aluminium er kjemisk ustabil og endrer tilstand bl.a. med endring i pH og mengde løst organisk stoff. Slike endringer skjer bl.a. når aluminiumsholdig ferskvann blandes med sjøvann. Prøver av overflatevann tatt under slike forhold kan for eksempel ha saltholdighet på under 10 og aluminiumkonsentrasjoner (total Al) på opp til 200 µg/L, og slikt vann kan være ekstremt giftig for fisk. Til sammenlikning er innholdet av Al i kystvann med saltholdighet 33 normalt under 1 µg Al/L. Surt vann inneholder ofte forhøyete nivåer av både aluminium, jern (Fe) og mangan (Mn). Ettersom den biologiske effekten av disse tre metallene er additiv, er alle tre tatt med i denne undersøkelsen.

Laks dør med tydelige symptomer på kvelning, og obduksjon viser sprenge hjerteforkammer (sirkulatorisk/respiratorisk stress). Det er påvist aluminiumavsetning på gjellene hos døende og død oppdrettslaks på 200-600 µg Al/g gjelle (tørrvekt). Normalverdier under stabile forhold (normal ferskvannsavrenning) ligger <10 µg/g gjelle (tørrvekt) (Bjerknes *et al.* 2003).

Denne episodeproblematikken er bakgrunnen for at oppdrettsanleggene i fjordene rundt Osterøy i senere år har gått over fra å produsere laks til å satse på regnbueørret, som er mer robust overfor denne miljøpåvirkningen.

Disse miljøproblemene kan også tenkes å ha betydning for villaks, og kan være en del av forklaringen på nedgangen i de ville laksebestandene i vassdragene som renner ut i fjordene rundt Osterøy. I forbindelse med smoltutvandringen fra Vosso har vi i flere år drevet eksponeringsforsøk med laksesmolt i "mini-merder" i Osterfjorden og Sørfjorden for å studere aluminiumspåslag, fysiologiske forandringer og dødelighet hos fisken (Kroglund *et al.* 2004). Som ventet finner vi en klar sammenheng mellom aluminiumskonsentrasjon i brakkvannet og påslag på fiskegjellene, med høyest brakkvannsaluminium og gjellepåslag i indre deler av Osterfjorden. Situasjonen i Sørfjorden er vanligvis bedre.

Mens tradisjonelle stikkprøver av vann gir et øyeblikksbilde, kan passive prøvetakere gi et bilde av situasjonen over en viss tid (DGT prøvetakere). Ved å plassere flere passive prøvetakere i et påvirket fjordsystem kan vi på en enkel og rimelig måte få et bilde av spredningsmønsteret av miljøgifter fra en forurensningskilde. Denne metoden ble derfor benyttet for å studere spredning og konsentrasjon av aluminium i fjordene rundt Osterøy våren 2004.

2. Materiale og metoder

De tradisjonelle metodene som har vært benyttet for å påvise aluminiumsfraksjoner og andre metaller i ferskvann kan ikke benyttes i sjøvann. Derfor er heller ikke ionebytting av sjøvann benyttet i tidligere undersøkelser i sjøvann. DGT ("Diffusion Gradients in Thin films") og SCF (Size Charge Fractionation) fraksjoneringsmetoder som er mindre følsomme for saltvannets påvirkninger av analysen. Bortsett fra Åtland et al (2004), som benyttet de samme metodene for å undersøke bl.a. hvordan sjøvannstilsetning påvirket metaller i vann i settefiskanlegg, er bruk av DGT- og SCF-metodene i saltvann til nå relativt upløyd mark.

DGT'ene (**Figur 1**) fanger opp frie (labile) metall-ioner, mens metaller bundet i kolloider, partikler og humuskomplekser ikke fanges opp. Da det er de frie ionene som er mest reaktive og gir sterkest biologisk effekt gjør dette metoden spesielt egnet til å forutsi biologiske effekter av metaller. Testing har vist god sammenheng mellom labilt aluminium målt med DGT og opptak av aluminium i gjeller hos ørret (Røyset et al 2004)).



Figur 1. DGT (hvit) prøvetaker monteres i PVC-rør for eksponering ved et oppdrettsanlegg.

Kombinert med en ny-utviklet fraksjoneringssteknikk for metaller i vann, kalt SCF (størrelse-ladnings-fraksjonering, se **Figur 2**) kan vi i tillegg få informasjon om reserven av metaller som er bundet til partikler og humusforbindelser, og som kan mobiliseres herfra. **Tabell 1.** og **Tabell 2** viser detaljer for hvilke fraksjoner de to metodene fanger opp.

Tabell 1. Metoder.

Kode	Navn	Prinsipp
DGT	Diffusive Gradients in Thin films	Passiv diffusjonsprøvetaker Integrerer middel konsentrasjon av frie ioner over prøvetakingsperioden
SCF	Size Charge Fractionation	Størrelse Ladnings Fraksjonering. Grupperer metaller i vann i 3 fraksjoner med forskjellig giftighet og mobilitet

Under smoltutvandringsperioden våren 2004 ble det plassert passive DGT-prøvetakere på i alt 7 stasjoner i fjordsystemet rundt Osterøy fra Straume ved utløpet av Bolstadfjorden til Salhusfjorden, og en stasjon i Byfjorden (se kart **Figur 3**). Tre av stasjonene var på oppdrettsanlegg i den ytre delen av fjordsystemet. Overvåkingen langs utvandringsruten til villaksen ble dermed kombinert med en miljøovervåking av oppdrettsanleggene.

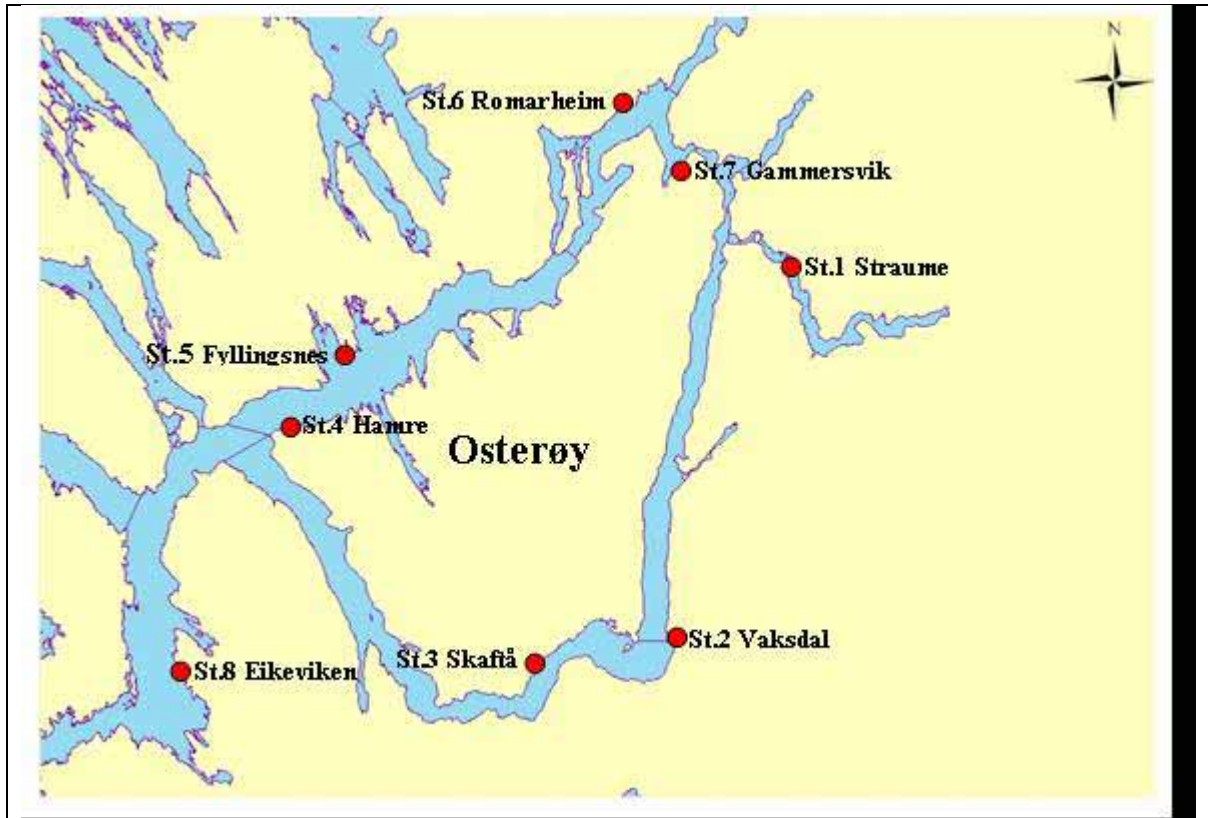


Figur 2. SCF teknikk. Øverst: Filtrering av vannprøve. Nederst: Kombinert filtrering og ionebytting av prøve.

Positivt ladete metaller er også reaktive overfor fiskegjeller (Røyset m.fl. 2004). DGT-metoden innebærer en form for passiv prøvetaking som integrerer metallkonsentrasjoner, herunder aluminium i vannet over tid. Prøvetakeren kan stå i vannet over en gitt periode og vil gi et bilde av den totale metallbelastningen i perioden. Dette gir verdifull

tilleggsinformasjon til vannprøver tatt ved bestemte tidspunkt, og gir et bilde av den totale belastningen på f.eks fisk som befinner seg i det miljøet der målingen pågår.

Undersøkelsen foregikk i perioden 6. mai til 27. mai 2004. DGT-prøvetakere ble satt ut på i alt 8 stasjoner (**Figur 3** og Vedlegg A-D) 6. mai. Den 14. mai ble prøvetakerne tatt opp og erstattet av nye, som ble stående ute til 27. mai.



Figur 3. Plassering av prøvestasjoner.

Prøvetaking med SCF-teknikk (Size Charge Fractionation) ble foretatt tre ganger i løpet av perioden på utvalgte stasjoner. Denne metoden er basert på stikkprøver og en oppdeling av vannprøvene i tre fraksjoner, som analyseres med egnet analyseteknikk:

1. Ubehandlet totalprøve (T) konserveres med syre
2. Prøve filtrert gjennom et filter med porestørrelse 0,45 μm (T-F), se **Figur 2**
3. En filtrert prøve som passerer en ionebytterkolonne, og som inneholder frie labile kationer, L=F-FIB, se **Figur 2**

Tabell 2 på neste side gir en skjematisk oversikt over de ulike metallfraksjonene som påvises gjennom de to anvendte metodene i denne undersøkelsen. Ved bruk av SCF-teknikk vil den partikulære fraksjonen, dvs. metaller bundet til partikler, være fjernet fra den filtrerte fraksjonen, betegnet som (T-F). Fraksjonen som har passert både filter og ionebytter betegnes som inert og består av kolloidale/organisk bundne eller anioniske spesier, mens fraksjonen som blir sittende igjen i ionebytteren (F-FIB) betegnes som labil. Denne fraksjonen vil være såkalt "bio-aktiv", og antas å tilsvare den fraksjonen som avsettes på DGT, og som er skadelig for fisk. I sjøvann bidrar økningen i ionestyrke (saltholdighet) til å frigjøre metaller som er bundet til kolloider, og metallenes biotilgjengelighet øker.

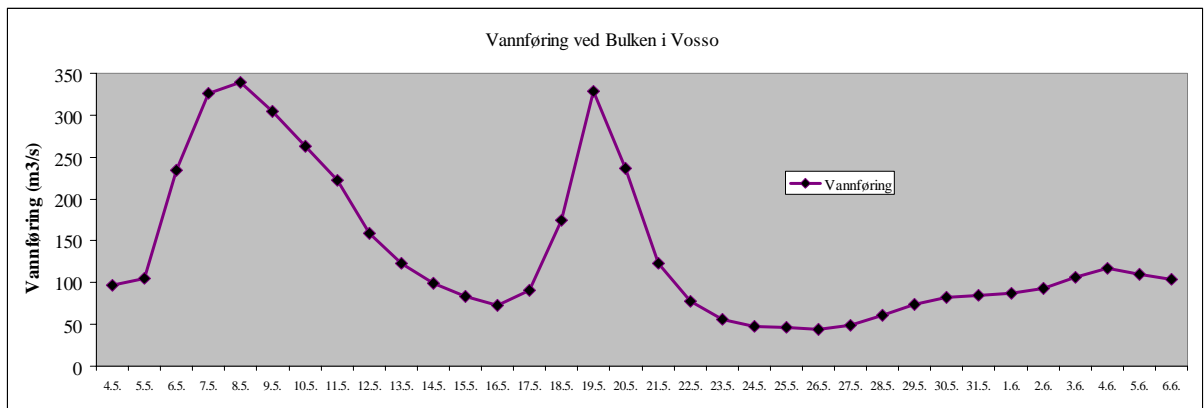
Tabell 2. Skjematisk oversikt over fraksjonering av metaller i vann med DGT- og SCF-prøvetakerne. Vurdering av hvilke grupper av forbindelser som inngår i de ulike fraksjonene samt giftighet av metallene i de forskjellige fraksjoner overfor organismer.

TEKNIKK	FRAKSJONER		
SCF	T - Total mengde (syrekonservert)		
SCF		F – Filtrert 0.45 µm (Total løst)	
SCF			FIB – Filtrert kation-byttet
SCF- fraksjoner	P = T - F Filtrerbart	L = F - FIB Labil kationisk	FIB Anionisk-nøytral
FRAKSJONER I VANN	Partikler og kolloider	Frie labile kationer	Humus bundne ioner
Oppfangning med DGT	Ekskluderes	Fanges opp	Ekskluderes
Giftighet	Lav	Høy	Lav - Variabelt

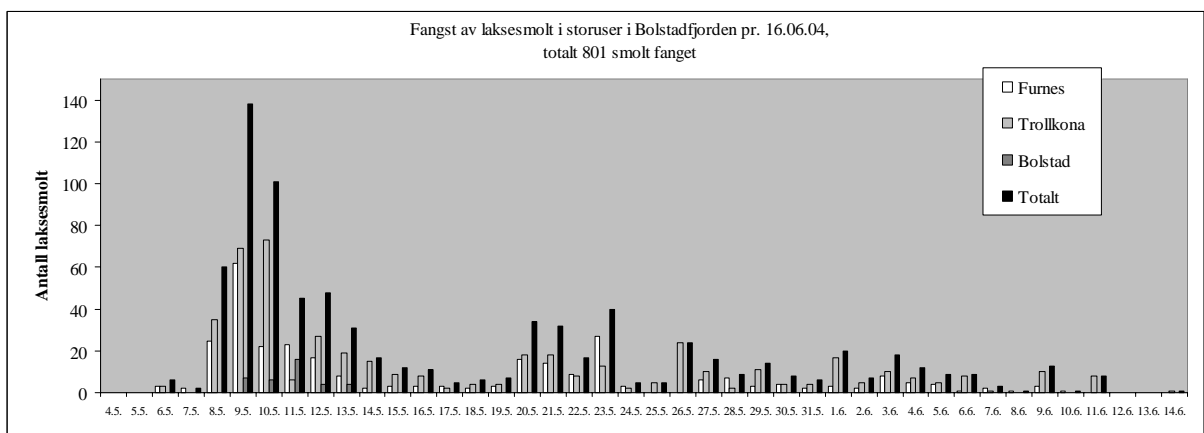
3. Resultater

Resultatene er presentert i Vedlegg A-D. Vedlegg A viser registreringer av vanntemperatur og saltholdighet på 1,5 m dyp, samt sprangsjiktdyp på hver stasjon ved besøk 6., 14. og 27. mai. Sprangsjiktet er overgangssonen mellom det ferskere overflatevannet og det saltere dypvannet, og er anslått på grunnlag av saltholdighets- og temperaturgradienten.

Registreringene 6. mai er foretatt i forkant av en flomtopp i Vosso (se **Figur 4**). Dersom vi antar at avrenningen fra Vosso er representativ for de andre større vassdragene som drenerer til fjordområdet, betyr det at ferskvannspåvirkningen på fjorden er relativt liten på dette tidspunktet, noe avspeiles bl.a. ved relativt høye saliniteter i 1,5 m dyp 6. mai (>10 ved Gammersvik og Romarheim), sammenliknet med de to senere målingene. Tilsvarende relative forskjeller mellom målingene gjør seg gjeldende for de to ytterste stasjonene i fjordsystemet, Fyllingsnes og Hamre. Figur 5 viser fangst av laksesmolt i storruser på 3 stasjoner i Bolstadfjorden i perioden 4. mai-14. juni (Bjørn Barlaup, UiB, pers. komm.). Rusefangsten gir et indirekte bilde av Vosso-smoltens vandringsintensitet. I forhold til våre måleperioder var intensiteten i utvandringen høyest i perioden mellom 6. og 14. mai. Variasjonene i utvandringsintensitet er i samsvar med variasjonene i vannføring ved Bulken. DGT-samlere utplassert i perioden 6-14. mai dekker denne perioden.



Figur 4. Vannføring ved Bulken i Vosso fra 4. mai til 6. juni 2004 (Bjørn Barlaup, UiB).



Figur 5. Fangst av laksesmolt i storruser i Bolstadfjorden fra 4. mai til 14. juni 2004 (Bjørn Barlaup, UiB).

Vedlegg B bakerst i rapporten viser verdier av akkumulerte metaller på DGT-samlere på de ulike stasjonene. DGT-samleren ved Vaksdal ble stående på 3 m dyp, og resultatene herfra er derfor lite representative for brakkvannslaget på denne stasjonen (sprangsjikt omkr. 2m dyp). Analyseresultatene av SCF-prøvene er vist i Vedlegg C, og sammenholdt med DGT-målingene i Vedlegg D. Nedenfor følger en vurdering av resultatene for hvert av de analyserte metallene.

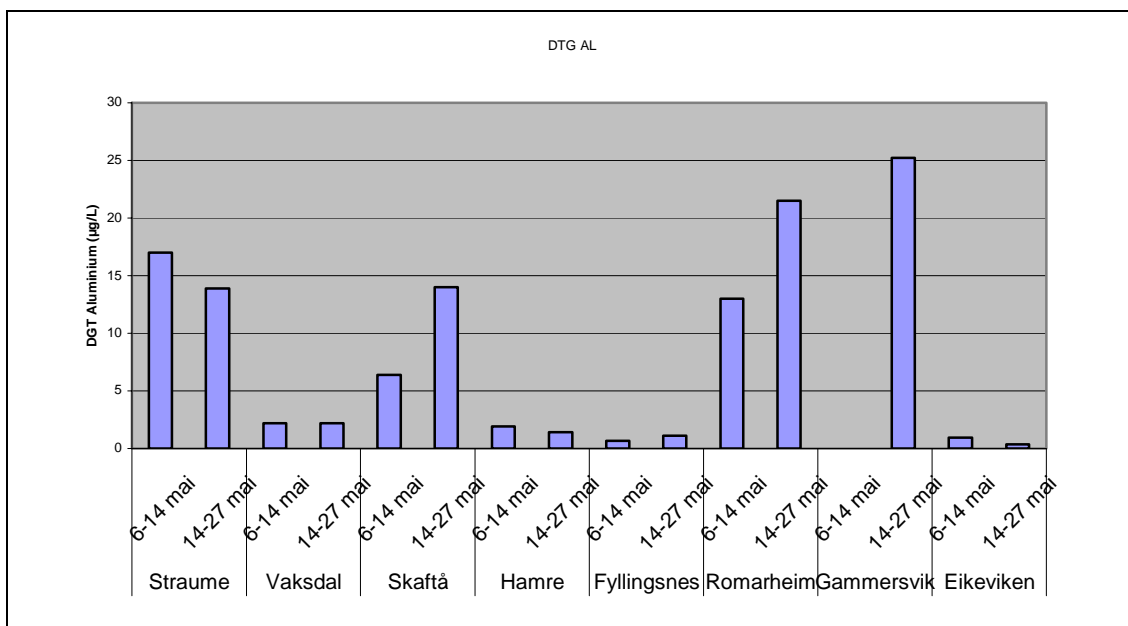
Aluminium (Al)

Total-nivået av aluminium ved Straume iflg. SCF-målingene ser ut til å være stabilt på litt over 40 $\mu\text{g Al/L}$ (Vedlegg C). På samme måte som for jern er det en betydelig humusfraksjon (FIB), en del partikulært bundet, mens den labile fraksjonen er lav. Det siste er litt uvanlig, men kan bety at det er så mye humus i vannet at den kan binde opp alt fritt jern og aluminium.

På stasjonene lenger ute i fjordene finner vi, på samme måte som for jern, en markant reduksjon av humus (FIB) fraksjonen av aluminium, noe som kan forklares med en blandsons-effekt. Dette bekreftes av at Gammersvik, Skaftå og Fyllingsnes har høye labile fraksjoner (L) på 15-30 $\mu\text{g Al/L}$ (Vedlegg C).

Det høye nivået av labilt aluminium målt med SCF så langt ut i fjorden som Fyllingsnes er overraskende, og samsvarer dårlig med DGT-registreringene. (se **Figur 6**) Enten er utfellingen av Al svært treg i brakkvannsonen, eller så tilføres de ytre delen av fjorden surt, aluminiumsrikt overflatevann lokalt fra andre kilder enn Vosso.

Skaftå viser god sammenheng mellom SCF labilt og DGT labilt aluminium. For Straume og Fyllingsnes registrerer vi den samme mangel på samsvar mellom DGT og SCF for aluminium som for jern (se nedenfor). Noe av dette kan forklares med at det er store variasjoner i vannføringen i Vosso, slik at det kan være store svingninger i aluminiumskonsentrasjonen. De tre punktmålingene med SCF teknikken kan være tatt på topp- eller bunn-konsentrasjoner og kan dermed være relativt forskjellige fra de tidsintegrerte middelerverdiene vi måler med DGT-prøvetakerne. Med så få målepunkter for SCF prøvetakeren er det ikke mulig å avklare dette.



Figur 6. Gjennomsnittskonsentrasjon av labilt aluminium ($\mu\text{g/L}$) målt med DGT på 1,5 m dyp i perioden 6.-14. mai og 14.-27. mai 2004.

Jern (Fe)

I likhet med mangan er totalkonsentrasjonen av jern (målt med SCF, se Vedlegg C) relativt høy ved Straume (44-62 µg/L) sammenliknet med stasjonene lenger ute i fjordene. Mye av jernet forekommer i partikkel (P) fraksjon som er høy (28-50 µg/L). Det øvrige foreligger i den anioniske (FIB) humusfraksjonen, mens den labile fraksjonen er lav (< 3 µg/L).

I likhet med mangan skjer det en fortytning ved overgang til sjøvann, og nivået synker til godt under halvparten fra Straume og utover. Videre synker også den anioniske fraksjonen. Dette stemmer med teorien om at den høye ionestyrken i sjøvann reduserer bindingskapasiteten til humus, slik at denne fraksjonen reduseres. Videre skjer det en trolig en betydelig felling av jern, noe som forklarer den relativt høye partikulære fraksjonen. Den labile fraksjonen er også borte. Løseligheten av jern i sjøvann er svært lav, noe som forklarer fraværet av den labil fraksjonen (L) på fjordstasjonene.

For Skaftå er det en rimelig god sammenheng mellom SCF labilt og DGT labilt jern (Vedlegg D). For Straume er DGT-verdiene høye sammenliknet med den labile fraksjonen fra SCF-fraksjoneringen, mens det motsatte er tilfellet ved Fyllingsnes. Dette kan skyldes kortvarige episoder som ikke fanges opp av DGT-målingene, eller svakheter ved metoden.

Mangan (Mn)

Nivået av mangan målt med SCF er relativt lavt og stabilt på alle stasjonene, rundt 3- 7 µg Mn /L. Nivået er høyest ved Straume, som har lavest salinitet (T fraksjon på fra ca. 6 til nesten 10 µg Mn/L, se Vedlegg C). På sjøvanns/brakksvanns- stasjonene lenger ute er nivået ca. halvparten så høyt, i området 3 – 6 µg/L, noe som kan forklares med fortytningseffekter i overflatevannet i fjorden.

SCF målingene (Vedlegg C og D) viser at rundt halvparten er i den labile fraksjonen på nesten alle stasjoner. Dette stemmer godt med den kjennskapen vi har til Mn fra andre målinger med SCF fraksjonering. Mn bindes relativt lite til humus og forekommer derfor ikke så mye i den anioniske fraksjonen (FIB). Det er ofte den labile fraksjonen som er den dominerende form i vannet.

Det er en rimelig god sammenheng mellom den SCF labile fraksjonen (SCF - L) og DGT labilt (dvs. det som er målt med DGT).

4. Diskusjon

Verdiene fra DGT-samlerne som er presentert i kapittel 3 ovenfor er representative for overflatevann i fjordsystemet under smoltutvandringen i mai 2004 (se **Figur 5**). Under eksponeringsforsøk med laksesmolt i Bolstadfjorden og Veafjorden i 1994 ble det registrert middelkonsentrasjoner av totalaluminium ved Straume på 44 $\mu\text{g/L}$, og i Veafjorden 63 $\mu\text{g/L}$ (Bjerknes et al 1995). I 2004 ble det målt totalaluminium på 42-44 $\mu\text{g/L}$ ved Straume (se Vedlegg C). Iflg. DGT-målingene ved Straume i 2004 lå den labile (giftige) fraksjonen mellom 14 og 17 $\mu\text{g Al/L}$ (se **Figur 6**).

Ved undersøkelser i perioden 8.-31. mai 2001 varierte total aluminium i vannprøver ved Straume fra 33 til 36 $\mu\text{g/L}$, og gjellealuminium på laksesmolt fra 15 til 58 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tørrvekt. Tilsvarende varierte totalaluminium i vannprøver fra Gammersvik fra 52 til 87 $\mu\text{g Al/L}$, og gjellealuminium mellom 10 til 126 $\mu\text{g Al/g}$ (Kroglund et al 2004).

Analyser av vannprøver fra Straume våren 2004 antyder samme nivå av totalaluminium som tidligere målinger. DGT-målingene viser gjennomsnittsverdier av labilt aluminium på henholdsvis 17 og 14 $\mu\text{g/L}$ for perioden 6-14 og 14-27 mai 2004. SCF-verdiene avviker fra DGT-verdiene, enten som følge av episodiske forhold eller metodiske svakheter. Vi heller til at DGT-verdiene gir et riktigere bildet, og benytter disse som uttrykk for labilt aluminium i den videre diskusjon av resultatene.

Tabell 3 på neste side viser middelverdier av totalaluminium, gjellealuminium og DGT-aluminium (labilt) målt på ulike stasjoner i indre del av fjordsystemet i ulike år. Resultatene fra 2001 og 2002 tyder på at miljøet vurdert ut fra total aluminium i vannet er mest kritisk i Osterfjorden ved Gammersvik, og minst kritisk ved Straume ved utløpet av Bolstadfjorden, og responsen på fiskegjellene bekrefter denne tendensen.

Det er også en klar tendens at miljøet er bedre (lavere totalaluminium og mindre gjellealuminium) i Sørfjorden (Vaksdal) enn i Osterfjorden Gammersvik og Romarheim). Dette skyldes antakelig først og fremst påvirkning fra de tre større sure vassdragene Eksingdalselva, Modalselva og Romarheimselva, som alle renner ut i dette området. Disse bidragene gir både lavere salinitet og høyere aluminiumskonsentrasjoner sammenliknet med Sørfjorden. Denne forskjellen i vannkvalitet gjør at smoltens valg av utvandningsrute (Veafjorden/Sørfjorden eller Osterfjorden) kan være avgjørende for overlevelse. Smolten vil vandre med fjordstrømmen, og denne kan gå begge veier; muligens avhengig av bl.a. ferskvannsavrening, tidevann og vindforhold.

Tabell 3. Total-aluminium (maksimums, middel og minimumsverdier) i vannprøver, labilt aluminium i DGT og gjellealuminium på eksponert laksesmolt. Målinger foretatt under smoltutvandring i mai i forskjellige år i indre del av fjordsystemet (*Bare én måling).

År	1994	2001		2002		2004	
	Tot Al µg/L (vannprøve)	Tot Al µg/L (vannprøve)	Al µg/g (tørrvekt gjelle)	Tot Al µg/L (vannprøve)	Al µg/g (tørr- vekt gjelle)	Tot Al µg/L (vannprøve)	Labilt Al µg/L (DGT)
Antall prøver	7	4	3	3	2	2	2
Straume	Max 71 Mid 48 Min 30	Max 42 Mid 36 Min 33	Max 58 Mid 32 Min 15			Max 44 Mid 43 Min 42	Max 17 Mid 16 Min 14
Stamnes	Max 66 Mid 53 Min 42						
Vaksdal		Max 58 Mid 50 Min 40	Max 74 Mid 45 Min 14	Max 63 Mid 62 Min 61	Max 97 Mid 74 Min 50		
Skaftå						Max 41 Mid 38 Min 34	Max 14 Mid 10 Min 6
Gammersvik		Max 87 Mid 66 Min 52	Max 126 Mid 45 Min 14	Max 75 Mid 69 Min 63	Max 202 Mid 119 Min 35	36*	25*
Romarheim		Max 65 Mid 55 Min 49	Max 85 Mid 52 Min 17				

Målinger av både totalaluminium (SCF) og labilt aluminium (DGT) i 2004 bekrefter tendensen fra undersøkelsene i 2001-02. DGT-målingene gir altså det samme relative bildet som direkte målinger på fisk.

Studier av aluminiumspåslag på gjeller av trålfanget postsmolt (villaks), laks i oppdrettsanlegg og ulike eksponeringsforsøk (Bjerknes og Kroglund 2000; Bjerknes et al. 2003) gjør at vi kan driste oss til (en foreløpig) inndeling Al-nivåer på fiskegjeller i brakkvann i intervaller (**Tabell 4**). Intervallene representerer relasjonen mellom gjelle-aluminium og aluminium i miljøet.

I Tabell 4 har vi benyttet en skala fra 0 til 6, og lagt inn eksempler fra analyser av aluminium og salinitet i vann og samtidige målinger av aluminiumspåslag på fiskegjeller. Det er gjort et utvalg av gjelleverdier som passer til kategoriene. Det vi vil belyse med denne tabellen er salinitetens betydning for belastningsgraden på fiskegjellene. Samme nivå av Tot Al gir større gjellebelastning når saliniteten er <10 enn ved saliniteter >10. Dette bekreftes av kontrollerte doseringsforsøk med tilsetning av aluminium til vann av ulik salinitet (Kroglund et al. In manus), og av forsøk med tilsetning av sjøvann som vannbehandlingstiltak i settefiskanlegg (se Åtland et al. 2004).

Tabell 4. Belastningsgrad relatert til total aluminium (Tot Al) og salinitet. Eksempler fra eksponeringsforsøk og observasjoner i oppdrettsanlegg i Sør fjorden og Osterfjorden.

Kategori	Intervall	Belastningsgrad	Gjeller Al µg/g	Vann Tot Al µg/L	Salinitet	Referanse
0	<5 µg/g tørrvekt	Normale verdier, ikke belastende miljø	4-5	10*	25	Osterfjorden oppdrett 1996-97
1	5-20 µg/g tørrvekt	Lav Al-belastning	6-19	33-47	20-22	Eikeviken 2001
2	20-50 µg/g tørrvekt	Moderat lav Al-belastning	24-62	31-36	2,7-2,9	Kallestadsundet i Osterfjorden 2001
3	50-100 µg/g:	Moderat høy Al-belastning	50-97	60-63	4,5-5,5	Vaksdal i Sør fjorden 2002
4	100-150 µg/g:	Høy Al-belastning	10-126	43-55	3,0-8,9	Gammersvik i Osterfjorden 2001
5	150-250 µg/g:	Meget høy Al-belastning	35-201	63-75	3,8-4,1	Gammersvik i Osterfjorden 2002
6	>250 µg/g:	Ekstremt høy Al-belastning	578	75**	7	Osterfjorden oppdrett 1997

*Normalverdi oppgitt for sjøvann (Goldberg 1962) (ikke målt i vår undersøkelse)

** Målt verdi i Osterfjorden under vinterflom i 1999 (Bjerknes et al. 2003)

I **Tabell 5** Tabell 5 har vi satt sammen verdier av total aluminium (vannprøver), labilt aluminium (DGT) og salinitet (in situ måling) fra undersøkelsen i 2004. Hensikten med denne sammestillingen er å vise variasjoner i labilt (giftig) aluminium i forhold til salinitet. Det er rimelig godt amsvar mellom konsentrasjoner av labilt aluminium i denne undersøkelsen og påslag av aluminium på fiskegjeller i undersøkelsne fra samme område og tidspunkt i 2001 og 2002 (

Tabell 4).

Resultatene i **Tabell 4** og **Tabell 5** indikerer at gradienten i labilt aluminium og belastning på fisk fra indre til ytre deler av fjordområdet følger salinitetsgradienten i fjordsystemet. Videre viser tabellene lavere salinitet, høyere konsentrasjon av labilt aluminium og en høyere belastning på fisk i Osterfjorden sammenliknet med Sørfjorden.

Målingene på oppdrettsanleggene i ytre del av fjordsystemet (Hamre og Fyllingsnes) viser gjennomgående lave DGT-verdier (dvs. labilt, bioreaktivt) for samtlige metaller. På Skaftå i Sørfjorden ligger verdiene vesentlig høyere enn på de to andre anleggene, særlig i den andre måleperioden. DGT-verdiene i 2004 var noe høyere ved Skaftå enn Fyllingsnes, mens labilt aluminium målt med SCF var markert høyere. Denne forskjellen kan skyldes episodiske forhold eller metodesvakheter (se ovenfor).

Tabell 5. Verdier av total aluminium (Tot. Al) i vannprøver, labilt aluminium fra DGT og salinitet (in situ måling) fra mai 2004 (i.m. = ingen måling).

Stasjon	Tot Al µg/L (Vannprøve)	Labilt Al µg/L (DGT)	Salinitet (ppt)
Straume	42-44	14-17	0,5-0,6
Skaftå	34-41	6-14	3-7
Hamre	i.m.	1-2	5-16
Fyllingsnes	40-46	1-1	12-15
Romarheim	i.m.	13-22	4-10
Gammersvik	36	25	5-11
Eikeviken	i.m.	0-1	13-18

Tidligere undersøkelser på oppdrettsanlegg i fjordsystemet tyder på at vårflomperioden er mindre skadelig enn flommer i forbindelse med mildværsperioder på etterjuls vinteren. Mildværsflommer i vinterhalvåret har medført til dels store skader på laks i oppdrettsanlegg. I slike episoder er det målt 75 µg/L total-aluminium i fjordvannet og gjellealuminium på oppdrettslaks på over 600 µg/g tørrvekt (Bjerknes et al. 2003). Disse episodene finner imidlertid sted på tidspunkt utenom smoltutvandringen, og har derfor ikke betydning for villaksen. Det vil være relevant å benytte DGT-målinger på oppdrettsanlegg vinterstid, særlig i perioden januar-april, da en erfaringsmessig har den største belastningen.

Røyset et al (2004) påviste god sammenheng mellom labilt aluminium målt med DGT og opptak av aluminium i gjeller hos ørret i ferskvann. Resultater av ferskvannundersøkelser kan ikke uten videre overføres til brakkvann. Imidlertid viser resultatene av DGT-målingene i fjordene rundt Osterøy våren 2004 de samme relative forskjellene mellom stasjonene som påvist ved eksponering av fisk. Det er også en klar sammenheng mellom salinitet og påslag av labilt aluminium på DGT. Dette tyder på at DGT-målinger gir god informasjon om aluminiumsgiftighet også i brakkvann. Det er ønskelig å få utført samtidige studier med DGT og fisk i brakkvann for å oppnå en større sikkerhet omkring utsagnskraften i DGT-målingene når det gjelder effekter på fisk.

5. Konklusjon og anbefalinger

5.1 Villfisk

Målinger gjennom flere år har vist kritisk vannkvalitet i indre deler av Osterfjorden under vårflom og smoltutvandring i mai, mens vannkvaliteten i Sørfjorden er bedre. Suksessen til smolt fra Vosso må antas å være avhengig av hvilken av de to fjordarmene som benyttes som utvandringsrute. Hvilke fysiske betingelser som ligger til grunn for et evt. valg av utvandringsrute er ukjent, og bør undersøkes. Forsøk med sleping av smolt gjennom Sørfjorden i 2001 og 2002 viste at smolten klarte seg bra, og at påslaget av aluminium var moderat (Kroglund et al 2004). Det er ikke gjort slepeforsøk i Osterfjorden. Trålfanget villsmolt fra Osterfjorden i 2000 hadde imidlertid høye konsentrasjoner av aluminium (48-655 µg/g) på gjellene (Kroglund et al 2004).

5.2 Fiskeoppdrett

Det har tidligere vært registrert store problemer med episodisk dødelighet av laks i oppdrettsanlegg i ytre del av Osterfjorden og Sørfjorden (Bjerknes et al 2003). Disse episodene ser ut til å gi mest ekstreme utslag i forbindelse med mildværsperioder og flommer på etterjulsvinteren og tidlig på våren (januar-april). Episoder med dødelighet under vårflom har ikke vært vanlig, noe som understøttes av denne undersøkelsen.

Det vil være viktig å få konstatert svingninger i vannkvalitet i områdene med oppdrettsanlegg i vinterhalvåret, særlig i forbindelse med mildværsperioder. Selv om overgangen fra laks til oppdrett av regnbueørret har gjort at skadene er blitt mye mindre enn før, vil også denne arten bli affisert, om enn i mindre grad. Det er mulig at håndtering og transport av fisk i fjordområdet i perioder med ferskvannspåvirkning om vinteren kan være uheldig. Vi vil anbefale en oppfølgende vannkvalitetsovervåking i vinterhalvåret i samarbeid med oppdretterne i området. DGT-teknikken vil egne seg yppelig til slik vannkvalitetsovervåking, både på oppdrettsanlegg og i brønnbåter som trafikkerer området.

5.3 Metodeutvikling

Denne undersøkelsen er et av flere pilotstudier for å se om passive prøvetakere av typen DGT kan erstatte kostbare og arbeidskrivende studier med eksponering av fisk. Det første gang metoden har vært prøvet i brakkvann. Resultatene av DGT-målingene viser godt samsvar med eksponeringsstudier av fisk. Likevel vil det være nødvendig med samtidige studier av fisk og prøvetakere for å få fram reelle tall for samsvaret mellom de to metodene. Resultatene av SCF-fraksjoneringen av vannprøver er mindre entydige, og metoden bør utprøves og utvikles videre med sikte på å kunne gi sikrere svar.

6. Referanser

Bjerknes, V., Golmen, L. G. og Åtland, Å. 1995. Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden. NIVA rapport 3282. 47 s.

Bjerknes, V. og Kroglund, F. 2000. Aluminiumanalyse av gjeller fra vill postsmolt av laks fra fjorder i Sogn og Fjordane våren 1999. Notat NIVA. 7 s.

Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H. C., Rosseland, B. O. and Kroglund, F. 2003. Aluminium in acidic river water causes mortality in farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Norwegian fjords. Mar. Chem. 83 (2003) 169-74.

Goldberg, E. D. 1962. The Ocean as a Chemical System. Chap.1 in Hill, M. N. (Ed.): The Sea. Vol1 (1962).

Kroglund, F., Rosseland, B. O., Teien, H. C., Salbu, B., Hansen, T. and Kroglund, M. Aluminium toxicity in coastal/brackish waters. Manuskript for publisering.

Kroglund, F., Hansen, T., Kristensen, T., Kroglund, M., Rosseland, B. O., Salbu, B. and Teien, H. C. Al toxicity in relationship to salinity in brackish water. Manuskript for publisering.

Kroglund, F., Åtland, Å., Bjerknes, V. og Barlaup, B. T. 2004. Aluminium som trusselfaktor i brakkvann. S. 150-172 i : Vossolaksen – bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. Redaktør Bjørn T. Barlaup. DN-notat under trykking.

Røyset, O., Rosseland, B. O., Kristensen, T., Kroglund, F., Aaberg Garmo, Ø. and Steinnes, E. DGT sampler predicts stress in brown trout (*Salmo trutta* L.) exposed to aluminum in acid fresh waters Submitted to Environmental Science and Technology, in review November 2004.

Åtland, Å., Garmo, Ø., Kroglund, F., Kristensen, T. og Teien, H. C. 2004. Smoltproduksjon i surt, aluminiumsrikt råvann: vannbehandling med silikat og sjøvann. NIVA rapport 4869. 24 s.

Vedlegg A.

Temperatur og saltholdighet på 1,5 m dyp og sprangsjikt-dyp på de forskjellige målestasjonene 6, 14 og 27 mai 2004 (im=ingen måling).

Nr	Stasjon	Plassering	Dato	Temperatur (°C)	Salinitet (promille)	Sprangsjikt (m)
1	Straume	Utløp Bolstadfjorden	6. mai	5,3	0,47	-
			14. mai	6,4	0,62	-
			27. mai	7,6	0,28	-
2	Vaksdal	Sørfjorden	6. mai	8,4	7,7	2
			14. mai	im	im	im
			27. mai	10,0	2,7	2
3	Skaftå	Sørfjorden	6. mai	8,0	6,3	2
			14. mai	8,9	6,7	2
			27. mai	10,0	2,9	2
4	Hamre	Hvor Osterfjord og Sørfjorden møtes	6. mai	9,2	16,2	1
			14. mai	10,6	10,0	2
			27. mai	11,2	5,4	2
5	Fyllingsnes	Osterfjorden, ytterst	6. mai	9,3	15,2	1
			14. mai	11,8	11,8	2,5
			27. mai	10,6	11,7	1
6	Romarheim	Osterfjorden	6. mai	7,5	10,0	2
			14. mai	8,4	3,6	2,5
			27. mai	11,2	3,9	3
7	Gammersvik	Osterfjorden	6. mai	7,6	11,4	2,5
			14. mai	8,8	5,5	3
			27. mai	9,7	4,9	2
8	Eikeviken	Byfjorden utenfor Osterfjord	6. mai	10,9	18,3	2
			14. mai	im	im	im
			27. mai	12,2	13,1	1,5

Vedlegg B.

DGT målinger på alle de 8 stasjonene i løpet av perioden 06.05.-14.05. og 14.05.- 27.05.2004.

Nr	Stasjon	Fra dato	Til dato		Al µg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
1	Straume	06.05.2004	14.05.2004	DGT	17	8,8	5,9
		14.05.2004	27.05.2004	DGT	13,9	6,3	4,1
2	Vaksdal	06.05.2004	27.05.2004	DGT	2,2	<2	2,5
3	Skaftå	06.05.2004	14.05.2004	DGT	6,4	<2	4,1
		14.05.2004	27.05.2004	DGT	14	3,1	3,9
4	Hamre	06.05.2004	14.05.2004	DGT	1,9	<2	9,5
		14.05.2004	27.05.2004	DGT	1,4	<2	2,9
5	Fyllingsnes	06.05.2004	14.05.2004	DGT	0,66	<2	3,8
		14.05.2004	27.05.2004	DGT	1,1	<2	2,6
6	Romarheim	06.05.2004	14.05.2004	DGT	13,0	<2	2
		14.05.2004	27.05.2004	DGT	21,5	1	2,1
7	Gammersvik	14.05.2004	27.05.2004	DGT	25,2	3,2	3
8	Eikeviken	06.05.2004	14.05.2004	DGT	0,95	<2	4,1
		14.05.2004	27.05.2004	DGT	0,37	<2	2,5

Vedlegg C.

Fraksjoner målt med SCF prøvetakerne. (T=totalkonsentrasjon, F= konsentrasjon etter filtrering FIB=konsentrasjon etter filtrering og ionebytting, P=T-F, L=F-FIB, dvs. labilt).

Nr	Stasjon	Prøvetaker	Fraksjon	Al	Al	Al	Fe	Fe	Fe	Mn	Mn	Mn
			Fraksjon	06.05.	14.05.	27.05.	06.05.	14.05.	27.05.	06.05.	14.05.	27.05.
1	Straume	SCF	T	41	43	44	47	62	44	9,8	9,5	5,9
		SCF	F	30	25	30	18	12	16	8,5	6,4	4,7
		SCF	FIB	33	24	29	20	14	13	1,5	0,6	0,5
		SCF	P	11	18	14	29	50	28	1,3	3,1	1,2
		SCF	L	<1	1	1	<1	3	<1	7	5,8	4,2
2	Skafå	SCF	T	35	33	48	37	30	40	7,9	6,6	5,7
		SCF	F	30	26	35	11	3	10	7,3	5,7	4,6
		SCF	FIB	8	10	15	8	4	10	1,6	2,9	1
		SCF	P	5	7	13	26	27	30	0,6	0,9	1,1
		SCF	L	22	16	20	3	<1	0	5,7	2,8	3,6
5	Fyllingsnes	SCF	T	47	32	59	19	16	32	3,2	3,6	3,6
		SCF	F	38	25	48	3	3	3	3	3	2,5
		SCF	FIB	3	5	18	3	3	12	0,7	1	0,9
		SCF	P	9	7	11	16	13	29	0,2	0,6	1,1
		SCF	L	35	20	30	0	0	<1	2,3	2	1,6
7	Gammersvik	SCF	T		36			33			5,9	
		SCF	F		28			5			5	
		SCF	FIB		1			4			1,5	
		SCF	P		8			28			0,9	
		SCF	L		27			1			3,5	

Vedlegg D.

Sammenlikning av SCF målinger og DGT målinger. For SCF er det tatt middel av start og stopp tidspunkt i perioden, mens DGT verdien er integrert middel over samme periode (se forklaring i Tabell 5).

		06.05. - 14.05.2004				14.05.- 27.05.2004			
		Al	Fe	Mn	Al	Fe	Mn	Al	Mn
Straume	SCF	T	42	55	9,7	44	53	7,7	7,7
Straume	SCF	F	28	15	7,5	28	14	5,6	5,6
Straume	SCF	FIB	29	17	1,1	27	14	0,6	0,6
Straume	SCF	P	15	40	2,2	16	39	2,2	2,2
Straume	SCF	L	<1	<1	6,4	1	1	5,0	5,0
Straume	DGT		17	8,8	5,9	13,9	6,3	4,1	4,1
Skaftå	SCF	T	34	34	7,3	41	35	6,2	6,2
Skaftå	SCF	F	28	7	6,5	31	7	5,2	5,2
Skaftå	SCF	FIB	9	6	2,3	13	7	2,0	2,0
Skaftå	SCF	P	6	27	0,8	10	29	1,0	1,0
Skaftå	SCF	L	19	1	4,3	18	<1	3,2	3,2
Skaftå	DGT		6,4	<2	4,1	14	3,1	3,9	3,9
Fyllingsnes	SCF	T	40	18	3,4	46	24	3,6	3,6
Fyllingsnes	SCF	F	32	3	3,0	37	3	2,8	2,8
Fyllingsnes	SCF	FIB	4	3	0,9	12	8	1,0	1,0
Fyllingsnes	SCF	P	8	15	0,4	9	21	0,9	0,9
Fyllingsnes	SCF	L	28	<1	2,2	25	<1	1,8	1,8
Fyllingsnes	DGT		0,66	<2	3,8	1,1	<2	2,6	2,6
Gammersvik	SCF	T	36	33	5,9				
Gammersvik	SCF	F	28	5	5,0				
Gammersvik	SCF	FIB	1	4	1,5				
Gammersvik	SCF	P	8	28	0,9				
Gammersvik	SCF	L	27	1	3,5				