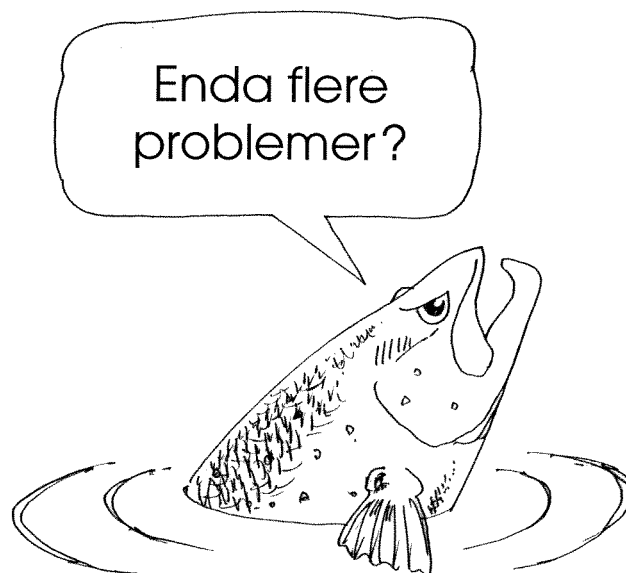


O-93087

# Er laksen truet selv ved svært moderat forsuring?

Eksempler fra Vosso, Hordaland 1993



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93087	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2947	

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b>
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
<b>Er laksen truet selv ved moderat forsurening?</b> Eksempler fra Vosso.	18/9-93	NIVA 1993
Forfatter(e):	Faggruppe:	Geografisk område:
Frode Kroglund Marc Berntssen Åse Åtland Bjørn Olav Rosseland	Sur nedbør	Vosso, Hordaland
	Antall sider:	Opplag:
	38	100

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Direktoratet for naturforvaltning	

Ekstrakt:
Forsøk med eksponering av laksesmolt på et antall stasjoner i Vossovassdraget påviste tildels omfattende vannkvalitetsproblemer. Med unntak av én stasjon (Strandaelva), ble det påvist enten dødelighet, eller tap av klorid fra fiskens blodplasma, ved samtlige stasjoner etter 14 dagers eksponering. Dødelighet og tap av blodplasma klorid varierte mellom stasjonene, men var størst på stasjoner mest påvirket av surt vann (Teigdalselva). I Teigdalselva ble det observert død fisk i elva perioden før forsøksstart.
Testing av laksesmoltens evne til å tolerere sjøvann ved bruk av en 24-timers sjøvannstest (34.5 ‰) viste enda sterkere den negative påvirkningen fra vannkvaliteten. Mens all fisk fra Strandaelva overlevde, var det dødelighet ved alle andre stasjoner.

4 emneord, norske

1. Forsuring
2. Laks
3. Fysiologi
4. Dødelighet

4 emneord, engelske

1. Acid precipitation
2. Atlantic salmon
3. Physiology
4. Mortality

Prosjektleder

For administrasjonen

.....  
Frode Kroglund



ISBN 82-577-2370-3

.....  
Merete Johannessen



Norsk institutt for vannforskning

# Er laksen truet selv ved svært moderat forsuring?

Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993

O-93087

Frode Kroglund\*, Marc Berntssen\*\*, Åse Åtland\*\*\*, Bjørn Olav Rosseland\*\*\*\*

\* NIVA-Sørlandsavdelingen  
\*\* University of Nijmegen,  
The Netherlands  
\*\*\* NIVA-Vestlandsavdelingen  
\*\*\*\* NIVA

# INNHold

---

Forord.....	5
1. Innledning.....	6
2. Metode.....	7
3. Resultat .....	9
3.1. Kjemi .....	9
3.1.1. Vannføring.....	10
3.1.2. Surhet .....	11
3.1.3. Aluminium .....	12
3.1.4. Sjøsalteffekter .....	13
3.2. Smolt; ferskvannsforsøk.....	15
3.2.1. Dødelighet.....	15
3.2.2. Plasmaklorid .....	16
3.2.3. Hematokritt.....	17
3.2.4. Ytre karakterer .....	17
3.2.5. Smoltgrad .....	17
3.3. Smolt; saltvannsforsøk.....	18
3.4. Presmolt; ferskvannsforsøk.....	19
3.4.1. Plasmaklorid .....	19
4. Diskusjon.....	20
5. Konklusjon.....	24
6. Referanser.....	25
Vedlegg 1. Feltnotater .....	27
Vedlegg 2. Kjemi .....	28
Vedlegg 3. Fisk.....	34

# Forord

Undersøkelsene i Vosso er initiert fra Direktoratet for naturforvaltning v/ Steinar Sandøy.

Vannprøvene ble innsamlet av Geir Ove Henden og Tore Henrik Øye ved Voss klekkeri og analysert ved NINA's analyselaboratorium. Ansvarlig ved NINA var Ann Kristin Schartau.

Uten den støtte, hjelp og pass av forsøksfisk vi fikk fra Geir Ove Henden og Tore Henrik Øye ved Voss klekkeri ville gjennomføringen av forsøket vært umulig. Likeledes rettes det en stor takk til Petter Flage, Heine Mestad, og Karl Magne Bolstad som passet stasjonene ved henholdsvis Flagafossen, Teigdalen / Evanger og Bolstad.

Grimstad 18.september 1993

NIVA-Sørlandsavdelingen  
Frode Kroglund

# 1. Innledning

Laksebestanden i Vosso har avtatt de senere år, uten at årsaken er endelig avklart (laksestatistikken, Statistisk Sentralbyrå). Det var derfor aktuelt å undersøke vannkjemien i vassdraget med tanke på forsurening, og vurdere hvorvidt vannkvaliteten i Vosso påvirket smoltifiseringen og sjøvannstoleransen til laks.

Vosso er ikke betraktet som forsuret, men ligger innen landsdeler hvor naturens tålegrense for sur nedbør er overskredet. Det er tidligere registrert pH verdier ned mot 6.2, men dette alene er ikke vurdert som et pH-nivå tilstrekkelig lavt til å skade laks. Blant annet brukes pH 6.2 som mål-pH for kalking av den sure elven; Vikedalselva (Hindar 1989).

Nye undersøkelser viser imidlertid at pH 6.2 ikke nødvendigvis er tilfredsstillende for laksesmolt, hvis det er aluminium ( $\approx 15 \mu\text{g}$  monomert uorganisk aluminium) tilstede i vannet. I Vikedalselva døde smolt eksponert til pH 5.7, mens fisk eksponert til vann surere enn pH 6.3 hadde redusert evne til å saltregulere i sjøvann (Kroglund *et al.* 1993 a,b). Forsøk med avsyring av surt vann i oppdrettsanlegg indikerte at pH må være høyere enn 6.3, dersom tilveksten til yngel ikke skal påvirkes når aluminium er tilstede (Jenssen og Leivestad 1989). Blandsonsone-forsøk i Audna (Rosseland *et al.* 1992, Kroglund *et al.* 1993) viser tilsvarende resultat.

Vosso er det største vassdraget på Vestlandet med et naturlig nedbørfelt på 1489 km<sup>2</sup>. Totalt finnes det 2018 større og mindre vann i vassdraget, med et samlet areal på 76.3 km<sup>2</sup>.

Nederste del av elva, fra utløpet i Bolstadfjorden og opp til Evangervatn kalles Bolstadelva. Den er 3.5 km lang og har en stigning på 11 meter. I øvre del av Evangervatnet kommer Teigdalselva inn fra nord. Nedre del av denne elva er lakseførende. Hovedelva fra Evangervatn og opp til Vangsvatn er den egentlige Vosso. Den er, inkludert Seimsvatnet, ca. 9 km lang med en total stigning på 36 meter. Laksen stoppes like ovenfor Vangsvatnet. Her er det bygd fisketrapp, men denne er ikke fullført. Det er også bygd trapp i Palmafossen, i sideelven fra Raundalen. Totalt har vassdraget en lakseførende strekning på ca. 35 km, hvorav 18 km er elv og resten vann. Årlig fangst av laks og sjøørret i Vosso-vassdraget var på mer enn 4 tonn pr. år frem til 1969. Fra 1969 var årlig fangst redusert til ca. 2 tonn/år, for å bli ytterligere redusert etter 1987 (laksestatistikken, Statistisk Sentralbyrå). Vassdraget er idag fredet, som følge av liten tilbakevandring av laks.

På denne bakgrunn ble det våren 1993 gjennomført feltforsøk med fisk for å teste om vannkvaliteten i Vosso kunne ha en indirekte effekt på fiskebestanden i vassdraget. Vannkjemiske undersøkelser startet to uker før fiske-forsøkene, og pågikk utover forsøksperioden for å gi kunnskap om langtidsvariasjoner.

Laksesmolt ble eksponert til vann fra 6 stasjoner i Vosso-vassdraget i perioden 27. april til 10. mai 1993. Stasjonene med fisk var delvis plassert i hovedløpet (N=4), delvis i sideelver (N=2) for å undersøke eventuelle geografisk forskjeller i vannkvalitet mellom vassdragene.

13 vannkjemiske stasjoner dekket hovedvassdraget med sideløp. Det ble valgt ut sideløp som ble antatt å kunne påvirke vannkvaliteten i hovedløpet.

## 2. Metoder

Vannkjemiske målinger ble startet 13. april 1993. Fiskeforsøket ble startet 27. april. Samtidig ble ytterligere 5 vannkjemistasjoner opprettet i tilknytning til fiskeforsøket (tabell 1). Det presenteres kjemiretultater for vannkjemistasjonene fra 13. april til 1. juni og for fiskestasjonene fra 27.april til 12.mai.

Tabell 1. Oppstartingstidspunkt for vannkjemiske målinger og fiskeforsøk. Stasjonsplassering for fiskekarene er gitt som UTM-kordinater, og vist i figur 1.

Stasjon navn	Stasjon nr.	UTM	Start vannkjemi	Start fiskeforsøk	Ny oppstart fisk**	Oppstart sjøvann	Avslutning sjøvann
Raundalselva	1	648 257	13/4				
Strandaelva	2	597 250	13/4			10/5 14:45	11/5 13:30
Seimsvatnet	3*	485 255	13/4				
Tverrelva	4	470 259	13/4				
Kvilekvål	5	446 266	13/4				
Teigdalselva	6	414 286	13/4				
Utos Evangervatnet	7	361 275	13/4				
Palmafossen	A	616 252	27/4	27/4	4/5	10/5 14:00	11/5 13:45
Flagafossen	B	499 252	27/4	27/4		10/5 16:10	11/5 14:10
Innos Evangervatnet	C	422 273	27/4	27/4		10/5 19:30	11/5 15:00
Utos Mestadvatnet	D	418 307	27/4	27/4	6/5	10/5 17:30	11/5 14:40
Bolstad	E	336 266	27/4	27/4		10/5 18:30	11/5 15:30

\* flyttet til Flagafossen

\*\* fisk døde pga uhell

### VANNKJEMI

Prøver til vannkjemi ble innsamlet av Geir Ove Henden eller Tore Henrik Øye. Prøvene ble analysert ved vannlaboratoriet til NINA, Trondheim. Analyseresultater er presentert som tabeller, figurer og som vedlegg 2.

Temperatur ble målt i felt (vedlegg 2), samt at det ble gjort notater vedrørende vannføring og generelle værforhold.

### FISK

Forsøksfisken ble levert fra Statkraft Reg. Vest, Settefiskanlegget (HV4) i Eidfjord. Fisken ble transportert til Voss i hvite plastkar (200 L vann) under konstant oksygenering. Transporttid frem til utsetting var 2-4 timer, kortest tid for stasjonene nært Voss sentrum, lengst tid ved Bolstad. I alt ble det levert 260 smolt av Eio stammen.

Fisken ble satt ut 27. april. På grunn av flom gikk Palmafoss-stasjonen tapt 1. mai. 5. mai døde all fisk i Teigdalen på grunn av pumpevikt. Det ble skaffet erstatningsfisk til Palmafossen 4. mai. Etter uhellet ved Teigdalen ble det overført 25 fisk fra Palmafossen til Teigdalen (6. mai). Dette medfører at resultatene fra de 6 forsøksstasjonene ikke er direkte sammenlignbare. Det må tas hensyn til ulik eksponeringstid, men også ulik forhistorie og håndtering.

Fisken ble holdt i 90 L svarte murerstamper. Stampene var dekket med pleksiplast-plate og presenning (for å hindre direkte sollys). Stampene har senteravløp. Det var ca 15 cm. mellom vannspeil og pleksiplast-platen. Vanntilførselen var mellom 5-10 L/min, tilstrekkelig for å gi vannstrøm i karene, samt dekke oksygenbehovet. I hvert kar ble det plassert 35 fisk à ca 30 gram.

Ved Palmafossen og Flagafossen ble vann tilført med fritt fall fra elva. Ved Teigdalen, Evanger og Bolstad måtte vann pumpes opp fra elva. Det ble benyttet nedsenkbar dykkpumpe. Det ble benyttet vann under trykk fra Strandaelva i karantenestasjonen (samme vann som benyttes ved klekkeriet). Nøyaktig stasjonsplassering er gitt i tabell 1. Fisken var veterinærundersøkt før transport. Det ble ikke påvist skader eller sykdommstegn.

### **Prøvetaking**

Dødelighet ble notert daglig. Det ble tatt blodprøver av fisken før transport fra settefiskanlegget, og etter 14 dager eksponering (vedlegg 3). Fisken ble drept med et slag i hodet. Lengde og vekt ble målt. Blod fra kaudal-årene ble samlet i hepariniserte tuber og sentrifugert. Blodplasma klorid-nivå (plasmaklorid) ble bestemt med en Radiometer CMT-10 klorid titrator i felt. Hematokritt ble fastsatt direkte etter sentrifugering (Compur M 1100 mikrosentrifuge). Andre gjellebue på fiskens venstre side (sett ovenifra) ble dissekert ut, og lagret på buffret formalin.

### **Stressfarger og fluktrespons**

Fisk som "stresses" av miljøbetingelsene mister evnen til å regulere kroppsfargen. En smolt i ferskvann, som påvirkes av vannkvaliteten, vil endre fargedrakten fra å være ensfarget grønn-svart til å bli spraglete, med tydelige lyse felter mot den grønn-svarte bakgrunnsfargen. Denne responsen på ytre påvirkninger inntreffer relativt raskt, og er et tidlig tegn på mistrivsel. Fisk tydelig stresset vil normalt også miste sin fluktrespons. Dersom fisken "skremmes" med brå bevegelser over karet, skal den normalt reagere med en rask fluktrespons. Stresset fisk vil ha redusert til manglende fluktrespons. Fravær av fluktrespons vil for eksempel redusere fiskens evne til å unngå å bli spist.

### **Smoltifiseringsgrad**

En modifisert smolt-indeks ble benyttet for å fastsette smoltifiseringsgrad (Johnston og Eales 1967). Skalaen er subjektiv, men basert nedenforstående kriterier. Fastsetting av smoltifiseringsgrad er nødvendig for å vurdere hvorvidt fisken bør være sjø-tolerant eller ikke.

1. Fisken har tydelige parrmerker, og det kan ikke skimtes mørkfarging av bryst- og halefinner. Dersom fisken hadde tydelige parrmerker, med samtidig tydelige, men svak mørking av bryst- og halefinner ble smoltstadiet satt til 1.5.
2. Fisken har mistet parrdrakten, og fått "smolt-farger". Bryst og halefinner har fått en tydelig svart rand. Parrmerker kan skimtes dersom lysforholdene er gode. Stadium 2.5 benyttes for fisk hvor man ikke kan skimte parrmerker, samt at skjellene kan føles hvis fisken strykes fremover. Skjelltap vil ikke forekomme ved håndtering.
3. Skjellene er tydelig løse, og skjelltap (1-10 skjell) kan forekomme ved håndtering. Skjelltap sees tydelig på fisken.
4. Skjellene er ekstremt løse. Fisken kan føles "tørr" ved håndtering, eller som å ta på sandpapir, og stort skjelltap kan forventes i kar og ved håndtering.

### **Sjøvannstester**

Sjøvannstestene ble startet 10. mai fra klokken 14:00 til 19:30 (tabell 1). Det ble benyttet kunstig fremstilt kommersielt sjø-salt. Eksponeringen ble avsluttet etter 20 timer. Saliniteten var på 34,2 promille. Temperaturen på sjøvannet var 17 grader ved oppstart, men sank til 5 grader ved avslutningen. Sjøvannet ble avkjølt ved at elvevann sirkulerte på utsiden av karet. Det er gunstigst med lave temperaturer under en slik test.



## 3. Resultat

### 3.1. Kjemi

Det er skilt mellom vannprøvestasjoner for vannkjemisk overvåking (14. april - 1. juni 1993) og vannprøver tatt som dokumentasjon for fiskeforsøket (27. april - 12. mai 1993) (tabell 1). Prøvetakingsstasjoner er skissert i figur 1. Det diskuteres her kun vannkjemi relevant for fiskeforsøket, innsamlet før 15. mai. Som bakgrunnsmaterieell presenteres også kjemireultat frem til 1. juni.

ANC er differansen mellom kationer og anioner ((Kalsium+magnesium+natrium+kalium)-(sulfat+klorid+nitrat) beregnet som ekv/L). ANC beregningene er ikke korrigert med hensyn til sjøsalter, da klorid er inkalkulert i anion budsjettet.

Tabell 2. Gjennomsnittsverdier og standard avvik for pH (beregnet fra H<sup>+</sup>), H<sup>+</sup>, alkalitet (alk), kalsium (Ca), ANC (basekationer minus anioner), total monomerisk aluminium (TM-Al) og uorganisk monomerisk aluminium (UM-Al). Verdier er vist for perioden 14. april - 1. juni, og for perioden med fiskeforsøk (27. april - 12. mai).

Stasjon	pH	H <sup>+</sup>	K-25 µS/cm	Alk µekv/L	Ca mg/L	ANC ekv/L	TM-Al µg/L	UM-Al µg/L
<b>14. april - 1. juni, vannkjemi stasjoner</b>								
Raundalselva	5,7	1,8±0,7	22,8±4,4	8,9±10,9	1,0±0,5	17,9±13,0	18,0±4,6	8,3±3,7
Strandaelva	6,0	1,0±0,4	31,3±5,4	24,6±9,8	1,3±0,4	30,0±8,4	17,3±4,5	5,0±2,1
Flagafossen	6,2	0,7±0,2	34,8±3,0	35,6±11,4	1,7±0,3	38,9±9,5	14,6±3,2	5,6±2,8
Kvilekvål	6,1	0,9±0,3	32,3±5,5	27,5±12,9	1,5±0,4	33,9±10,4	17,0±6,9	8,0±5,2
Ut. Evangervt.	6,0	1,1±0,2	29,7±3,6	20,8±3,9	1,3±0,2	25,1±2,6	18,4±3,1	6,8±2,5
Tverrelva	5,5	3,1±1,3	33,1±13,0	2,8±4,2	1,0±0,6	1,8±8,4	28,2±16,3	17,9±14,6
Teigdalselva	5,8	1,5±0,5	31,0±12,4	11,9±7,8	1,4±0,8	13,4±10,6	23,9±8,2	7,0±5,6
<b>27. april - 12. mai, fiskeforsøk stasjoner</b>								
Palmafossen	6,0	1,0±0,2	27,7±2,4	12,4±2,1	1,2±0,2	16,4±3,3	22,6±4,5	11,4±7,2
Strandaelva	6,1	0,8±0,2	33,4±2,1	26,5±4,1	1,4±0,2	28,5±5,2	19,2±2,5	5,7±1,9
Flagafossen	6,2	0,7±0,2	35,2±1,4	37,0±7,8	1,8±0,1	37,7±8,2	15,3±2,8	5,7±2,4
Inn. Evangervt.	6,2	0,7±0,1	36,1±1,3	35,0±4,3	1,7±0,1	35,6±2,3	16,4±2,4	6,0±2,1
Bolstadelva	6,1	0,8±0,1	34,9±0,5	25,3±5,5	1,5±0,0	26,7±2,5	18,3±1,5	7,3±2,1
Mestad	5,7	1,9±0,4	45,1±5,5	10,4±6,4	1,5±0,2	8,0±5,9	27,6±4,6	12,2±3,4

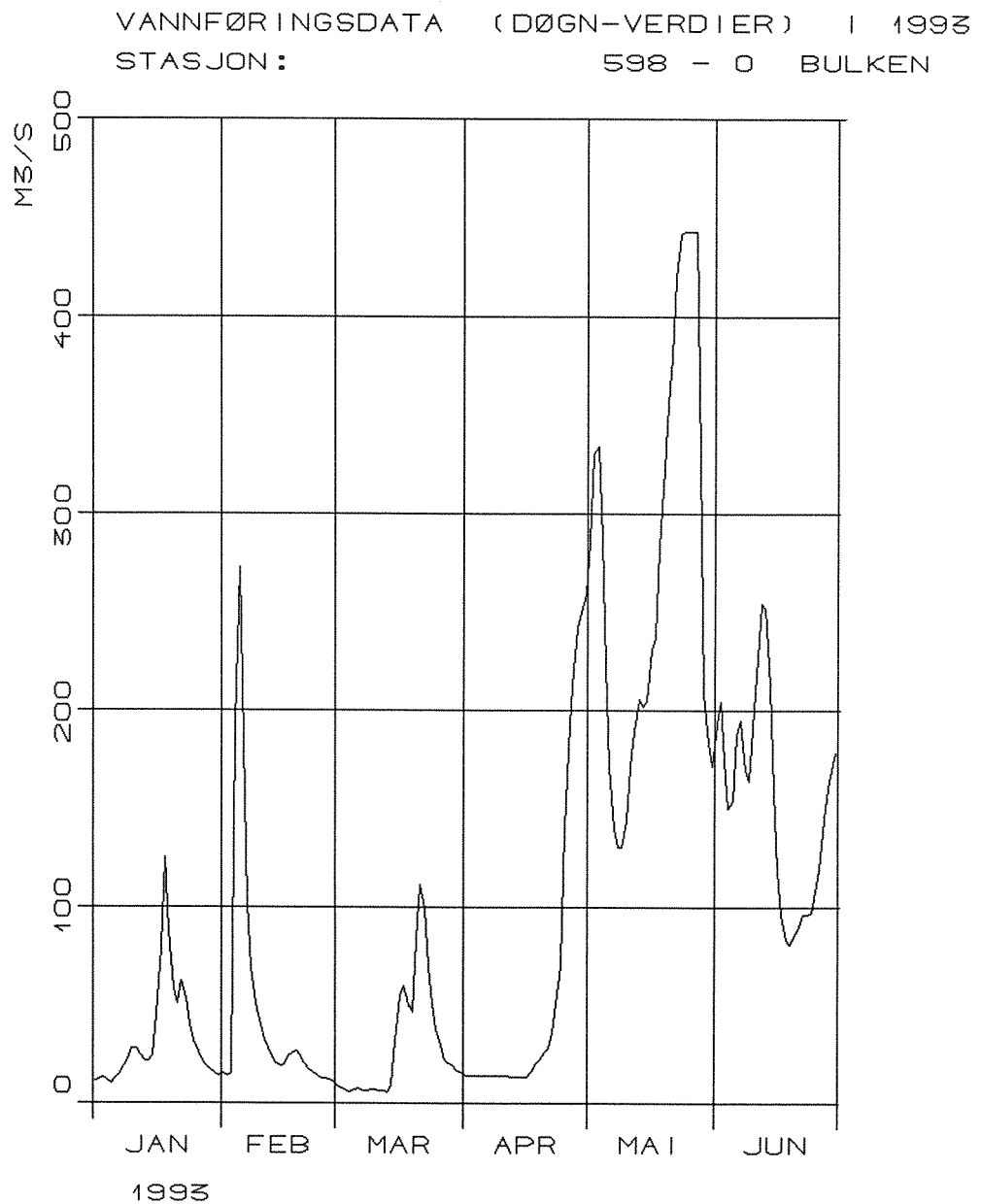


Figur 1. Skisse over Vosso-vassdraget med prøvetakingsstasjoner.

### 3.1.1. Vannføring

Vannføring fra NVE-stasjon 598-0; Bulken, er vist i figur 2. I januar, februar og mars 1993 var det større snøsmeltingsepisoder som resulterte i kraftig økt vannføring. I hvilken grad denne tilførselen av smeltevann (snø-vann) samtidig rensset hele eller deler av snø-pakka for langtransporterte luftforurensninger i nedbørfeltet er ikke undersøkt.

Vårflommen startet ca. 25. april, med maksimal vannføring i perioden 22-27. mai. Det var høy vannføring ut juni måned. Tilførselen av smeltevann til elvene har innvirkning på tolkingen av de vannkjemiske resultatene, da det fortsatt forelå rester av sjøsalt i snøpakka etter sjøsalt episoden i januar 1993.



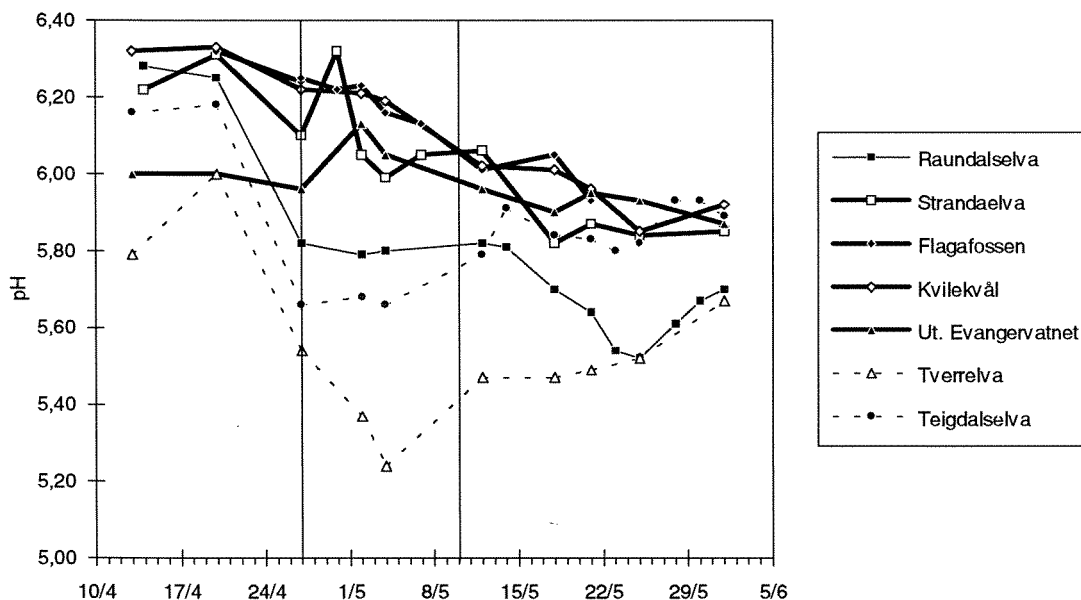
Figur 2. Vannføringsdata for NVE-stasjon 598-0, Bulken (UTM 32351100-6725000), for perioden 1. januar til 30. juni 1993. Vannføringen er oppgitt som m<sup>3</sup>/sekund.

### 3.1.2. Surhet

Det er to hovedtilførsler til Vangsvatnet; Strandaelva og Raundalselva. pH i Raundalselva var i perioden forut for og under fiskeforsøket ned mot pH 5.8, mens pH i Strandaelva i hovedsak var høyere enn pH 6.0 (figur 3). Utløpet av Vangsvatnet (Vosso) hadde høyere pH enn pH i de målte innløpselvene. Dette kan skyldes at Vangsvatnet demper pH-variasjonene i utstrømmende vann i forhold til i innstrømmende vatn, ved at innstrømmende vann blandes i innsjøvann. Dempingen gir forsinket og redusert effekt av sur-støt i vassdraget. Det er allikevel verdt å merke seg pH-fallet i hele vassdraget mellom 4. og 18. mai, som tildels sammenfaller med økning i vannføringen (figur 2). Temperaturprofiler fra Vangsvatnet er nødvendig for å diskutere hydrologiske forhold.

Vosso, nedstrøms Vangsvatnet (stasjonene Flagafossen og Kvilekvål) hadde pH verdier på pH 6.2 i starten av måleperioden, men pH sank til pH 6.0 under fiskeforsøket. Utstrøms Evangervatnet lå pH 0.1-0.3 pH enheter lavere enn pH ut av Vangsvatnet. pH-reduksjonen fra innløp til utløp av Evangervatnet må skyldes tilførsler av surt vann fra Teigdalselva og fra Evanger kraftstasjon. Vannprøver tatt etter 12. mai 1993 viste pH-verdier mellom 5.4 og 5.7 i vann fra kraftverket. Sidevassdragene Tverrelva og Teigdalselva var surere enn hovedvassdraget og viste pH-verdier under pH 5.8.

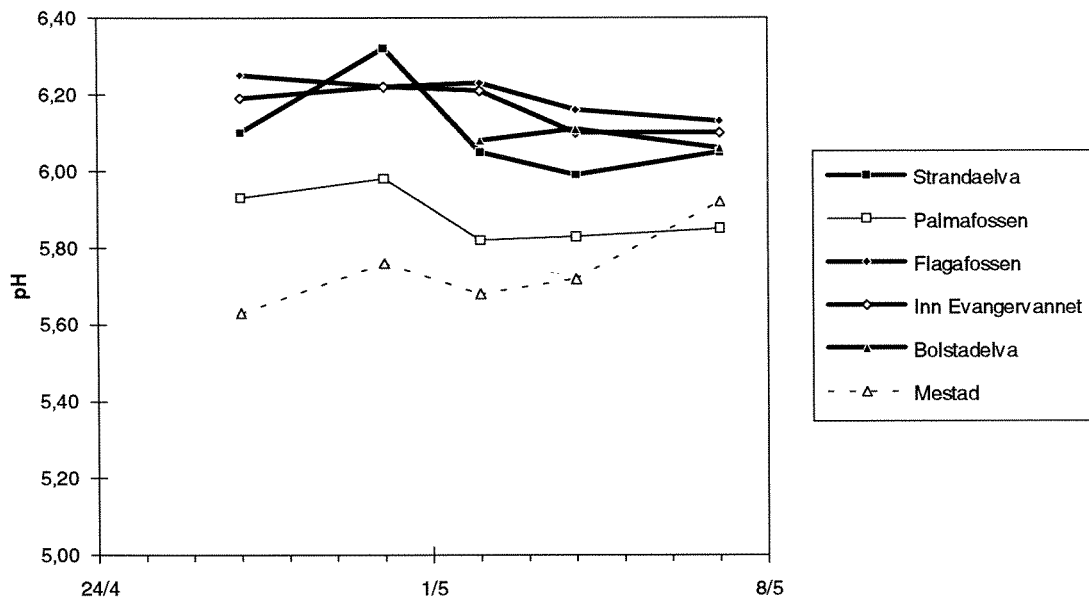
Det var en tydelig reduksjon i både alkalitet, ANC og kalsiumkonsentrasjon fra Flagafossen til utløpet av Evangervatnet. Dette er forårsaket av sure tilførsler fra sidevassdrag. Det ble målt lave pH-verdier og lav alkalitet, ANC og kalsiumkonsentrasjon i Tverrelva, Teigdalselva og i utløpet av kraftstasjonen (tabell 2 og vedlegg).



Figur 3. pH variasjon på stasjoner i Vosso-vassdraget. Stasjoner i hovedvassdraget er markert med tykke linjer, sidevassdrag med stiplede linjer. Fiskeforsøkene ble utført i perioden 27. april til 10. mai.

Det var ikke vesentlige kjemiske forskjeller mellom vannprøver innsamlet for vannkjemisk dokumentasjon, og prøver innsamlet i tilknytning til fiskeforsøket (figur 4) for stasjoner som lå nært. Prøvene er derfor i de fleste tilfeller behandlet under ett. Det er av interesse å merke seg at pH i innløpet til Evangervatnet er markert høyere enn pH i utløpet, forårsaket av sure tilførsler til Evangervatnet fra Teigdalselva og kraftstasjonen.

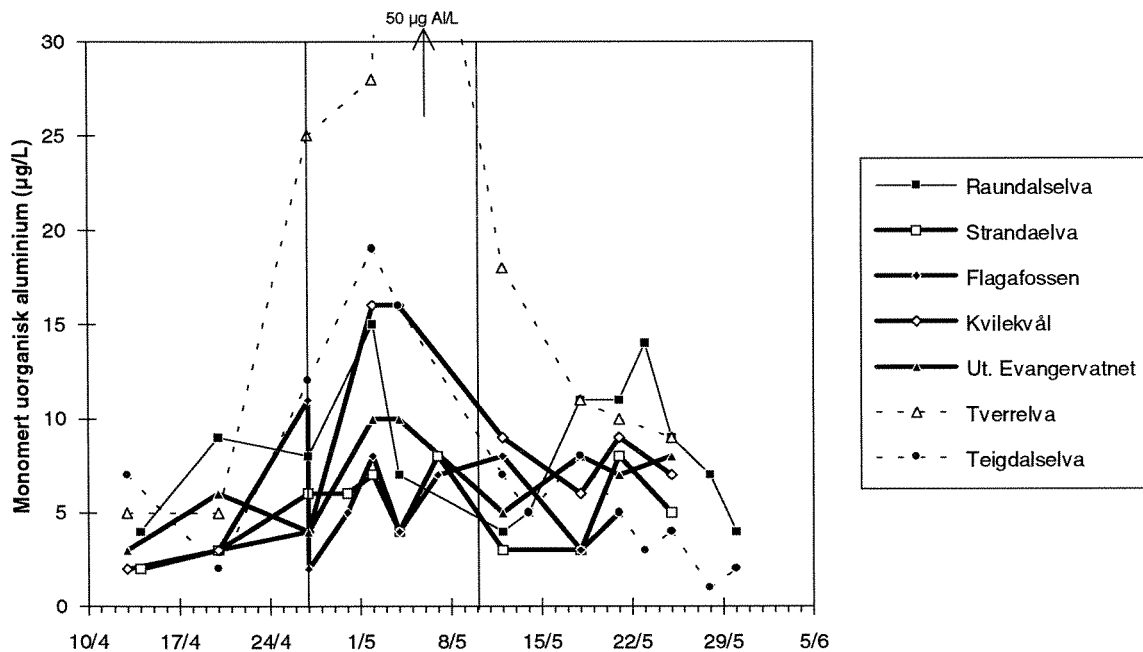
For fiskeforsøket er det verdt å påpeke at både Palmafossen og Teigdalselva hadde lavere pH enn pH målt i hovedvassdraget.



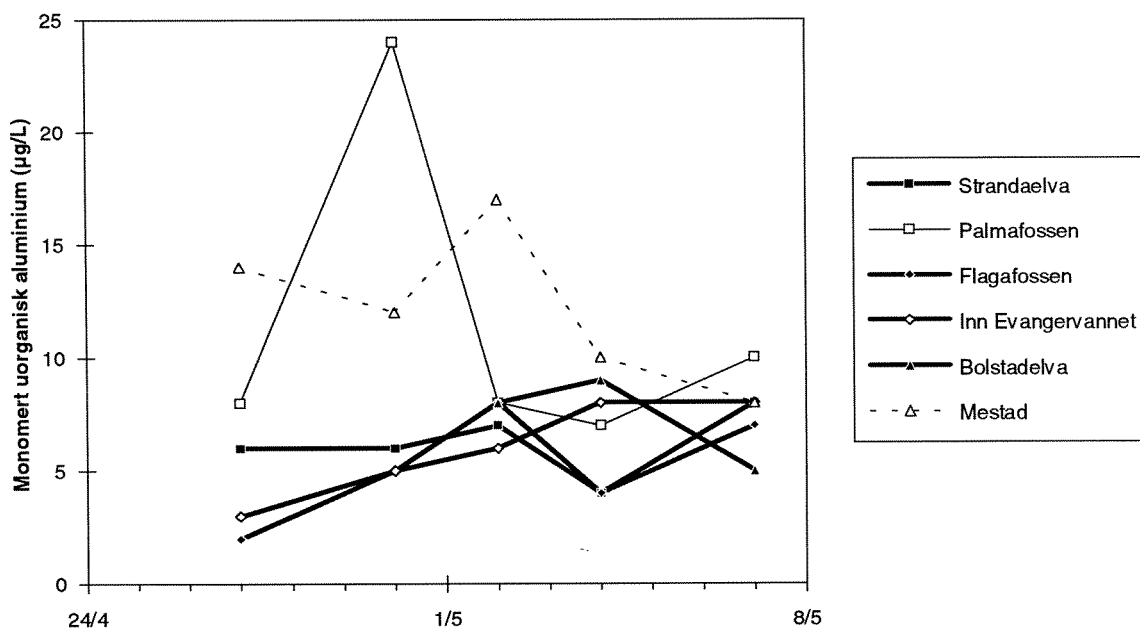
Figur 4. pH variasjon målt på fiskeforsøk-stasjonene.

### 3.1.3. Aluminium

Aluminium foreligger i ulike tilstandsformer i vann. Tilstandsformene er bestemt av pH, samt mengden av organisk innhold i vannet og temperatur. Kun monomert uorganisk aluminium betraktes som giftig for fisk. Konsentrasjonen av total monomerisk- og uorganisk aluminium var lav i hovedvassdraget (henholdsvis 15-20  $\mu\text{g Al/L}$  og 5-10  $\mu\text{g Al/L}$ ). I sidevassdragene var konsentrasjonen noe høyere, men oversteg 20  $\mu\text{g/L}$  kun i Tverrelva og Teigdalselva. Det var tendenser til økte konsentrasjoner midtveis undersøkelsesperioden, med høyest konsentrasjon under fiskeforsøket (figur 5 og 6).



Figur 5. Total konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium på stasjoner i Vosso-vassdraget. Stasjoner i hovedvassdraget er markert med tykke linjer, sidevassdrag med stiplede linjer. Fiskeforsøkene ble utført i perioden 27. april til 10. mai, markert med vertikale strek.



Figur 6. Konsentrasjonen av monomert uorganisk aluminium målt på fiskeforsøk-stasjonene.

Høyeste konsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium ble målt ved utløpet av Mestadvatn (Teigdalen) og Raundalselva (Palmafossen). Begge stasjonene hadde lavere pH enn det som normalt ble målt i vassdraget. Det var klare tendenser til økte aluminiums konsentrasjoner ved Bolstad sammenlignet med de øvrige stasjonene i hovedvassdraget. Dette må skyldes tilførsler av aluminium fra sure sidevassdrag, som for eksempel Tverrelva, Teigdalselva og utløpet fra Evanger kraftstasjon. Tilførslene av aluminium fra sure sidebekker forårsaker blandsoner i hovedvassdraget (Rosseland og Hindar 1991).

### 3.1.4. Sjøsalteffekter

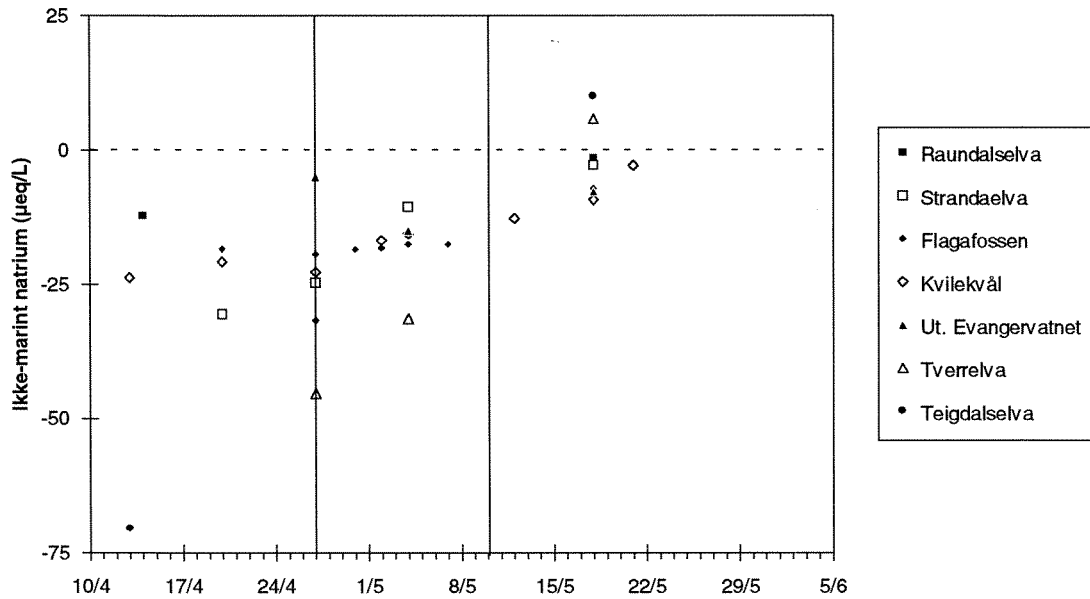
Våren 1993 ble det observert død fisk i en rekke vann og vassdrag i Vest-Agder og i Hordaland. Fiskedøden fant sted etter en periode med uvanlig sterk vind, høy temperatur for årstiden og store nedbørmengder. Nedbøranalyser viser at det ble tilført store mengder sjøsalter til områder med fiskedød (Hindar *et al.* 1993).

Sjøsalt-effekter kan registreres ved at den ikke-marine delen av natrium ( $\text{Na}^*$ ) i avrenningsvann fra et nedbørfelt blir negativ på grunn av ionebytting, eller ved at  $\text{Na}/\text{Cl}$ -forholdet avtar. Underskuddet av  $\text{Na}^*$  øker med økende kloridkonsentrasjon (SFT 1984).

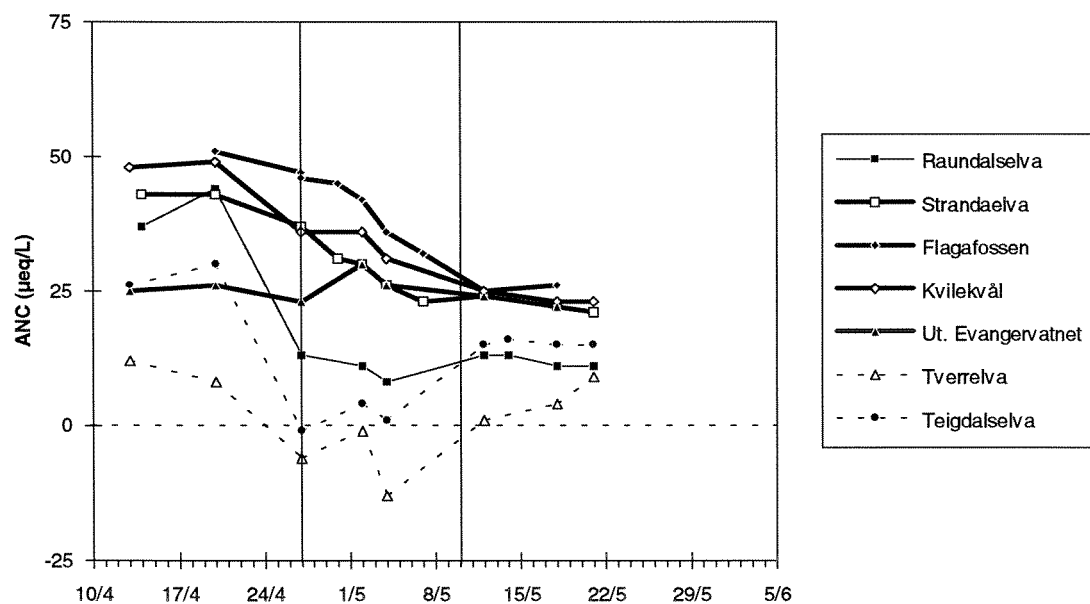
Sjøsalteffekten baserer seg på at det avsettes salter (i hovedsak natrium-klorid, eller koksalt) på bakken, og at natrium og klorid følger forskjellige reaksjonsmønstre gjennom systemet. Saltene holdes tilbake i jordsmonnet ved ionebytting. Klorid fungerer som et mobilt anion og forlater jordsmonnet lett ettersom det ikke reagerer med faste eller løste stoffer eller inngår i det biologiske kretsløp. Tilførte kationer kan byttes ut med andre kationer i jorda, bestemt av mengdeforhold og fordelingskoeffesientene for disse. Hvis det tilsatte kation er  $\text{H}^+$  vil det frigis basekationer (fortrinnsvis kalsium eller magnesium). Hvis derimot et basekation som  $\text{Na}^+$  tilsettes, kan det frigjøres  $\text{H}^+$ -ioner, som reduserer pH i jordvannet og avrenningsvannet. Dette kan føre til at vassdragene får tilført surt-aluminiumsrikt vann, som resultat av episoder med høye sjøsalt konsentrasjoner. Det er vist at dette hovedsaklig inntreffer i vassdrag som allerede har lav pH ( $\text{pH} < 5.0$ ), mens natrium heller kompenseres med basekationer (kalsium og magnesium) i vassdrag med høyere pH (vassdrag hvor tålegrensen ikke er overskredet). Surheten blir

isåfall ikke vesentlig endret (Hindar *et al.* 1993). Dersom tålegrensen til et område er delvis overskredet kan begge reaksjonsmønstrene forekomme.

Konsentrasjonen av ikke-marint natrium var negativ i Vosso-vassdraget (figur 7), og viser at vassdraget var påvirket av en sjøsaltepisode. Underskuddet avtok i løpet av undersøkelsen, samtidig som det ble registrert økt H<sup>+</sup>- og aluminium konsentrasjon samt redusert ANC (syre nøytraliserings kapasitet) (figur 8) i vassdraget. ANC var høyere enn 20 µeq/L i hovedvassdraget, mens det i sideelvene ble målt verdier under 0 µeq/L. ANC > 20 µeq/L definerer kritisk nivå for laks og ørret, hvor fisk skades dersom ANC konsentrasjonen er lavere.



Figur 7. Konsentrasjonen av ikke-marint natrium i Vosso-vassdraget. Fiskeforsøkene ble utført i perioden 27. april til 10. mai, markert med vertikale strek i figuren.



Figur 8. Konsentrasjonen av ANC (syre-nøytraliserings kapasitet) i Vosso-vassdraget. Fiskeforsøkene ble utført i perioden 27. april til 10. mai, markert med vertikale strek i figuren.

pH og aluminiumskonsentrasjonen i Vosso-vassdraget synes ikke bare bestemt av sjøsalt-episoden, men også av forsurening, samt av fortykning med avrenningsvann fra nedbør og snø-smelting. Dette vises delvis i ANC beregningene, hvor ANC ble redusert iløpet av undersøkelsesperioden på tross av at effektene fra sjøsaltepisoden avtok. Delfelt i vassdraget har snøsmelting til ulike tidspunkt, noe som må tas i betraktning ved tolking av dataene. Vannkjemien i Vosso-vassdraget bør undersøkes ytterligere med hensyn til tidsutvikling og variasjoner i vannkvalitet.

### 3.2. Smolt; ferskvannsforsøk

Smolt er vesentlig mer sårbar for surt vann enn presmolt og parr. Ettersom vannkvaliteten påvirker de ulike livsstadiene forskjellig, ble smoltifiseringsgraden (se kap.2 smoltindeks) til hver fisk fastlagt ved forsøksavslutning. Dette gav grunnlag for å skille mellom resultatene for presmolt og smolt. Effekter av vannkvalitet på presmolt er kommentert i avsnitt 3.4.

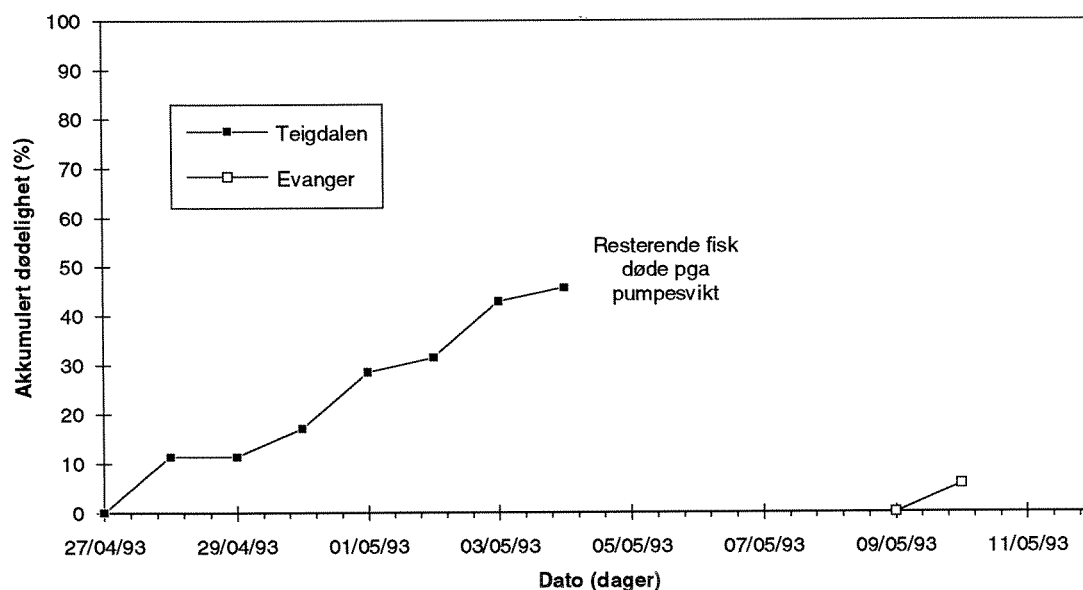
Det er foruten dødelighet, analysert på kloridkonsentrasjonen i blodplasma (blodplasma klorid konsentrasjon) og blodprosent (hematokritt, prosentvolum av røde blodlegmer). Det ble gjort merknader i felt vedrørende stressfarging og fluktrespons hos fisken (se metodekapittelet).

**Blodplasma-klorid** konsentrasjonen hos presmolt og smolt ligger normalt omkring 130-135 mmol Cl/L. Dersom fisk påvirkes negativt, som i dette tilfelle av vannkvaliteten, vil fisk både tape salter fra blodet (gjennom gjeller og nyrer), og ha redusert evne til å erstatte de tapte saltene (aktivt opptak gjennom gjellene). Skader på fisken resulterer i at saltkonsentrasjonen i blodet avtar.

**Blodprosent** (hematokritt) verdiene ligger normalt rundt 40%. Fisk skadet på grunn av surt vann har vanligvis en økning i blodprosent, grunnet redusert blodvolum på grunn redusert saltkonsentrasjon i blodet.

#### 3.2.1. Dødelighet

Forut for pumpevikten, døde 40% av fisken i løpet av 7 dager eksponering i Teigdalen (figur 9). Dødeligheten var ikke akutt, og spredte seg over relativt lang periode. Ingen av fiskene satt ut 6. mai døde. Det ble påvist en liten (8 %) dødelighet etter 300 timer eksponering ved Evanger (figur 9). Det ble ikke registrert død fisk ved noen andre stasjoner.

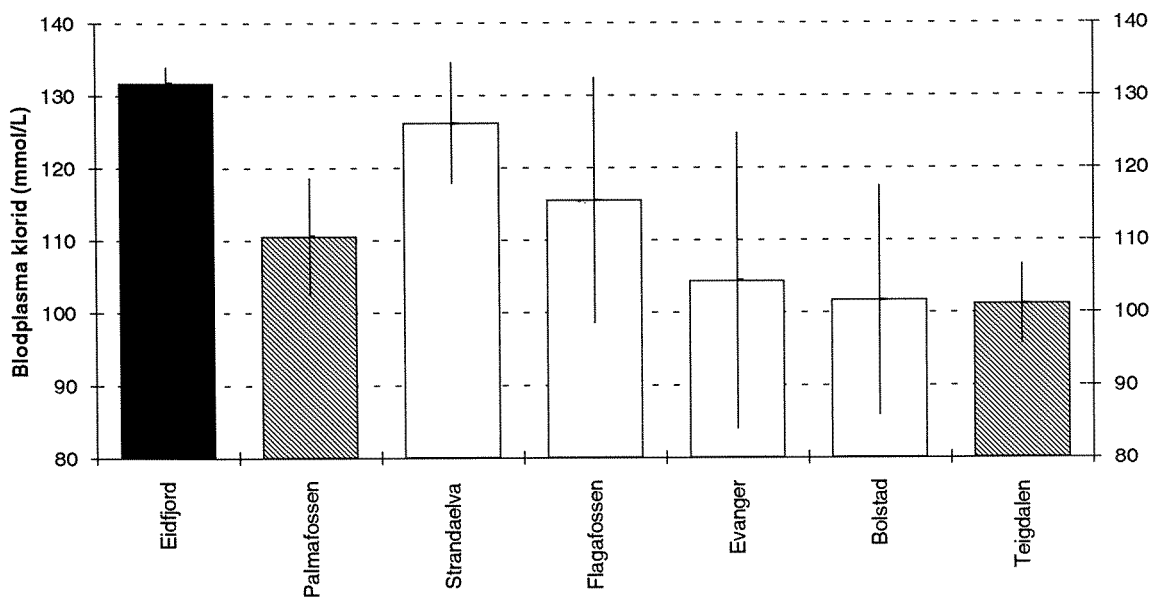


Figur 9. Dødelighet i prosent ved Teigdalen og Evanger. Det ble ikke registrert dødelighet ved de andre stasjonene i Vosso-vassdraget.

### 3.2.2. Plasmaklorid

Plasmaklorid konsentrasjonen blir redusert hos fisk som påvirkes av ytre stressfaktorer. Dette innvirker på ionereguleringen. Samtidig vil et stort standardavvik av f. eks plasmaklorid være en god indikator på fysiologisk stress på grunn av surt vann (Muniz *et al.* 1978). Ikke alle individer ved en stasjon påvirkes like raskt av for eksempel dårlig vann, og har dermed ikke like raskt tap av blodsalter som de mest følsomme individene har.

Plasmaklorid-verdiene hos fisk i Strandaelva var noe lavere, men ikke signifikant forskjellig fra verdiene registrert ved settefiskanlegget i Eidfjord 14 dager tidligere (tabell 3). Nivået var likevel høyere og signifikant forskjellig fra kloridverdier målt ved Evanger og Bolstad. Flagafossen hadde klorid-nivåer mellom Strandaelva og Evanger (figur 10). Klorid-nivået var lavt hos fisk fra Palmafossen og fra Teigdalen, til tross for den korte eksponeringstiden. Det er grunn til å forvente at kloridnivåene både ved Teigdalen og Palmafossen ville ha resultert i dødelighet dersom eksponeringstiden hadde vært som i de øvrige stasjonene. Fisk med plasmaklorid konsentrasjon vesentlig under 90 mmol/L har normalt et salttap som er for stort til at fisken ville kunne overleve, selv om vannkvaliteten ble forbedret.



Figur 10. Plasmaklorid hos smolt holdt i ferskvann i Vosso-vassdraget. Sort søyle representerer bakgrunnsverdi fra settefiskanlegget i Eidfjord, mens skraverte søyler representerer stasjoner med kortere eksponeringstid på grunn av uhell.

Tabell 3. Plasmaklorid (gjennomsnittsverdier og standard avvik) hos smolt i Vosso-vassdraget. P-verdier (ANOVA) for kombinasjoner av stasjoner er presentert. Fisk fra stasjons-kombinasjoner med p-nivå lavere  $\leq 0.1$  er markert, og har sannsynligvis plasmaklorid-verdier som er forskjellig fra den ved de andre stasjonene.

	Plasma klorid $\bar{X} \pm SD$	Bolstad	Eidfjord	Evanger	Flagafossen	Strandaelva	Palmafossen	Teigdalen
Bolstad	102±16	1,000						
Eidfjord	132±2	<b>0,006</b>	1,000					
Evanger	104±21	1,000	<b>0,012</b>	1,000				
Flagafossen	116±17	0,547	0,403	0,738	1,000			
Strandaelva	126±8	<b>0,058</b>	0,994	<b>0,103</b>	0,850	1,000		
Palmafossen	111±8	0,920	0,174	0,984	0,997	0,553	1,000	
Teigdalen	101±6	1,000	<b>0,012</b>	1,000	0,602	<b>0,085</b>	0,927	1,000

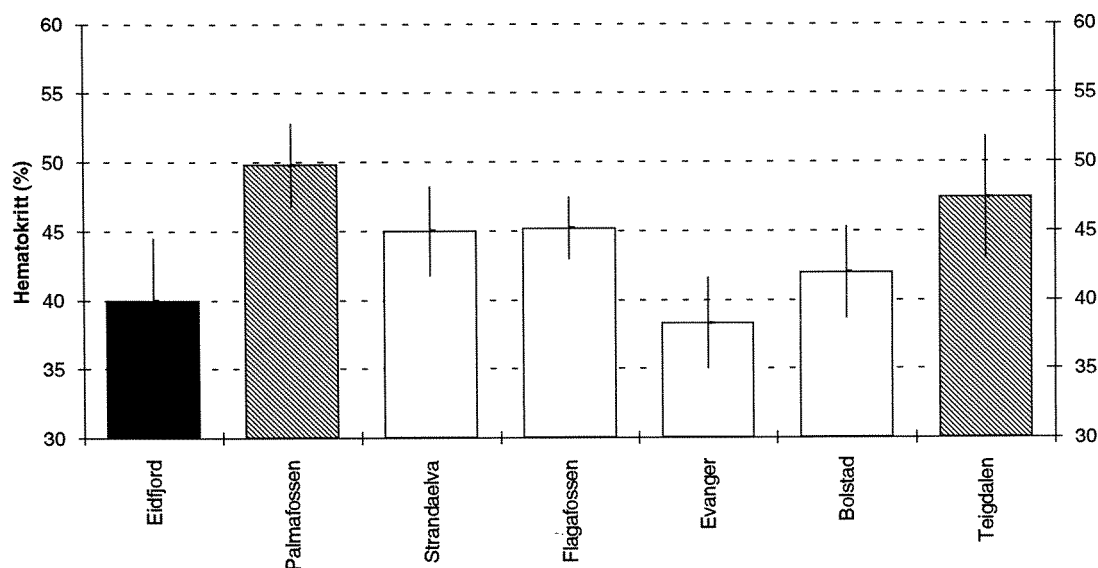


Standard-avviket (SD) til gjennomsnittsverdiene var stort ved de fleste stasjonene. Et stort SD gjør at det ikke var signifikante forskjeller mellom flere av stasjonene, på tross av store forskjeller i gjennomsnittsverdier. Forskjellene mellom stasjonene kan være større enn beregnet. Stasjoner som var signifikant forskjellig, har derfor med stor grad av sikkerhet, påvirket fisken forskjellig.

Betydningen av stor spredning i plasmaklorid konsentrasjon mellom de enkelte individ, illustreres for eksempel gjennom dødelighetsutviklingen i Teigdalen (figur 6), hvor den første fisken døde allerede innen 24 timer, mens det kun var 40% død fisk (N=35) etter 7 dager. Det er derfor å forvente at man skal få stor spredningen i materialet når fisk eksponeres til sub-letale (ikke dødelige) konsentrasjoner av forurett vann.

### 3.2.3. Hematokritt

Blodprosenten varierte mellom stasjonene (38-50%), med høye verdier ved Palmafossen og Teigdalen, og lave verdier ved Evanger (figur 11). Høye verdier er normalt for fisk i et miljø hvor de taper blod-salter (aluminium indikator). Lave verdier som målt ved Evanger, kan skyldes flere faktorer, men kan ikke diskuteres før det foreligger ytterligere resultat fra blant annet blodutstryk.



Figur 11. Hematokritt-verdier hos smolt holdt i ferskvann i Vosso-vassdraget. Sort søyle representerer bakgrunnsverdi fra settefiskanlegget i Eidfjord, mens skraverte søyler representerer stasjoner med kortere eksponeringstid på grunn av uhell.

### 3.2.4. Ytre karakterer

50-100% av fisken hadde tydelige stress-farger, med unntak av fisken fra Strandaelva. Fluktresponsen til fisken var redusert på de fleste stasjonene, med unntak av Strandaelva og Flagafossen. De registrerte endringene skyldes stress som følge av mistrivsel. Stress-nivået var således lavt ved Strandaelva og tildels lavt ved Flagafossen.

### 3.2.5. Smoltgrad

Ved forsøksstart hadde fisken smoltgrad 1.5. Erstatningsfisk hentet 4. mai var noe mer smoltfisert enn fisk fra det opprinnelige partiet. Ved forsøksavslutning hadde fisken smoltgrad 2.5, og var tydelig smoltfisert. Det var ingen vesentlig forskjell i smoltfisering mellom stasjonene (vedlegg 1). Fisk som ikke hadde nådd smoltgrad større enn 2 betraktes som presmolt og omtales for seg selv.

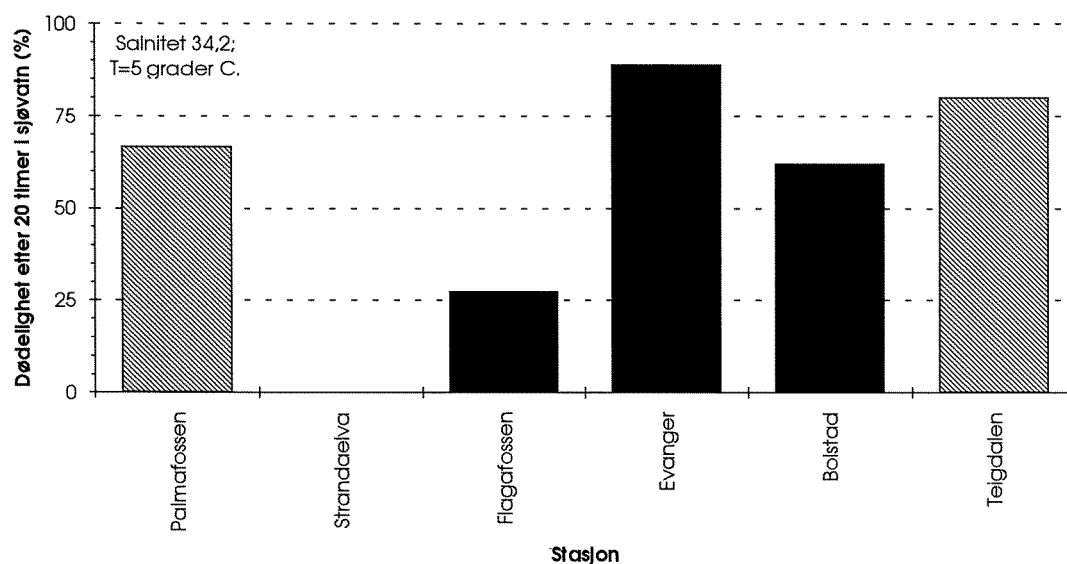
### 3.3. Smolt; saltvannsforsøk

Sjøvannstesten er en stress-test, som gir et mål på fiskens evne til å saltregulere i saltvann. Smolt er tilpasset et liv i saltvann, og vil i løpet av få timer etter utvandring fra ferskvann ha vandret inn i rent saltvann. De første 24 timene i saltvann er allikevel fysiologisk sett vanskelig for fisken på grunn av endringene i saltbalansen.

Skader forårsaket av blant annet surt vann, vil redusere aktiviteten til enzymet Na-K-ATPase i gjellene (Staurnes *et al.* 1989). Høy aktivitet på enzymet Na-K-ATPase er nødvendig for å klare påkjenningen ved overgang fra vann med lavt saltinnhold (ferskvann) til vann med høyt saltinnhold (sjøvann). Ved vandring fra ferskvann til saltvann må fisken være istand til å endre salt-reguleringsmekanismene fra det å ta vare på salter, til det å kvitte seg med salter. Dersom fisken mangler evnen til å sjøvannsregulere vil den få sterk økning av saltinnholdet i blod, og i "beste" fall dør. Hvis smolten ikke dør i sjøvann som følge av skadene påført fisken i ferskvann, vil fisken kunne dehydrere (tørke ut), vokse dårlig, være utsatt for parasitter (skadet smolt vil oppsøke det noe brakkere vannet nært land, og lett eksponeres for parasitter, f.eks. lakselus) og sykdommer (på grunn av redusert immunforsvar). Skadet smolt har generell dårlig evne til å unngå rovdyr (reduisert fluktrespons). Rovdyr farlig for smolt vil være torsk og sei, samt måker. På grunn av redusert immunforsvar hos en skadet smolt, kan denne være ekstra mottakelig for sykdommer. Det er vurdert som bedre at fisken dør, enn at den vandrer langs kysten som potensiell smittebærer.

Det ble gjennomført 20 timers sjøvannstest med fisk som overlevde i ferskvann. Fisken ble holdt i 34.2 promille sjøvann og 5°C. Vannet ble luftet med luftepumper. Det ble kun registrert dødelighet (figur 12).

Det ble ikke registrert død fisk fra Strandaelva etter 20 timer. Ved Flagafossen var dødeligheten moderat (26%), sammenlignet med de resterende stasjonene (>60%). Både fisk fra Palmafossen og Teigdalen hadde kortere eksponeringstid i sine respektive vannkvaliteter enn fisk fra de resterende stasjonene, slik at dødeligheten sannsynligvis er underestimert. Det var samsvar mellom lavt plasmaklorid-nivå målt etter eksponering i ferskvann, og høy dødelighet i sjøvannstesten.



Paar og presmolt er ekskludert fra materialet

Figur 12. Dødelighet ved sjøvannseksponering til 34.2 ‰. Stasjonene Palmafossen og Teigdalen (skarverte søyler) hadde kortere eksponeringstid i ferskvann enn de øvrige stasjonene. Dødeligheten kan derfor være underestimert sammenliknet med de andre stasjonene.

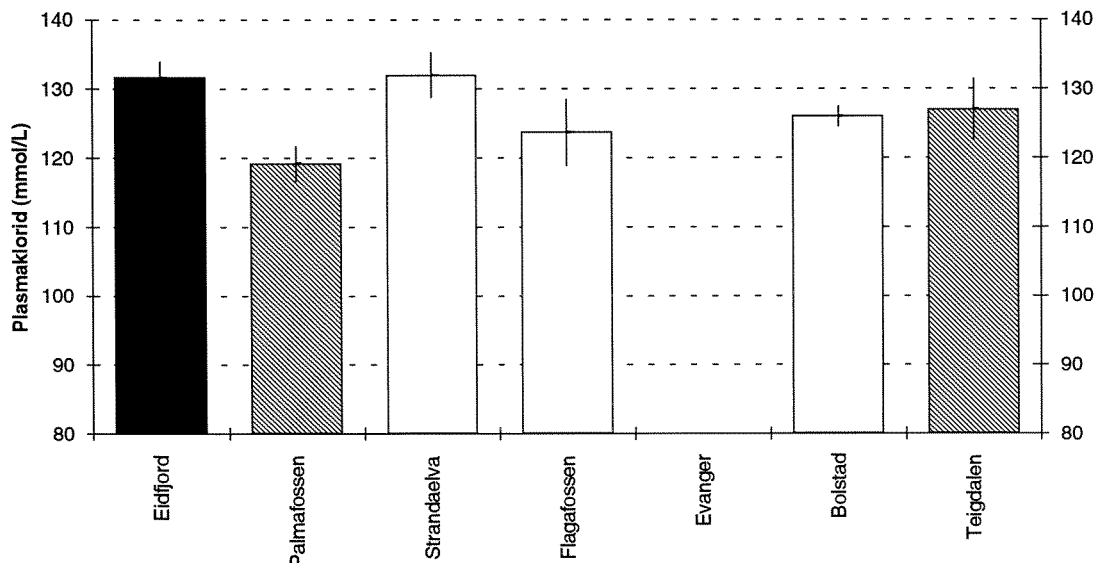
### 3.4. Presmolt; ferskvannsforsøk

Det ble ikke registrert dødelighet hos presmolt, eksponert til de samme stasjonene som smolten.

#### 3.4.1. Plasmaklorid

Parr, presmolt og smolt har like plasmaklorid-verdier under tilsvarende "gode" forhold. Smolt er vesentlig mindre tolerant enn parr og presmolt med hensyn til forsuring (Rosseland og Skogheim 1982, 1984), og vil ha raskere salttap i surt vann. Det kan derfor forventes forskjeller i respons ved ytre påvirkninger av smolt og presmolt

Plasmaklorid-verdiene hos presmolt i Strandaelva var lik verdiene registrert ved Eidfjord 14 dager tidligere (figur 13). Klorid-verdiene målt ved Strandaelva var noe høyere enn klorid-verdiene målt ved Palmafossen, Flagafossen, Bolstadelva og Teigdalen (tabell 4). Det ble ikke registrert kloridverdier under 115 mmol Cl/L. Kloridtapet ved Palmafossen var stort tatt i betraktning av den korte eksponeringstiden. Sammenlignet med kloridverdier målt på smolt (figur 6), hadde presmolten et vesentlig høyere kloridnivå, både ved Bolstad og ved Teigdalen. Ved Evanger ble det ikke tatt prøver av presmolt. Antall undersøkte individer var lavt ved Teigdalen (N=3) og Bolstad (N=4), men er allikevel inkludert i figuren.



Figur 13. Plasmaklorid-verdier hos presmolt holdt i ferskvann i Vosso-vassdraget. Sort søyle representerer bakgrunnsverdi fra settefiskanlegget i Eidfjord, mens skraverete søyler representerer stasjoner med kortere eksponeringstid på grunn av uhell.

Tabell 4. Plasmaklorid-verdier (gjennomsnittsverdier og standard avvik) hos presmolt i Vosso-vassdraget. P-verdier (ANOVA) for kombinasjoner av stasjoner er presentert. Stasjon kombinasjoner med p-nivå lavere enn 0.1 er markert i svart, og har sannsynligvis ulike plasmaklorid konsentrasjoner Det er ikke inkludert stasjoner med N<4.

	Plasma Cl X ± SD	Eidfjord	Flagafossen	Strandaelva	Palmafossen
Eidfjord	132±2	1,000			
Flagafossen	124±5	0,418	1,000		
Strandaelva	132±3	1,000	0,371	1,000	
Palmafossen	119±2	<b>0,052</b>	0,907	<b>0,043</b>	1,000

## 4. Diskusjon

### Vannkjemi

pH var lav i enkelte sidevassdrag til Vosso i april og mai 1993 (Teigdalen;  $\text{pH}_{\min} = 5.6$ , og Tverrelva;  $\text{pH}_{\min} = 5.3$ ). I hovedelva ble det registrert pH-verdier i underkant av pH 6.0 i løpet av forsøksperioden, mens normalverdier var mellom pH 6.0-6.2. pH var lavere ved Evanger enn ved Flagafossen. pH i de nedre delene av hovedløpet synes bestemt av tilførsler fra sure sidevassdrag, blant annet Tverrelva, Teigdalselva og kraftstasjonen ved Evanger. pH-verdiene ( $\text{H}^+$  konsentrasjonen) målt i hoved-vassdraget er isolert sett, ikke skadelige for laksebestanden. pH i sidevassdragene kan være skadelig.

Saltinnholdet i elva er moderat lavt (30-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), og indikerer en ionefattig vannkvalitet. Kalsiumkonsentrasjonen var mellom 1.0 og 1.7 mg Ca/L, med høyeste verdier ved utløpet av Vangsvatnet (Flagafossen) og lavest i de sureste sidevassdragene. Konsentrasjonen avtok fra Flagafossen til utløpet av Evangervatnet, sannsynligvis som følge av fortykning med kalsiumfattige vann fra sidevassdrag.

Aluminiumskonsentrasjonen var lav, med normalverdier mellom 15-20  $\mu\text{g}$  total monomert aluminium og 5-10  $\mu\text{g}$  uorganisk monomert aluminium. Aluminiumskonsentrasjonen i sidebakkene var noe høyere enn det som ble målt i hovedvassdraget. Det var tendenser til økte aluminiumsverdier fra Flagafossen til Bolstad, sannsynligvis som følge av tilførsler fra sure sidevassdrag. Det er tidligere vist i forsøk fra Vikedalselva at 15  $\mu\text{g}$  uorganisk monomert aluminium er tilstrekkelig til å skade Na-K-ATPase systemet hos smolt med påfølgende reduksjon i sjøvannstoleranse (Kroglund og Staurnes 1993a). Konsentrasjonen av uorganisk aluminium i Vosso var noe lavere enn konsentrasjonene som skadet smolt i Vikedalselva, samtidig som pH var lavere i Vosso enn i Vikedal.

Vannkvaliteten i Vossovassdraget avspeilet sjøsalt-episoden i januar 1993. Det ble påvist negative konsentrasjoner av ikke-marint natrium fra midten av april. Effekten av sjøsalt-episoden syntes å avta i løpet av mai, samtidig som det ble påvist økning i  $\text{H}^+$  (redusert pH), økning i monomert uorganisk aluminium og reduksjon i ANC. Lav pH og ANC på slutten av perioden, samtidig som effektene av sjøsalt-episoden avtok, indikerer at denne ikke alene kan forklare forsureningen av vassdraget. De målte pH- og aluminiumsverdiene viser at tålegrensen for sur nedbør er overskredet i deler av vassdraget.

Sure sidebækker kan gi "blandsoner" når surt, aluminiumsrikt vann blandes med vann av god kvalitet. Blandsoner kan medføre at vannkvaliteten under blanding blir giftig for fisk, og i enkelte tilfeller mer skadelig enn det sure vannet opprinnelig var (Rosseland *et al.* 1992, Kroglund *et al.* 1992b, 1993c), til tross for at vannkvaliteten synes god. Det er vist at aluminium i vannet fra den sure tilførselskilden endrer egenskaper etter pH-heving (på grunn av endret molekyl størrelse på Al-forbindelsene (*Al-speciering*), sammen med endring fra små Al-forbindelser til langkjedede forbindelser (*Al-polymerisering*)). Endringene i aluminiums-tilstanden er i seg selv tilstrekkelige til å påføre fisken skade (Rosseland *et al.* 1992, Denton og Oughton 1993). Giftigheten avtar med tid, og er fullstendig eliminert i løpet av 10-15 minutter ved høy vanntemperatur (Kroglund *et al.* 1993). Ved lav vanntemperatur (4-5 °C som målt i Vosso) kan effektene av "blandsoner" vare i størrelsesorden timer (Kroglund *et al.* 1993). Det er grunnlag for å vurdere tilstedeværelse av blandsoner i Vosso, og da spesielt elvestrekningen nedstrøms Vangsvatnet. Vangsvatnet vil dempe effektene av surt vann (effektene av blandsoner) fra Raundalselva.

Vannkvaliteten i Vosso vil normalt, vurdert på bakgrunn av laksens tålegrense, ikke bli vurdert som skadelig (dødelig) for fisk. Resultat fra tilsvarende forsøk (Kroglund og Staurnes 1992, 1993) gir allikevel grunn til å forvente sub-letale (ikke-dødelige) skader på lakse-smolten i Vosso. Skadene vil ikke registreres som dødelighet i ferskvann, men vil redusere smoltens evne til å overleve i sjøvann. Redusert overlevelse i sjøvann vil først registreres i fangststatistikken.

## Fisk

Det ble valgt å benytte oppdrettsfisk (Eio stammen) i dette forsøket. Det foreligger ikke indikasjoner på stammeforskjeller vedrørende toleranse til surt vann hos laks (Rosseland *et al.* unpubl.) i motsetning til hos aure (Kroglund *et al.* 1992a). Bruk av lokal Vosso-laks hadde vært ønskelig, men dette var vanskelig gjennomførbart i praksis. Det ville både ha vært vanskelig å innsamle nødvendig antall smolt, og el-fiske ville gitt en betydelig håndterings-stress for fisken. Det er ikke ønskelig med ytre stress-faktorer i forsøk som dette.

260 laksesmolt (35 fisk pr. kar) ble holdt i ferskvann fra 27. april og frem til 10. mai. På grunn av driftsuhell ved to stasjoner (Palmafossen og Teigdalen), hadde fiskene ved disse stasjonene kortere eksponeringstid ved forsøksslutt. Med unntak av fisk holdt i Strandaelva, ble det registrert betydelige skader på smolten ved samtlige stasjoner.

I Teigdalselva døde 40% av smolten i løpet av 7 dager. Det ble samtidig registrert både død lakse- og auresmolt i selve elva (G. Raddum pers. medd.). Auresmolt har en høyere toleranse for surt vann enn laksesmolt, noe som indikerer at vannet var svært giftig. Ved Evanger ble det registrert en liten dødelighet mot slutten av eksponeringsperioden. plasmaklorid-verdiene ved Strandaelva, var høye og normale sammenlignet med de øvrige stasjonene. Variasjonen i kloridkonsentrasjonen var tildels stor på samtlige stasjoner. Fisken var tydelig stresset, og på flere av stasjonene manglet fisken evne til å regulere kropps-fargen, og hadde mangelfull fluktnespons. Variasjonen i respons innen en stasjon tyder på sub-letalt (ikke dødelig) stress, hvor enkelte individer var sterkere påvirket enn det gjennomsnittet for gruppen antydte. Stor spredning i stress-nivå er normalt under sub-optimale betingelser, og gjør statistiske sammenligninger vanskelige. Med nåværende vannkvalitet er det liten grunn til å forvente fiskedød i ferskvannsfasen i Vosso, men vannkvaliteten tillater sannsynligvis ikke normal fysiologisk og økologisk smoltifisering. Økologisk smoltifisering innebærer at fisken ikke bare er fysiologisk tilpasset et liv i sjøvann, men at den også vandrer ut til riktig tid. Utvandring på feil tidspunkt kan innebære at kyststrøm og temperaturregimer er ugunstige, og at smolten derfor kan oppleve næringsmangel (Heggberget *et al.* 1992).

Overlevende fisk fra alle stasjoner ble etter 14 dager overført til saltvannseksponering (34 ‰) (Clark og Blackburn 1977) for å avdekke eventuelle sub-letale skader på fisken; skader ikke nødvendigvis påvisbare med enkle metoder i ferskvannsfasen. Kun fisk fra Strandaelva hadde 100% overlevelse i sjøvann. Dødeligheten var moderat hos fisk fra Flaga-fossen (20%), og høy på de øvrige stasjonene (>60%). Både ferskvannresultatene og sjøvannstestene antyder gode forhold for laks i Strandaelva, mens vannkvaliteten ved de øvrige stasjonene gav varierende grad av skader på fisken.

Dødelighetsutviklingen og kloridtapet var raskest i vann med høyest aluminium og H<sup>+</sup> konsentrasjon (Teigdalen og Palmafossen). På stasjoner hvor pH var høyere enn 6.1, ble det ikke registrert dødelighet i løpet av de 320 timene fisken ble holdt i ferskvann. Resultatet tyder på at selv de lave konsentrasjonene av aluminium var avgjørende for dødelighet hos smolten, både i ferskvann (Teigdalselva og Evanger) og i de påfølgende sjøvannstestene (resterende stasjonene). Lave pH-verdier og tildels høy konsentrasjon av aluminium i avrenningsvannet fra flere av sidevassdragene antyder forsuring av vassdraget. 100% overlevelse av fisk fra Strandaelva, viser at denne stasjonen har bedre vannkvalitet enn det som er normalt for vassdraget.

Det er alminnelig kjent at anadrom fisk er svært sårbar med hensyn til forsuring, og at laks er mer sårbar enn sjørret (Rosseland og Skogheim 1986). Smoltstadiet er det minst tolerante stadiet. Moderat surt vann er ikke i seg selv skadelig for fisk, under forutsetning av at aluminium ikke er tilstede. Betydningen av aluminium som toksisk ion er i samsvar med resultater fra andre forsøk utført med laks i surt vann (Exley og Phillips 1990, Rosseland *et al.* 1992). Skader på laks, selv ved lave konsentrasjoner av aluminium er påvist fra oppdrettsanlegg (Jenssen og Leivestad 1989). Resultatet fra Vosso-vassdraget er i samsvar med tilsvarende forsøk utført i Vikedal (Kroglund *et al.* 1993c,d).

Basert på likevektsligninger skal det normalt ikke forekomme aluminium i vann med pH-verdier rundt pH 6.0. Upubliserte korrelasjonsanalyser (Henriksen pers. medd) antyder allikevel en sterk sammenheng mellom konsentrasjonen av uorganisk monomert aluminium og konsentrasjonen av ikke-marint sulfat i vann, selv ved høye pH-verdier. Dette indikerer at kilden til aluminium ikke ligger i selve hovedvassdraget, med i sidevassdragene. I en regional undersøkelse i 1992 ble det påvist flere sure bekker og innsjøer spredt over hele Voss kommune (Lehmann og Johnsen 1992). I forbindelse med overvåking i 1993, ble det målt svært surt vann i Tverrelva, Teigdalselva og fra utløpet fra Evanger kraftstasjon. Vannkvaliteten i sidevassdragene er tilstrekkelig surt og aluminiumsrikt til å forklare forekomsten av aluminium i hovedvassdraget.

Tilførsler av antropogent (mennesketilført) sulfat er sannsynligvis årsaken til at aluminium blir mobilisert i sidevassdragene på tross av høy pH i hovedelva, og antyder således en påbegynnende forsuringseffekt på laksebestanden i vassdraget. Det er i denne sammenheng verdt å påpeke at det meste av kunnskapen vedrørende laks og forsuring er basert på resultat fra allerede forsurede elver (fra Sørlandet), og ikke fra elver i tidlig forsuringfase.

Ingen dødelighet etter 320 timer ved  $\text{pH} > 6.0$  og Al konsentrasjoner  $< 10 \mu\text{g}$  uorganisk monomert Al/L, antyder en grenseverdi som skiller mellom akutt toksisk vann og vannkvalitet som ikke gir dødelighet i ferskvann. Vannkvaliteten ( $\text{pH} \approx 6$ ,  $< 10 \mu\text{g}$  Al/L) kan allikevel medføre sub-letale skader, som innebærer redusert overlevelse i sjøvann. Dette vil sannsynligvis kun skje dersom surt vann har vært involvert, det vil si etter kalking, eller etter innblanding av surt aluminiumsholdig vann (blandsoner) i et vassdrag som egentlig har god vannkvalitet.

Smolt er tilpasset et liv i sjøvann, og vil vandre direkte fra ferskvann og ut i sjøvann. At fisken overlever i ferskvann sier ingenting om fiskens evner i sjøvann. Sjøvannseksponering (Clark og Blackburn 1977) er en test-metode (stress-test) som indikerer hvorvidt fisken har de egenskaper som er nødvendig for overlevelse i sjøvann. Dødelighet eller høye plasmaklorid-verdier etter sjøvannstester viser at saltreguleringen hos smolten er skadet. I hvilken grad dødelighet i sjøvannstester gjenspeiler faktisk dødelighet i fjord-systemet er ikke avklart. Det er imidlertid rimelig å anta at fisk som lar seg stresse under en sjøvannstest, i det minste vil ha unormal adferd (fluktrespons) og dermed dårlig overlevelse i sjøvann (Heggberget *et al.* 1992). Smolt under utvandring vil oppholde seg i det øvere, noe mindre saltholdige overflatelaget i et fjordsystem, samt der strømmen er sterkest, istedfor i brakkvannssonen rundt munningen av elver, hvor faren for predasjon og parasittangrep er størst (Heggberget *op cit.*). Forsøk utført i Audna og Lygna viste dårligere gjennfangst hos smolt satt ut i surt vann enn hos fisk satt ut i kalket vann (Staurnes *et al.* 1993a). Basert på kunnskap fra oppdrettsnæringen, vet man at fisk som ikke er sjøvann-tolerant har dårlig vekst, dehydrerer lett (tørker ut) og er lite motstandsdyktig mot sykdommer og parasitter, og dør normalt før kjønnsmodning. Tilsvarende kan forventes hos vill-smolt, skadet av forsuring.

I Vikedal i 1992 ble fisk transportert fra god vannkvalitet (Imsa pH 6.8) og satt rett inn i enten forsøksvann med pH 6.2 (pH-mål for kalkingen av Vikedalselva), eller pH 6.5 (for aklimering etter transport) (Kroglund og Staurnes 1993c). I forsøket ble det registrert dødelighet på smolt ved pH-verdier lavere enn 6.0. pH-verdier lavere eller lik pH 6.2 resulterte i dødelighet under sjøvannseksponering. Fisk aklimert til pH 6.2 hadde vesentlig dårligere evne til å regulere blod-salt konsentrasjonen tilbake til normalverdier etter transport enn fisk aklimert ved pH 6.5, og den klarte seg vesentlig dårligere i sjøvannstester. Vannet i Vosso-vassdraget er ionefattig, med tildels lave pH-verdier. Dette kan føre til at fisken trenger lenger tid på å "komme seg" etter transport. Det pålagte transportstress til forsøksfisken vil i dette forsøket gi et noe mer dramatisk resultat enn hva som ville være tilfelle ved bruk av stedegen, uttransportert laksesmolt. På den annen side viser våre forsøk at fisk som ble transportert, men satt i god vannkvalitet, hadde normal fysiologi ved prøvetakingen etter 13 dager. Vannkvaliteten var derfor sub-optimal på 5 stasjoner i vassdraget.

Parr og presmolt ble i liten grad skadet av vannkvaliteten i Vosso. Den økte skadefrekvensen hos smolt sammenlignet med parr og presmolt, illustrerer betydningen av god vannkvalitet under smoltifiseringsfasen. Tålegrensen til surt vann avtar med økende grad av smoltifisering (Staurnes *et al.* 1993b). Overgangsfasen fra presmolt til smolt er kortvarig, og fisken er smolt i ca 1 uke, hvorpå den må vandre ut i sjøvann, før postsmolt-stadiet inntreffer. Enkelte fisk innen en populasjon i et vassdrag smoltifiserer til ulike tidspunkt, og smoltutvandringen kan derfor vare i flere uker. Tiltak mot forsurening må derfor igangsettes tidlig i smoltifiseringsfasen, og opprettholdes til smoltutvandringen er over.

Fiskeresultatene fra Vosso-vassdraget reflekterer med stor sannsynlighet vannkvaliteten i forsøksperioden. Effektene på forsøksfisken kan ha vært noe mer dramatisk enn tilfellet er for fisken i elva, men at vannkvaliteten i Vosso stedvis er giftig og ugunstig for laksesmolt er udiskutabelt. Observasjonen av død fisk i Teigdalselva gir en klar støtte til våre undersøkelser.

## 5. Konklusjon

Forsøk med eksponering av laksesmolt på et antall stasjoner i Vossovassdraget påviste tildels omfattende vannkvalitetsproblemer. Med unntak av én stasjon (Strandaelva), ble det påvist enten dødelighet eller tap av klorid fra fiskens blodplasma, ved alle stasjoner etter 14 dagers eksponering i vassdraget. Dødelighet og salttap varierte mellom stasjonene, men var størst der vannkjemien var sterkest påvirket av surt vann (Teigdalselva). Testing av laksesmoltens evne til å tolerere sjøvann ved bruk av en 24-timers sjøvannstest (34.5 ‰) viste enda sterkere den negativ påvirkning fra vannkvaliteten. Mens all fisk fra Strandaelva overlede, var det varierende dødelighet ved alle andre stasjoner.

Fra de to sidevassdragene Tverrelva, Teigdalselva, samt fra utløpet fra Evanger kraftstasjon, er vannet surt nok i seg selv til å medføre dødelighet. Funn av død fisk i Teigdalselva i samme periode som våre undersøkelser foregikk, gir en god støtte til våre konklusjoner om dårlig vannkvalitet.

På de stasjonene i hovedvassdraget hvor det ble observert enten dødelighet eller betydelig stress, til tross for rimelig god vannkvalitet, er det fenomenet med "blandsones-kjemi" som antas å være årsaken til redusert vannkvalitet. Blandsoneskjemi innebærer at surt vann fra sidevassdrag renner ut og fortynnes i hovedvassdraget. I områder nedstrøms slike samløp vil en ustabil aluminiumskjemi kunne påvirke fisken, selv om tradisjonell vurdering av den "nye" vannkjemien ikke skulle tilsi problemer for fisk. En rekke elver på Vestlandet antas å være rammet av liknende forhold. Selv om det legges vekt på blandsoneskjemi som forsterkende og medvirkende årsak til redusert vannkvalitet i Vosso, er den målte vannkjemien i Vosso (pH≈6.0, ≈10µg monomert uorganisk aluminium) i seg selv suboptimal for utvandrende smolt.

Undersøkelsen gir grunn for å vurdere vannbehandling (kalking) av viktige oppvekstområder for laks i Vosso. For å sikre smoltutvandringen og smoltkvaliteten, må slike tiltak igangsettes i god tid før smolten når maksimal smoltifisering, og med varighet frem til ferdig utvandring (f.eks. april - juni). Selv om parr er mer tolerant enn smolt, kan perioder om høsten med sur avrenning lett få skadelig virkning på både parr og gytefisk. Selv om dødelighet ikke oppstår, kan dette moderate stresset være nok til å forårsake 1) redusert veksthastighet (dvs. smoltalderen vil kunne øke), 2) redusert motstandskraft mot infeksjoner (immunforsvaret kan bli nedsatt og resultere i økt infeksjonsrate og dødelighet) og 3) redusert gytesuksessen ( både gytefisken og rogn/ungel kan få en forhøyet dødelighet). Vurdering av tiltak, særlig i forbindelse med oppvandring og gyting kan derfor også være aktuelt.



## 5. Referanser

- Blix, P., M. Staurnes og O.B. Reite. 1986. Surt vann og aluminium - effekt på smoltifisering og sjøvannstoleranse. Norsk Fiskeoppdrett 11. 74-77.
- Clark, W.C. og J.Blackburn. 1977. A seawater challenge test to measure smolting of juvenile salmon. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 705. 1-11-
- Denton, J. og D.H.Oughton. 1993. The use of acid solochrome azurine stain to detect and assess the distribution of aluminium in Spagnum moss. Ambio vol 22. 19-21.
- Exley, C og M.J. Phillips. 1991. Acid Rain: Implications For the Farming of Salmonids. I: Eds. Muir J.F. og R.J. Roberts. Recent Advances in Aquaculture. Vol 3. Timber Press. Side 225-341.
- Heggberget, T.G., M. Staurnes, R. Strand og J. Husby. 1992. Smoltifisering hos laksefisk. NINA forskningsrapport 31, 1-42.
- Hindar, A., E. Hoell, A. Veidell, og A.N. Nilsen. 1989. Kalking av Vikedalselva. Forsøk med styring av kalkdosering etter pH målt nedstrøms kalkdoserer. NIVA-Kalking av surt vann 7/89. 39s.
- Hindar, A., A. Henriksen, K. Tørseth og L. Lien. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport 2917. 42 s.
- Jenssen, E.A., og H. Leivestad. 1989. Surt vann og smoltoppdrett. Sluttrapport fra Vannbehandlingsprosjektet SALAR/BP 1984-87. 1-82.
- Jærvi, T. 1989. Synergistic effects on mortality in Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts caused by osmotic stress and presence of predators. Environ. Biol. Fishes 26. 149-152.
- Kroglund, F., T. Dalziel, B.O. Rosseland, L. Lien, E. Lydersen og A. Bulger. 1992a. Restoring Endangered Fish in Stressed Habitats; ReFISH project 1988.1991. NIVA-rapport 2700. 43 s.
- Kroglund, F., E. Lydersen, B.O.Rosseland, B. Salbu, A. Kvellestad, A.T. Poleo, M. Staurnes og R. Vogt. 1992b. Tilsig fra sure sidebekker i kalkede vassdrag: kompleks aluminiumskjemi og akutt giftighet for laksefisk. Kalking i vann og vassdrag. FoU-årsrapporter 1990. DN-notat 1992-4.
- Kroglund, F., E. Lydersen, B.O.Rosseland, B. Salbu, A. Kvellestad, A.T. Poleo, M. Staurnes og R. Vogt. 1993a. Tilsig fra sure sidebekker i kalkede vassdrag: kompleks aluminiumskjemi og akutt giftighet for laksefisk. Kalking i vann og vassdrag. FoU-årsrapporter 1991. DN-notat i trykk
- Kroglund, F., E. Lydersen og B.O. Rosseland. 1993b. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann. Områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. Årsrapport fra TVLF-programmet, årsmøte i Stjørdal 1993. i trykk.
- Kroglund, F., M. Staurnes. 1993c. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking i vann og vassdrag. FoU-årsrapporter 1991 DN-notat. I trykk.
- Kroglund, F., M. Staurnes, B.O.Rosseland og A.K. Kvellestad. 1993d. Vannkvalitetskriterier for laksesmolt. Kalking i vann og vassdrag. FoU-årsrapporter 1992. DN-notat. i trykk.
- Lehmann G.B., og G.H Johnsen. 1992. Kalkingsplan for Voss kommune, 1992. Rapport nr. 69, Rådgivende Biologer.
- Neville, C.M. 1985. Physiological responses of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminium. Prediction of field responses from laboratory data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42. 2004-2019.
- Polèo, A.B.S., og I.P. Muniz. 1993. The effects of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Environmental Biology of fishes, 36:2.
- Polèo, A.B.S., E. Lydersen, B.O. Rosseland, F. Kroglund, B. Salbu, R. Vogt and A. Kvellestad. Increased aluminium toxicity to fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acid tributaries. Water Air and Soil Pollution, submitted.
- Rosseland, B.O. og O.K. Skogheim. 1986. Neutralization of acid brook-water using a shell-sand filter or sea-water: effects on eggs, alevins and smolts of salmonids. Aquaculture, 58, 99-110.

- Rosseland, B.O. og A. Hindar. 1991. Mixing Zones - a fishery management problem. In: Olem, H, Schreiber, R.K. Brocksen, R.W. and Porcella, D.B. (eds.), International Lake and Watershed Liming Practices, p 161-172, The Terrene Institute Inc., Washington, D.C.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1991. The mixing zone between limed and acid river waters: Complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environ. Pollut. 78, 3-8.
- SFT 1984. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1983. (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 162/84).
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1989. Effects of acid water and aluminium on smolting and seawater tolerance in Atlantic salmon *Salmo salar*. Aquaculture 82:383.
- Staurnes, M., L.P. Hansen, K. Fugelli og Ø. Haraldstad. Short term exposure to acid water impairs seawater tolerance and subsequent marine survival of smolts in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. submitted
- Staurnes, M., P. Blix and O.B. Reite. Effects of acid water on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. in press.

## Vedlegg 1. Feltnotater

### **Palmafossen**

Karet ble tatt av flom 1. mai. Ny fisk ble hentet fra Eidfjord og satt inn i forsøk 4. mai kl:12:00. Ingen problemer med forsøksbetingelsene ble deretter registrert.

Fisken var normalt aktiv (normal fluktrespons) ved prøvetaking 10. mai, men enkelte fisk hadde tydelig stress-farging av kroppen. Fisken ble overført til karantenestasjonen for sjøvannseksposering. Transporten ble gjort i sjøvann. Transporttid var ca. 5 minutter.

### **Strandaelva; karantenestasjonen**

Ingen problemer ble registrert på denne stasjonen vedrørende kar og fisk. Fisken var normalt aktiv og hadde fluktrespons.

### **Flagafossen**

Vanntilførselen ble stoppet en kort periode 2. mai. Dette ble oppdaget før det oppsto oksygenmangel i karet (Geir Ove Henden pers. medd.). Fisken var aktiv, og hadde fluktrespons. Noen individer hadde tydelige stress-farger.

På grunn av manglende strømtilførsel på stasjonen ble fisken flyttet til karantenestasjonen for sjøvannseksposering. Fisken ble transportert i sjøvann. Transporttid ca 15 minutter.

### **Teigdalen**

All fisk døde 5. mai på grunn av pumpevikt. Det ble satt ut erstatningsfisk fra Palmafossen 6. mai. Denne hadde gått i vann fra Palmafossen fra 4. mai klokken 12:00, noe som vanskeliggjør tolking av resultatene.

Fisken var aktiv (normal fluktrespons) ved prøvetaking 10. mai, men ca halvparten av fiskene bar tydelig preg av stress-farging.

### **Bolstad**

Ingen problemer ved drift av stasjonen. Fiskene var sløve ved prøvetaking (fravær av fluktrespons), og de fleste av fiskene var tydelig stresset, med tydelig stressfarging.

### **Evanger**

Stasjonen ble besøkt av barn minst en gang. Etter besøket ble det plukket opp 4 fisk fra bakken. Dette gjør at ytre stressfaktorer kan være tilstede.

Ved prøvetaking var all fisk synlig stresset, med tydelige stress-farger. Dette vanskeliggjorde bestemmelse av smoltifiseringsgrad. Fisken manglet fluktrespons.

## Vedlegg 2. Kjemi







	Turb	Farg	K-25	pH	H+	Alk	Ca	Mg	Na	K	SO4	Cl	NO3	Si	TM-AI	OM-AI	UM-AI	KA-An	KOND	ANC
Innos Evangervatnet	27/4	0,66	8	37,70	6,19	0,65	37	0,62	3,2	0,56	2,36	6,72	252	0,65	17	14	3	-0,1	0,4	36
Innos Evangervatnet	30/4	0,39	8	36,90	6,22	0,60	41	0,6	3,14	0,55	2,35	6,47	257	0,69	15	10	5	-0,3	-0,2	39
Innos Evangervatnet	2/5	0,55	4	36,00	6,21	0,62	35	1,68							18	12	6	0,5	-0,1	36
Innos Evangervatnet	4/5	0,55	4	35,10	6,10	0,79	32	1,62							13	5	8	0,8	-0,5	33
Innos Evangervatnet	7/5	0,53	2	34,60	6,10	0,79	30	1,61	3,25	0,56	2,33	6,39	251	0,65	19	11	8	2	-3,6	34
Utros Mestadvatnet	27/4	0,51	4	53,80	5,63	2,34	2	1,72	5,7	0,66	4,11	10,9	267	0,44	32	18	14	1,9	-2,3	8
Utros Mestadvatnet	30/4	0,36	5	46,00	5,76	1,74	11	1,5							29	17	12	-1,3	-1,2	5
Utros Mestadvatnet	2/5	0,46	8	41,60	5,68	2,09	7	1,23							31	15	17	-1,3	-0,5	1
Utros Mestadvatnet	4/5	0,34	8	44,30	5,72	1,91	13	1,49	4,49	0,52	2,5	9,33	242	0,46	25	15	10	-0,5	-1,6	9
Utros Mestadvatnet	7/5	0,31	0	39,60	5,92	1,20	19	1,54							21	13	8	-0,4	-1,7	17
Bolstadelva	2/5	0,39	7	34,30	6,08	0,83	28	1,47							18	9	8	-0,1	0,2	27
Bolstadelva	4/5	0,42	7	35,10	6,11	0,78	29	1,5							20	12	9	0,3	0,2	29
Bolstadelva	7/5	0,55	2	35,30	6,06	0,87	19	1,5							17	12	5	2,2	-0,4	24
Bolstadelva																				
Bolstadelva																				
Utros Seimsvatnet	20/4	0,43	8	36,20	6,32	0,48	48	2,03	2,79	0,58	2,56	5,77	273	0,66	8	5	3	1	-0,1	51
Utros Seimsvatnet	27/4	0,36	8	39,80	6,24	0,58	48	2,23	3,03	0,64	2,69	6,75	265	0,61	17	5	11	-0,01	-0,05	47
VR	18/5	0,45	5	21,90	5,76	1,74	6	0,75							23	16	7	4,2	2,8	11
VS	18/5	0,43	8	28,20	5,93	1,17	13	1,02							20	14	6	4,4	1,6	22



## Vedlegg 3. Fisk

Oppstart Station	Time	L	V	K-f	Hct	Cl	S	Eidanger	Mean	L	V	K-f	Hct	Cl	S	Eidanger	Mean	L	V	K-f	Hct	Cl	S
27/04 Eidanger	0	13,4	23	0,96	38	130	1,5	Eidanger	Mean	13,0	22,2	1,0	40,0	131,7	1,5	Eidanger	Mean	13,0	22,2	1,0	40,0	131,7	1,5
27/04 Eidanger	0	13,6	22	0,87	132	132	1,5	Eidanger	Stdev	1,4	5,5	0,1	4,5	2,2	0,0	Eidanger	Stdev	1,4	5,5	0,1	4,5	2,2	0,0
27/04 Eidanger	0	12,6	23	1,15	38	131	1,5	Eidanger	Var	2,0	30,2	0,0	20,5	4,7	0,0	Eidanger	Var	2,0	30,2	0,0	20,5	4,7	0,0
27/04 Eidanger	0	11,0	14	1,05	48	129	1,5	Eidanger	Min	11,0	14,0	0,9	37,0	129,0	1,5	Eidanger	Min	11,0	14,0	0,9	37,0	129,0	1,5
27/04 Eidanger	0	15,2	31	0,88	37	133	1,5	Eidanger	Max	15,2	31,0	1,1	48,0	135,0	1,5	Eidanger	Max	15,2	31,0	1,1	48,0	135,0	1,5
27/04 Eidanger	0	12,2	20	1,10	39	135	1,5	Eidanger	Count	6,0	6,0	6,0	5,0	6,0	6,0	Eidanger	Count	6,0	6,0	6,0	5,0	6,0	6,0
04/05 Palmafossen	146	15,6	32	0,84	52	106	2,5	Palmafossen	Mean	13,7	25,6	1,0	48,7	115,3	1,7	Palmafossen	Mean	12,5	20,8	1,0	47,8	119,2	1,2
04/05 Palmafossen	146	16,1	39	0,93	48	121	2,5	all fish	Stdev	1,9	8,2	0,1	4,5	7,0	0,6	all fish	Stdev	1,5	7,0	0,0	5,5	2,5	0,3
04/05 Palmafossen	146	14,2	24	0,84	47	116	2,5	all fish	Var	3,5	66,7	0,0	20,0	48,4	0,4	all fish	Var	2,2	49,4	0,0	30,6	6,2	0,1
04/05 Palmafossen	146	15,2	32	0,91	54	101	2,0	all fish	Min	10,0	10,0	0,8	40,0	101,0	1,0	all fish	Min	10,0	10,0	1,0	40,0	115,0	1,0
04/05 Palmafossen	146	15,3	30	0,84	48	109	2,0	all fish	Max	16,1	39,0	1,1	54,0	122,0	2,5	all fish	Max	14,0	30,0	1,1	54,0	122,0	1,5
04/05 Palmafossen	146	14,0	30	1,09	54	119	1,5	all fish	Count	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	all fish	Count	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
04/05 Palmafossen	146	11,4	16	1,08	50	121	1,5	Palmafossen	Mean	15,3	31,4	0,9	49,8	110,6	2,3	Palmafossen	Mean	12,5	20,8	1,0	47,8	119,2	1,2
04/05 Palmafossen	146	13,6	25	0,99	51	118	1,0	Fish*2	Stdev	0,7	5,4	0,0	3,0	8,0	0,3	Fish*2	Stdev	1,5	7,0	0,0	5,5	2,5	0,3
04/05 Palmafossen	146	13,0	23	1,05	50	115	1,0	Fish*2	Var	0,5	28,8	0,0	9,2	63,3	0,1	Fish*2	Var	2,2	49,4	0,0	30,6	6,2	0,1
04/05 Palmafossen	146	10,0	10	1,00	42	122	1,0	Fish*2	Min	14,2	24,0	0,8	47,0	101,0	2,0	Fish*2	Min	10,0	10,0	1,0	40,0	115,0	1,0
04/05 Palmafossen	146	12,7	21	1,03	40	120	1,0	Fish*2	Max	16,1	39,0	0,9	54,0	121,0	2,5	Fish*2	Max	14,0	30,0	1,1	54,0	122,0	1,5
27/04 Strandaelva	317	15,2	28	0,80	44	120	2,5	Strandaelva	Mean	13,2	20,6	0,9	42,8	129,4	1,7	Strandaelva	Mean	12,0	17,9	1,0	41,3	132,0	1,2
27/04 Strandaelva	317	15,6	33	0,87	42	121	2,5	all fish	Stdev	2,2	7,4	0,2	3,8	6,5	0,7	all fish	Stdev	1,2	6,8	0,1	3,7	3,2	0,3
27/04 Strandaelva	317	17,6	21	0,39	43	120	2,5	all fish	Var	4,7	55,4	0,0	14,7	42,1	0,4	all fish	Var	1,5	45,8	0,0	13,6	10,4	0,1
27/04 Strandaelva	317	12,1	14	0,79	50	138	2,5	all fish	Min	10,3	10,0	0,4	38,0	120,0	1,0	all fish	Min	10,3	10,0	0,9	38,0	129,0	1,0
27/04 Strandaelva	317	14,2	26	0,91	46	132	2,0	all fish	Max	17,6	33,0	1,3	50,0	138,0	2,5	all fish	Max	13,5	27,0	1,3	48,0	138,0	1,5
27/04 Strandaelva	317	13,0	21	0,96	44	133	1,5	all fish	Count	12,0	12,0	12,0	12,0	11,0	12,0	all fish	Count	7,0	7,0	7,0	7,0	6,0	6,0
27/04 Strandaelva	317	12,7	27	1,32	48	130	1,5	Strandaelva	Mean	14,9	24,4	0,8	45,0	126,2	2,4	Strandaelva	Mean	12,0	17,9	1,0	41,3	132,0	1,2
27/04 Strandaelva	317	13,5	25	1,02	42	138	1,5	Fish*2	Stdev	2,0	7,2	0,2	3,2	8,3	0,2	Fish*2	Stdev	1,2	6,8	0,1	3,7	3,2	0,3
27/04 Strandaelva	317	11,0	12	0,90	39	131	1,0	Fish*2	Var	4,0	52,3	0,0	10,0	69,2	0,0	Fish*2	Var	1,5	45,8	0,0	13,6	10,4	0,1
27/04 Strandaelva	317	12,4	18	0,94	38	131	1,0	Fish*2	Min	12,1	14,0	0,4	42,0	120,0	2,0	Fish*2	Min	10,3	10,0	0,9	38,0	129,0	1,0
27/04 Strandaelva	317	10,8	12	0,95	40	129	1,0	Fish*2	Max	17,6	33,0	0,9	50,0	138,0	2,5	Fish*2	Max	13,5	27,0	1,3	48,0	138,0	1,5
27/04 Strandaelva	317	10,3	10	0,92	38	-	1,0	Fish*2	Count	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	Fish*2	Count	7,0	7,0	7,0	7,0	6,0	6,0

Oppstart Station	Time	L	V	K-f	Hct	CI	S	L	V	K-f	Hct	CI	S	L	V	K-f	Hct	CI	S	
06/05 Teigdalen	99	16,3	38	0,88	52	99	2,5 Teigdalen	13,9	24,3	0,9	47,8	105,5	2,3 Teigdalen	12,9	23,0	1,1	50,0	127,0	1,5	
06/05 Teigdalen	99	14,4	24	0,80	52	106	2,5 all fish	1,5	7,7	0,1	4,1	11,6	0,4 all fish	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	
06/05 Teigdalen	99	14,6	26	0,84	46	95	2,5	2,3	59,5	0,0	17,0	135,5	0,2	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	
06/05 Teigdalen	99	11,9	15	0,89	42	108	2,5	11,9	15,0	0,8	42,0	95,0	1,5	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	
06/05 Teigdalen	99	13,4	20	0,83	45	98	2,5	16,3	38,0	1,1	52,0	127,0	2,5	Mln	12,9	23,0	1,1	50,0	127,0	
06/05 Teigdalen	99	12,9	23	1,07	50	127	1,5	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	Max	12,9	23,0	1,1	50,0	127,0	
							Teigdalen	Mean	14,1	24,6	0,8	47,4	101,2	2,5 Teigdalen	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
							Fish*2	Stdev	1,6	8,6	0,0	4,4	5,5	0,0 Fish<2	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								Var	2,6	73,8	0,0	19,8	30,7	0,0	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								Mln	11,9	15,0	0,8	42,0	95,0	2,5	Mln	12,9	23,0	1,1	50,0	127,0
								Max	16,3	38,0	0,9	52,0	108,0	2,5	Max	12,9	23,0	1,1	50,0	127,0
								Count	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	2,5	Count	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
27/04 Bolstad	320	14,2	24	0,84	40	95	2,5 Bolstad	13,8	23,8	0,9	42,3	107,1	2,2 Bolstad	11,8	15,5	0,9	43,0	126,0	1,3	
27/04 Bolstad	320	15,2	27	0,77	46	113	2,5 all fish	1,3	5,6	0,1	3,3	17,4	0,6 all fish	Mean	0,4	3,5	0,1	4,2	1,4	
27/04 Bolstad	320	15,3	31	0,87	46	91	2,5	1,8	31,7	0,0	10,8	303,1	0,3	Stdev	0,1	12,5	0,0	18,0	2,0	
27/04 Bolstad	320	14,4	23	0,77	38	105	2,5	11,5	13,0	0,8	38,0	79,0	1,0	Var	0,1	13,0	0,9	40,0	125,0	
27/04 Bolstad	320	13,7	25	0,97	79	2,5		15,3	31,0	1,0	46,0	128,0	2,5	Mln	11,5	13,0	0,9	40,0	125,0	
27/04 Bolstad	320	14,5	30	0,98	40	101	2,5	9,0	9,0	9,0	8,0	9,0	9,0	Max	12,0	18,0	1,0	46,0	127,0	
27/04 Bolstad	320	13,3	23	0,98	42	128	2,0 Bolstad	Mean	14,4	26,1	0,9	42,0	101,7	2,4 Bolstad	Mean	11,8	15,5	0,9	43,0	126,0
27/04 Bolstad	320	11,5	13	0,85	40	125	1,5 Fish*2	Stdev	0,7	3,3	0,1	3,3	15,8	0,2 Fish<2	Stdev	0,4	3,5	0,1	4,2	1,4
27/04 Bolstad	320	12,0	18	1,04	46	127	1,0	Var	0,5	10,8	0,0	11,2	250,9	0,0	Var	0,1	12,5	0,0	18,0	2,0
								Mln	13,3	23,0	0,8	38,0	79,0	2,0	Mln	11,5	13,0	0,9	40,0	125,0
								Max	15,3	31,0	1,0	46,0	128,0	2,5	Max	12,0	18,0	1,0	46,0	127,0
								Count	7,0	7,0	7,0	6,0	7,0	7,0	Count	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0

Oppstart Station	Time	L	V	K-f	Hct	Cl	S	L	V	K-f	Hct	Cl	S	L	V	K-f	Hct	Cl	S
27/04 Evanger	322	14,6	26	0,84	33	90	2,5 Evanger	13,9	24,6	0,9	39,5	103,8	2,2 Evanger	12,8	23,0	1,1	48,0	99,0	1,5
27/04 Evanger	322	14,0	23	0,84	36	97	2,5 all fish	1,3	6,7	0,1	4,6	19,1	0,4 all fish	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	16,2	39	0,92	42	127	2,5	1,7	45,0	0,0	21,1	366,7	0,1	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	15,1	29	0,84	40	90	2,5	12,1	15,0	0,8	33,0	72,0	1,5	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	14,3	24	0,82	36	123	2,5	16,2	39,0	1,1	48,0	127,0	2,5	Min	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	12,1	15	0,85	40	109	2,0	9,0	9,0	9,0	8,0	9,0	9,0	Max	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	13,1	19	0,85	41	72	2,0 Evanger	14,1	24,8	0,9	38,3	104,4	2,3 Evanger	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	13,0	23	1,05	127	2,0 Fish*2	2,0	1,3	7,1	0,1	3,3	20,4	0,3 Fish<2	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Evanger	322	12,8	23	1,10	48	99	1,5	1,7	51,1	0,0	10,9	415,4	0,1	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								12,1	15,0	0,8	33,0	72,0	2,0	Min	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								16,2	39,0	1,0	42,0	127,0	2,5	Max	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								8,0	8,0	8,0	7,0	8,0	8,0	Count	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	15,5	28	0,75	47	95	2,5 Flagafossen	13,6	24,1	0,9	44,8	119,6	1,9 Flagafossen	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	16,1	35	0,84	45	131	2,5 all fish	1,9	9,6	0,1	3,6	12,6	0,6 all fish	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	15,7	38	0,98	43	105	2,2	3,8	91,9	0,0	13,2	159,2	0,3	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	15,3	30	0,84	42	132	2,5	10,8	12,0	0,8	38,0	95,0	1,0	Min	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	15,8	39	0,99	47	101	2,5	16,1	39,0	1,1	51,0	132,0	2,5	Max	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	12,9	21	0,98	47	129	2,0	12,0	12,0	12,0	11,0	12,0	12,0	Count	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	12,8	21	1,00	51	125	1,2 Flagafossen	15,2	31,8	0,9	45,2	115,5	2,4 Flagafossen	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	11,5	15	0,99	48	119	1,5 Fish*2	1,2	6,9	0,1	2,2	16,9	0,2 Fish<2	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	12,2	14	0,77	118	1,5	1,5	1,4	47,0	0,0	5,0	287,1	0,0	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	12,2	17	0,94	43	123	1,5	12,9	21,0	0,8	42,0	95,0	2,0	Min	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	12,1	19	1,07	38	131	1,5	16,1	39,0	1,0	47,0	132,0	2,5	Max	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
27/04 Flagafossen	315	10,8	12	0,95	42	126	1,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	Count	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								11,9	16,3	1,0	44,4	123,7	1,4	Mean	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								0,7	3,3	0,1	5,1	4,8	0,2	Stdev	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								0,5	11,1	0,0	26,3	23,1	0,0	Var	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								10,8	12,0	0,8	38,0	118,0	1,0	Min	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								12,8	21,0	1,1	51,0	131,0	1,5	Max	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
								6,0	6,0	6,0	5,0	6,0	6,0	Count	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo  
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2370-3