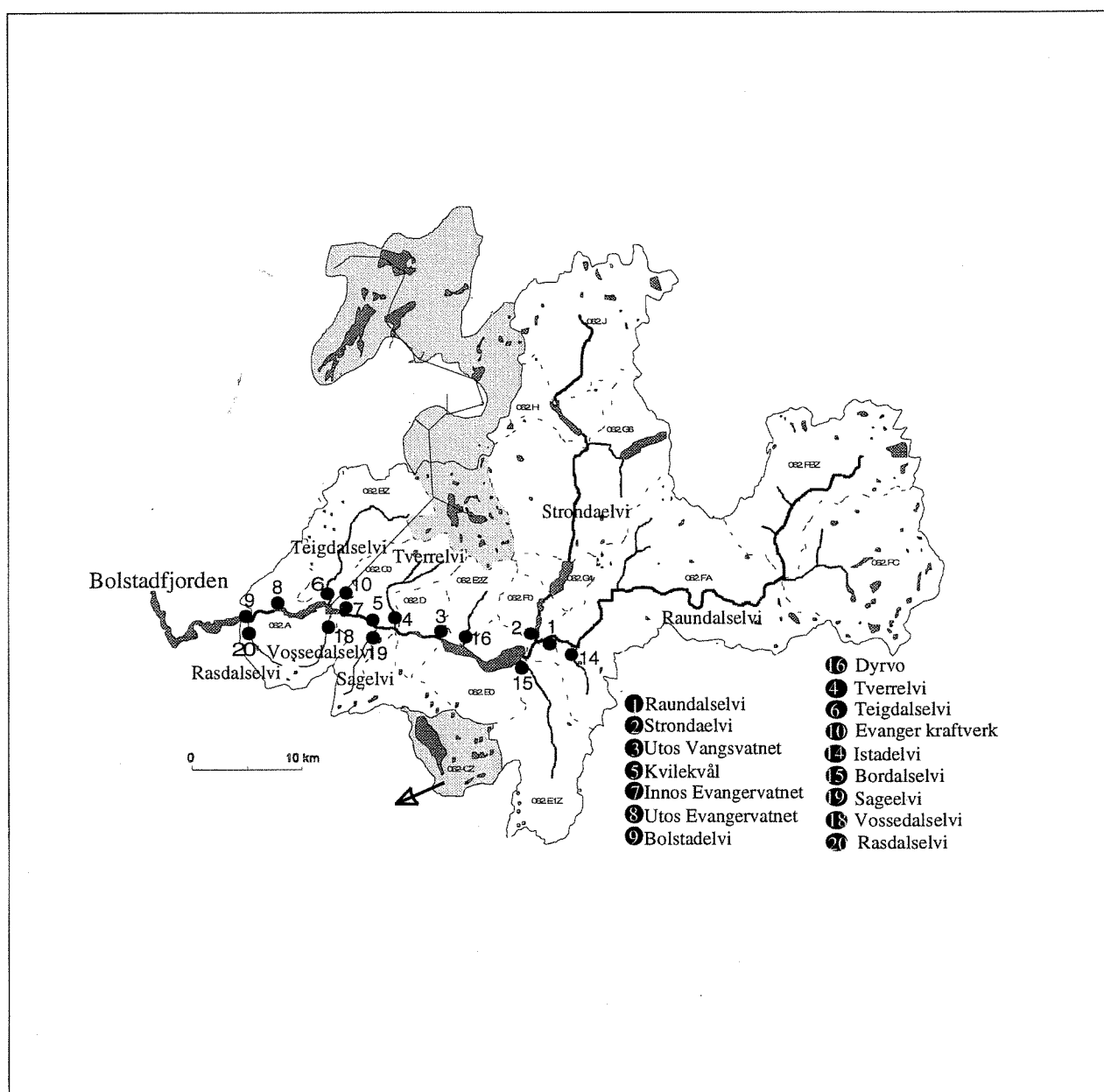


En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget 1967-1997



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

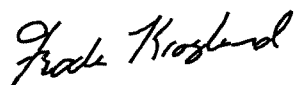
Tittel En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget, 1967-1997.	Løpenr. (for bestilling) 3823-98	Dato Februar 1998
	Prosjektnr. Undernr. O-96013	Sider Pris 71 = kr 100.-
Forfatter(e) Kroglund, F. Hindar, A. Kaste, Ø. Rosseland, B.O.	Fagområde Sur Nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

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

Sammen drag

Vannkjemiske prøver er innsamlet innen Vossovassdraget siden 1966. På grunn av mistanke om en mulig forureningspåvirkning av vassdraget ble stasjonsnettet utvidet i 1993 og ytterligere utvidet i 1994. I rapporten diskuteres langtidsutvikling med hensyn til pH i ulike vassdragsavsnitt, den vannkjemiske sammensetningen og endringer i enkelte vassdragsavsnitt, betydningen av vanntilførsle fra Evanger kraftverk på vannkvaliteten i Bolstadelvi samt betydningen av aluminium transportert i enkelte forsura sidebekker til Bolstadelvi. Både tilførsle av surt, aluminiumsholdig vann fra Evanger kraftverk og fra enkelte sure sidevassdrag kan innvirke negativt på vannkvaliteten i Bolstadelvi. pH-verdiene i hovedvassdraget indikerte ikke forurening, men transportberegninger utført på ulike vannkjemiske element inklusivt aluminium sannsynliggjør at ustabil aluminiumskjemi vil kunne finne sted i Bolstadelvi. På denne bakgrunn kan ikke forureningspåvirkning forkastes som en av årsakene til tilbakegang i laksebestanden.

Fire norske emneord 1. Vannkvalitet 2. Vosso 3. Forsuring 4. Laks	Fire engelske emneord 1. Water quality 2. Norway 3. Acidification 4. Atlantic salmon
---	--



F. Kroglund
Prosjektleder

ISBN 82-577-3401-2



Merete Johannessen
Forskningsjef

**En vurdering av vannkvaliteten
i Vossovassdraget, 1967-1997.**

Forord

Ulike hypoteser til nedgangen i laksebestanden i Vosso ble diskutert på et seminar arrangert av fylkesmannen i Hordaland og Direktoratet for Naturforvaltning 30. november til 1. desember 1995. På bakgrunn av seminaret ble NIVA-Sørlandsavdelingen bedt av DN om å utrede vannkvaliteten i Vossovassdraget basert på eksisterende vannkjemiske målinger. Hydrologiske data for vassdraget er levert fra Hydrologisk avdeling i NVE. NVE har også levert kartgrunnlag og nedbørfeltdata basert på vassdragsregisteret REGINE. Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap (BKK) har vært behjelpelige med opplysninger om reguleringene i vassdraget samt vannføringsdata fra Evanger kraftverk. Vannkjemi er hentet fra ulike kilder, men er i hovedsak (data fra 1988) fremskaffet fra NINA.

På utgivelsestidspunktet for rapporten forelå vannkjemidataene også fra sommeren 1996 og ut 1997. Dette innebar at kalkingeffekter samt langtids-endringer i vannkvalitet kunne utføres på et større materiale enn opprinnelig påtenkt. Vannkjemi fra de to siste overvåkingsårene er gitt som vedlegg.

Vi vil takke Geir Ove Henden og Tore Henrik Øye for innsamling av vannprøver fra vassdraget og Olav Vatshelle, Ellen Fløttre, Ingvald Midtun, Gunnar Bergo og Øystein Nautsund for hjelp til å finne og fremskaffe data vedrørende vannføring og reguleringer.

Grimstad, februar 1998

Frode Kroglund

Innhold

1. Innledning	8
2. Material	11
2.1 Material	11
2.2 Vassdragsbeskrivelse	12
2.2.1 Vassdragsavsnitt og hydrologi	12
2.2.2 Restfelt nedstrøms Bulken og reguleringer	15
2.3 Analysemetoder	17
3. Resultat og diskusjon	19
3.1 Hydrologi	19
3.2 Tidsutvikling i vannkvalitet fra 1969-1996	20
3.3 Vannkvalitet, 1993-1996	23
3.3.1 Hovedvassdraget	23
3.3.2 Sidevassdrag til Vangsvatnet og til Vosso og Bolstadelvi fra nord	25
3.3.3 Sidevassdrag til Vosso og Bolstadelvi fra sør	27
3.3.4 Raundalselvi, Strondaelvi og utløpet av Vangsvatnet	28
3.4 Faktorer bak pH-variasjon (Kvilekvål og Teigdalselvi)	29
3.4.1 Vannføring og pH-variasjon	29
3.4.2 Sammenhenger mellom ulike vannkjemiske faktorer	30
3.5 Evanger kraftverk og kalking	35
3.6 Skjellsandkalking i Teigdalselvi og Tverrelvi	36
3.7 Betydning av restfelt for vannkvaliteten i hovedelva	38
3.8 Vurdering av behov for revidering av kalkingsplan	43
4. Vurdering	45
5. Referanser	47
Vedlegg A.	50
5.2 Hovedvassdraget fra Vangsvatnet til Bolstadfjorden	51
5.3 Sidevassdrag fra Nord	53
5.4 Sidevassdrag fra Sør	55
5.5 Strondaelvi og Raundalselvi	57
5.6 Evanger kraftverk og kalkingsanlegget	59
Vedlegg B.	61
Vedlegg C.	63

Sammendrag

Ulike hypoteser til nedgangen i laksebestanden i Vosso ble diskutert på et seminar arrangert av fylkesmannen i Hordaland og Direktoratet for Naturforvaltning 30. november til 1. desember 1995. På bakgrunn av seminaret ble NIVA-Sørlandsavdelingen bedt av DN om å utrede vannkvaliteten i Vossovassdraget basert på eksisterende vannkjemiske målinger.

Vossovassdraget er undersøkt vannkjemisk fra 1967 til 1984 av NIVA på oppdrag for SFT og Voss kommune. Fra 1988 til 1993 ble en stasjon i hovedelva (Kvilekvål) prøvetatt av NINA på oppdrag fra DN. Antall prøvestasjoner i Vossovassdraget ble utvidet våren 1993 til å omfatte 10 stasjoner fordelt på hovedelva og sidevassdrag. Våren 1994 ble programmet ytterligere utvidet (stasjonsnett fra 1994 er vist i figur 1). Bakgrunnen for utvidelsen av antall prøvestasjoner i 1993 og i 1994 var at det i 1993 ble fremsatt en hypotese om at vannkvaliteten i Vosso var påvirket av forsuring på tross av at det ikke ble målt spesielt lave pH-verdier eller høye aluminiumskonsentrasjoner i hovedvassdraget. Denne hypotesen kunne fremsettes på bakgrunn av resultat fra forsøk med blandsoner (områder med ustabil aluminiumskjemi) utført i Audna i perioden 1989-1991 (Rosseland m.fl., 1992; Poleo m.fl., 1994) samt forsøk fra Vikedalselva (Kroglund m.fl., 1993a) som viste at laks kunne påvirkes eller skades av forsuringsrelatert vannkvalitet selv om pH var høy og Al-konsentrasjoner var lav. For å fange opp og ha mulighet til å vurdere betydningen av mulige blandsoner ble de fleste stasjonene opprettet i 1993 og i 1994 lagt til sidevassdrag.

I fiskeforsøk utført våren 1993 i Vosso ble det konkludert med at blandsoner sannsynligvis er tilstede i Vosso og at ustabil Al-kjemi kunne forklare endringer i fysiologisk og histologisk tilstand observert på laksesmolt under forsøket Kroglund m.fl. (1993b). I 1994 ble dette forsøket repetert, og det ble igjen påvist tilstandsendringer tolket som skade på laksesmolt (Kroglund m.fl., 1995a). Som en følge av disse erfaringene ble det vedtatt igangsetting av kalking i et sidevassdrag nederst i Vosso. Den vannkjemiske prøvetakingen er opprettholdt etter 1994.

I denne rapporten er det lagt vekt på å belyse:

- tidsutvikling med hensyn til forsuring.
- generell vannkjemisk sesongvariasjon.
- identifisering av forsurede sidevassdrag.
- sammenheng mellom forsuring og aluminium.
- effekt av kalking på vannkvalitet.
- evaluering av vannkvalitet i vassdraget

Tidsutvikling

På bakgrunn av endringer i pH i Strondaelvi, Raundalselvi og ved Kvilekvål i Vosso er det konkludert med at pH i vassdraget har avtatt etter 1966. Avtaket er størst i Raundalselvi. Årstall for pH reduksjon kan ikke fastsettes på grunn av lite data fra slutten av 70-tallet og frem til 1988, samt ingen data fra sidevassdragene nedstrøms Vangsvatnet før 1993. Det er grunn til å anta at den vannkjemiske endringen fikk gradvis økt betydning utover på 70-tallet. Gradvis endring i vannkjemisk miljø innebærer at varigheten og intensiteten av episodene med dårlig vannkvalitet kunne øke i omfang, men utelukker ikke at det kunne være lengre perioder (flere sammenhengende år) hvor vannkvaliteten likevel var god. Vannkvaliteten synes noe forbedret i 1996 og 1997 uten at årsaken til denne endringen kan fastsettes. Både redusert deponisjon av sulfat og redusert intensitet på sjøsaltepisodene kan forklare de observerte endringene

Regional status

Restfeltet til Vosso, definert som området nedstrøms Vangsvatnet, hadde sidevassdrag som var forsuret. Teigdalselvi og Tverrelvi var preget av episodisk forsurening, hvor sjøsaltepisoden i 1993 medførte betydelig tilførsel av giftig aluminium til vassdraget. Sidevassdrag lokalisert sør for Vosso og Bolstadelvi er kronisk sure.

Restfeltet sør for Bolstadelvi (Rasdalselvi, Vossedalselvi og Sagelvi) bidrar med en betydelig andel aluminium til Vossovassdraget (tabell 19). På tross av at disse delvassdragene kun utgjør 8% av hele nedslagsfeltet til Vossovassdraget etter regulering, bidrar sidevassdragene med hele $22 \pm 13\%$ av den totale Al-transporten og hele $43 \pm 22\%$ av tilførslene av uorganisk monomert Al (giftig Al) eller $37 \pm 18\%$ av total monomert Al i Bolstadelvi. Dette innebærer at Al transportert fra disse sidevassdragene utgjør den viktigste kilden for blandsoner og giftig vann i Bolstadelvi. Tilførsler av aluminium fra de sure sidevassdragene sannsynliggjør at Bolstadelvi er preget av blandsoner; dvs områder med ustabil aluminiumskjemi. Aluminium i blandsoner vil være giftigere for fisk enn tilsvarende konsentrasjoner på stabil form. Denne situasjonen har ikke opphørt i 1996 og 1997, selv om analyseresultatene også antyder en svak, men mulig endring i vannkvalitet. Andre sidevassdrag kan også bidra med Al under episoder.

Sidevassdragene nord for Vosso og Bolstadelvi hadde rimelig god vannkvalitet i 1996 og 1997. Uten kalking ville ukalket vann ved Evanger kraftverk dominert vannkvaliteten i Bolstadelvi i perioder. Ukalket vann ved Evanger kraftverk er "skadelig" for fisk i Bolstadelvi. Vannkvaliteten ville sannsynligvis ikke vært dødelig, men ville ha påvirket laksesmoltens mulighet til å overleve etter utvandring til det marine miljø. Denne konklusjonen kan i dag trekkes på bakgrunn av en rekke forsøk utført i Suldalslågen i 1996 og 1997 (Kroglund m.fl., 1998a, b).

Kalkingsaktiviteten

Evanger kraftverk tilfører Vosso surt vann ved overføring av vann fra Eksingdalen, men på grunn av kalking er vannkvaliteten ut av kraftverket betydelig forbedret. Kalkingsanlegget kan imidlertid drives bedre for å sikre mer optimal vannkvalitet. Dette ble antydnet allerede i 1996. Resultat fra 1997 tyder på at dette fortsatt er tilfellet.

Skjellsandkalkingen i Teigdalselvi og Tverrelvi synes å påvirke vannkvaliteten i disse elvene i positiv retning.

Kalkingsinnsatsen synes å ha redusert transporten av giftig Al til hovedvassdraget, men flere kilder til Al er sannsynliggjort i denne rapporten. Disse kildene synes i hovedsak være begrenset til sidevassdragene Sagelvi, Vossedalselvi og Rasdalselvi. Alle sidevassdragene lokalisert på sørsiden av Vosso/Bolstadelvi. Disse sidevassdragene bør kalkes. Terrengkalking bør vurderes da man her vil være avhengig å immobilisere Al, også under isen om våren.

Konklusjon

Forsuringsutviklingen i Vossovassdraget kan ikke tidfestes nøyaktig, men endringene inntraff trolig lenge før 1988. Vannkvalitetsmålingene tyder på at vassdraget var påvirket av forsuringsrelatert vannkjemi i perioden 1993 til 1996, selv om dette ikke resulterte i lave pH-verdier. Vannkvaliteten i Vosso kan således ha vært suboptimal for fisk i lang tid før 1993. Nedgang i fiskebestanden i Bolstadelvi og Vosso fra 70-tallet kan således være den første indikasjonen på en tiltagende forverring av vannkvalitet. Andre skadefaktorer mht laks kan ikke utelukkes, men er ikke vurdert her.

På tross av at forsurening i denne rapporten ikke forkastes som årsak til laksens tilbakegang, er ikke kalking nødvendigvis det eneste tiltak som bør igangsettes for restaurering av vassdraget. Andre miljøtiltak, heriblant tiltak mot lakselus, rømt oppdrettsfisk og estuarine blandsoner i Bolstadfjorden kan være påkrevd for reetablering av laksebestanden.

Summary

Title: An evaluation of water quality changes in River Vosso from 1969-1997.

Year: 1998

Author: Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, K. and Rosseland, B.O.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3401-2

The Atlantic salmon population in the River Vosso watershed (River Vosso and River Bolstadelvi, Hordaland, Norway) has experienced a dramatic reduction over the last 10-15 years. Several hypothesis for the reasons behind the change has been put forward, where acidification is one.

The water chemistry in the upper parts of River Vosso watershed was analysed by NIVA for the period 1967 to 1984. One station in the main river was sampled by NINA from 1988 to 1993. Fish experiments conducted in 1993 and 1994 suggested that the watershed was influenced by acidification, and that "mixing zones" (toxic zones downstream the confluence between acid, aluminum rich tributaries and non-acid rivers (Rosseland *et.al.*, 1992) could be present (Kroglund *et.al.*, 1993c; 1994b). In these reports, it is suggested that acid tributaries in the Vosso watershed could transport cationic species of aluminum (Al) to the main river causing the presence of unstable forms of Al. The fish results from 1993 and 1994 indicated moderate damage to gill surface and impaired seawater tolerance. Due to results from the fish experiments, the water chemistry program was increased from one station in 1992 to twenty stations in 1993/1994 (figur 3). The stations were situated both in the main river and in tributaries. We report here the water chemistry results up to 1998.

Several tributaries to the main river are affected by acidification, with pH values ranging from 5.3 to 5.6 and concentration of inorganic monomeric Al ranging from 0 to 40 µg Al/L. Transfer of acid water from the neighboring watershed (Ekso) has since 1969 influenced the water quality of the watershed in a negative manner. The River Ekso is acidic, and could in periods (early spring) be the dominating water source of River Bolstadelvi. Liming of water from Ekso from 1994 has reduced the importance of this water source as acidic input and water quality regulator for the main river.

Acidic tributaries located on the south-side of Bolstadelvi, draining less than 8% of the total watershed, contribute on an annual basis more than 40% of all inorganic monomeric Al transported to the river. Aluminum transported to the main river by the acid tributaries will cause the presence of unstable forms of aluminum "mixing zones" as described by Rosseland *et al.*, 1992; Poléo *et al.*, 1994; Lydersen *et al.*, 1994; Verbost *et al.*, 1995). The presence of mixing zones are in this report suggested by the calculated discrepancy between measured concentrations of inorganic Al in the tributaries compared to what is measured in the main river. Based on the discrepancy, it is concluded that acidification can act as one of the environmental stressors that has contributed significantly to the decline of the indigenous Atlantic salmon stock, despite pH>6 and less than 5 µg inorganic monomeric Al/L. Liming of the acid tributaries should be initiated to inhibit the transport of aluminum.

Focus on acidification as a cause for the decline in the salmon population does not exclude the presence of other factors (like influence of sea lice and uncontrolled migration and spawning of salmon from fish farms) also affecting the salmon population.

1. Innledning

Ulike hypoteser for årsaken til nedgangen i laksebestanden i Vosso ble diskutert på et seminar arrangert av fylkesmannen i Hordaland og Direktoratet for Naturforvaltning 30. november til 1. desember 1995. Økning i mengde lakselus som følge av økt antall oppdrettsanlegg (Sægrov m.fl., 1995), endringer i postsmolthabitat (Hansen, 1995), flomsikring av Vangsvatnet (Bjerknes m.fl., 1991), regulering og hyppige endringer i vintervannføring (Sægrov m.fl., 1991), veiutbygging og regulering (Bjerknes m.fl., 1991; Sægrov m.fl., 1991), rømt oppdrettslaks (Hindar, 1995) og forsuring (Kroglund m.fl., 1993b), herunder aluminiumstilførsler til Bolstadfjorden (Bjerknes m.fl., 1995) ble fremsatt som mulige årsaker til den observerte nedgangen. Alle disse faktorene er betraktet som viktige for bestandsstørrelsen opprettholdelse av naturlig tilstand til laks (Heggberget m.fl., 1992).

Begrunnelsen for at forsuring kunne være en medvirkende faktor var i Kroglund m.fl., (1995b) motivert ut fra følgende begrunnelse:

- Rådgivende Biologer A/S hadde i kalkingsplanen av 1992 påpekt behov for kalking av enkelte innsjøer innen nedslagsfeltet til Vosso (Lehman og Johnsen, 1992).
- Påvisning av forsuringsrelatert vannkjemi i sidevassdrag tydet på tålegrenseoverskridelser innen vassdraget. Tålegrenseoverskridelser innen et nedbørfelt er en indikator på at det kan forekomme giftig vann i hovedvassdraget (Kroglund m.fl., 1994a).
- Det ble i 1993 påvist død stedegen sjøaure og laksesmolt i Teigdalselvi. Samme våren ble det gjennomført et fiskeforsøk hvor laksesmolt ble eksponert i vann fra ulike deler av vassdraget. Det ble i forsøket påvist dødelig vannkvalitet i Teigdalselvi. Det ble påvist ikke-dødelige effekter (skader) på smolt eksponert i ferskvann ved samtlige stasjoner med unntak av Strondaelvi. Kun smolt eksponert i Strondaelvi var også tolerant for saltvann. Forskjellene i fysiologisk respons mellom stasjonene ble tolket som en vannkjemisk årsak til det observerte skadebildet.
- Aluminium (Al) er den primære giftige komponenten i surt vann. Al kan også være giftig på tross av høy pH (pH>6) under spesielle forhold (Rosseland m.fl., 1992; Poléo m.fl., 1994; Lydersen m.fl., 1994). Blandsoner kan oppstå etter samløpet mellom sure Al-rike sidebekker og hovedelv med høyere pH. Ved blanding mellom surt og ikke-surt vann vil Al gå fra lavmolekylære Al forbindelser i det sure vannet til høymolekylære former (polymerer) etter pH-heving. Al vil etter "polymerisering" være ugiftig, men vil i første fase av polymeriseringsprosessen kunne være langt giftigere enn det sure vannet opprinnelig var (Rosseland m.fl., 1992). Fortynning av surt vann med "godt" vann vil samtidig redusere giftigheten. Det var rimelig å anta at det kunne oppstå blandsoner nedstrøms både Teigdalselvi og Tverrelvi i 1993. I begge disse sidevassdragene ble det målt høye konsentrasjoner av giftig aluminium. Andre sidevassdrag kunne også bidra med aluminium, men lokaliseringen av disse var ikke kjent på det tidspunktet. Varighet av ustabil Al-kjemi kan ikke fastsettes, men ble antydnet i størrelsesorden 1 time på bakgrunn av forsøk ved Ims i 1993 (Kroglund m.fl., 1994b). Forsøk utført i Suldal i 1996 antyder varighet på flere timer ved pH 6.0, mens skadelig vann (vann som påvirket fisken i negativ retning) opphørte inne 0.5 time ved pH 6.4 (Kroglund m.fl., under utarbeidelse).
- Det er dokumentert at vannkvaliteter som ikke medførte direkte dødelighet eller betydelig skade på laksesmolt i ferskvann likevel kan svekke saltreguleringsevnen og således påvirke/svekke overlevelsen til smolt i saltvann (Farmer og Ritter, 1978; Farmer m.fl., 1989; Staurnes m.fl., 1993a,b; Järvi, 1990; Redding m.fl., 1984, Rosseland og Staurnes, 1994). Vannkvaliteter som skader overlevelsessevnen til smolt i sjøvann vil ikke registreres som redusert yngeltetthet for antall gytefisk avtar. Normal eller høy yngeltetthet trenger derfor ikke være et mål på akseptabel vannkvalitet tidlig i en påvirkningsfase for surt vann.
- Vannkjemiske målinger fra Vosso for perioden 1993 til 1995 tydet ikke på at observasjonene fra 1993 var et enkeltstående fenomen, men at eksisterende vannkjemiske data fra vassdraget burde gjennomgås med tanke på en mer systematisk evaluering av vannkvalitet.

Under møtet ble det ytret ønske om en revidering av kalkingsplanen utarbeidet for Vossovassdraget av Kaste m.fl. i 1994. Det ble også påpekt et behov for en bedre og bredere gjennomgang av eksisterende vannkjemi data for å vurdere om forsuring kunne forkastes som hypotese.

Ønske om revisjon av kalkingsplanen var også begrunnet med de periodevise høye pH-verdiene som ble målt på tunellvannet etter kalking ved Evanger kraftverk, og en forventning om redusert kalkingsbehov og økonomisk gevinst dersom kalkingsanlegget ble pH-styrt. Likeledes ble det poengtert at vannkvaliteten før kalking i kraftverket hadde variabel vannkvalitet avhengig av hvilke vannmagasiner og dermed vannkvalitet som ble tappet. Hensyntaking til tappevann kunne redusere kalkingsbehovet. Disse ønskene ble imøtegått med at før kalkingsplanen kunne revurderes burde følgende forhold være evaluert og rapportert:

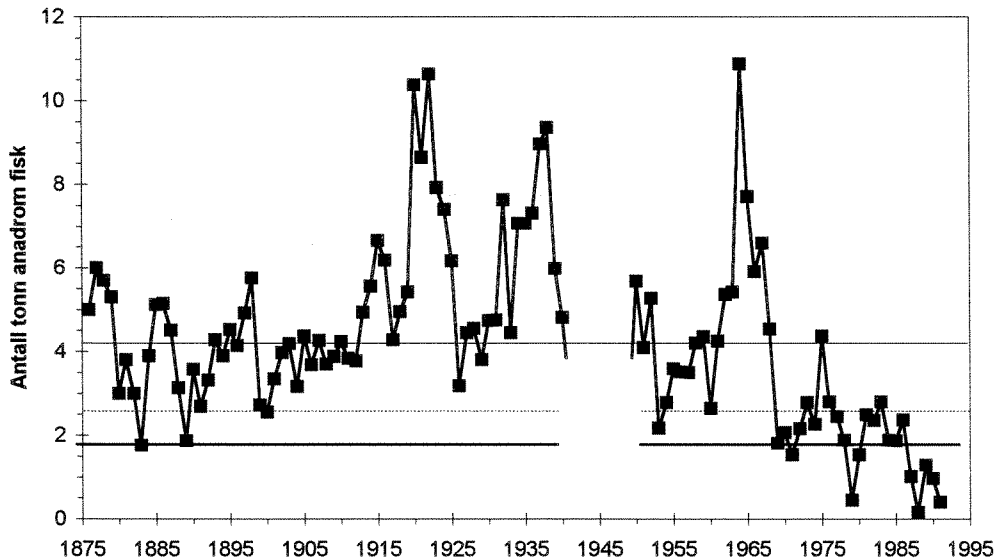
Fiskebiologisk bakgrunn

Vossovassdraget var frem til slutten av 1980-tallet en av de beste lakseelvne i Hordaland, og var kjent for å produsere stor laks. Gjennomsnittsvekta til Vosso-laksen varierte på 80-tallet mellom 8.9 og 12.4 kg og hadde en generasjonstid på 6-7 år, hvorav 2-4 år i sjø (Sægrov m.fl. 1991).

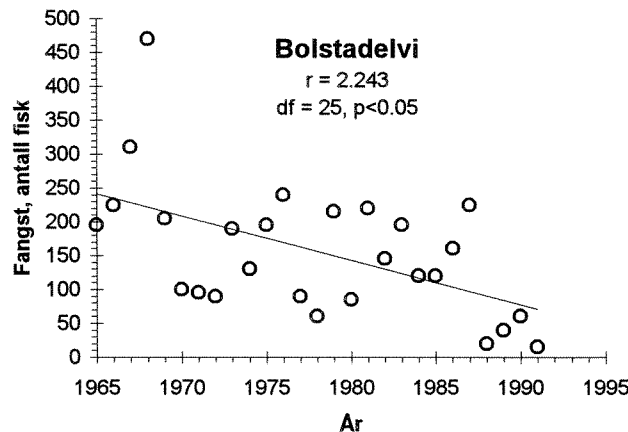
Gjennomsnittlig årsfangst fra 1875 til 1991 var på 4.1 tonn/år (SSB-laksestatistikk). Med unntak av krigsårene 1940-1945 ble det før 1969 sjeldent oppgitt årsfangster under 2.5 tonn, mens det etter 1968 skjelnet er oppgitt fangster oppimot gjennomsnittsnivået for 100-års perioden (figur 1). I ti-året 1959-68 var gjennomsnittsfangsten på 5.4 tonn. I perioden 1969-78 var fangstene redusert til 2.2 tonn for å synke ytterligere til 1.6 tonn for perioden 1979-88. Etter 1990 har fangstene vært under ett tonn. Laksen i Vosso har vært fredet fra og med 1992. I fangstopp-gaver kan uriktige tall for fangst være angitt av ulike årsaker. Fangststatistikken gir således ikke et sikkert mål på naturtilstand og eventuelle avvik fra denne. Blant annet er ikke statistikken korrigert for innslag av oppdrettsfisk. Sægrov m.fl., (1991) har samlet inn data fra grunneierne vedrørende fangst av laks for strekningen Bolstadfjorden til Evangervatnet (figur 2). Det er desverre en svært dårlig sammenheng mellom antall fisk fanget i Bolstadelvi og antall kilo fangst oppgitt for Vosso ($r^2=0.35$), sannsynligvis på grunn av feil innregistrering av fangst i Vosso, men det er ikke sannsynliggjort at fangstutvikling i de to elveutsnittene skal være lik, slik at forskjellene i utvikling kan skyldes endringer i oppvekstmiljø i Vosso. Det er likeledes verdt å merke seg at fangststatistikken i Bolstadelvi hadde en signifikant nedgang ($P<0.05$) for perioden 1965-1991 og at fangst de siste fire årene var svært dårlig sammenliknet med perioden forut.

På bakgrunn av fangstutviklingen synes det riktig å konkludere med at fangst av laks i Vossovassdraget har avtatt. Når og hvorfor nedgangen inntraff kan ikke fastsettes med sikkerhet, og er fortsatt gjenstand for diskusjon. Basert på oppgitte fangster i fangststatistikken for Vosso synes fangstene å være redusert allerede fra slutten av 60-tallet, men basert på fangster i Bolstadelvi etter 1965 synes nedgangen å inntreffe først etter 1988. Da er ikke høy fangst i 1967 og 1968 forklart og fangst før 1965 er ikke oppgitt og vurdert.

På grunn av nedgangen i fangst av laks, men uten at årsaken var avklart, ble elva fredet fra 1992-sesongen. Året etter ble det av DN igangsatt undersøkelser for å avklare hvorvidt vannkvalitet kunne være en av årsakene til nedgangen i fangst av laks (Kroglund m.fl., 1993b). Andre undersøkelser var på det tidspunkt iverksatt for å undersøke andre hypoteser. Det tas ikke her stilling til alternative hypoteser.



Figur 1. Fangst av anadrom fisk i Vossovassdraget fra 1875 til 1991 (laksestatistiken SSB).



Figur 2. Årlig fangst av laks i Bolstadelvi i perioden 1965 til 1991. Kopiert fra Sægrov m.fl. 1991.

Målsetning

Basert på utvikling i fiskebestanden, usikkerheter vedrørende betydningen til ulike trusselfaktorer og et ønske om systematisering av innsamlet vannkjemi data fra vassdraget ble denne utredningen igangsatt. Oppdraget hadde til formål å vurdere:

- Vannkjemisk utvikling i hovedvassdraget fra 1960-tallet t.o.m. ut 1997.
- Identifisering av delområder med vannkjemi som er skadelig for vannlevende organismer, herunder.
 - vannkvalitet og forsuringsstatus i sidevassdragene.
 - betydningen av overført vann gjennom Evanger kraftverk for vannkvaliteten i Bolstadelvi.
 - betydningen av nedbørfelt nedstrøms Vangsvatnet for vannkvaliteten i Vosso og Bolstadelvi.
- Effekt av eksisterende kalkingstiltak.

Kunnskap om variasjon i vannkvalitet gjennom året innen vassdraget samt identifisering av de deler av vassdraget som er kilde til skadelig vann gjør det mulig å sannsynliggjøre nødvendigheten av tiltak og hvor og når tiltak bør iverksettes (Hindar m.fl., 1997). Basert på resultat fra denne utredningen kan behov for ny kalkingsplan bedre vurderes og eventuell revidering utføres.

2. Material

2.1 Material

I denne utredningen er datamateriale sammensatt fra ulike kilder. Datasettene, kildene og analyseinstitusjonene er angitt i tabell 1.

I Vosseprosjektet, som ble gjennomført i perioden 1972-1982, ble vassdraget ned til Vangsvatnet grundig undersøkt med hensyn på vannkvalitet, dyreplankton, bunndyr og fisk (Faafeng m.fl. 1980, Haraldstad 1983). De øverste delene av Vossovassdraget ble overvåket med hensyn til eutrofiering innenfor "Statlig program for forurensningsovervåkning" frem til 1986 (Holtan m.fl. 1986). Norsk institutt for naturforskning (NINA) har siden 1988 analysert månedlige vannprøver fra en stasjon i hovedelva mellom Vangsvatnet og Evangervatnet (Kvilekvål) på oppdrag for DN. Våren 1993 ble NINA's undersøkelsesprogram utvidet med flere stasjoner delvis plassert i hovedvassdrag i sidevassdrag samt ved utløpet av Evanger kraftstasjon. Dette programmet ble ytterligere utvidet i 1994. Voss kommune har drevet et lokalt overvåkningsprogram i vassdraget, hvor det er foretatt pH-målinger i et utvalg av innsjøer og bekker.

Tabell 1. Datasett benyttet ved utredning av vannkvalitet i Vosso.

Dataserie	Lokalitet	Periode	Analyseinst	Referanse
Vannkjemi	Oppstr. Vangsvt.	1969-70	Ikke oppgitt	Baalsrud, 1962; Steine m.fl. 1972
	Oppstr. Vangsvt.	1976	Ikke oppgitt	Bekkestad 1976
	Oppstr. Vangsvt.	1977	NIVA	Bekkestad m.fl., 1977; Faafeng m.fl. 1977
	Oppstr. Vangsvt.	1978-79	NIVA	Brettum m.fl. 1981, Faafeng, 1981
	Oppstr. Vangsvt.	1981	NIVA	Bakketun, 1981; Bakketun m.fl. 1982
	Oppstr. Vangsvt.	1982	NIVA	Bakketun og Brettum, 1983
	Oppstr. Vangsvt.	1983	NIVA	Bakketun m.fl., 1984
	Oppstr. Vangsvt.	1984	NIVA	Holtan m.fl., 1986
	Kvilekvål	1988-96	NINA	NINA-vannkjemiske data
10-20 stasjoner	1993-96	NINA	NINA-vannkjemiske data	
Innsjøer	1992	Rådgivende Biologer	Lehmann og Johnsen, 1992	
Hydrologi	Bulken, Mestad	1986-96	NVE	NVE-hydrologisk avd.
	Evanger k.verk.	1986-96	BKK	BKK, kraftproduksjonsarkiv

Det vannkjemiske datamaterialet for elver og bekker i Vossovassdraget omfatter i perioden 1994-96 prøver tatt på 18 lokaliteter. Stasjonsnettene har ikke vært konstant fra 1969, men er hele tiden justert i forhold til intensjonen bak prøvetakingen. Flytting av stasjoner og endring av analyseprogram medfører at det ikke uten videre er mulig å lage lange tidsserier for en stasjon.

Vi har vurdert det som fordelaktig i denne rapporten å skille mellom tidsutvikling (historiske data fra 1969-1996) fra nåtilstanden i hovedvassdraget og sideløpene (data fra 1993-1996). Det er i utredningen valgt å presentere den historiske utviklingen ved prøvene tatt i Vangsvatnet og Strondaelvi (1969-1984) eller ved Kvilekvål (1988-1996) samt for Raundalselvi (1970-1996). Elva Vosso som renner fra Vangsvatnet til Evangervatnet, samt elvestrekningen fra Evangervatnet til fjorden (Bolstadelvi) presenteres deretter. Årsakene til denne inndelingen er at stedvis variasjon i hovedvassdraget forsøkes forklart med vannprøver tatt i sidevassdrag fra nord, fra sør eller fra Evanger kraftverk samt fra de øverste tilførselene til Vosso; Raundalselvi og Strondaelvi. Tilslutt fokuseres det på betydningen av kalkingstiltaket utført ved kraftverket og effekt av utslippsreduksjoner.

2.2 Vassdragsbeskrivelse

Vosso er det største vassdraget på Vestlandet med et naturlig nedbørfelt på 1492 km² (tabell 2). Totalt finnes det 2018 større og mindre vann i vassdraget, med et samlet areal på 76.3 km². Medregnet overføringer i forbindelse med kraftutbygging er det totale nedbørfeltet 1641 km² (tabell 3). Den nederste delen av elva, fra utløpet i Bolstadfjorden og opp til Evangervatn kalles Bolstadelvi. Den er 3.5 km lang og har en stigning på 11 meter. I øvre del av Evangervatnet kommer Teigdalselvi 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. Like ovenfor Vangsvatnet splittes Vossovassdraget i to grener: Strondaelvi og Raundalselvi. Laksen stoppes langt nede i begge disse elvene, ved Rognsfossen i Strondaelvi og like ovenfor Palmafossen i Raundalselvi. Laksetrapp er bygget begge steder, men ikke fullført i Rognsfossen.

2.2.1 Vassdragsavsnitt og hydrologi

Vossovassdraget kan grovt deles inn i 3 hovednedbørfelt (figur 3). Den innerste regionen med Strondaelvi og Raundalselvi (areal på henholdsvis 376 og 523 km²) forenes like oppstrøms Vangsvatnet. Dette området, inklusivt delareal til Vangsvatnet benevnes i rapporten som oppstrøms Bulken. Vassdragsavsnittet nedstrøms Bulken består av områdene nedstrøms Vangsvatnet og inkluderer delnedslagsfelt til Vosso, Evangervatnet og Bolstadelvi. Dette arealet defineres som restfeltet videre i rapporten og henspeiler på at dette arealet er lokalisert nedstrøms vannføringsmåleren ved Bulken og bidrar således ikke til vannføringstallene på utløpet av Vangsvatnet. Den tredje regionen er regulert areal innen Ekso-vassdraget som er overført til Vosso. Inklusivt reguleringer har Vossovassdraget en gjennomsnittlig spesifikk avrenning på 63,5 l/sek*km². Dette gir en gjennomsnittlig vannføring på 104 m³/s ved utløpet i Bolstadfjorden. Hydrologiske data for viktige sidevassdrag er vist i tabell 2.

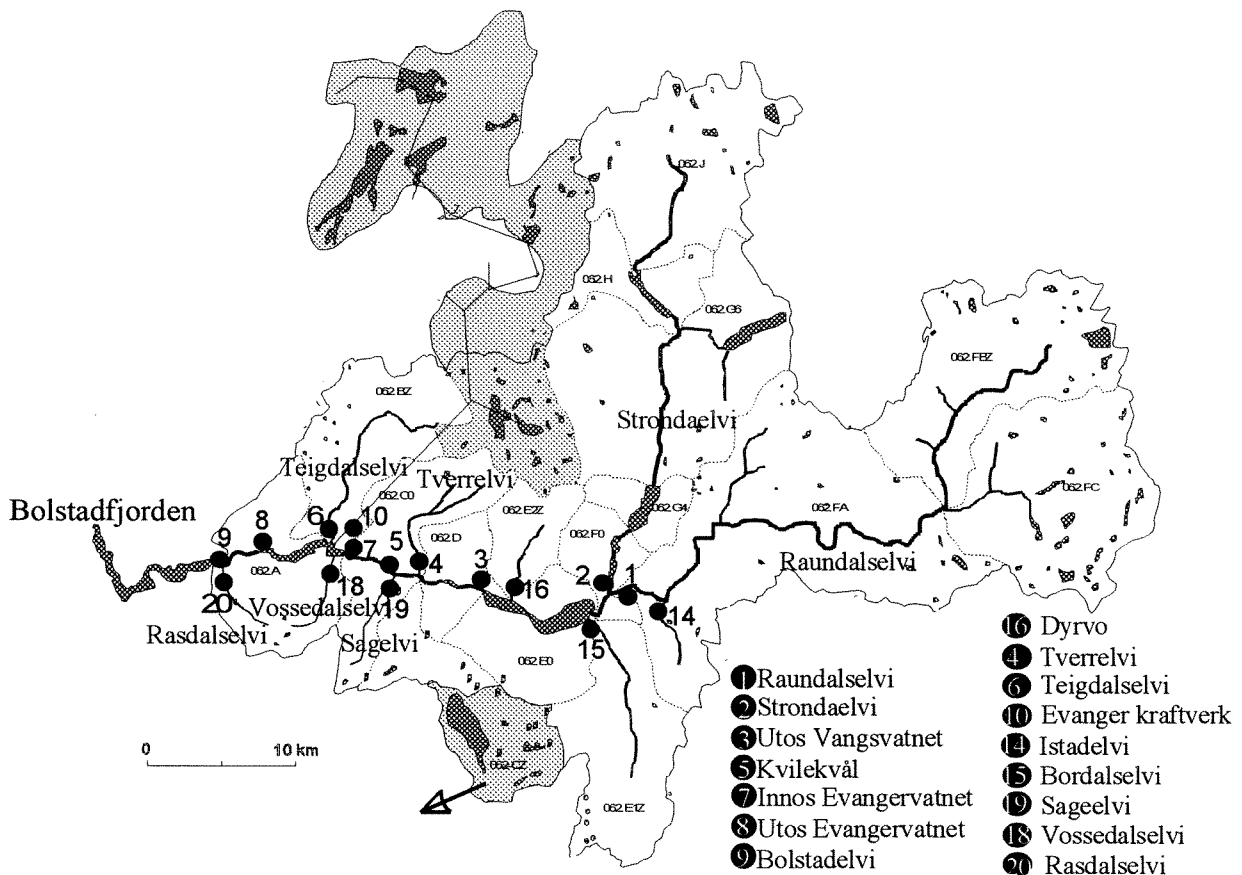
Vannføring måles på flere stasjoner i Vossovassdraget (figur 3). De fleste av vannføringsstasjonene er lokalisert ovenfor Vangsvatnet. Vannføringen ut av Vangsvatnet måles ved Bulken. Det foreligger kun en målestasjon nedstrøms Bulken, Mestad i Teigdalselvi. Denne stasjonen kan representere vanntilførsler fra restfeltet til Vossovassdraget nedstrøms Bulken. Stasjonen ligger i en nordhelling til Evangervatnet og vil således ikke være fullstendig representativ for sidevassdrag i sørhelling. Det er likevel valgt å benytte denne stasjonen da den sannsynligvis gir et riktigere bilde og mønster på avrenning enn andre målestasjoner lokalisert i andre vassdraget.

Tabell 2. Hydrologiske data for viktige sidevassdrag. Vassdrag merket * har redusert nedbørfelt pga. kraftutbygging.

	Lokalitet	Areal km ²	Spes. avr. l/ s km ²	Tilslig (år) mill m ³ / år
Overfor Vangsvatnet	Strondaelvi	375.6	56.4	668.5
	Raundalselvi	523.4	55.3	913.5
	Bordalselvi	92.7	72.6	212.2
	Dyrvo	32.8	71.1	73.6
Restfeltet	Tverrelvi	35.3	70.3	78.3
	Sageelvi, Merkesgrovi	22.9	65.0	47.0
	Skorveelvi m.fl.	11.2	52.6	18.5
	Teigdalselvi*	86.9	67.7	185.2
	Rasdalselvi, Tveitagrovi m.fl.	24.9	63.3	49.7
	Vossedalselvi, Geitåni m.fl.	59.5	62.6	117.5
Reguleringer	Torfinno*	28.9	71.4	65.1
	Evanger kraftstasjon	254.3	87.4	700.8

Tabell 3. Areal og tilsig for nedbørfelt i Vossovassdraget berørt av kraftutbygging.

Nedbørfelter	Areal	Spes. avr.	Tilsig (år)
	km ²	l / s km ²	mill m ³ / år
Naturlig nedbørfelt	1492.2	61.1	2876.1
Overført til Evanger kraftverk	+254.3	87.4	+700.8
Herav overført fra Teigdalselvi	-58.8	85.3	-158.9
Overført til annet vassdrag (Torfinnsvatn)	-46.6	88.0	-129.4
Nedbørfelt med reguleringer	1641.2	63.5	3288.6



Figur 3. Vossovassdraget, med nedbørfelt og delnedbørfelt (REGINE-enheter). Målestasjoner for vannkjemii er angitt (se også tabell 4). Kartet er omarbeidet på grunnlag av kart fra NVE. Det skraverte området er regulert, med påtegning av utløpssted.

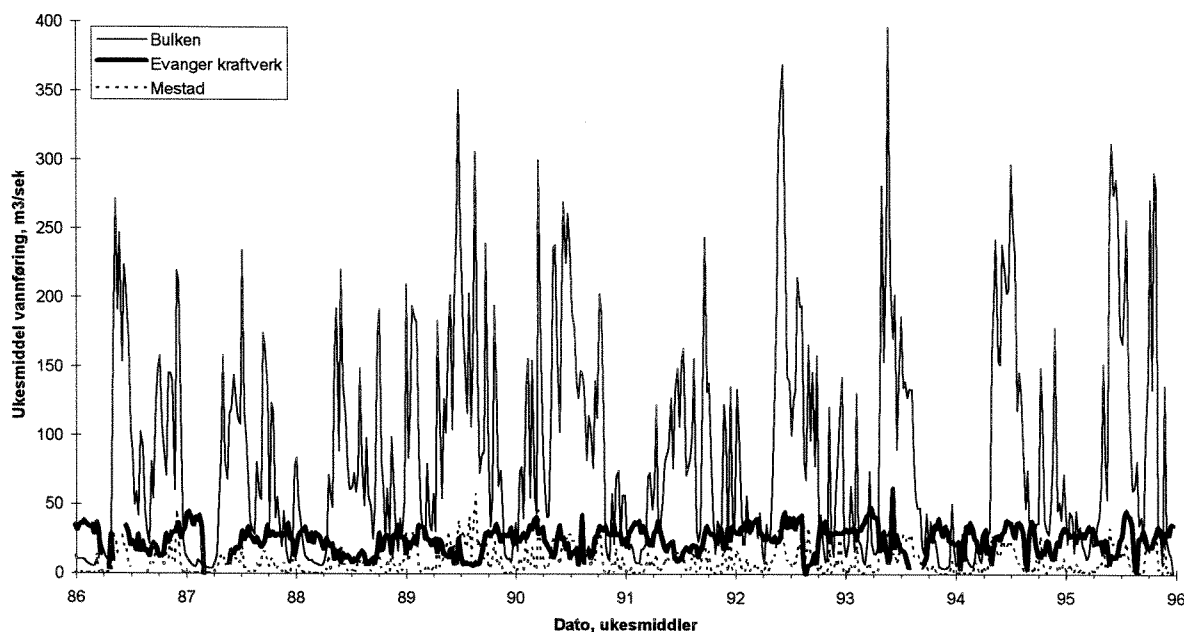
Tabell 4. Tabell over stasjonsnettets som ble benyttet i Vosso vassdraget fra 13/3 1993 til 21/4 1994 og fra 21/4 1994 til 1996

Stasjonsnr	Prøvetaking fra	Stasjon
1	13/4 1993	Raundalselvi ved Skjerve
2	13/4 1993	Strondaelvi ca 200 m oppstrøms Voss klekkeri
3	13/4 1993	Utos Seimsvatn
4	13/4 1993	Tverrelva v/Geitle
5	1988	Kvilekvål, Vosso
6	13/4 1993	Teigdalselvi, nedre del
7	13/4 1993	Utos Evangervatnet
8	13/4 1993	Kraftstasjonen, Evanger
1	21/4 1994	Raundalselvi ved Skjerve
2	21/4 1994	Strondaelvi ca 200 m oppstrøms Voss klekkeri
3	21/4 1994	Utos Vangsvatnet
4	21/4 1994	Tverrelva v/Geitle
5	1988	Kvilekvål, Vosso
6	21/4 1994	Teigdalselvi, nedre del
7	21/4 1994	Innos Evangervatnet
8	21/4 1994	Utos Evangervatnet
9	21/4 1994	Bolstadelvi utløp
10	21/4 1994	Evanger kraftstasjon etter kalking
11	6/2 1995	Evanger kraftstasjon før kalking
14	21/4 1994	Istadelvi
15	21/4 1994	Bordalselvi
16	21/4 1994	Dyrvo
17	21/4 1994	Torfinno
18	21/4 1994	Vossedalselvi
19	21/4 1994	Sageelvi
20	21/4 1994	Rasdalselvi

Vannføringen i Vossovassdraget (Bulken) er lavest om vinteren og høyest i mai og juni (figur 4). Dette skyldes at en relativt stor andel av nedbørfeltet ligger i fjellområder hvor snøsmeltingen er stor om sommeren. Vannføringen avtar brått i juli måned og forsetter å avta i august. Andelen av høyfjellsområder innenfor de ulike delnedbørfeltene er avgjørende for tidspunkt, mengde og kvalitet av vannbidraget. I Teigdalselvi, som er et mindre vassdrag med relativt liten andel fjellområder innenfor nedbørfeltet, vil vårfloppen komme tidligere enn i hovedvassdraget. Teigdalselvi er forøvrig påvirket av vassdragsregulering, se avsnitt 3.2. Denne forskjellen i flomtidspunkt mellom sideelver og hovedvassdrag er viktig, både ved evaluering av vannkvalitet samt i forbindelse med kalking. Mindre sidevassdrag vil ha en tidligere flom enn hovedvassdraget og kan derfor få en relativt stor betydning for vannkvaliteten i hovedelva tidlig på våren, dvs i laksens smoltifiseringsperiode.

Vossovassdraget har svært mange små innsjøer innenfor sitt nedbørfelt, særlig i de høyereliggende områdene. Det finnes 5 større innsjøer knyttet til hovedstrengen av vassdraget. Disse er Myrkedalsvatnet, Oppheimsvatnet og Lønnavatnet som ligger langs Strondaelvi, samt Vangsvatnet og Evangervatnet som ligger i de nedre delene av hovedvassdraget. Hydrologiske data for disse innsjøene er gitt i tabell 5. Oppholdstiden i Evangervatnet er kort. Teoretisk oppholdstid er på 17 dager for hele innsjøvolumet basert på en avrenning på 64 L/sek/km² og 1663 km² nedslagsfelt. Dersom oppholdstiden beregnes kun for de øverste 10 meterne av innsjøen reduseres oppholdstiden til 3 dager eller for 0-20m sjiktet til 6 dager. Evangervatnet kan derfor i perioder oppfattes som en del av Vosso og Bolstadelvi, ikke som en innsjø. Likeledes innebærer den korte oppholdstiden at det er grunn til å anta at vannkvaliteten i hverken Vangsvatnet eller Evangervatnet påvirkes særlig av innsjøprosesser, men heller fra vannkvaliteten på innstrømmende vann.

Vannføring ved Bulken, Evanger kraftverk og Mestad



Figur 4. Ukentlig middelvannføring (m^3/sek) fra 1986 til 1996 på stasjon 598 Bulken, Evanger kraftverk og Mestad basert på døgnverdier. Kilde: NVE.

Tabell 5. Hydrologiske data for innsjøer i Vossovassdraget. Teoretisk oppholdstid er gitt.

Innsjø	Nedbørfelt km^2	Avrenning $\text{L}/\text{km}^2 \text{ sek}$	Max. dyp m	Mid dyp m	Innsjøvolum mill. m^3	Teoretisk
						oppholdstid år
Myrkedalsvatnet	153	67	97	35	137	0.41
Oppheimsvatnet	60	44	66	35	59	0.71
Lønavatnet	351	55	26	11	137	0.23
Vangsvatnet	1089	57	60	32	257	0.13
Evangervatnet*	1463	64	114	54	153	0.05

* Johnsen, 1992

2.2.2 Restfelt nedstrøms Bulken og reguleringer

Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap (BKK) fikk konsesjon til å regulere felter i den øvre delen av Teigdalsvassdraget, Eksingedalsvassdraget og Modalsvassdraget ved kgl. res. av 4. mars 1966. Den første fasen av reguleringen skjedde i 1969. Det er senere utført en del tilleggsreguleringer (tabell 6).

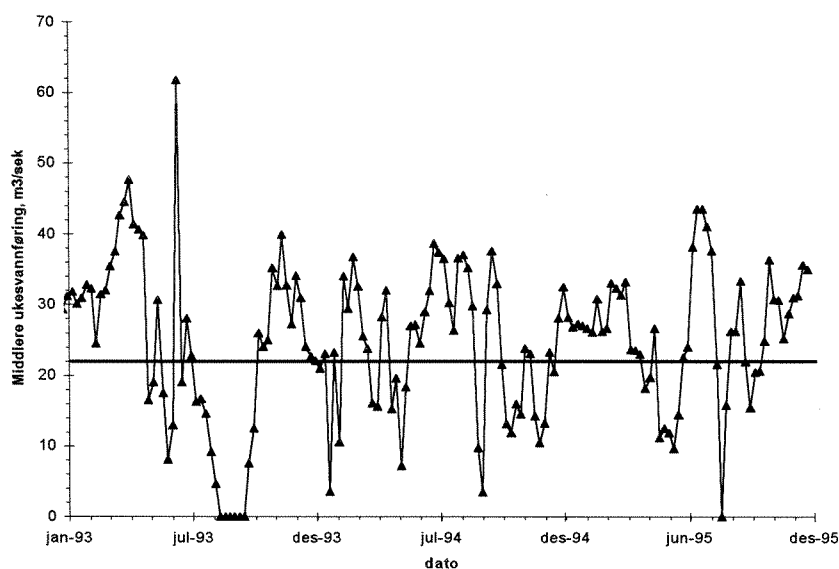
Det regulerte feltet til Evanger kraftverk har i dag et samlet areal på 254 km^2 (tabell 3). Området ligger over 700 m.o.h. og har en spesifikk avrenning på $87 \text{ l}/\text{sek km}^2$. De øvre delene av Teigdalselvi's nedbørfelt (bl.a. Piksvatn, Volavatn) utgjør 59 km^2 av det regulerte feltet. Resten av det regulerte feltet ligger utenfor Vossovassdragets naturlige nedbørfelt og hørte opprinnelig til Eksingedalsvassdraget. Utløpet av Evanger kraftstasjon renner ut i Evangervatnet like oppstrøms utløpet til Teigdalselvi.

Tabell 6. Historisk oversikt over reguleringer ved Evanger kraftverk.

Årstall	Tiltak
1963	Forberedende arbeid startet opp på Evanger
1969	Aggregat 1 i drift. Overføringer fra Teigdalsvassdraget, fom Grasdalen tom Bjørndalen.
1971	Regulering av Volavatn og Piksvatn. Overføring av Harkavatn.
1972	Overføring av Eksingdalsvassdraget fom Ekse-Torvedalen tom Grøndalsvatn. regulering av Grøndalsvatnet.
1973	Aggregat 2 i drift.
1974	Regulering av Askjellalsvatnet.
1975	Overføring av Holskardvatnet i Modalsvassdraget.
1977	Aggregat 3 i drift.
1984	Overføringer av Sødalsvatnet og Kvanngrovvatnet i Modalsvassdraget. Regulering av Skjerjevatnet og Holskarvatnet.
1986	Regulering av Vassøyane.

Variasjoner i vannføring ved Evanger kraftstasjon i løpet av året er fremstilt i figur 5. Vannføringen var i perioden 1990-1996 gjennomsnittlig på 24 m³/s. Vannføringskurvene viser stor variasjon, spesielt sommerstid.

Reguleringen tillater en utjevning av vannføringen ved kraftverket over året. Dette vannføringsmønsteret avviker fra vannføringsmønsteret i hovedelva, som har en markert flom i perioden mai-august. I perioder med lav vannføring i hovedelva, dvs vinterperioden frem til 15. mai, vil vannmassene fra kraftverket bidra med en relativt stor andel av den totale vannføringen i vassdraget (tabell 8). Med 30 m³/s gjennom kraftverket og 20 m³/s i hovedelva vil vannkvaliteten i utløpsvannet fra kraftverket være avgjørende for laksesmolten i hovedvassdraget. I sommerhalvåret vil det relative bidraget fra kraftverksmagasinene normalt være mindre. Dette diskuteres senere.



Figur 5. Ukentlig middelvannføring ut fra Evanger kraftstasjon i perioden 1990-1996. Midlere vannføring for hele perioden er vist med horisontal strek.

Basert på arealene i tabell 7 er restfeltet på 284.9 km² eller 3.7 ganger større enn nedbørfeltet til målestasjonen Mestad i Teigdalselvi etter regulering (77.4 km²). Vannføringen i Teigdalselvi stammer fra et areal på 77.4 km² etter reguleringen, men vannføring kan komme fra et større areal i perioder hvor Evanger kraftverk ikke er i drift (august og september). I disse periodene reduseres forholdet mellom

restfeltet og felt til Mestad fra 3.7 til 2.5. Det er i de videre beregningene antatt at vannføringsbidraget til Vosso og Bolstadelvi fra restfeltene vil fordele seg med ca vannvolum bestemt av areal, ikke av om vannbidraget stammer fra restfelt som ligger i nord eller sørhelling. Foruten bidrag fra restfelt kommer bidrag fra Evanger kraftverk til Bolstadelvi.

Tabell 7. Areal (km²) til restfeltet nedstrøms målestasjon på utløpet av Vangsvatnet. Arealet til restfeltet er 284 km². Det foreligger vannkjemiske data fra et samlet areal på 241 km². Det manglende arealet (18%) er jevnet fordelt på alle restfeltene. Vassdragets prosentvise bidrag til den forventede avrenningen er angitt.

	Areal dekket av vannkjemisk prøveprogram	Korrigert areal (+18%) for å inkludere områder ikke dekket av vannkjemisk analyseprogram	Prosent av restfeltet
Mestad	77.4	91.3	32
Tverrelvi	35.3	41.7	15
Sageelvi	22.9	27.0	10
Skorveelvi	11.2	13.2	5
Teigdal uregulert areal	9.5	11.2	4
Vosedalselvi	59.5	70.2	25
Rasdalselvi	24.9	29.4	10
	240.7	284.0	100
Areal til restfeltet=	284		

2.3 Analysemetoder

Det er ikke her redegjort for vannkjemiske analysemetoder og det henvises til de respektive kilderapportene for dette.

Analysemetoden for aluminium ble ved NINA endret i juni 1993. Endringen omfattet blant annet at prøvene ikke lengre ble surgjort før analyse. Det er grunn til å anta at verdier analysert etter juni 1993 vil være lavere enn verdier målt forut. Al-analyser utført ved NINA vil også gi lavere verdier enn tilsvarende analyser utført ved NIVA (Kroglund m.fl, upublisert). Forskjellene skyldes ulike analysemetoder og ikke kvaliteten på analysene. Giftighetsvurderinger er normalt utført på aluminiumsmålinger foretatt ved NIVA eller ved LAK (Laboratorium for analytisk kjemi). Det hersker derfor usikkerhet ved bruk av aluminium analysert ved NINA ved fortolkning av vannkvalitet. Basert på noen få enkeltmålinger utført i Suldalslågen vil konsentrasjoner av uorganisk monomert Al (UMAl) analysert ved NINA ligge på 25-40% av konsentrasjonen av labilt Al (LAl) målt ved NIVA. Denne forskjellen trenger ikke gjelde for alle pH-nivå og andre vassdrag enn Suldal, men nevnes som en illustrasjon på mulig forskjell.

Aluminium i denne rapporten er fraksjonert med hensyn på ulike tilstandsformer. NINA's benevninger er nedenfor satt sammen med den nærmest tilsvarende benevnelse benyttet ved NIVA og LAK. Ulike fraksjonerings- og analysemetoder gjør at Al-specier inkludert innen de ulike benevningene ikke er identiske. Benevninger benyttet ved NIVA, LAK og NINA vil derfor ikke være synonyme. I praktisk hverdag vil likevel likheten være større enn ulikheten.

	NINA	LAK	NIVA
Total reaktiv Al	TRAl	Alr	Al-a
Total partikulær Al	PKAl (TRAl - TMAI)	Alc (Alr-Ala)	
Total monomert Al	TMAI	Ala	RAI
Total uorganisk monomert Al	OMAl	Alo	ILAl
Total uorganisk monomert Al	UMAl (TMAI-OMAl)	Ali (Ala-Alo)	LAl (RAI-ILAl)

Vannprøver som ikke fraksjoneres i felt vil under enkelte forhold kunne underestimere konsentrasjonen av giftig aluminium (Lydersen m.fl., 1994). Dette skyldes at tilstandsformen til giftig aluminium endres over tid, etter temperaturøkning og etter pH endring. Postforsendelse av innsamlede prøver vil derfor kunne underestimere den mengde giftig Al som er tilstede i hovedvassdraget dersom prøvene ble tatt på et sted hvor det forekommer polymerisering. Størrelsen på eventuell endring kan ikke kvantifiseres for dette materialet da dette vil kreve *in situ* prøvetaking av Al (Lydersen m.fl., 1994).

Syrenøytraliseringskapasitet (ANC) er beregnet som:

$$\begin{aligned} \text{ANC} &= \text{BC}^* - \text{AN}^* \\ \text{(Basekationer)} \quad \text{BC}^* &= \text{Ca}^* + \text{Na}^* + \text{Mg}^* + \text{K}^* \\ \text{(Anioner)} \quad \text{AN}^* &= \text{SO}_4^* + \text{NO}_3^* \\ &^* = \text{konsentrasjon korrigert for sjøsaltbidraget} \end{aligned}$$

2.3.1 Transportberegninger

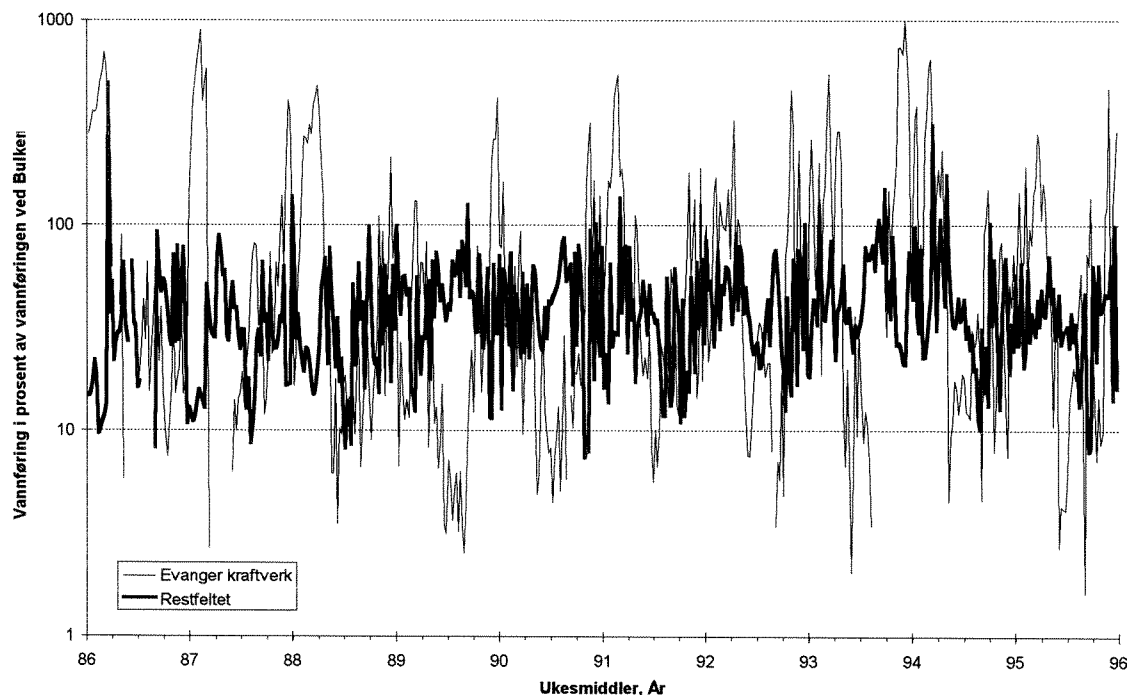
For å vurdere mulighet for "blandsoner" (områder med ustabile tilstandsformer til Al) er det foretatt transportberegninger av ulike vannkjemiske element i vassdraget. Transportberegninger er utført på grunnlag av vannkjemiske data og vannføring fra utløpet av Vangsvatnet, fra fem ulike sidevassdrag innen restfeltet og fra kraftverket. Beregnet transport er sammenliknet med målte verdier ved Bolstadelvi. Beregningene er utført for 16 prøvetakingsdatoer i 1994 og 1995. For hver dato er transport ut av vassdragsavsnittet beregnet ved å multiplisere målt konsentrasjon med målt vannføring (utløpet av Vangsvatnet, Teigdalselvi og Evanger kraftverk) eller med beregnet vannføring (resterende sidevassdrag i restfeltet). Transporten fra de ulike vassdragsavsnittene er så summert.

3. Resultat og diskusjon

3.1 Hydrologi

Nederste vannføringsstasjon i Vossovassdraget er Bulken, som er lokalisert på utløpet av Vangsvatnet. Denne stasjonen fanger ikke opp vannbidrag for arealer nedstrøms Vangsvatnet, ei heller vann fra Evanger kraftverk. For å beregne vanntilførsel for hele restfeltet nedstrøms Bulken er vannføringen ved Mestad benyttet for å beregne en arealkorrigert vannføring for hele området. Arealet til det nåværende restfeltet er korrigert for bortregulerte arealer (deler av Teigdalselvi og Torfinnsvatn). Vannføringen i Teigdalselvi målt ved Mestad omfatter således 27% av vannføringen til restfeltet. Dette gir en korreksjonsfaktor på 3.7 ($100/27=3.7$).

I figur 6 er avrenning, som prosent av vannføringen målt ved Bulken, beregnet både for Evanger kraftverk og for restfeltet. I tabell 8 er tilsvarende vist for ukenr 16 til 19 (smoltifiseringsperioden om våren). Korreksjonsfaktor 3.7 er benyttet uavhengig av om kraftverket var i drift eller ikke (større areal, mindre faktor) for å skalere vannføring fra Teigdalselvi til å omfatte hele restfeltet. Dette kan i perioder feilestimere vannføringen fra restfeltet noe, men ettersom man ikke er sikker på når det er overløp på de regulerte innsjøene, og overløp kun forekommer unntaksvis, utgjør ikke denne feilen en svekkelse av hovedbildet. Det er ikke korrigert for ulik spesifikk avrenning for de forskjellige delfeltene, oppgitt i tabell 2, da forskjellen er moderat ($62-70 \text{ L/s km}^2$). Korreksjonene som er utført vil således ikke gi korrekte vannføringer, men bør gi en rimelig karakteristikk av vannbidraget til Bolstadelvi fra henholdsvis kraftverket og fra restfeltet. Feilene skyldes ulik helling (nord og sør-skråning) ulik topografi og lokale variasjoner i nedbør (intensitet og frekvens).



Figur 6. Vannføring ved Evanger kraftverk og fra restfeltet til Vossovassdraget nedstrøms Bulken i prosent av vannføringen ved Bulken for perioden 1986 til 1996. Beregningene er utført på ukesmidler.

Gjennomsnittlig årsvannføring ved Evanger kraftverk og restfeltet til Vosso var på henholdsvis 25 og 11% av vannføringen ved Bulken. Basert på ukentlige gjennomsnittsverdier for perioden 15. april til 15. mai (4 uker) fra 1986-96 utgjorde vannføringsbidraget fra Evanger kraftverk fra 5 til 288% av vannføringen målt ved Bulken (tabell 8). Tilsvarende for restfeltet varierte mellom 17 og 177%. Dette innebærer at vannkjemien i Bolstadelvi i perioden 15. april til 15. mai normalt vil domineres av avrenning fra restfeltet og kraftverket. Etter 15 mai tiltar avrenningen i Vosso som følge av snøsmelting og bidrag fra restfeltet og kraftverket avtar i relativ betydning (figur 6). I andre deler av året (vinteren) kan bidragene fra restfelt og kraftverk være betydelig større og utgjøre 60 til 95% av total vannføring i Bolstadelvi.

Tabell 8. Prosent (%) vannføring (ukesmidler for ukene 16-19) i forhold til vannføringen målt ved Bulken for Teigdalselvi (Mestad), restfeltet til Vosso og for Evanger kraftverk. Prosentverdier større enn 100 betyr at vannføringen i feltet er større enn vannføringen målt ved Bulken. Vannføringen ved Bulken er angitt som ukemiddel og m³/sek.

Uke	Bulken m ³ /sek				Teigdalselvi % av Q v/Bulken				Restfelt % av Q v/Bulken				Evanger kraftverk % av Q v/Bulken			
	16	17	18	19	16	17	18	19	16	17	18	19	16	17	18	19
1986	10	9	31	164	8	8	9	17	30	30	36	66		49	90	8
1987	15	54	84	158	20	15	16	8	75	57	60	29				
1988	19	70	56	47	15	18	6	20	57	69	21	77	136	31	35	44
1989	183	107	54	126	14	5	18	9	54	18	67	36	8	22	39	11
1990	40	42	129	236	10	17	16	11	37	64	59	40	53	43	12	5
1991	122	34	34	53	11	5	8	9	43	17	32	35	25	112	93	46
1992	35	25	26	61	24	10	21	19	91	39	79	71	71	109	97	38
1993	14	20	136	281	11	13	17	9	41	48	64	35	288	198	12	7
1994	14	28	32	158	19	11	47	18	72	41	177	67	232	55	61	5
1995	36	40	66	152	13	19	11	13	48	71	42	50	61	55	36	11
Gj.snitt	49	44	65	144	15	12	17	13	55	45	64	51	109	75	53	19

3.2 Tidsutvikling i vannkvalitet fra 1969-1996

Strondaelvi, Raundalselvi og Kvilekvål

pH-målinger utført i perioden 1969 - 1984 i Strondaelvi viste kraftige sesongvariasjoner. Det ble i denne perioden kun unntaksvis målt pH-verdier lavere enn 6.0, mens det ofte ble målt pH-verdier høyere enn pH 6.5, verdier som var uvanlige etter 1988 (figur 7). I 1993 og 1994 var sommer pH-verdier under 6.0 vanlige, mens verdiene for 1995 og 1996 varierte mellom pH 6.0 og 6.4. pH-målingene utført i løpet av våren (15. april til 15. juni) i perioden før 1982 var signifikant forskjellig fra målinger utført om våren fra 1993 (tabell 9). Det synes derfor som at man kan konkludere med at pH har avtatt i løpet av undersøkelsesperiodene og kan indikere en forsuringsutvikling.

Tidsutviklingen i Raundalselvi var preget av kraftige sesongvariasjoner. Det ble sjeldent målt pH under pH 6.0 i perioden 1976 til 1982, verdier som var normalt forekommende i måleserien påbegynt i 1993 (figur 8). Resultatet indikerer at det har funnet sted en pH-reduksjon. Det var signifikant forskjell mellom pH-målinger utført i løpet av våren (15. april til 15. juni) i perioden før 1982 fra målinger utført om våren fra 1993 (tabell 9).

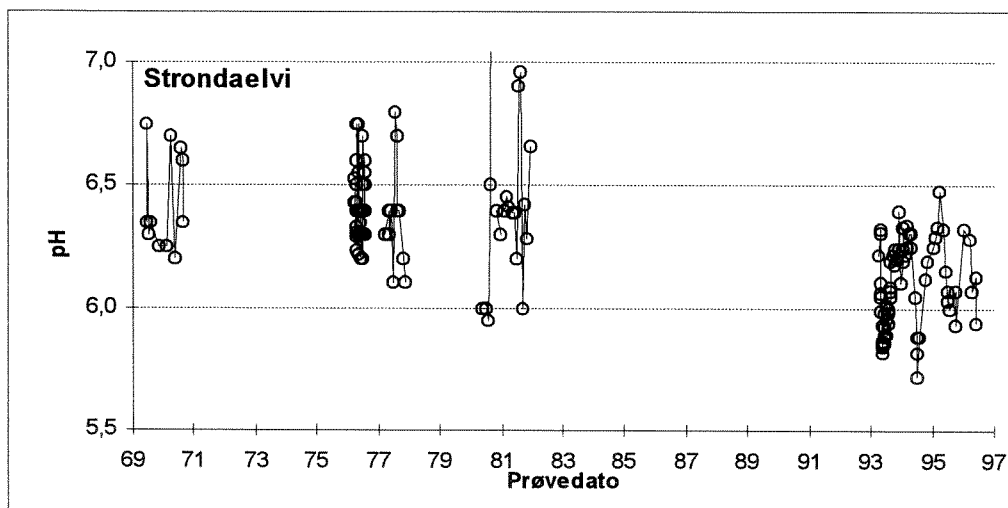
I den første måleperioden (1976-1982) var differansen mellom pH målt i Raundalselvi og Strondaelvi liten. Differansen i pH-verdi mellom vassdragene var jevnt fordelt og ingen av elvene pekte seg ut med spesielt lave pH-verdier eller med verdier som resulterte i store differanser (tabell 10). Fra 1993 var pH målt i Strondaelvi høyere enn i Raundalselvi i 52 av 65 målinger. Målingene indikerer at vannkvaliteten i disse to delvassdragene har utviklet seg ulikt fra 80-tallet og frem til i dag, hvor begge vassdragene

sannsynligvis har blitt surere, men hvor Raundalselvi muligens har hatt en mer, men ikke signifikant negativ utvikling enn Strondaelvi.

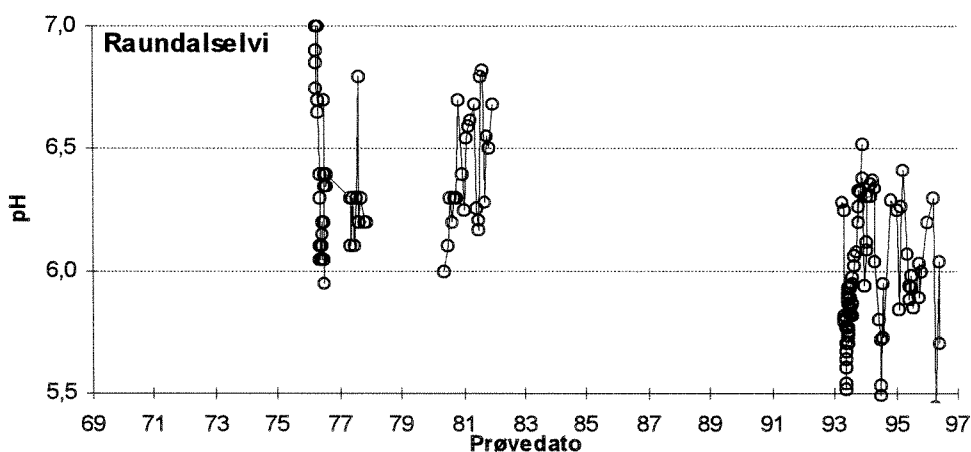
pH-målinger ved Kvilekvål i perioden 1988-1993 viste tydelige sesongvariasjoner, med lave pH-verdier om sommeren, høye verdier om vinteren (figur 9). Minimum sommer-pH synes å avta hvert år fra 1990 til 1994, for å stabiliseres/øke igjen i 1995 og 1996. I perioden 1990 til 1994 ble det årlig målt pH-verdier lavere enn pH 6.0 og kun unntaksvis pH-verdier høyere enn 6.5. Det var i perioder med høy vannføring i mai og juni at pH-reduksjonen i vassdraget var mest fremtredende (figur 15). pH-målinger på utløpet av Vangsvatnet fra 1978 til 1985 varierte normalt mellom pH 6.0 og 6.5 (figur 9). Man kan ikke uten videre konkludere med pH-reduksjon ved Kvilekvål, men den geografiske nærheten mellom disse stasjonene gjør at en slik hypotese heller ikke bør ignoreres.

Allerede i 1978 konkluderte Faafeng m.fl. med at det var tydelig tendens til lavere pH-verdier under snøsmeltingen i mai og juni og at pH-verdiene var betydelig høyere under lav vannføring i juli og august. Vassdraget var i perioden før 1988 tydelig påvirket av forurensninger fra kloakk og landbruk. Likeledes påpekte de at mindre sidevassdrag ofte kunne ha pH-verdier betydelig under 6.0, men at pH steg fra fjellregionen og ned til Vangsvatnet både i Strondaelvi og i Raundalselvi. pH-verdier under 6.0 ble normalt ikke registrert i disse to elvene i denne tidlige perioden. På tross av de ikke målte det de karakteriserte som "alarmerende tilstander" advarte de mot at en videre økning i tilførselene av sur nedbør kunne føre til at vassdragets evne til nøytralisering av de forsurende komponentene i nedbøren ble overskredet. pH-verdier under pH 6.0 kan indikere tilstedeværelse av suboptimalt vann dersom denne pH-verdien inntreffer samtidig med økt forekomst av giftig aluminium. Aluminium er kun målt i prøver tatt etter 1993, og endringer kan ikke vurderes.

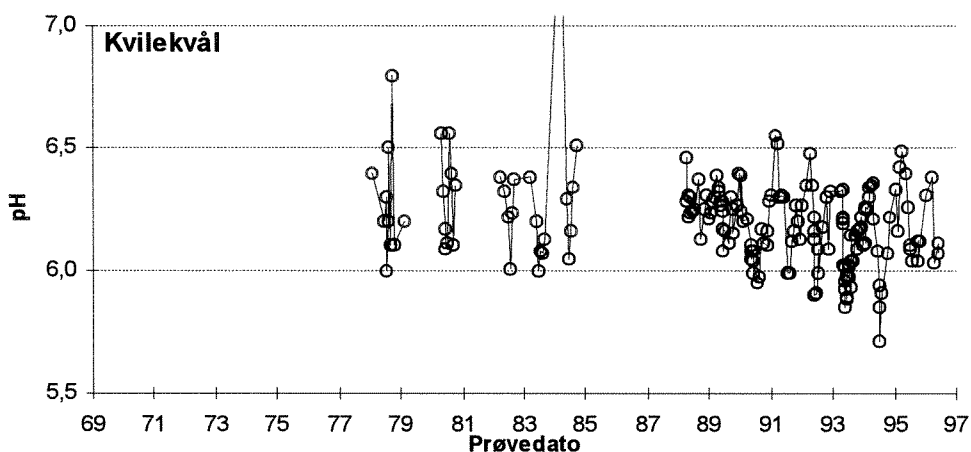
Årsaken til pH-reduksjonen i den senere perioden kan både skyldes rensetiltak iverksatt med hensyn til kloakk og landbruksforurensninger på 70 og 80 tallet, men også langvarig tålegrenseoverskridelse. Forsuring vil redusere basemetningsnivået i jordsmonnet (motstand mot forsuring) og episoder med pH-fall og mobilisering av aluminium på giftig form kan inntreffe. Hyppigheten og varigheten av episodene vil variere både mellom sesonger og mellom ulike år avhengig av nedbørsintensitet, mengde forsurende komponenter som avsettes, snøsmelting, sjøsaltepisoder mm. Granskogbeplantning vil øke jordforsuringen og gjøre disse områdene mer utsatt for episodisk forsuring (Hindar m.fl., 1997). Forsuringsepisoder kan variere i intensitet og biologisk effekt og kan være giftige for smolt, slik som registrert i Teigdalselvi våren 1993.



Figur 7. pH-målinger utført i Strondaelvi (1969-1996). Dataene er sammensatt fra ulike kilder.



Figur 8. pH utvikling i Raundalselvi fra 1976 til 1996. Data er sammensatt fra ulike kilder.



Figur 9. pH utvikling utløp Vangsvatnet (1976 til 1985) og ved Kvilekvål (1988 til 1996). Data er sammensatt fra ulike kilder.

Tabell 9. Gjennomsnittsverdier målt for pH i tidsrommet 15. april til 15. juni i periode 1 (1969 til 1981) og i periode 2 (etter 1993) i Strondaelvi og i Raundalselvi. Beregningene er utført på pH-verdier og ikke H⁺-konsentrasjoner. Forskjellene er testet med ANOVA.

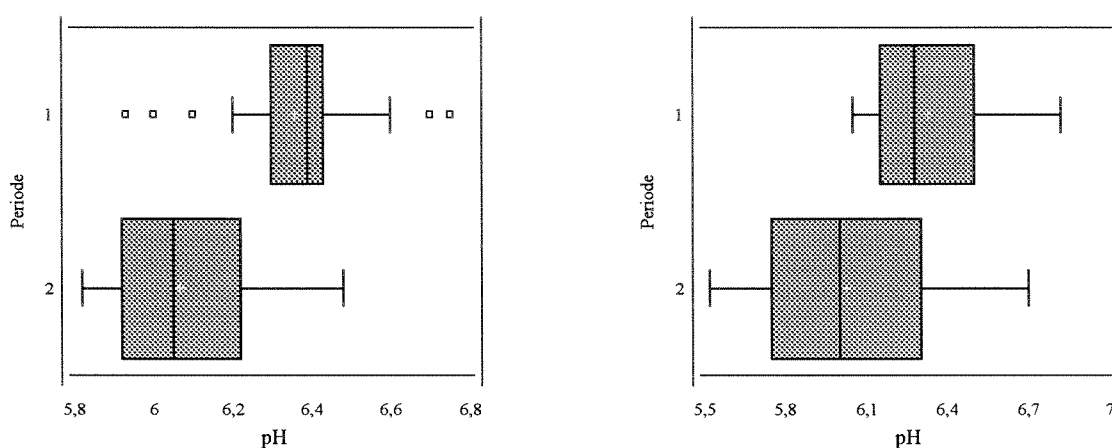
	Periode	N=	Gj.snitt pH	P=
Strondaelvi	1	59	6.4±0.2	0.0000
	2	30	6.1±0.2	
Raundalselvi	1	31	6.3±0.2	0.0001
	2	37	6.0±0.2	

Tabell 10. Fordeling av differanse i pH målt på samme dato mellom Raundalselvi og Strondaelvi for periodene 1976-1982 og 1993-1996. pH gruppene indikerer størrelsen på differansen. Datoer med lik pH-verdi (differanse = 0) er fordelt med halvparten av observasjonene på hver lokalitet. I første periode var pH-forskjellene relativt like (lik forekomst av høyere/lavere pH verdi) mens i andre periode hadde Strondaelvi klart hyppigere høyere pH enn Raundalselvi. Forskjellene var ikke signifikant forskjellige (ANOVA).

Høyest pH i:	Lokalitet	Antall målinger				N=	%
		forskjell >0.3 pH	forskjell 0.1-0.3 pH	forskjell 0-0.1 pH	forskjell 0.0 pH		
1976-1982	Raundalselvi	9	7	7	2	25	45
	Strondaelvi	8	18	3	2	31	55
1993-1996	Raundalselvi	0	5	7	0.5	12.5	19
	Strondaelvi	3	31	18	0.5	52.5	81

Strondaelvi

Raundalselvi



Figur 10. Box og whiskers presentasjon av pH-målinger utført fra 15. april til 16. juni i periode "1" (før 1982) og i periode "2" (fra 1993) i henholdsvis Strondaelvi og Raundalselvi.

3.3 Vannkvalitet, 1993-1996

Grafisk presentasjon av tidsvariasjon i ulike parametre er plassert som vedlegg til rapporten. Kun pH vises her med figur. Forskjeller i andre komponenter er vist med tabeller i teksten og i vedlegg.

3.3.1 Hovedvassdraget

Vannkvaliteten i hovedvassdraget nedstrøms Vangsvatnet vil være bestemt av vannkvaliteten ut av Vangsvatnet, men også av vanntilførsler fra Evanger kraftverk og fra restfeltet. I perioder kan disse tilførselene være større enn vannføringen ved Bulken (tabell 8).

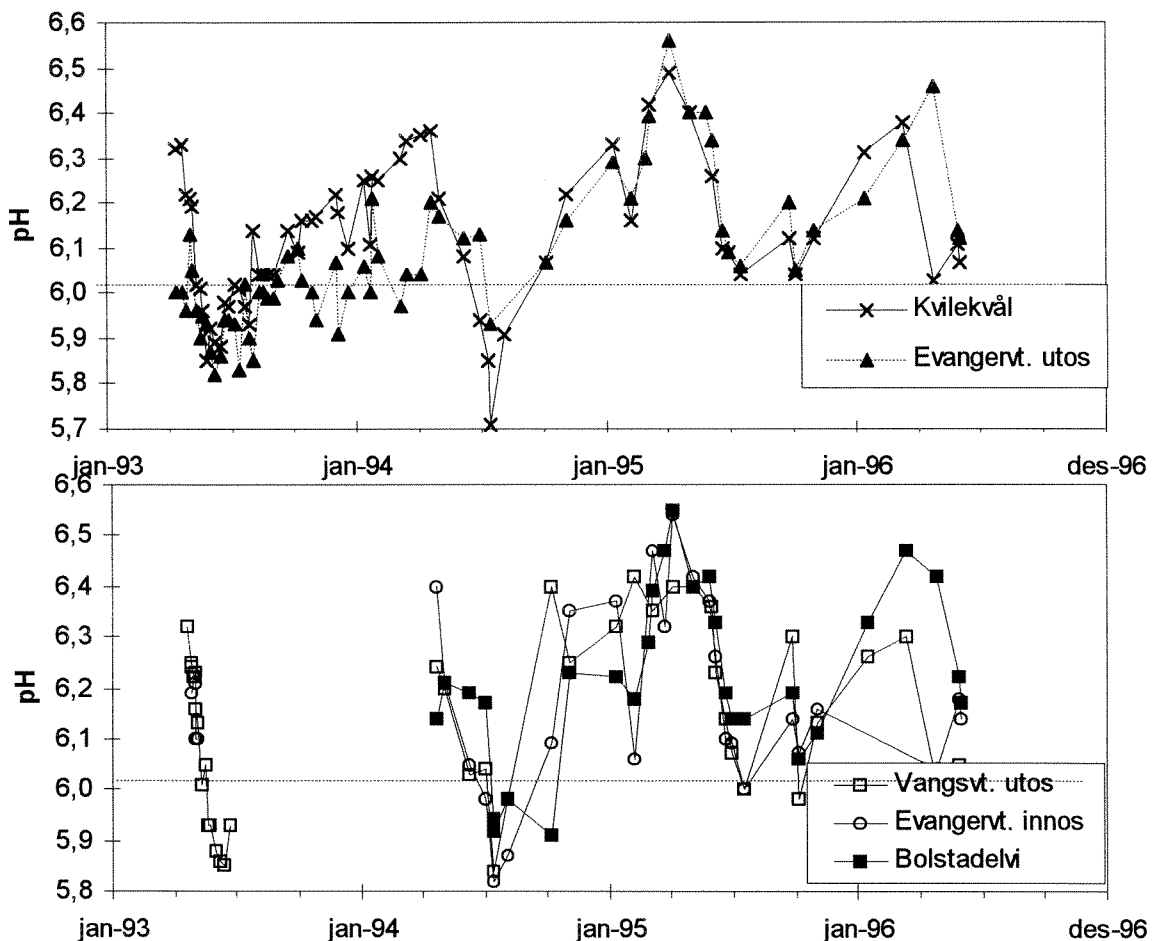
I hovedvassdraget ble vannkjemi målt på fem stasjoner fra utløpet av Vangsvatnet i øst til utløpet av Bolstadelvi i vest. Stasjonen i Bolstadelvi var kun prøvetatt fra våren 1994. pH varierte med samme mønster på alle stasjonene, men med noe forskjell i pH-nivå (figur 11b). Forskjellen var spesielt stor mellom Kvilekvål og utløpet av Evangervatnet for våren 1993 til våren 1994 (figur 11a). pH-verdier under 6.0 var vanlige både sommeren 1993 og 1994. Laveste pH-verdi ble målt våren 1994, året etter sjøsaltepisoden som medførte fiskedød i flere vassdrag på sør-vestlandet.

Før april 1994 ble kun tre stasjoner prøvetatt. Det er derfor i den videre bearbeidingen valgt å skille mellom vannprøver tatt før våren 1994 fra prøver tatt etter at kalkingsanlegget var igangsatt.

I perioden 1993 til april 1994 var både H^+ , Ca, alkalinitet, ANC-1 og farge signifikant forskjellig ved utløpsosen til Evangervatn fra målingene utført ved utløpsosen av Vangsvatnet eller ved Kvilekvål (tabell 10). De påviste endringene tyder på en betydelig endring av vannkvalitet mellom Kvilekvål og utløpsosen av Evangervatn. Denne endringen skyldes sannsynligvis vanntilførsler fra Evanger kraftverk (ukalket vann) og fra restfeltet. Konsentrasjonen av TMAI var lavest ved utløpsosen av Vangsvatnet (4 μg Al/L) mot henholdsvis 8 og 10 μg Al/L ved Kvilekvål og utløpsosen av Evangervatnet. Denne økningen skyldes sannsynligvis tilførsler av surt Al-holdig vann fra sidevasdrag langs elvestrekningen.

Fra april 1994 ble alle stasjonene innen hovedelva prøvetatt. Den entydige forskjellen mellom Kvilekvål og utløpsosen av Evangervatnet påvist før våren 1994 var ikke lengre tilstede, men det var fortsatt entydige forskjeller mellom utløpsosen av Vangsvatnet og de to nederste stasjonene i vassdraget (tabell 10). Dette tyder på en fortsatt vannkvalitetsendring fra øverst i Vosso til utløpet av Bolstadelvi, men at forskjellene var blitt utjevnet. Vannkvalitetsendringen antyder fortsatt tap av alkalitet, reduksjon i ANC og Ca, men en moderat økning i pH. Konsentrasjonen av TMAI varierte mellom 6 og 8 μg AL/L og var ikke signifikant forskjellig mellom stasjonene.

Vannkvaliteten ved Evanger kraftverk var fra 1994 påvirket av kalking. Likeledes vil skjellsandkalking i Teigdalselvi og Tverrrelvi fra samme år kunne påvirke vannkvaliteten i disse sidevasdragene. Den betydelige forskjellen i pH (figur 11; vedlegg A), Ca, alkalinitet og Al målt mellom Kvilekvål og utløpet av Evangervatnet sommeren og høsten 1993 ble ikke registrert etter april 1994. Dette tyder på at økt kalkingsinnsats har utjevnet tidligere forskjeller.



Figur 11. pH-verdier målt på fem ulike steder i hovedelva fra Vangsvatnet til utløpet av Bolstadelvi fra 1993 til 1996.

Tabell 11. Gjennomsnittsverdier og standard feil (SEM) for ulike parametre målt i Vosso og Bolstadelvi fra 1993 til april 1994 og fra april 1994 til 1996. Antall målinger er angitt. Tidsplot er gitt som vedlegg. Signifikante forskjeller mellom stasjonene innen hver periode er testet med ANOVA. Identifisering av forskjellene er gjort med Tukey test. Signifikansnivå er angitt med P=.

Lokalitet	N=	H±	pH	Ca mg/l	Alkalitet µeq/L	ANC-1 µeq/L	Na ⁺ µeq/L	Farge mg pT	TMAI µg/L	UMAI µg/L
Prøvedatoer jan. 1993 til 15.april 1994										
	P=	0.0000		0.0093	0.0002	0.0003	0.6985	0.0065	0.0129	0.0829
Vangsvatnet utos	13	0.76±0.5	6.12	0.99±0.11	27.7±2.6	26.5±5.7	-3.7±2.6	8±1	a4.4±1.7	a0.1±1.5
Kvilekvål	39	0.70±0.01	6.15	1.07±0.03	27.7±0.7	29.2±1.1	-2.0±0.5	8±0	8.2±0.7	3.2±0.7
Evangervatnet innos		ikke målt		ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt
Evangervatnet utos	39	a0.94±0.03	6.03	a0.86±0.06	a20.7±1.4	a9.2±3.5	-1.2±1.6	a6±0	10.0±0.8	4.0±0.7
Bolstadelvi		ikke målt		ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt	ikke målt
Prøvedatoer fra 15. april 1994 til 1996										
	P=	0.0753		0.0077	0.0010	0.0078	0.1551	0.0000	0.1654	0.8089
Vangsvatnet utos	26	0.70±0.03	6.15	1.15±0.04	a37.3±1.7	43.2±2.7	-2.0±0.5	8±0.3	6.9±0.4	2.0±0.2
Kvilekvål	26	0.74±0.03	6.13	1.06±0.04	30.7±1.7	35.3±2.8	-3.4±0.5	8±0.3	7.3±0.4	2.3±0.2
Evangervatnet innos	26	0.73±0.03	6.14	1.04±0.04	27.6±1.7	35.5±2.6	-3.1±0.4	9±0.3	7.6±0.4	2.4±0.2
Evangervatnet utos	26	0.67±0.03	6.17	b0.95±0.04	30.1±1.6	b29.4±2.8	-2.4±0.4	b7±0.3	6.7±0.4	2.1±0.2
Bolstadelvi	29	0.65±0.03	6.19	b0.98±0.04	28.8±1.5	b30.9±2.5	-2.3±0.4	b6±0.3	6.5±0.4	2.2±0.2

a=signifikant forskjellig fra alle andre (Tukey test)

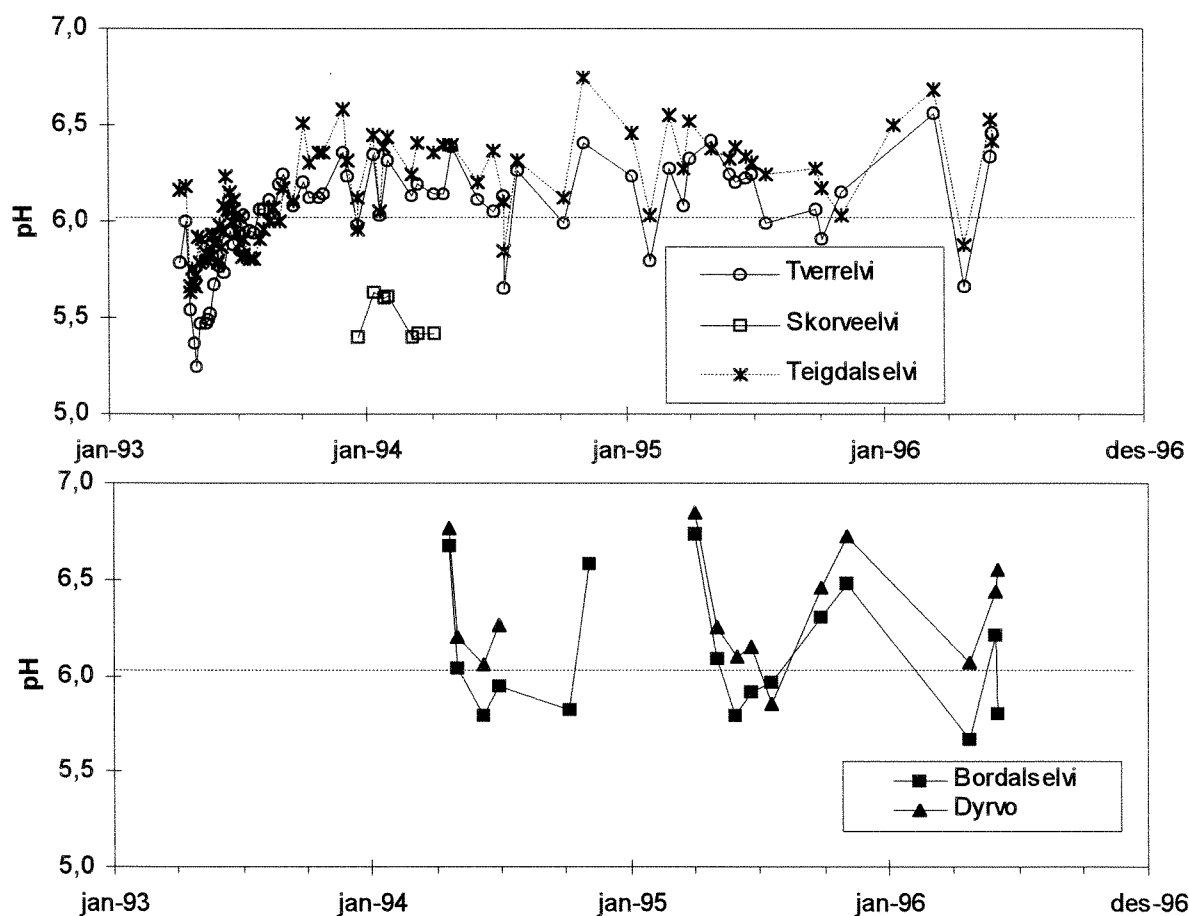
b= signifikant forskjellig fra Vangsvatnet (Tukey test)

3.3.2 Sidevassdag til Vangsvatnet og til Vosso og Bolstadelvi fra nord

To av vassdragene (Teigdalselvi og Tverrelvi) var prøvetatt fra 1993, mens de resterende tre vassdragene først ble inkludert i prøvetakingsserien fra april 1994. pH i Teigdalselvi og i Tverrelvi var lavere våren og sommeren 1993 sammenliknet med målingene fra 1994 til 1996 (figur 12). I denne perioden var det samtidig store innbyrdes forskjeller i vannkvalitet mellom disse elvene, hvor Tverrelva var surere, hadde lavere Ca-konsentrasjon, alkalinitet og ANC, og høyere konsentrasjon av Al enn Teigdalselvi (tabell 12). Det var derfor valgt å opprettholde tidsskillet i datamaterialet hvor prøver tatt før 15. april 1994 var adskilt fra prøver tatt senere.

Fra april 1994 ble fire stasjoner prøvetatt. Det var betydelig forskjell i vannkvalitet mellom stasjonene, men ingen av stasjonene hadde utpreget lav pH eller høye Al-konsentrasjoner. Både alkalinitet og ANC-verdiene var høye. På tross av dette hadde både Tverrelvi og Bordalselvi jevnlig pH-verdier under 6.0. Disse pH-fallene opptrådte normalt om våren og sommeren. Fra sommeren 1994 ble Teigdalselvi og Tverrelvi skjellsandkalket årlig. Denne kalkingsaktiviteten har påvirket pH-verdiene målt i disse sidevassdragene.

Skorveelvi er lokalisert mellom Teigdalselvi og Tverrelvi. Det ble kun tatt 7 vannprøver fra denne bekken, alle våren 1994. Vannkvaliteten i denne bekken var betydelig dårligere enn vannkvaliteten i nabofeltene. Foruten at pH var lavere, transporterte denne bekken vesentlig mer Al og hadde lavere Ca-konsentrasjon og alkalitet enn de andre vassdragene lokalisert på nordsiden av Vossovassdraget (vedlegg A). Målingene fra denne sidebekken illustrerer forskjellene i vannkvalitet i de ulike vassdragsavsnittene.



Figur 12. pH-målinger tatt på ulike vassdragsavsnitt i perioden 1994 til 1996.

Tabell 12. Gjennomsnittsverdier og standard feil (SEM) for ulike parametre målt i Vosso og Bolstadelvi fra 1993 til april 1994 og fra april 1994 til 1996. Antall målinger er angitt. Tidsplot er gitt som vedlegg. Signifikante forskjeller mellom stasjonene innen hver periode er testet med ANOVA. Identifisering av forskjellene er gjort med Tukey test. Signifikansnivå er angitt med P=.

Lokalitet	N=	H±	pH	Ca mg/l	Alkalitet µeq/L	ANC-1 µeq/L	Na* µeq/L	Farge mg pT	TMAI µg/L	UMAI µg/L
Prøvedatoer fra 1993 til 15. april 1994										
	P=	0.0004		0.0000	0.0000	0.0011	0.9028	0.0000	0.0633	0.0094
Teigdalselvi	60	a 1.01±0.08	6.00	a 0.98±0.02	a 20.0±0.9	a 19.2±2.0	-5.8±2.1	a 7±0	a 10.9±0.8	a 3.7±0.8
Tverrelvi	39	1.55±0.11	5.81	0.61±0.03	10.0±1.3	6.5±2.6	-5.4±2.5	5±0	13.6±1.1	7.9±1.2
Prøvedatoer april 1994 til 1996										
	P=	0.0000		0.0002	0.0003	0.0264	0.0116	0.0001	0.3906	0.0584
Bordalselvi	16	a 1.08±0.08	5.97	1.25±0.13	b 31.0±5.3	38.4±6.7	-7.9±1.6	c 10±1	9.1±0.8	c 3.3±0.4
Dyrvo	15	0.65±0.08	6.19	1.60±0.14	52.1±5.9	d 46.6±8.2	-7.5±1.9	c 13±1	10.3±0.9	c 4.4±0.5
Teigdalselvi	28	b 0.60±0.06	6.22	1.16±0.09	b 35.3±2.7	36.5±4.3	a -1.6±1.1	8±1	8.4±0.6	2.9±0.3
Tverrelvi	27	0.82±0.06	6.09	a 0.79±0.09	19.9±3.7	d 21.7±4.3	-3.4±1.1	7±1	9.0±0.6	3.0±0.3

a=sig diff fra alle andre

b= sig forskjell mellom Teigdalselvi og Tverrelvi eller mellom Bordalselvi og Dyrvo

c= sig forskjell mellom Teigdalselvi og Tverrelvi fra Bordalselvi og Dyrvo

d= sig. forskjell mellom ytterverdiene

3.3.3 Sidevassdrag til Vosso og Bolstadelvi fra sør

Sidevassdragene fra sør var dominert av bekker med lav pH, og betydelig lavere pH enn i andre delvassdrag innen Vosso. Det ble kun unntaksvis målt pH-verdier høyere enn 6.0. pH-minimum opptrer tidligere på våren i sidevassdragene enn i hovedvassdraget. Dette kan skyldes at snøsmeltingen i disse sidevassdragene starter tidligere enn i de indre delene av Vossovassdraget (Strondaelvi og Raundaelvi). Av de fire sidebekkene som ble målt hadde Sageelvi høyest pH og Vossedalselvi og Rasdalselvi lavest pH (figur 13.).

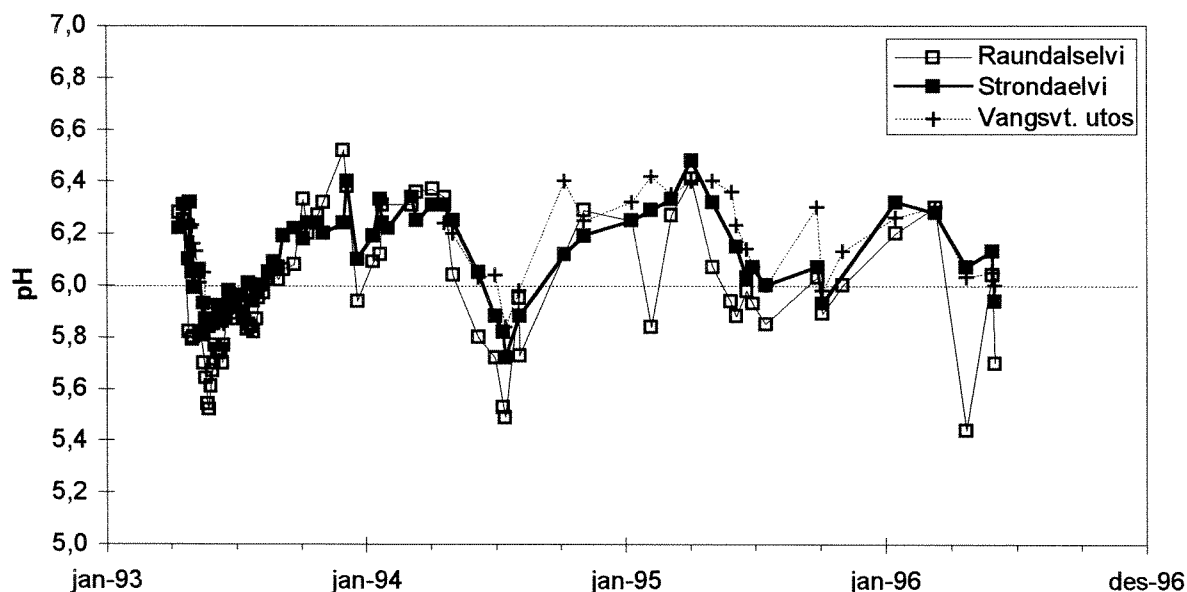
Foruten at pH i disse bekkene var lav, hadde bekkene samtidig meget lav Ca-konsentrasjon (0.3-0.5 mg Ca/L), lav alkalitet (1-6 $\mu\text{eq/L}$), lav ANC (-4 - 6 $\mu\text{eq/L}$) og høy konsentrasjon av TMAI (25-37 $\mu\text{g Al/L}$) og UMAI (9-22 $\mu\text{g/L}$) (tabell 13). Denne vannkvaliteten gjør at disse bekkene skilte seg ut fra det normale for resten av Vossovassdraget og kun Skorveelvi hadde tilsvarende dårlig vannkvalitet.

Det ble ikke foretatt målinger i sidevassdragene fra sør før i 1994 og man kan derfor ikke konkludere med hvilken vannkvalitet disse vassdragene hadde i 1993. Det er likevel rimelig å anta at disse bekkene også ville ha betydelig dårligere vannkvalitet i 1993 enn i 1994 som følge av sjøsaltepisoden.

Tabell 13. Gjennomsnittsverdier og standard feil (SEM) for ulike parametre målt i Vosso og Bolstadelvi fra 1993 til april 1994 og fra april 1994 til 1996. Antall målinger er angitt. Tidsplot er gitt som vedlegg. Signifikante forskjeller mellom stasjonene innen hver periode er testet med ANOVA. Identifisering av forskjellene er gjort med Tukey test. Signifikansnivå er angitt med P=.

Lokalitet	N=	H±	pH	Ca mg/l	Alkalitet $\mu\text{eq/L}$	ANC-1 $\mu\text{eq/L}$	Na* $\mu\text{eq/L}$	Farge mg pT	TMAI $\mu\text{g/L}$	UMAI $\mu\text{g/L}$
Prøvedatoer fra april 1994 til 1996		15.								
	P=	0.0000		0.0000	0.0006	0.0002	0.6612	0.0000	0.0093	0.0013
Rasdalselvi	20	4.84±0.27	5.31	0.36±0.02	1.8±0.8	-3.4±1.7	-4.2±1.2	18±1	36.9±2.7	17.7±2.6
Sagedalselvi	21	a 2.31±0.26	5.64	a 0.51±0.02	a 6.1±0.8	a 6.0±1.5	-5.5±1.0	18±1	a 25.5±2.4	a 8.6±2.3
Vossedalselvi	20	4.25±0.28	5.37	0.32±0.02	1.9±0.8	-4.2±1.6	-4.4±1.1	a8±1	33.9±2.7	22.3±2.6

a=sig diff fra alle andre



Figur 13. pH-målinger tatt i ulike sidevassdrag fra sør på strekningen fra utløpet av Vangsvatnet til utløpet av Bolstadelvi i perioden 1994 til 1996.

3.3.4 Raundalselvi, Strondaelvi og utløpet av Vangsvatnet

Raundalselvi og Strondaelvi er de to største tilløpene til Vangsvatnet. pH målt i disse to sidevassdragene hadde samme sesongvariasjon og variasjon mellom årene (figur 14).

Vannkvaliteten i Raundalselvi var forskjellig fra Strondaelvi og utløpet av Vangsvatnet både for perioden 1993-1994 og for perioden fra april 1994. Denne forskjellen ble målt som lavere pH, lavere Ca-konsentrasjon, alkalitet, ANC og farge. Konsentrasjonen av TMAI og UMAI var høyere (tabell 14.). I den første perioden var det også signifikante forskjeller mellom Strondaelvi og utløpet av Vangsvatnet for pH, Ca, alkalitet og TMAI og UMAI, men disse forskjellene var ubetydelige for andre periode. Vannkvaliteten i utløpet av Vangsvatnet vil bestemmes av vannkvaliteten både i Strondaelvi og Raundalselvi samt fra bidrag av andre og mindre vanntilførsler til Vangsvatnet.

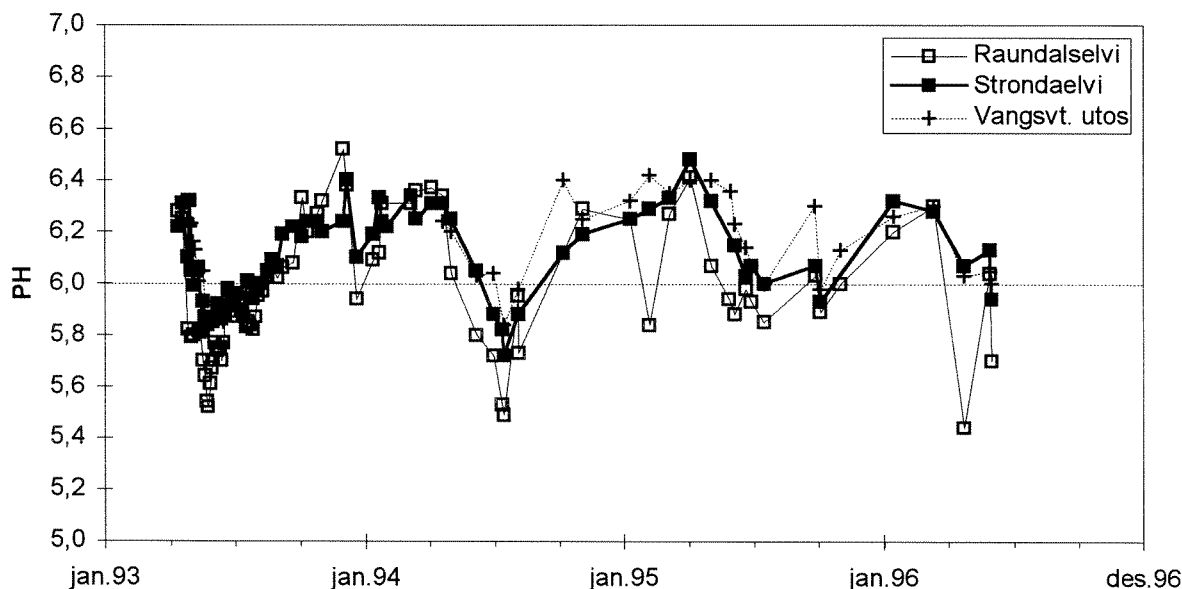
Tabell 14. Gjennomsnittsverdier og standard feil (SEM) for ulike parametre målt i Vosso og Bolstadelvi fra 1993 til april 1994 og fra april 1994 til 1996. Antall målinger er angitt. Tidsplot er gitt som vedlegg. Signifikante forskjeller mellom stasjonene innen hver periode er testet med ANOVA. Identifisering av forskjellene er gjort med Tukey test. Signifikansnivå er angitt med P=.

Lokalitet	N=	H±	pH	Ca mg/l	Alkalitet µeq/L	ANC-1 µeq/L	Na* µeq/L	Farge mg pT	TMAI µg/L	UMAI µg/L							
Prøvedatoer fra 1993 til 15. april 1994																	
		P=	0.0000	0.0012	0.0000	0.0007	0.6876	0.0000	0.0514	0.1095							
Raundalselvi	54	a	1.27±0.04	5.90	a	0.64±0.04	a	14.9±0.9	a	18.7±2.2	-4.2±1.8	a	4±0	8.6±0.8	a	4.2±0.6	
Strondaelvi	45	a	1.00±0.04	6.00	a	0.82±0.05	a	24.0±1.1	a	32.1±2.8	-6.0±2.0	7±0	7.5±1.0	3.4±0.7			
Utos Vangsvatnet	13	a	0.70±0.09	6.15	a	1.07±0.11	a	30.3±2.1	a	40.8±4.6	-8.1±3.5	7±1	a	3.0±2.0	0.6±1.5		
Prøvedatoer fra 15. april 1994 til 1996																	
		P=	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0198	0.0000	0.0085	0.0052							
Raundalselvi	27	a	1.28±0.08	5.89	a	0.65±0.05	a	16.5±2.1	a	16.9±2.9	b	0.7±0.9	a	5±0	9.5±0.7	a	3.6±0.3
Strondaelvi	25	a	0.82±0.08	6.09	a	0.92±0.05	a	31.5±2.2	a	35.0±3.0	-3.1±0.9	9±0	7.5±0.7	2.2±0.4			
Utos Vangsvatnet	26	a	0.77±0.08	6.11	a	1.04±0.52	a	34.0±2.1	a	38.8±3.0	-1.2±0.9	8±0	c	6.3±0.7	2.1±0.4		

a=sig diff fra alle andre

b=sig diff mellom Raundalselvi og Strondaelvi

c=sig diff mellom Raundalselvi og utos av Vangsvatnet

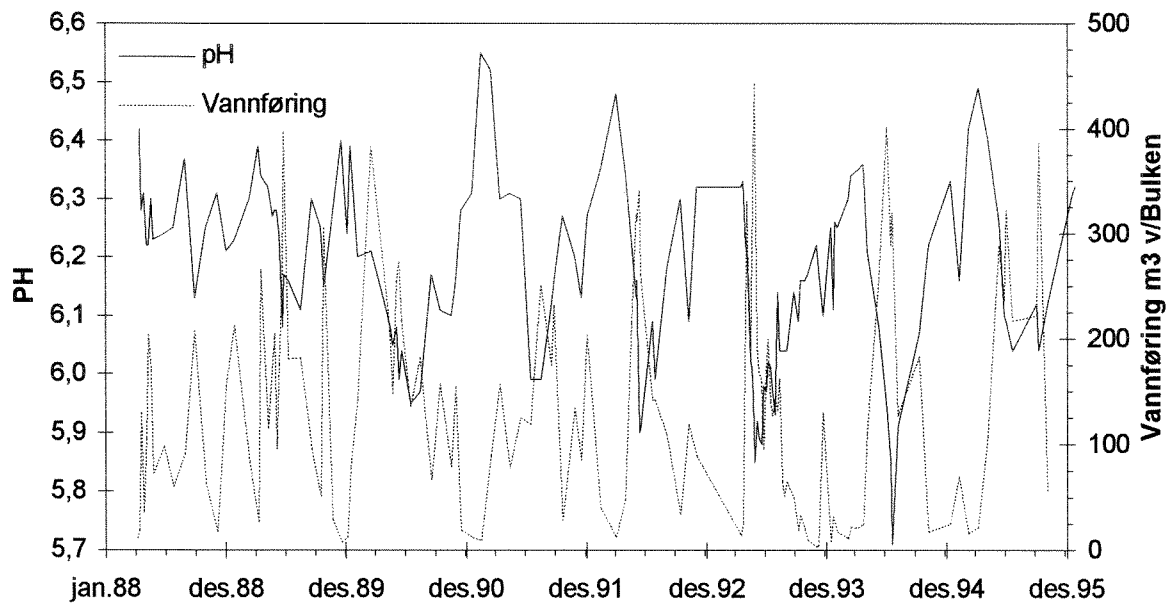


Figur 14. pH-målinger tatt på ulike vassdragsavsnitt i perioden 1994 til 1996.

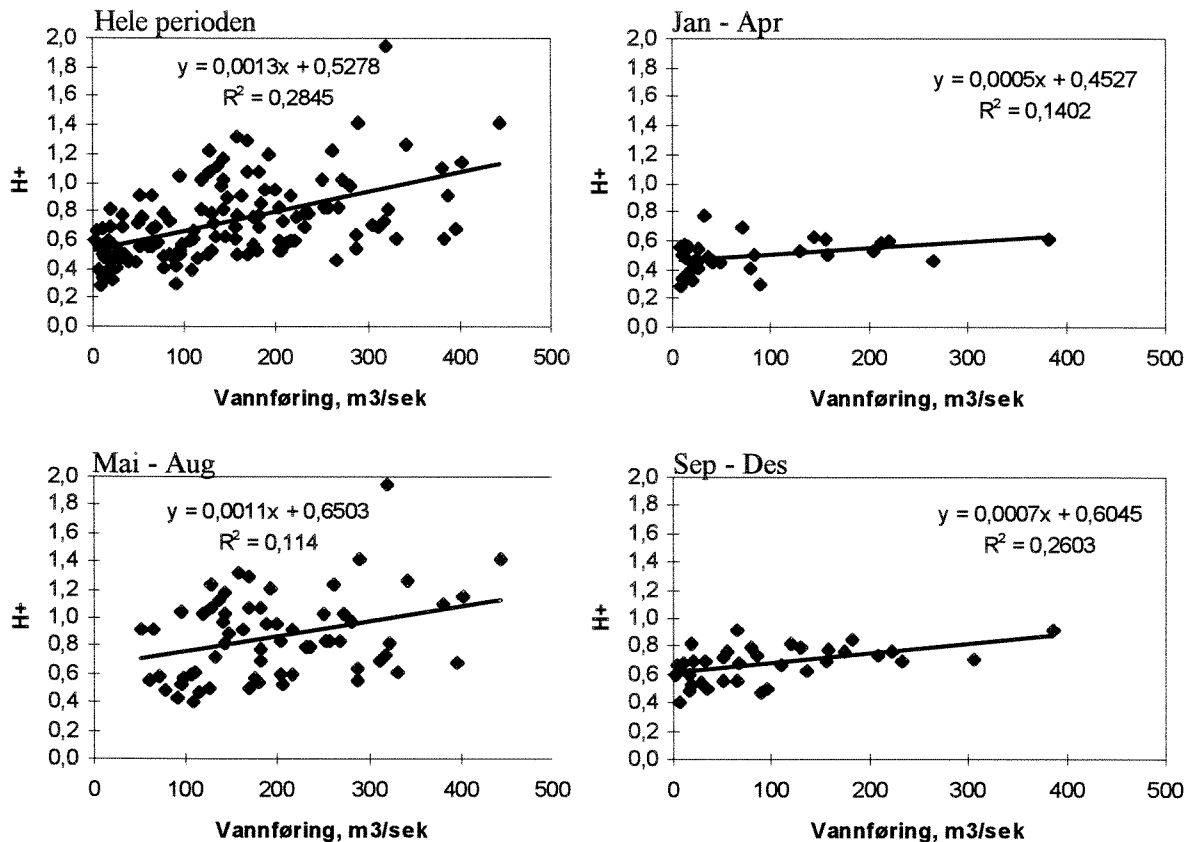
3.4 Faktorer bak pH-variasjon (Kvilekvål og Teigdalselvi)

3.4.1 Vannføring og pH-variasjon

Sesongvariasjonen i pH målt fra 1988 - 1996 ved Kvilekvål samvarierer delvis med vannføringen i elva, og lave pH-verdier opptrer normalt samtidig med høy vannføring (figur 15). Vannføringen i Vosso økte normalt fra midten av mai og var høy ut august. I denne perioden var vannføringen delvis styrt av smeltevann fra fjellregionen. Kun 28% av variasjonen i pH kan forklares med vannføring (figur 16a). Forklaringsnivået avtar dersom vannføring og pH plottes for ulike sesongperioder. Andre faktorer må derfor inkluderes for å forklare lave sommer pH-verdier. Disse kan være fortykning av vannkjemi (snøsmelting), andre forurensninger og naturlige prosesser innen nedslagsfeltet. Basert på måleseriene med hensyn til pH (tidsserier ved Kvilekvål, Strondaelvi og Raundalselvi) synes det som om vassdraget har gjennomgått en forsuringssprosess etter 1970, uten at hele variasjonen i pH kan tilskrives forsuring.



Figur 15. Tidsplokk av pH (Kvilekvål) og vannføring (Bulken) målt på samme dag for perioden 1988 - 1996.



Figur 16. Plott av vannføring (Bulken) mot pH (Kvilekvål). Plott A gjelder for hele perioden 1988 - 1996 mens Plott B - D er inndelt i 4 mnd intervaller (jan-apr; mai-aug og sep-des).

3.4.2 Sammenhenger mellom ulike vannkjemiske faktorer

Kvilekvål

Både endringer i vannføring, grad av forsurening, klimaforandringer, sjøsaltepisoder samt tilførsler av andre forurensende stoffer fra andre kilder påvirker pH og annen vannkemi. Dersom forsurening er en av en rekke faktorer som kan forklare nedgangen i fangst av laks i Vosso og Bolstadelvi (Kroglund m.fl., 1993b) bør man kunne anta at noe av variasjonen i pH og TMAI kan forklares med forsureningsrelaterte variabler som SO_4 , Na^* , NO_3 og ANC.

Statistiske beregninger indikerer at vannføring og SO_4 eller SO_4^* forklarer mellom 21 og 25% av variasjonen i pH (H^+) ved Kvilekvål, mens ANC forklarer 48% (tabell 15). Beregnet natriumunderskudd forklarer kun 7% av variasjonen. Dette indikerer som forventet at variasjonen i pH må forklares med en rekke faktorer, hvor ingen av faktorene er dominerende. Stegvis multipel regresjon med ANC, SO_4 og vannføring (Q) gir størst forklaringsverdi (64%). Signifikansnivå er angitt i tabell 15. Plott av sammenhengene er gitt i figur 17.

43% av konsentrasjonen av løst monomert Al (UMAl) ved Kvilekvål kan forklares på bakgrunn av total monomert Al (TMAI). På grunn av ionebyttetetrinnet i analysemetoden for UMAl vil analyseverdiene for TMAI alltid være høyere enn for UMAl. Regresjonsanalysene er derfor utført på TMAI, noe som skulle gi noe sikrere verdier. Den totale løste monomere Al-konsentrasjonen i vassdraget ($8\mu\text{g Al/L}$ i gjennomsnitt over perioden) kan delvis forklares med vannføring (20%) og med Na^* underskudd (12%). Andre faktorer som pH (H^+) og SO_4 har ikke signifikant bidrag. I en multipel regresjon forklares 36% av TMAI med vannføring og Na^* . 50% av UMAl forklares med vannføring og SO_4 . Årsaken til forekomst av løst uorganisk aluminium kan være forsurening, men den målte konsentrasjonen kan ikke uten videre forklares kun på bakgrunn av forsureningsrelatert vannkemi i vassdraget. Det er her viktig å

påpeke at TMAI og UMAI begge kan underestimeres fordi Al fra sure sidevassdrag (jfr vassdrag fra sør) kan polymerisere ved høyere pH (blandsonereffekt). Signifikansnivå er angitt i tabell 15. Plott av sammenhengene er gitt i figur 17.

Basert på denne analysen synes både vannføring, sulfat-deposisjon og sjøsalt-episoder å bidra til forklaring av variasjonen i pH og total monomert Al. Likeledes kan variasjonen i pH forklares med variasjon i ANC-1. De ulike faktorene innvirker dessuten på hverandre, og entydige korrelasjoner kan derfor ikke forventes. Likeledes inkluderes ikke en slik analyse betydningen av enkeltepisoder (snøsmelting, sjøsaltepisoder, endring i vannføring) for minimums vannkvalitetene for biota.

Tabell 15. Enkele regresjonsanalyser for H^+ , TMAI og UMAI i relasjon til 7 uavhengige variabler. Utrekningene er basert på hele datamaterialet fra Kvilekvål. Det statistiske signifikansnivået mellom faktorene er angitt som p-verdi. R^2 -verdien indikerer hvor stor prosentandel av variasjonen i H^+ , TMAI eller UMAI som forklares med den tilpassede modellen. Dersom p-verdien er mindre enn 0.05 er det en statistisk signifikant relasjon mellom variablene.

pH (H^+)	P=	$R^2 \cdot 100$	Corr. Koeff.
Vannføring (Q)	0.0000	31.0	0.5572
ANC-1	0.0000	48.1	-0.6943
BC/AN	0.0000	16.0	0.4000
Na*	0.0091	6.6	0.2561
SO ₄	0.0000	24.8	-0.4983
SO ₄ *	0.0000	21.2	-0.4602
TMAI	0.5529	0.6	0.0803
TMAI			
Vannføring (Q)	0.0005	19.9	0.4464
ANC-1	0.3433	2.6	-0.1602
BC/AN	0.1410	6.1	-0.2473
Na*	0.0328	12.4	-0.3521
SO ₄	0.8045	0.2	0.0424
SO ₄ *	0.3716	2.3	-0.1513
H^+	0.5529	0.6	0.0803
UMAI			
TMAI	0.0000	43.3	0.6583

Teigdalselvi

H^+ konsentrasjonen i Teigdalselvi korrelerer med vannføring (Q) målt ved Mestad og ANC-1 og forholdet mellom BC/AN, men ikke med Na*, SO₄ eller SO₄*. Det var en god korrelasjon mellom H^+ og TMAI. 79% av variasjonen i H^+ kan forklares med en multipel stegvis regresjon som inkluderer ANC og TMAI. Dette tyder på at faktorer som påvirker ANC og konsentrasjonen av Al i vassdraget forklarer en stor del av variasjonen i pH, mens enkeltfaktorer som SO₄, SO₄* eller Na* har liten forklaringsverdi. Signifikansnivå er angitt i (tabell 16). Plott av sammenhengene er gitt i figur 18.

Regresjonsligningene utført på Kvilekvål og Teigdalselvi tyder på at vannføring er en viktig komponent i fastsettelse av både H^+ og Al-konsentrasjon, men også at andre (f.eks. pH) faktorer som påvirker ANC er svært viktige. 25 % (corr coeff -0.5) av variasjonen i ANC kan forklares med vannføring ved Kvilekvål. 23.5% (corr. coeff -0.48) av variasjonen i ANC kan forklares med vannføringen i Teigdalselvi. Selv om vannføring påvirker ANC-verdien er det andre faktorer som også er viktige for ANC, f.eks fortykning ved snøsmelting.

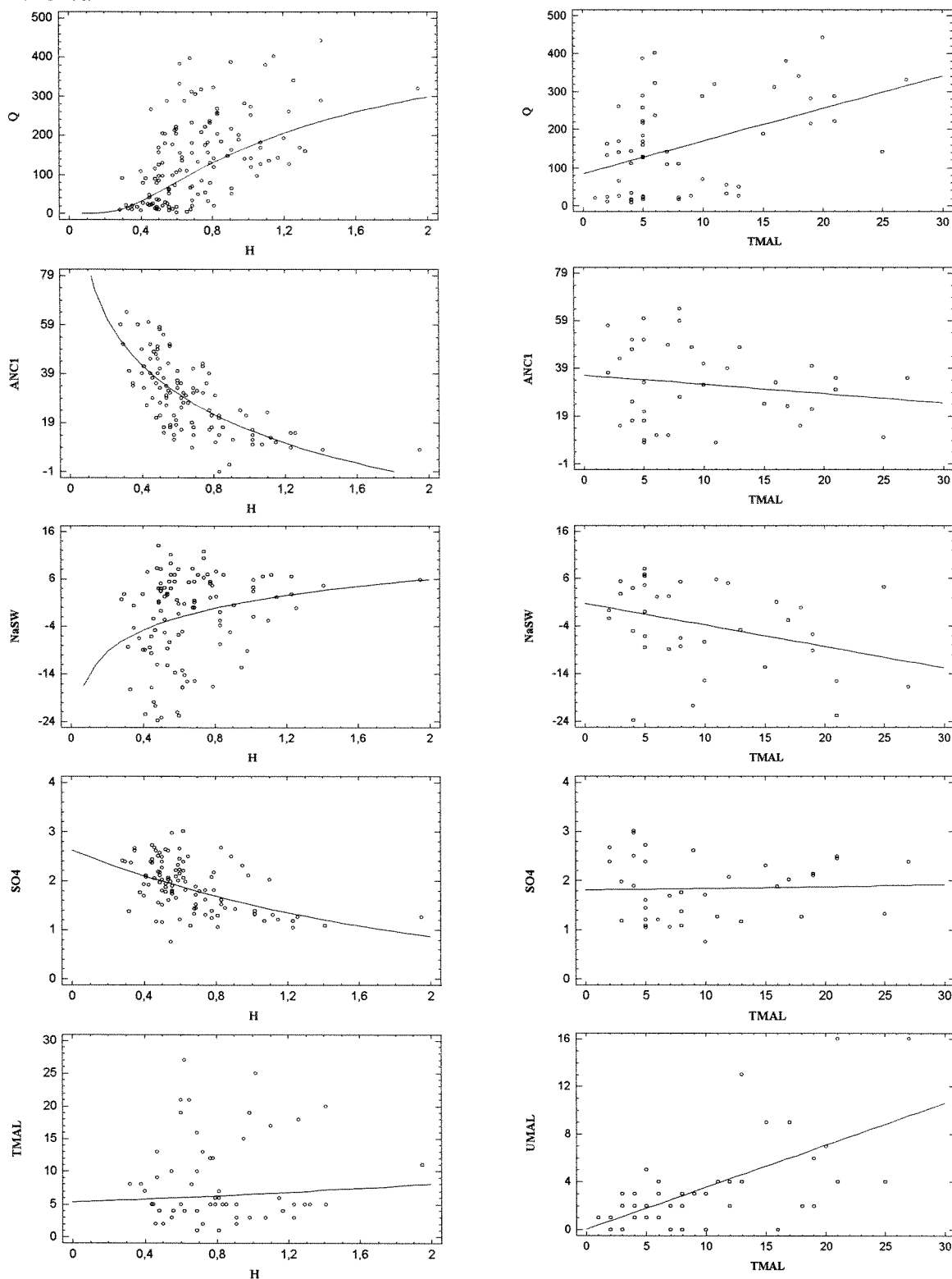
Dersom endringer i vannføring kun innebærer fortykning med destillert vann skulle ANC-verdien avta som en funksjon av fortykning, men forholdstallet mellom BC og AN (base kationer og Anioner) skulle forbli konstant. Det ble ikke registrert noen sammenheng mellom BC/AN med hensyn til vannføring (Q) i hverken Teigdalselvi eller i Kvilekvål. Det er derimot en sterkere sammenheng mellom ANC og Q. Dette tyder på at fortykning er en viktig årsak til variasjonen i ANC, men forklarer likevel ikke mer enn

31% i Kvilekvål og 43% i Teigdalselvi. Den sterke sammenhengen mellom BC/AN og ANC skyldes at når BC-konsentrasjonen øker, øker samtidig ANC som forventet.

Tabell 16. Enkele regresjonsanalyser for H^+ , TMAI og UMAI i relasjon til 7 uavhengige variabler. Utregningene er basert på hele datamaterialet fra Teigdalselvi. Det statistiske signifikansnivået mellom faktorene er angitt som p-verdi. R^2 -verdien indikerer hvor stor prosentandel av variasjonen i H^+ , TMAI eller UMAI som forklares med den tilpassede modellen. Dersom p-verdien er mindre enn 0.05 er det en statistisk signifikant relasjon mellom variablene.

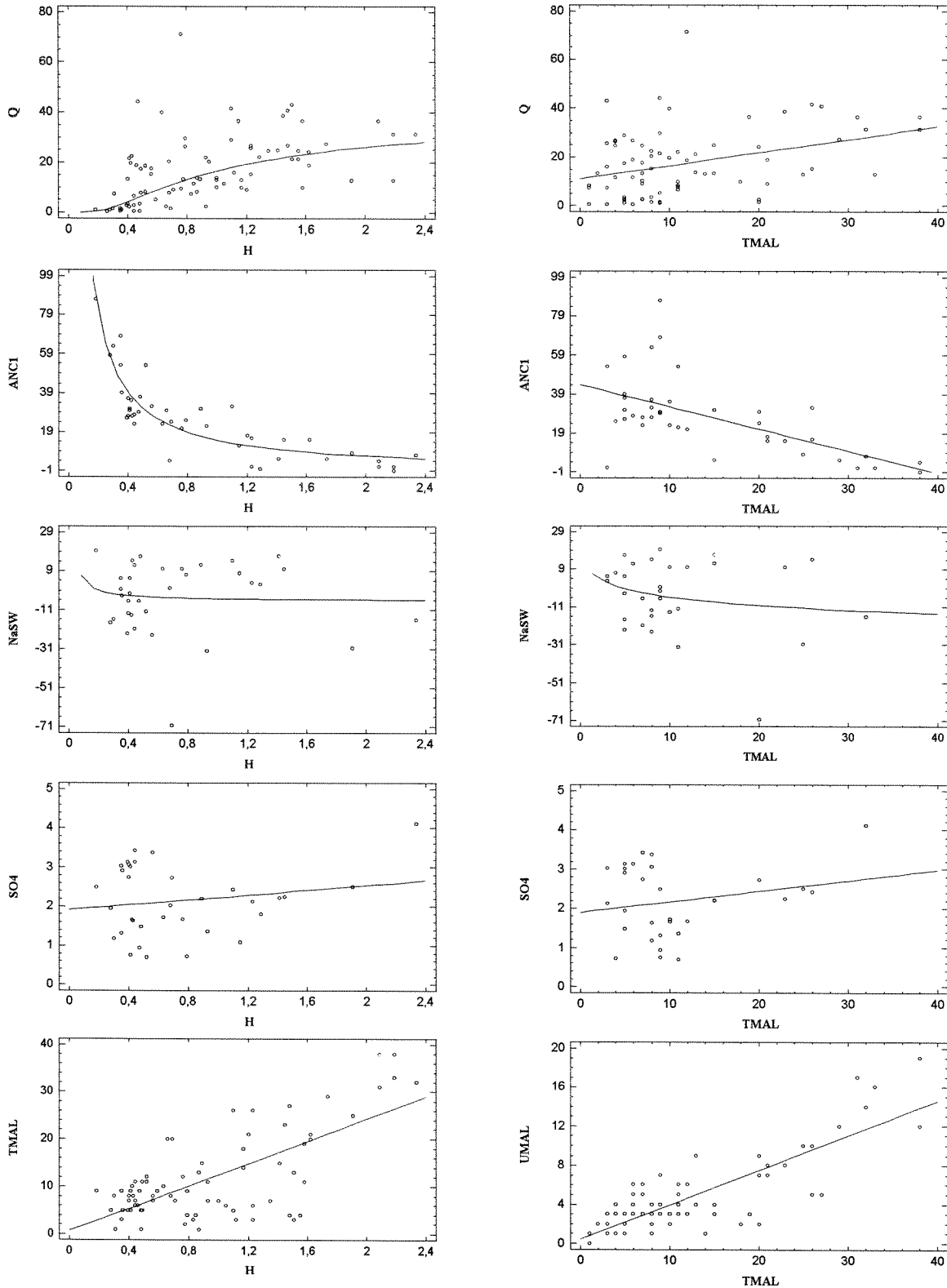
	P=	R^2*100	Corr. Koeff.
H^+ (pH)			
Vannføring (Q)	0.0000	48.1	0.6911
ANC-1	0.0000	78.1	-0.8434
BC/AN	0.0001	37.7	0.6136
Na*	0.8517	0.1	-0.0611
SO ₄	0.3207	3.1	0.1755
SO ₄ *	0.6431	0.7	0.0824
TMAI	0.0000	49.2	0.7019
TMAI			
Vannføring (Q)	0.0019	12.6	0.3544
ANC-1	0.0000	36.1	-0.6004
BC/AN	0.0992	9.1	-0.3016
Na*	0.2791	4.0	-0.2007
SO ₄	0.2387	4.8	0.2180
SO ₄ *	0.6534	0.7	-0.0835
H^+	0.0000	49.3	0.7019
UMAI			
TMAI	0.0000	69.5	0.8337

Kvilekvål



Figur 17. Enkele regresjonsanalyser for H^+ og TMAL i relasjon til 5 uavhengige variabler. Utregningene er basert på hele datamaterialet fra Kvilekvål. Det statistiske signifikansnivået mellom faktorene er angitt i tabell 15.

Teigdalselvi

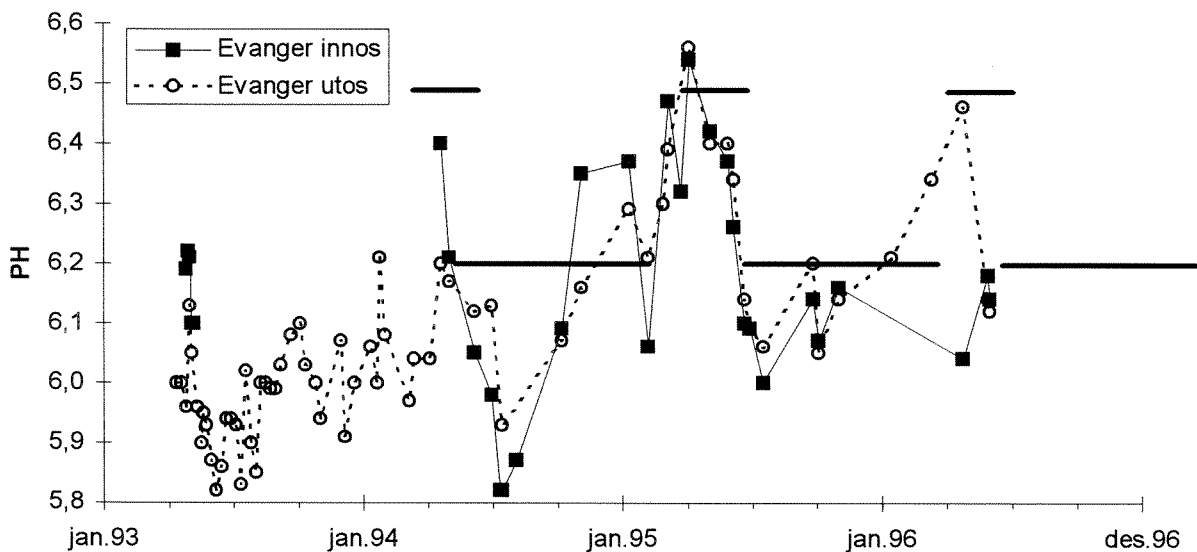


Figur 18. Enkele regresjonsanalyser for H⁺ og TMAL i relasjon til 5 uavhengige variabler. Utrekningene er basert på hele datamaterialet fra Teigdalselvi. Det statistiske signifikansnivået mellom faktorene er angitt i tabell 16.

3.5 Evanger kraftverk og kalking

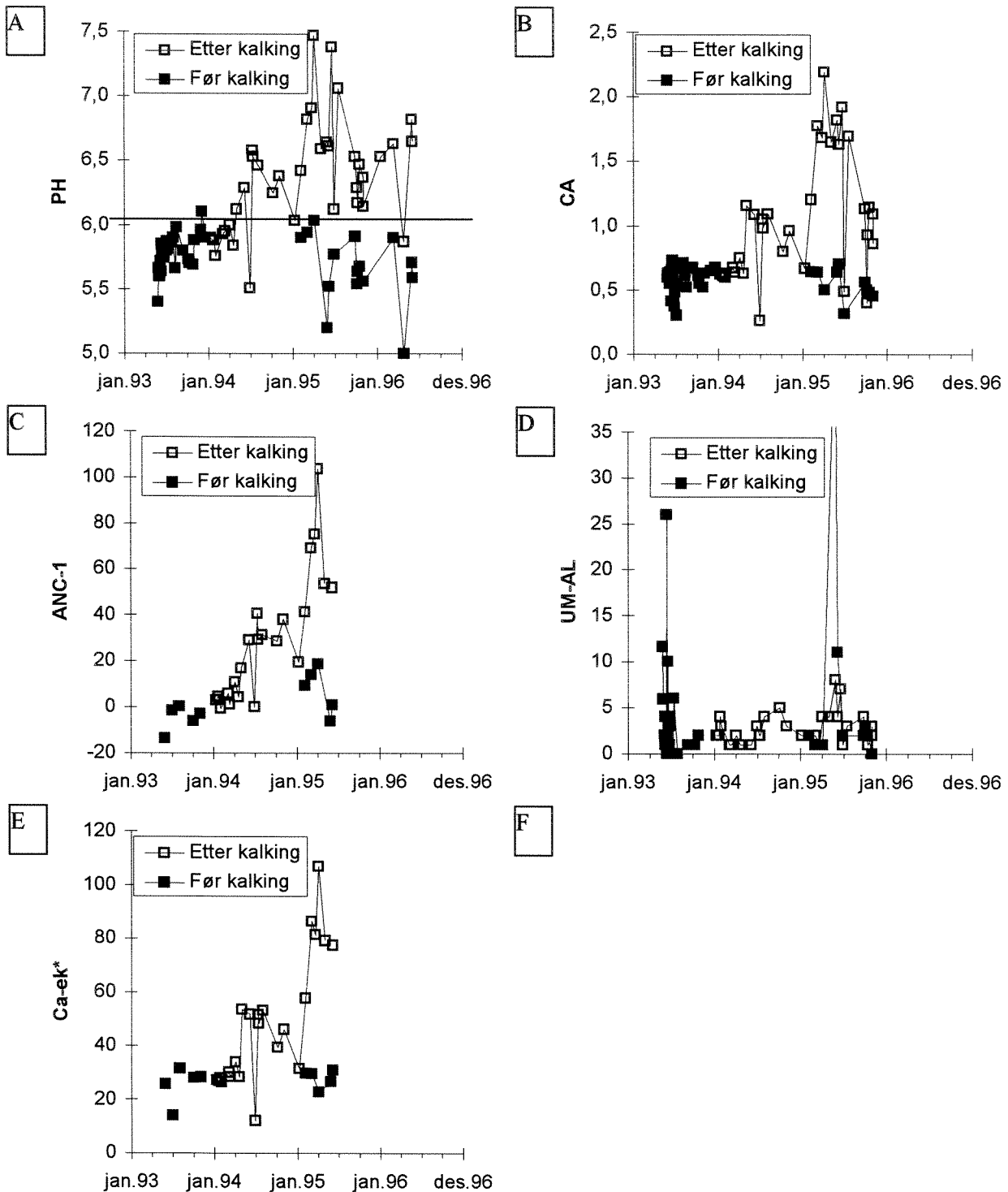
Forsuret vann fra Eksingdalen og fra enkelte delfelt av Teigdalen tilføres Evangervannet gjennom tunnelsystemet ved Evanger kraftverk. Fra sommeren 1994 kalkes vannet før det renner inn i Evangervatnet. Vannprøver er tatt både ovenfor og nedenfor kalkdosereren (figur 19). I figur 20 er vannkjemiske parametre relatert til forsuring og kalking presentert. Både pH, Ca og ANC økte som følge av kalkingen (tilførsel av CaCO_3), men konsentrasjonen av UMAl avtok med 50%. Reduksjonen i UMAl synes størst ved høye konsentrasjoner (basert på 1995-dataene). pH var normalt en enhet høyere etter kalking. Ca-konsentrasjonen økte med ca. 0.7 mg Ca/L. ANC-verdiene økte med ca 60 $\mu\text{ekv/L}$.

Kalking kan forklare pH-økningen gjennom Evangervatnet (forskjeller i pH-verdi mellom innos og utos) fra sommeren 1995. Forskjellene mellom innos og utos var variabel i 1994, og i perioder var utosvannet surere enn innosvannet. Dette må bety tilførsler av surt vann som ikke var kalket. Kilden til disse tilførselene er ikke avklart, og kan skyldes periodisk driftsstans ved kalkingsanlegget. I 1995 var pH-forskjellen mellom innos og utos i Evangervatnet moderat og tyder ikke på stor tilførsel av kalk. Samtidig var vannkvaliteten i Teigdalselvi og Tverrelva noe forbedret som følge av skjellsandkalking. Våren 1996 ble det målt tydelige forskjeller i vannkvaliteten gjennom Evangervatnet. Det er satt opp et kalkingsmål for Vosso, hvor vannkvalitetsmålet for Bolstadelvi er pH 6.5 i smoltifiseringsperioden og pH 6.2 resten av året. Dette målet ble ikke nådd fullt ut (figur 19).



Figur 19. Årstidsvariasjoner i pH målt ved Evangervatnet innos og utos. pH-mål for ulike årstider er antydnet med horisontale strek.

Vannkvaliteten ved Evanger kraftverk vil variere gjennom året avhengig av hvilket magasin vann til turbinene tappes fra. Det er derfor av interesse av avgjøre i hvilken grad pH-endringer i kraftverkvannet skyldes kalking eller tappemagasin. Det var en nær sammenheng ($R^2=0.82$) mellom pH og Ca ved Evanger kraftverk basert på vann etter kalking, men ingen sammenheng basert på tilførselsvannet ($R^2=0.03$). Dette innebærer at pH økte som funksjon av tilført mengde kalk, og var ikke bestemt av vannkvaliteten på råvannet før kalking. En Ca-økning på 0.5 til 0.7 mg Ca/L skulle sikre at pH etter kalking var på 6.2 til 6.5. Dersom kalkingen ved kraftverket skal heve pH i hovedvassdraget må det kalkes kraftigere enn dagens nivå.



Figur 20. Årstidsvariasjoner i pH, kalsium, ANC-1, UMAI og sjøsaltkorrigert kalsium målt før og etter kalking ved kalkingsanlegget i Evanger kraftverk. Lave verdier i juli 1994 kan tyde på svikt i kalkingen.

3.6 Skjellsandkalking i Teigdalselvi og Tverrelvi

Våren 1994 fattet fiskeforvalteren hos fylkesmannen i Hordaland vedtak om at Tverrelvi og Teigdalselvi skulle skjellsandkalkes. Voss kommune fikk ansvaret med organisering og gjennomføring av prosjektet. Tore Henrik Øye har vært kommunens kontaktperson og har jevnlig foretatt pH-målinger oppstrøms og

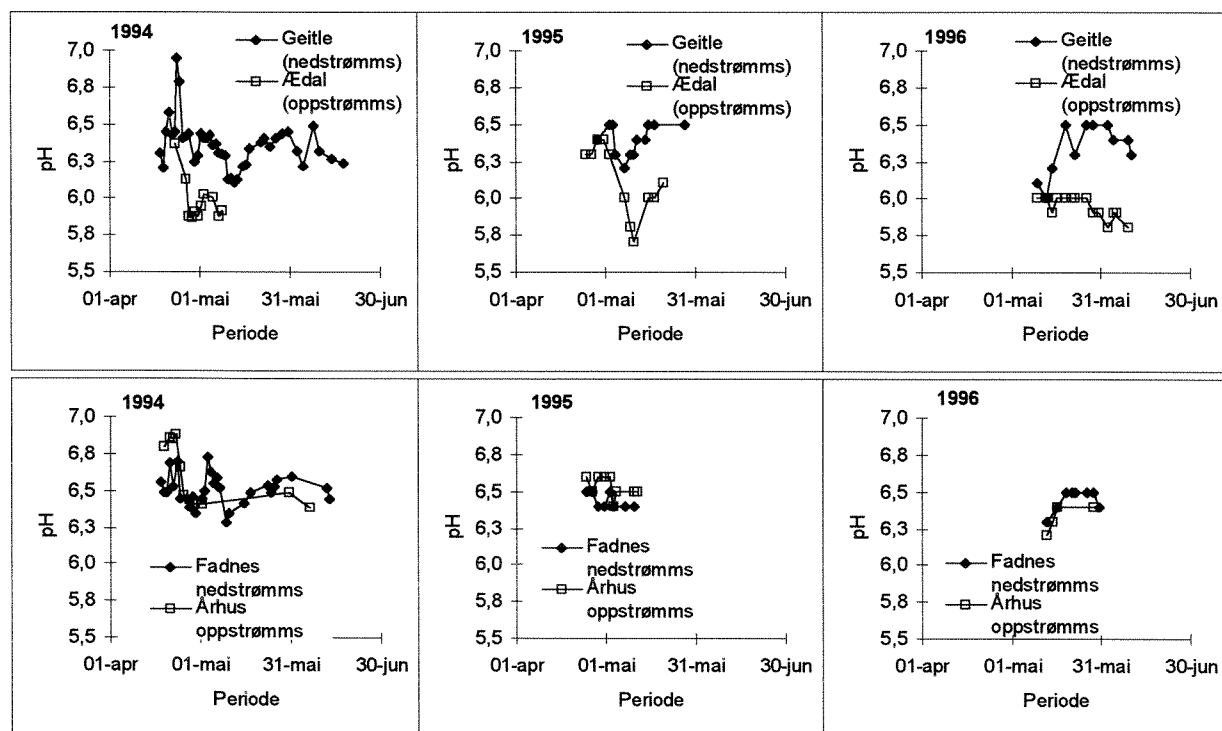
nedstrøms kalkingsområdene i begge elvene. Mengde kalk tilført vassdragene i 1994 til 1996 er angitt i tabell 17.

Tabell 17. Mengde skjellsand tilført Teigdalselvi og Tverrelvi fra 1994 til 1996.

Tverrelva	Periode	Tonn skjellsand
1994	14/4-31/5	140
1995	25/5-23/5	130
1996	13/5-16/5	95
Teigdalselvi		
1994	14/4-31/5	310
1995	25/5-23/5	230
1996	13/5-16/5	110

pH nederst i Tverrelvi samholt med pH oppstrøms kalkingen viste en økning på 0.4 ± 0.2 pH-enheter for perioden 1994-1996 (figur 21). Tilsvarende pH-økning ble ikke påvist i Teigdalselvi, hvor pH nedstrøms kalkingen var lavere (0.1 ± 0.1 pH enheter) enn oppstrøms. Dette må skyldes tilførsler av surt vann mellom oppstrøms og nedstrøms målestasjonen. Det kan ikke utelukkes at pH økningen i Tverrelvi også kan skyldes tilførsler av godt vann fra sidebekker.

I Tverrelvi var det hvert år episoder med pH-verdier lavere enn 6.0 ved Erdal, oppstrøms skjellsandkalkingen. Dette indikerer at vassdraget i perioder kan ha betydelig dårligere vannkvalitet enn det som blir fanget opp i overvåkningsserien. Fravær av lave pH-verdier nedstrøms det skjellsandkalka området tyder på at kalkingen har bidratt til å forbedre vannkvaliteten og har sannsynligvis redusert transporten av Al til Vosso. Dette vil redusere omfanget av eventuelle giftige blandsoner forårsaket av Al. Det er rimelig å anta at det samme også forekom i Teigdalselvi, men på grunn av høye pH-verdier oppstrøms kalkingen kan ikke betydningen av kalktilførslene beregnes. I Teigdalselvi avtar pH etter skjellsandkalking. Dette må skyldes tilførsler av surt vann nedstrøms kalkingen. Kilden til surt vann bør fastsettes og overvåkes, eventuelt kalkes.



Figur 21. pH forskjeller oppstrøms og nedstrøms skjellsandkalkingen i Tverrelvi mellom Ærdal og Geitle og Teigdalselvi mellom Århus og Fadnes for perioden 1994-1996.

3.7 Betydning av restfelt for vannkvaliteten i hovedelva

Vannkvaliteten i hovedelva er til enhver tid bestemt av tilførsler fra sidevassdrag og grunnvann, avrenning fra landbruk, industri og bebyggelse, av kjemiske prosesser i elva og i innsjøer (Vangsvatnet og Evangervatnet) og av faktorer som utbyggingsvirksomhet, klima, nedbør direkte på vannstrengen, av kalking osv. Ved å beregne tilførsler av ulike kjemiske komponenter fra de ulike kildene skal man kunne beregne konsentrasjonen av ulike vannkjemiske komponenter i hovedvassdraget. I det følgende er transportberegninger utført på grunnlag av vannkjemiske data og vannføring fra utløpet av Vangsvatnet, fra fem ulike sidevassdrag innen restfeltet og fra kraftverket summert og sammenliknet med målte verdier ved Bolstadelvi. Beregningene er utført for 16 prøvetakingsdatoer i 1994 og 1995. For hver dato er transport ut av vassdragsavsnittet beregnet ved å multiplisere målt konsentrasjon med målt vannføring (utløpet av Vangsvatnet, Teigdalselvi og Evanger kraftverk) eller med beregnet vannføring (resterende sidevassdrag i restfeltet). Transporten fra de ulike vassdragsavsnittene er så summert. Dersom beregnet transport for vassdraget er lik transportberegningene for Bolstadelvi tyder dette på at man har rimelig kontroll over tilførslene i vassdraget. Full overensstemmelse kan ikke påventes da det vil være tidsforsinkelse mhp prøvetaking innen vassdraget (flere timer), vannføringen innen restfeltet vil ikke være proporsjonal til vannføringen i Teigdalselvi under ethvert forhold, og enkelte kjemiske komponenter vil kunne påvirkes av ulike prosesser som sedimentasjon (i Evangervatnet), syre-base reaksjoner (alkalitet), ved opptak i planter og ved denitrifikasjon (NO_3) eller ved polymerisering (UMAl). Andre komponenter i vannkjemien kan man forvente opptrer mer konservativt i beregningene, som for eksempel base-kationer og -anioner. Beregnet transport i forhold til målt transport er vist i tabell 18.

Det er en rimelig bra overensstemmelse (1:1) mellom beregnet og målt transport av hovedionene Ca (kalsium), Mg (magnesium), Na (natrium), K (kalium), SO_4 (sulfat), Cl (klorid), ledningsevne (Kond-25) og for ANC. Overensstemmelsen er dårligere for syre (H^+) og for aluminium. For Al ble best overensstemmelse målt for TRAl (1:1), mens overensstemmelsen var svært dårlig (1:2) for uorganisk labilt Al (UMAl) og for total monomert Al (1:1.6) (TMAI).

Avvikende fra 1:1 forholdet mellom beregnet og målt verdier varierte med hensyn til årstid (figur 22.). Årstidsvariasjonen er illustrert i figur 22. Box-and-Whisker Plot viser en boks som deler dataene inn i fire områder med lik frekvens (quartiles). Boksen omkranser de midlere 50% av dataene. Medianverdien deler boksen med en horisontal linje. Vertikale linjer fra boksen (whiskers) angir de resterende verdiene. Whiskers er trukket fra den laveste/høyeste kvartil til det laveste datapunkt innen 1.5 interkvartil området. Dataene i plottet er fordelt på tre sesonger (vår omfatter perioden 15. april til 20. mai; sommer perioden 20. mai til 1. august og høst fra august til 15. april). ANOVA-beregninger med Tukey posttest viste kun signifikante forskjeller ($P < 0.05$) med hensyn til sesong for kalsium, konduktivitet, magnesium og natrium. For de andre komponentene var variasjonen innen sesongene for stor til at forskjellene ble signifikante.

Dersom beregnede og målte verdier plottes mot hverandre ser man tydelig samsvar for TRAl og PKAl, mens sammenhengen for andre fraksjoner av Al var dårlig (figur 23). Det var et godt samsvar mellom tapt UMAl (beregna minus målt) mot beregna UMAl. Dette betyr at målte verdier i hovedvassdraget varierte rundt 1-3 $\mu\text{g UMAl/L}$, uavhengig av konsentrasjonene målt i sidevassdragene. Dette skyldes sannsynligvis at pH i hovedelva påvirker likevekten til Al og transformerer giftig Al over på mindre giftige eller ugiftige former. Det er antatt at denne prosessen tar minutter i ionerike systemer minutter og timer i ionefattige systemer (Lydersen; 1995). Det er rimelig å anta at avgiftingshastigheter beregnet for Suldalslågen også gjelder for Vosso. Ved pH 6.0 tok avgiftning av forsøksvann i Suldal flere timer, mens ved pH > 6.4 var avgiftning oppnådd innen 10-20 minutter. Hastigheten avtar dessuten ved lave temperaturer (Lydersen m.fl., 1990; Kroglund m.fl., 1993c).

På tross av at det ikke var signifikante forskjeller med hensyn til sesong for de ulike Al-fraksjonene synes de målte konsentrasjonene om våren systematisk å være lavere enn de beregna konsentrasjonene,

mens de målte sommerkonsentrasjonene mer var i overensstemmelse med de beregna verdiene. Denne forskjellen kan være viktig ved evaluering av mulig skadelig vann i Vosso og Bolstadelvi. Den store differansen i UMAI er en sterk indikasjon på at Al på uorganisk form som tilføres hovedvassdraget transformeres som følge av pH-heving og ikke lengre er tilgjengelig for analyse etter lagring av prøven og transport. Dette er i overensstemmelse med det som registreres i "blandsoneforsøk", hvor konsentrasjonen av giftig Al også underestimeres. Selv ved Al-fraksjonering i felt, hvor tid fra prøven tas til den er ferdig fraksjonert holdes i størrelsesorden sekunder, kan man ikke måle de initielle forandringene (Lydersen m.fl., 1994), men man må basere seg på teoretiske beregninger. I renneforsøk har man god kontroll over tilførsler og endringer ettersom alt foregår i et lukket system, mens i vassdrag vil sikkerheten bak evaluering av vannkvalitet og analyser påvirkes av kvaliteten på målingene, blandingsforhold samt tilførsler som ikke fanges opp i analyseprogrammet. Rimelig god overensstemmelse mellom beregnede og målte konsentrasjoner av hovedioner i Vosso tyder likevel på at man her hadde rimelig god kontroll over tilførslene.

Ettersom målt UMAI synes underestimert er det rimelig å forvente tilstedeværelse av blandsoner innen vassdraget. Giftigheten til blandsonene vil være bestemt av den mengde Al som skal transformeres og transformasjonshastigheten. I et vassdrag vil en rekke prosesser som påvirker giftighet foregå samtidig. Vassdragets giftighet bestemmes av mengden Al som skal transformeres, av den hastigheten avgiftning foregår ved, av fortykning av giftig vann med ugiftig vann samt av en rekke andre fysiske-kjemiske faktorer som ionestyrke, humus og temperatur som også innvirker på giftighet. I tillegg vil forskjeller i fiskestørrelse og livsstadium påvirke følsomheten for Al. Det er derfor ikke mulig, hverken basert på de målte eller de beregnede verdier for Al i Vosso, å fastsette en nøyaktig "giftighet" for vassdraget. Selv etter beregning av en korrigert UMAI konsentrasjon forblir konsentrasjonen av giftig Al lav, og i størrelsesorden 5-15 $\mu\text{g UMAI/L}$. Våren 1993 er den eneste perioden hvor mer enn 15 $\mu\text{g UMAI}$ sannsynligvis ville ha blitt målt dersom prøvetaking var foretatt. Likeledes er det vist at konsentrasjonen av giftig Al målt ved NINA (UMAI) vil være noe lavere enn tilsvarende målinger utført ved NIVA (LAI) eller LAK (Ali) (Kroglund upublisert). Dette skyldes ulike analysemetoder som ikke måler identiske tilstandsformer til Al. Størrelsen på forskjellen er ikke estimert, men basert på forsøk i Suldalslågen er det beregnet at konsentrasjonen av giftig Al utført ved NINA ligger på 25-40% av målingene ved NIVA eller LAK. Dersom denne analyseforskjellen også inkluderes i evalueringen kan labilt Al (LAI)-konsentrasjonen antas å ligge mellom 10-30 $\mu\text{g LAI/L}$ i perioder i Vosso. Dette er konsentrasjoner som har gitt skade på smolt i karforsøk (ca 20 $\mu\text{g/L}$ (Staurnes m.fl., 1995; ca 30 $\mu\text{g/L}$ (Henriksen m.fl., 1984) og er i underkant av det konsentrasjonsområde hvor data fra Hordaland samt Sogn og Fjordane antyder fravær av laksebestander (G. Johnsen, 1997, upublisert). Man kan ikke uten videre overføre resultat fra karforsøk til betydningen for stedegen populasjon, men det er likevel grunn til å betrakte Al-tilførslene til Vosso som potensielt giftige. Likeledes vil ikke alt vann fra sidevassdragene blandes ideelt inn i hele vannvolumet i hovedvassdraget. Dette innebærer at betydningen av sidevassdrag umiddelbart etter samløp og i arealet nedstrøms samløpet underestimeres. Det antas fra enkelte at laks vil kunne unngåe blandsoner og forekomst av giftig Al. Basert på forsøksdata foreligger det ikke grunnlag for å påstå at laks har unngikelsesadferd overfor de vannkvaliteter som måles innen Vossovassdraget. Inntil det foreligger data som viser at dette er feil kan man ikke anta at laks unngår giftige tilstandsformer av Al.

Restfeltet sør for Bolstadelvi bidrar med en betydelig andel av Al til Vossovassdraget (tabell 19). På tross av at disse delvassdragene kun utgjør 8% av hele nedslagsfeltet til Vosso etter regulering, bidrar sidevassdragene med hele 22 \pm 13% av den totale Al-transporten og hele 43 \pm 22% av tilførslene av uorganisk monomert Al (giftig Al) eller 37 \pm 18% av total monomert Al. Dette innebærer at Al transportert fra disse sidevassdragene utgjør den viktigste kilden for blandsoner og giftig vann i Vosso eller Bolstadelvi. Intensiteten av blandsonene vil variere gjennom sesongen og vil sannsynligvis være størst om våren på grunn av stor transport (både høy vannføring og høy konsentrasjon av Al i sidebekkene), minst om sommeren på grunn av liten transport (lav vannføring og lave konsentrasjoner) og lav temperatur, minst om sommeren (på grunn av liten transport) og høy temperatur. Både høsten og vinteren var svært variabel med hensyn til transport av Al (figur 22). Utbredelse av giftig blandsoner,

innvirkning av blandsonene på yngeltetthet eller sjøvannstoleranse hos laksesmolt kan ikke fastsettes på bakgrunn av de beregnede transportverdiene, men beregningene støtter opp under antagelsen gitt i Kroglund m.fl., (1993) at blandsoner i Vossovassdraget kan skade laksesmolt. Disse sure sidevassdragene bør kalkes. Terrengkalking bør vurderes/foretrekkes ettersom denne metoden kan forhindre tilførsel av giftig Al til vassdraget og dermed redusere faren for blandsoner.

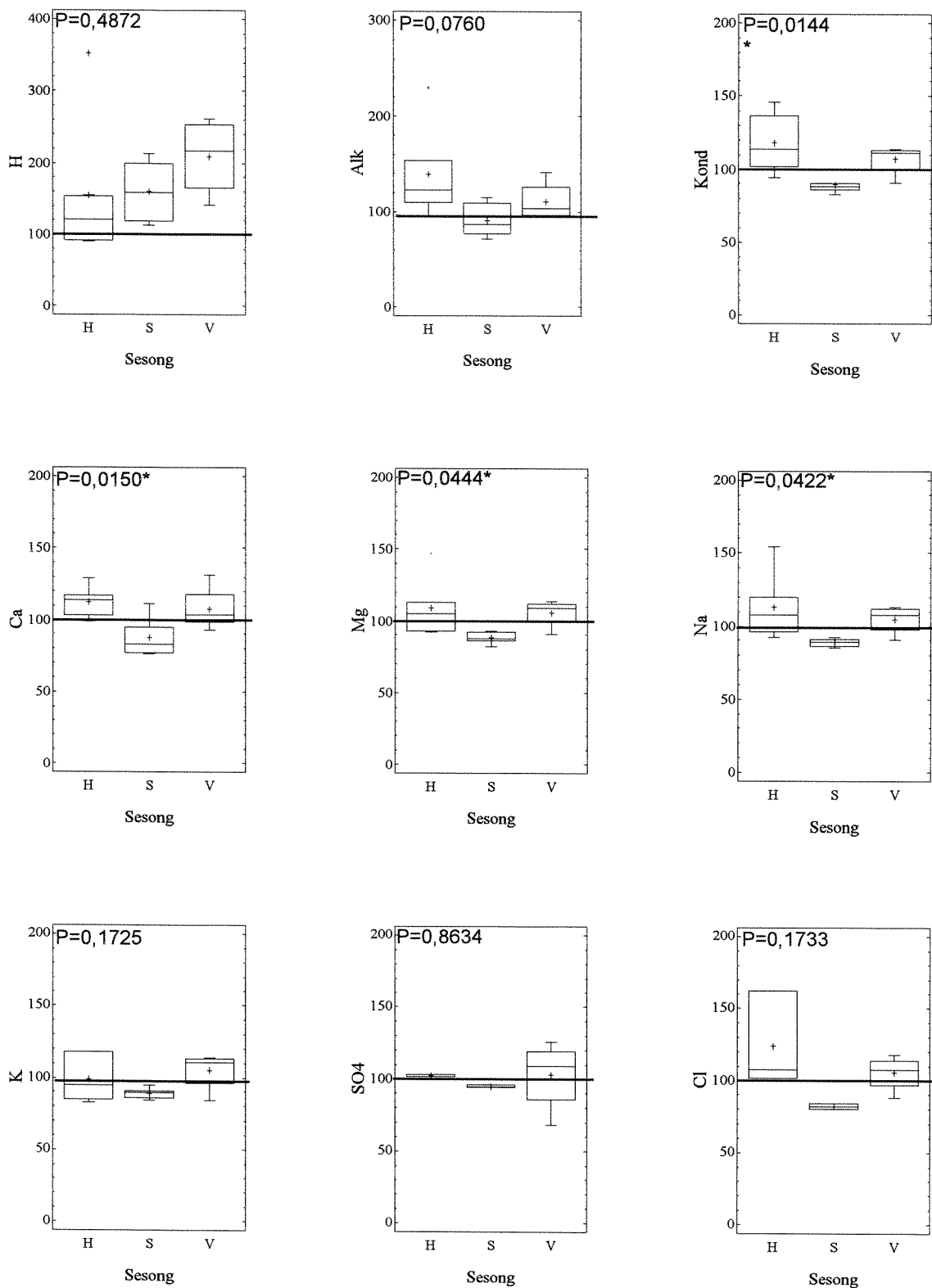
Tabell 18. Beregna konsentrasjoner (gjennomsnitt \pm SD) og målte konsentrasjoner for ulike vannkjemiske parametre ved Bolstadelvi. Beregningene er utført på målinger fra 14 ulike datoer i 1994-1996. Differanse er forskjellen mellom beregnet og målt verdi. Målt (%) av beregna er utregnet på bakgrunn av gjennomsnittsverdi \pm SD for hver dato.

		Bolstadelvi beregna	Bolstadelvi målt	Differanse	Beregna konsentrasjon i % av målt
Turbiditet	FTU	0.44 \pm 0.19	0.43 \pm 0.27	0.01	114 \pm 51
Farge	mg Pt/l	7.1 \pm 1.86	6.38 \pm 2.5	0.72	141 \pm 115
KOND-25	μ S/cm	17.7 \pm 6.6	17.0 \pm 5.5	0.71	104 \pm 19
pH		6.2 \pm 0.2	6.2 \pm 0.2	-0.04	99 \pm 2
H+		1.08 \pm 0.46	0.66 \pm 0.21	0.42	171 \pm 72
Alk	μ ekv/l	32.2 \pm 14.6	28.7 \pm 10.6	3.52	114 \pm 38
CA	mg/l	0.97 \pm 0.42	0.94 \pm 0.34	0.03	102 \pm 17
MG	mg/l	0.26 \pm 0.11	0.26 \pm 0.09	0.00	100 \pm 16
NA	mg/l	1.34 \pm 0.56	1.31 \pm 0.46	0.03	102 \pm 18
K	mg/l	0.28 \pm 0.08	0.29 \pm 0.07	-0.01	97 \pm 13
SO4	mg/l	1.52 \pm 0.59	1.55 \pm 0.67	-0.03	101 \pm 16
CL	mg/l	2.99 \pm 1.39	2.79 \pm 1.09	0.20	106 \pm 25
NO3-N	μ g/l	157 \pm 89	152 \pm 84	4.40	107 \pm 45
SI	mg/l	0.47 \pm 0.1	0.45 \pm 0.1	0.02	106 \pm 16
TRAI	μ g/l	61.0 \pm 31.2	60.8 \pm 35.8	0.22	104 \pm 21
TMAI	μ g/l	9.3 \pm 3.3	6.3 \pm 1.9	2.98	157 \pm 76
OMAI	μ g/l	5.2 \pm 1.9	3.9 \pm 1.4	1.29	137 \pm 45
UMAI	μ g/l	4.1 \pm 2.0	2.4 \pm 0.7	1.68	202 \pm 164
PKAI	μ g/l	51.7 \pm 30.3	54.5 \pm 35.9	-2.76	98 \pm 18
ANC-1	μ ekv/l	31.4 \pm 21.4	29.0 \pm 15.2	2.36	103 \pm 28

Vurderingene ovenfor bygger på den antagelse at Al-fraksjonene i de sure sidevassdragene er på stabil form. Dersom de ikke er stabile, økes giftigheten etter blanding og underestimeringen av giftighet i Vosso øker. Al bør fraksjoneres i felt for å redusere denne feilvariasjonen. Dette utføres nå i Suldalslågen (Kroglund m.fl., under bearbeiding). Likeledes kan man anta at konsentrasjonene og tilstandsformene til Al målt på stasjoner som f.eks. Vangsvatnet utos representerer rimelige riktige tilstandsformer og konsentrasjoner på grunn av lang oppholdstid i Vangsvatnet. Stasjoner hvor pH-heving har forekommet overfor stasjonene representerer de vannkilder hvor feilanalyse vil kunne forekomme. Dette gjelder ved Evanger kraftverk etter kalking.

Tabell 19. Relativt bidrag i prosent av ulike former for Al til Bolstadelvi fra vassdragsarealer lokalisert sør og nord for Vosso og Bolstadelvi, samt fra Evanger kraftverk og Vangsvatnet.

	Sør/Bolstad beregnet	Nord/Bolstad beregnet	Kraftverket/Bolstad beregnet	Vangsvt/Bolstad beregnet
TRAI	22 \pm 13	15 \pm 9	13 \pm 14	50 \pm 16
TMAI	37 \pm 18	11 \pm 5	10 \pm 13	42 \pm 17
OMAI	32 \pm 15	13 \pm 7	7 \pm 10	48 \pm 18
UMAI	43 \pm 22	9 \pm 4	13 \pm 17	34 \pm 17
PKAI	19 \pm 11	16 \pm 11	13 \pm 14	52 \pm 16



Figur 22. Beregnet konsentrasjon i forhold til målt konsentrasjon for hovedkomponenter i vannkjemien ved Bolstadelvi uttrykt i prosent. Beregningene er utført for tre årstider. P-verdien i hver figur angir signifikansnivå mellom gruppene (ANOVA).

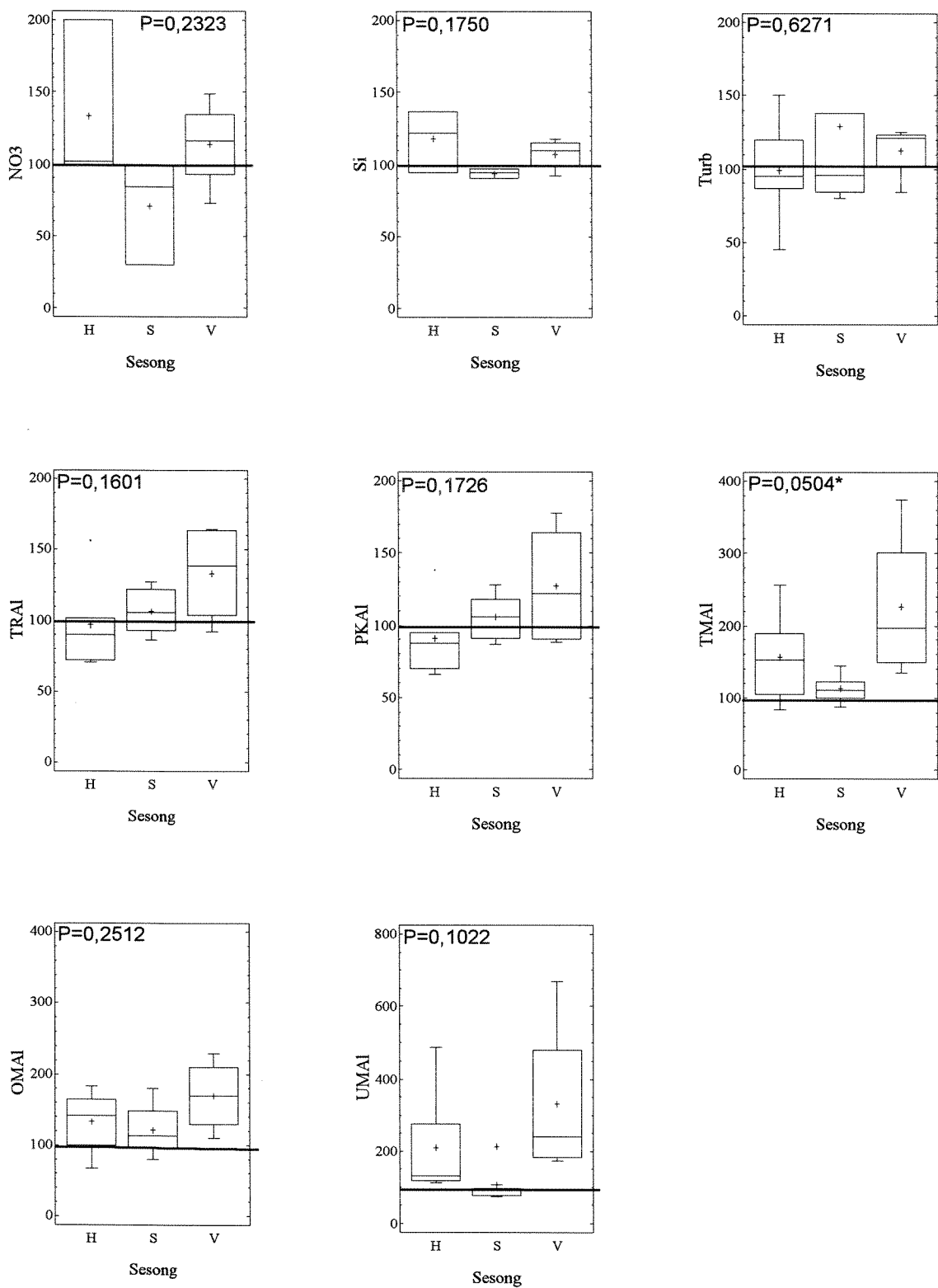
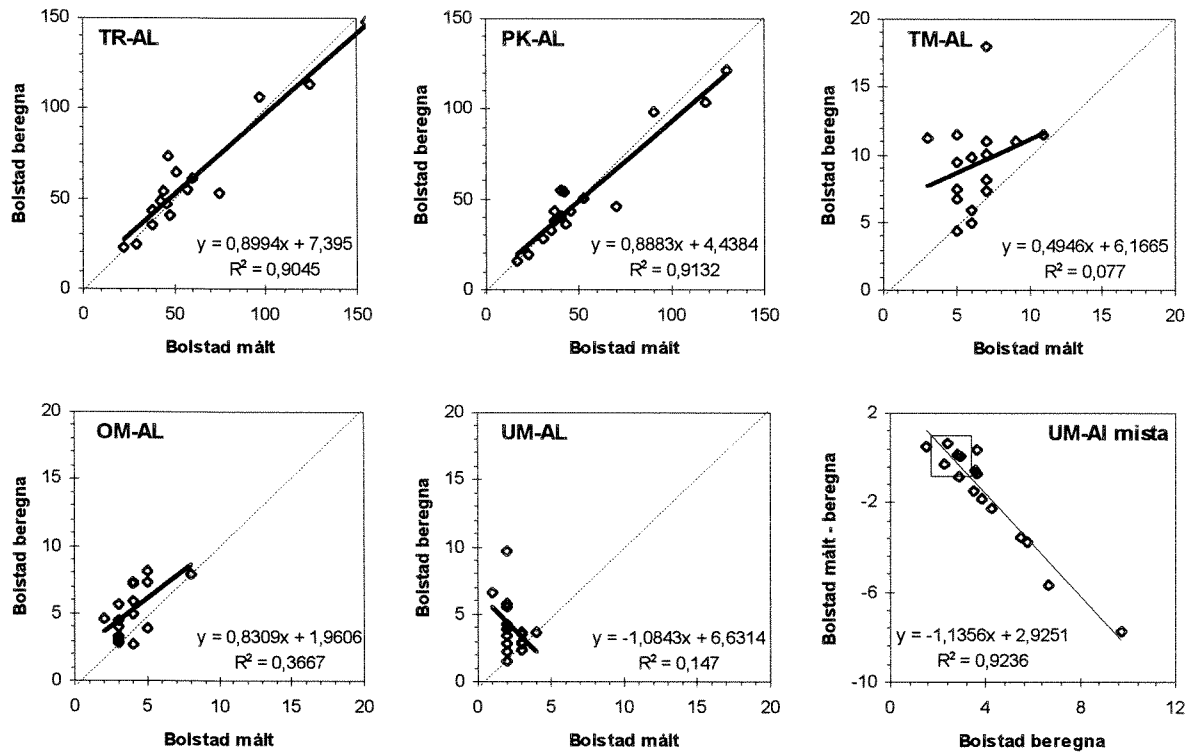


Fig. 22. forts.



Figur 23. Sammenhengen mellom konsentrasjon av ulike Al fraksjoner målt i Bolstadelvi (x-akse) og beregnet (y-akse). Stiplet linje representerer 1:1 forholdet. Verdier over stiplet linje betyr at beregnet verdi var høyere enn målt verdi. Heltrukken representerer ligningen i figuren.

3.8 Vurdering av behov for revidering av kalkingsplan

Det er utarbeidet en kalkingsplan for Vosso (Kaste m.fl., 1993). Denne ble utarbeidet kun på grunnlag av vannkjemiske data innsamlet i 1993, samt ved Kvilekvål i hovedvassdraget fra 1988. Basert på den vannkjemiske gjennomgangen utført i denne rapporten er det grunnlag for å revurdere kalkingsplanen, blant annet for å inkludere tiltak i vassdragene fra sør, som ikke ble inkludert i den opprinnelige planen.

Denne undersøkelsen viser at det tilføres aluminium i slike konsentrasjoner og tilstandsformer at vannet i enkelte vassdragsavsnitt kan bli giftig i perioder. Dette avspeiles ikke i vannkjemien i hovedvassdraget. Dersom vannkvalitet i Vosso også evalueres på bakgrunn av vannkvalitet i sidevassdragene er konklusjonen derfor at kalking er nødvendig. Inkluderes resultat fra biotiske indikatorer (Raddum upublisert) styrkes konklusjonen med at kalking er nødvendig.

Det vannkjemiske målet med kalking må være å avgifte Al i sidevassdragene. I restfeltet bør sidevassdragene sør for Bolstadelvi kalkes. Området kan være velegnet for terrengkalking, mens skjellsandkalking ikke vil gi nødvendig vannkjemisk forbedring hele året. Innsjøkalking i nedslagsfeltet kan heve den generelle vannkvaliteten, men på grunn av sur avrenning under isen om vinteren og våren behøver ikke denne kalkingsmetoden sikre vassdraget tilstrekkelig. Kalkingsplanene bør integreres med kalkingsplaner for Dale elva.

Skjellsandkalkingen, som pågår i vassdrag fra nord, bør opprettholdes til det foreligger dokumentasjon på at den positive effekten på vannkvalitet (pH) og bunndyr ikke skyldes kalking. Episoder som

sjøsaltepisoden i 1993 vil trolig ikke avverges med skjellsandkalking, hvor terrengkalking vil være langt bedre egnet.

Raundalselvi hadde i perioden 1994-1996 en vannkvalitet som sannsynligvis ville vært skadelig for laksesmolt i perioder, men i mindre grad skadelig for lakseyngel. Episodene med akutt dårlig vannkvalitet var sannsynligvis av for kort varighet til å virke bestandsreducerende. Denne påstanden kan ikke dokumenteres, da man ikke kjenner sammenhengen mellom bestandsstørrelse og suboptimal vannkvalitet i Norge i motsetning til i Canada (Korman m.fl., 1994). Det antas videre at giftig vann fra Raundalselvi avgiftes i Vangsvatnet, delvis som følge av fortykning med Strondaelvi og delvis som følge av lang oppholdstid med påfølgende avgiftning av Al. Dette bør bekreftes med fiskeforsøk. Man kan på denne bakgrunn antyde at kalking av Raundalselvi kan utsettes til bedre dokumentasjon av behovet foreligger.

Kalkingen ved Evanger kraftverk må opprettholdes, men må styres bedre for å unngå underkalking i perioder. Vannkvaliteten ut av Evangervatnet var i perioder dårligere enn vannkvalitetskravet til laksesmolt slik det er definert i dag. Dersom kraftverket også skal benyttes til å heve pH i hovedelva må kalkingdosene økes i perioder. pH-styring av kalkingsanlegget synes unødvendig, men doseringen må styres av vannføringen i hovedvassdraget. Vannkvaliteten ut av Evanger kraftverk må både kunne avgifte kraftverkvann, vann i Vosso samt tilførsler nedstrøms Evangervatnet. Dette innebærer at pH ut av Evanger kraftverk må i perioder være betydelig høyere enn 6.4.

4. Vurdering

Før avslutningen av fiskeforsøkene i 1993 og evaluering av vannkjemi fra samme vår, ble ikke Vosso vurdert som forsuret. Basert på dokumentasjon av betydningen av sjøsaltepisoder (Hindar m.fl., 1994), dokumentasjon av fysiologiske tilstandsendringer påvist på laksesmolt eksponert i vassdraget, og basert på kunnskap om vannkvalitetskravet til laksesmolt ervervet etter 1990 (Kroglund m.fl., 1994a, Kroglund m.fl., 1995) kunne ikke forsuring forkastes som hypotese i 1993. Det vannkjemiske analyseprogrammet igangsatt våren 1993 i forbindelse med fiskeforsøket ble derfor opprettholdt. Våren 1994 ble stasjonsnettets utvidet til å inkludere flere mindre sidevassdrag.

Vannkjemi

Basert på endring i pH og forekomst av aluminium i sidevassdrag kan forsuring være en årsak til dårlig vannkvalitet i Vosso og Bolstadelvi. pH-målinger antyder at vannkvaliteten i Raundalselvi har utviklet seg i mer negativ retning enn vannkvaliteten i Strondaelvi siden 70-tallet. Tverrelvi og Teigdalselvi hadde perioder med svært dårlig vannkvalitet i 1993. Sidevassdrag lokalisert sør for Bolstadelvi hadde kronisk surt vann. Vannkvaliteten ved Evanger kraftverk var dårlig. Vannkvaliteten i hovedvassdraget indikerte forsuring i perioder. Det er vist at 40% av den giftige aluminiumen i hovedvassdraget stammer fra 10% av nedslagsfeltet. Alle vurderingene antyder at deler av nedslagsfeltet til Bolstadelvi er påvirket av forsuring, men at graden av forsuring varierer innen vassdraget.

Vannkvalitetsmålet satt for kalkingsanlegget i Evanger er ikke nådd. pH økte i hovedvassdraget, men anlegget bør styres bedre for å oppnå jevnere effekt. pH på utløpet av Evangervatnet var i perioder under vannkvalitetskravet fastlagt av Kaste m.fl., 1994. For å bedre situasjonen for anadrom fisk bør sidevassdrag sør for Bolstadelvi kalkes. Kalking av sidevassdrag vil både kunne redusere tilførselen av giftig Al til hovedvassdraget, samt øke avgiftingshastigheten. Skjellsandkalkingen i Teigdalselvi og Tverrelvi synes å virke etter hensikten og bør opprettholdes.

Fiskebiologisk betydning

Laks lever ikke isolert fra biotiske og abiotiske faktorer, hverken i ferskvannsfasen eller i den marine fasen av livssyklusen. Vossovassdraget har vært utsatt for en rekke fysiske inngrep, hvor regulering av Teigdalselvi og etablering av Evanger kraftverk på slutten av 60-tallet medførte endringer i vannføring, temperatur og vannkjemi (Fjellheim m.fl., 1994). De beregnet at avløpet fra kraftverket i perioder kan utgjøre mer enn 50% av vannføringen i Bolstadelvi. Beregninger utført i denne rapporten viser at kraftverket og vann fra restfeltet kan utgjøre tilnærmet alt vann i Bolstadelvi. Av andre fysiske inngrep kan nevnes at veiutbygging langs vassdraget på 80-tallet medførte tildels kraftig transport av partikler (Bjerknes m.fl., 1991). Likeledes medførte flomsenking av Vangsvatnet vinteren 1991 til raske fluktuasjoner i vannføring med påfølgende stranding av fisk (Sægrov m.fl., 1991). Disse faktorene vil også kunne påvirke overlevelsen til laks på elva og endre bestandsstørrelsen.

Basert på en vannkjemisk evaluering av vassdraget kan forsuring heller ikke forkastes som forklaring til endringer i fiskebestanden. Ettersom man mangler vannkvalitetsdata fra 60 og 70-tallet kan man ikke uten vider kople det som synes å være en reduksjon i fangst av laks på 70-tallet med en gradvis og episodisk svekkelse av vannkvalitet, men denne hypotesen kan heller ikke forkastes. Fra midten av 80-tallet foreligger det data som indikerer en forsuringutvikling ved Kvilekvål. Likeledes antyder pH-målingene fra Strondaelvi og Raundalselvi en forsuringutvikling. Evanger kraftverk, som som var operativt fra tidlig 70-tall, utgjør likeledes en kilde til surt vann. Det er derfor rimelig grunn til å anta at Vossovassdraget fikk et økende vannkvalitetsproblem fra tidlig 70-tallet og utover.

Selv om det her konkluderes med at det er en sammenheng mellom forsuring og bestandsutvikling i Vosso innebærer dette ikke at forsuring er den eneste trusselsfaktoren i vassdraget. Inntil man har bedre

data som tillater vektning mellom faktorer må de andre fremsatte hypotesene til bestandsreduksjon også etterprøves.

Vannkjemiske endringer, for eksempel som følge av forsuring eller tilførsler av andre forurensende stoffer kan medføre at vannkvaliteten i et vassdrag forringes og kan påvirke biota. Før negativ påvirkning medfører unormal høy dødelighet, for eksempel ved å redusere yngeltetthet, vil individene ha opplevd en rekke større eller mindre "skader". Skadene eller effektene kan være så marginale at de kan ignoreres, og restaurering av "skade" vil forekomme ved vannkvalitetsforbedring, men effektene kan også representere alvorlig svekkelse av livsnødvendige funksjoner. Det ble registrert fiskedød (aure- og laksesmolt) i et sidevassdraget til Evanger (Teigdalselvi) våren 1993 (Fjellheim m.fl., 1994). I fiskeforsøk utført med laks samme våren ble det påvist "skadelig" vannkvalitet på fem ulike stasjoner innen Vossovassdraget, mens smolt eksponert i Strondaelvi var uskadd med hensyn til saltvannstoleranse (Kroglund m.fl., 1993b). Samme effektbilde ble også påvist i 1994 selv om skadeomfanget var betydelig redusert. Dette var forventet på grunnlag at forskjellene i vannkemi i 1993 og 1994. Det ble påvist fysiologiske og histologiske endringer typisk for H⁺/Al selv om pH var høyere enn 6.0 og konsentrasjonen av labilt Al (UMAl) var målt til under 10 µg Al/L. De fysiologiske endringene var størst i de nedre delene av vassdraget (Bolstadelvi og Evanger) samt i Teigdalselvi. Dette ble tolket som skader forårsaket av økt Al-giftighet som følge av blandsoner som oppstår når surt Al anriket vann blandes med vann av god kvalitet. Foruten tilstandsendringer påvist på smolt i ferskvannfasen ble det også påvist svekket saltvannstoleranse. Svekket saltvannstoleranse er antatt å kunne medføre redusert overlevelse hos smolten etter utvandring til et marint miljø (Staurnes m.fl., 1993b). Sammenhengen mellom fysiologisk status i saltvannstester og marin overlevelse er blant annet påvist hos utsetninger i den sure elven Lygna (0 gjenfangst) og i den kalka elven Audna (5% gjenfangst). Tilsvarende lave gjenfangster som observert i Lygna ble observert av L.Rosseland i 1968 ved utsetninger av laksesmolt i Mandalselva (Hansen; 1982). Staurnes m.fl., (1993b) fant at saltvannstester var den enkeltparameter som best predikerte gjenfangst av utsatt laksesmolt.

Forsuringsnivået påvist våren 1993 ble tilskrevet sjøsaltepisoden som denne våren påvirket fiskebestandene i ulike Vestlandsvassdrag (Hindar m.fl., 1994). For at en sjøsaltepisode skal gi giftig vann (mobilisere Al) må nedbørfeltets tålegrense for forsuring på forhånd være overskredet.

Selv om man fortsatt ikke enes om hva som er den viktigste faktoren med hensyn til endring av laksebestanden i Vosso foreligger det data som viser at vannkvaliteten i Teigdalselvi drepte laks- og auresmolt våren 1993 og at smolt eksponert i hovedvassdraget hadde forsuringssammenheng skader. Basert på erfaringer vedrørende giftighet til ustabile former for Al er det god grunn til å tru at Al transportert til hovedvassdraget fra sidevassdragene kan skade saltreguleringsevnen til laksesmolt i sjøvann. Det er derimot ikke vist at saltvannstester brukt i forsuringssammenheng gir en rimelig god prognose på marin overlevelse, ei heller at lave Al-konsentrasjoner påvirker marin overlevelse, selv om testene er akseptert for bedømmelse av smoltkvalitet innen oppdrett. Så lenge det ikke er vist at den vannkvalitet som er målt i vassdraget er uskadelig for fisk, og at de fysiologiske tilstandsendringene som er påvist hos fisk både fra Vosso, fra andre vassdrag og i forsøk utført på tilsvarende vannkvaliteter er uten betydning for bestanden er det rimelig grunnlag for å konkludere med at Vossovassdraget må kalkes. Det er anbefalt revidering av eksisterende kalkingsplan.

5. Referanser

- Baalsrud, K. 1962. En undersøkelse av vannforsyning til Vossevangen. NIVA-rapport 141.
- Bakketun, Å. 1981. Overvåking av Vossovassdraget 1977-1980. NIVA-rapport 1343, 63 s.
- Bakketun, Å., J.E. Løvik og E.Ø. Sahlquist. 1984. Overvåking av Vossovassdraget 1983. NIVA-rapport 1636, 33s.
- Bakketun, Å., og P. Brettum. 1983. Overvåking av Vossovassdraget 1982. NIVA-rapport 1490, 22 s.
- Bakketun, Å., P. Brettum, R. Romstad og K.J. Aanes. 1982. Overvåking av Vossovassdraget 1981. NIVA-rapport 1394, 62 s.
- Bekkestad, F. 1976. Nedbør- og hydrokjemiske undersøkelser på Voss i tidsrommet april - juli 1976. (stensilert rapport).
- Bekkestad, F., K. Endeve, I.B. Løne og A. Mandelid. 1977. Vossevassdraget - pH-undersøkelser 1975-1977. Datasamling, stensilert rapport.
- Bjerknes, V., K.J. Aanes og T. Bækken. 1991. Flomsikring av Vangsvatnet. Miljøvirkninger av anleggsarbeid. NIVA-rapport 2676, 38 s.
- Bjerknes, V., L.G. Golmen og Å. Åtland. 1995. Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden. NIVA-rapport 3282, 47 s.
- Brettum, P., B. Faafeng, D. Matzow, K. Kvalvågnes og B. Rørslett. 1981. Undersøkelser i Vossevassdraget 1978 og 1979. NIVA-rapport 1280, 77 s.
- Faafeng, B. 1981. Undersøkelser i Vossevassdraget 1978 og 1979. NIVA-rapport, 77 s.
- Faafeng, B. P. Brettum, T. Kristoffersen, D. Matzow, J.P. Nilssen, T. Tjomsland. 1977. En undersøkelse av Vossovassdraget 1977. NIVA-rapport 1162, 167 s.
- Farmer, G. J., R.L. Saunders, T.R. Goff, C.E. Johnston og E.B. Henderson. 1989. Some physiological responses of Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to soft, acidic water during smolting. Salmonid Smoltification Iii. Proceedings Of A Workshop Sponsored By The Directorate For Nature Management, Norwegian Fisheries Research Council, Norwegian Smolt Producers Association And Statkraft, Held At The University Of Trondheim, Norway, 27 juni-1 juli, 229-244.
- Farmer, G.J., J.A. Ritter, og D. Ashfield. 1978. Seawater Adaptation and Parr-Smolt Transformation of Juvenile Atlantic Salmon, *Salmo Salar*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 35, No 1, 93-100.
- Fjellheim A, G.G. Raddum og B.T. Barlaup. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Rapport nr. 80, LFI, Universitetet i Bergen, 68 s.
- Hansen, L. P. 1995. Hva bestemmer størrelsen på en laksebestand. Notat fra seminar på Voss, nov. 1995, 9s.
- Hansen, L.P. 1982. Gjenfangster av merket laksesmolt (*Salmo salar* L.) utsatt i to sure elver på Sørlandet. *Fauna* 35, 145-149.
- Haraldstad, Ø., M. Ballestad, F.R. Gravem, K. Hindar, B. Jonsson, D. Matzow, T.A. Schei, K. Synnes og L.M. Sættem. 1983. Vosseprosjektet, ferskvannøkologisk forskning i Vossevassdraget 1972-1982. Vosseprosjektet, Zoologisk Institutt, Universitetet i Oslo, rapport 11, 82 s.
- Heggberget, T., M. Staurnes, R. Strond og J. Husby. 1992. Smoltifisering hos laksefisk. NINA Forskningsrapport 31. 42 sider.
- Hindar, A., A. Henriksen, K. Tørseth og A. Semb. 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372, 327-328.
- Hindar, A., F. Kroglund og Ø. Kaste. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606, 96 s.
- Hindar, K. 1995. Innblanding av oppdrettslaks i Vossovassdraget - omfang og konsekvenser. Notat fra seminar på Voss, nov. 1995, 2s.
- Holtan, H., Å. Bakketun, P. Brettum, J.E. Løvik og E.A. Lindstrøm. 1986. Overvåking av Vossevassdraget 1981 - 1984. Sammenfattende sluttrapport. NIVA-rapport 1831, 46 s.
- Johnsen, G.H. 1992. Morfologiske beskrivelse av Evangervatnet, Voss i Hordaland. Rapport 97 fra Rådgivende Biologer, 7 s.
- Järvi, T. 1990. Cumulative acute physiological stress in Atlantic salmon smolts: The effect of osmotic imbalance and the presence of predators. *Aquaculture*, 89: 337-350.
- Kaste, Ø., A. Hindar og F. Kroglund. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget - kalkingsplan. NIVA-rapport 2992, 23 s.
- Korman, J., Marmorek, D.R., Lacroix, G.L., Amiro, P.G., Ritter, J.A., Watt, W.D., Cutting, R.E. og Robinson, D.C.E. 1994. Development and evaluation of a biological model to assess regional-scale effects of acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can J Fish Aquat Sci*, 51: 662-680.

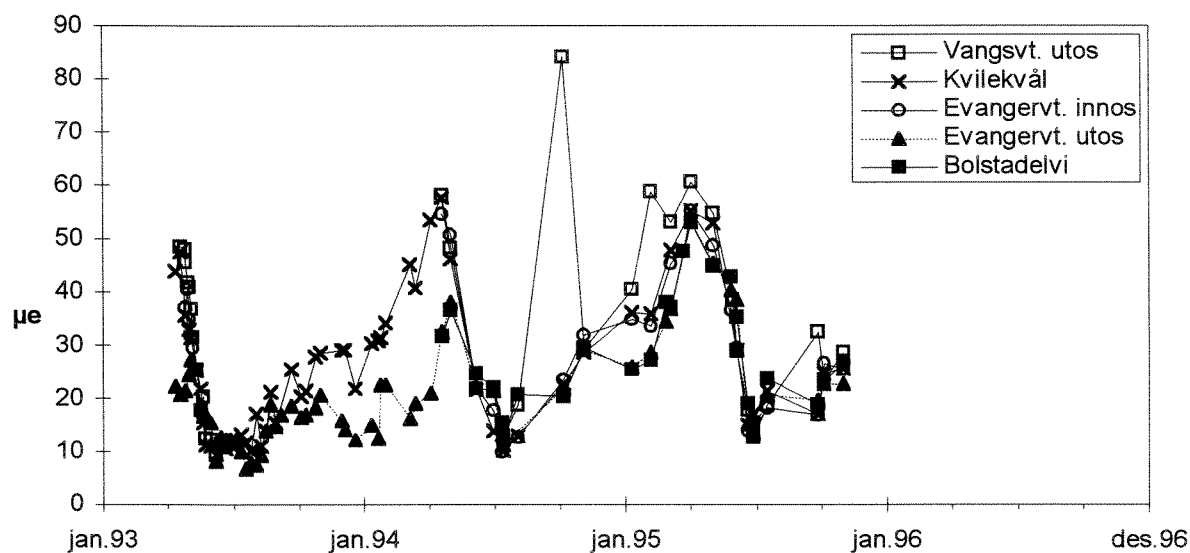
- Kroglund, F. og Staurnes, M. 1993a. Vannkvalitetskriterier for laks etter kalking av Vikedalselva. I: Kalking i vann og vassdrag 1991. Fou-årsrapporter 1991. DN-notat 1993-1: 84-92.
- Kroglund, F., Åtland, Å., Berntssen, M. og Rosseland, B.O. 1993b. Er laksen truet selv ved svært moderat forsuring. Eksempler fra Vosso, Hordaland. NIVA-rapport 2947. 38 sider.
- Kroglund, F., Lydersen, E., og Rosseland, B.O. 1993c. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann -områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. TVLF og Naturens Tålegrense-seminar. Stjørdal. februar 1993: 45-47.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G. G., Staurnes, M., Gausen, D., og Sandøy, S. 1994a. Sur nedbør i Norge: Status, utviklingstendenser og tiltak. DN-utredning. 98 sider.
- Kroglund, F., Hansen, L.P. Rosseland, B.O., Staurnes, M., Berntssen, M., Åtland, Å., Barlaup, B. og Lydersen, E. 1994b. Vannkvalitetskriterier og laksefisk: en oppsummering av ulike prosjekt gjennomført i 1993. FoU-virksomheten 1993. DN-utredning 1994-14: 123-164.
- Kroglund, F., M. Staurnes og A. Kvellestad. 1994c. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Kroglund, F., Finstad B., Staurnes, M., Rosseland, B.O., Hektoen, H., van Berkum, T., og Iversen M., 1995a. Vannkvalitetskrav til laksesmolt: undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag. DN-notat 1995, innsendt.
- Kroglund, F., M. Staurnes, og B.O. Rosseland. 1995b. Vannkvalitetskrav til Atlantisk laks (*Salmo salar*) i forsuringspåvirkede eller kalkede vassdrag. Notat fra seminar på Voss, nov. 1995, 5s.
- Kroglund, F., H.C.Teien, J. Håvardstun, A.Kvellestad, B.Salbu, B.O.Rosseland og B.Finstad. 1998a. Betydningen av lave aluminiumskonsentrasjoner for laksesmolt. DN-rapport.Under utarbeidelse.
- Kroglund, F., B. Finstad, H.C. Teien, J. Håvardstun, B. Salbu, B.O.Rosseland. 1998b. Evaluering av fiskebiologisk status i Suldalslågen basert på vannkvalitetsmålinger våren 1996. DN-rapport.Under utarbeidelse.
- Kroglund, F., H.C. Teien, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu og A. Kvellestad . 1997c. Varighet av blandsoner og betydning av ulike aluminiumskonsentrasjoner og kalking for giftighet for lakseparr. DN-rapport. Under utarbeidelse.
- Lehmann, G.B. og G.H. Johnsen. 1992. Kalkingsplan for Voss kommune 1992. Rapport nr 69, Rådgivende Biologer, 18 s.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.-B.-S., & Muniz, I.-P. 1990. Influences of Temperature on Aqueous Aluminum Chemistry. *Water, Air and Soil Pollution* Wapłac, 51, 203:215.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. and Rosseland, B.O. 1994. The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecological Chemistry* 3, 357 - 365.
- Lydersen, E. 1995. Kjemiske blandsonereffekter i ferskvann I: Konsekvenser av kalking i skog og vatn, seminarrapport. Norsk Limnologiforening: 120-131.
- Poléo, A. B. S., Lydersen, E., Rosseland, B. O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. D., og Kvellestad, A. (1994). Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollut.* 75, 339-351.
- Redding, J. M., Schreck, C. B., Birks, E. K. og Ewing, R. D., 1984. Cortisol and its effect on plasma thyroid hormone and electrolyte concentrations in freshwater and during seawater acclimation in yearling coho salmon *Oncorhynchus kisutch*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 67: 194-201.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M., og Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollution* 78: 3-8.
- Rosseland, B. O. og Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future* (C.E.W Steinberg og R.F.Wright, Eds.) John Wiley & Sons Ltd. 227-246.
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1993a. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1816-1827.
- Staurnes, M., G. Lysfjord, L.P. Hansen og T.G.Heggerget. 1993b. Recapture rates of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to smolt development and time of release. *Aquaculture*, 118: 327-337.
- Staurnes, M., F. Kroglund og B.O. Rosseland. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water Air and Soil pollut.* Vol 85/2: 347-352.
- Steine, I. (red). 1972. Strondavassdraget, Voss 1969-71. Lab. for ferskvannøkologi og innlandsfisk, Zool. Mus. Univ. i Bergen, rapport nr. 5.

- Sægrov, H., B.T. Barlaup og H. Lura. 1991. Anleggsarbeidet i Vosso, vinteren 1990-91. Effekter på overleving av lakseegg. Rapport fra Zoologisk museum, Økologisk avdeling, Universitetet i Bergen, 25 s.
- Sægrov, H og Ø. Vasshaug. 1993. Tettleik av ungfisk i Bolstadelvi og Vosso, Hordaland fylke, 1988-1991. Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga. Rapport nr. 4, 1993.
- Sægrov, H. 1995. Vossoloaksen. kort oppsummering av resultat frå undersøkingar i perioden 1991 til 1993. Notat fra seminar på Voss, nov. 1995, 4 s.
- Sægrov, H., S. Kålås, H. Lura og K. Urdal. 1994. Vosso-laksen. Livshistorie - bestandsutvikling - gyting - rekruttering - kultivering. Rapport Zoologisk Institutt, Økologisk avdeling, Universitetet i Bergen, 44 s.
- Verbost, P.M., M.H.G. Berntssen, F. Kroglund, E. Lydersen, H.E. Witters, B.O. Rosseland, B. Salbu og S.E. Wendelaar Bonga. 1995. the toxic mixing zone of neutral and acidic river water: acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Water, Air and Soil Pollution* 85: 341-346.

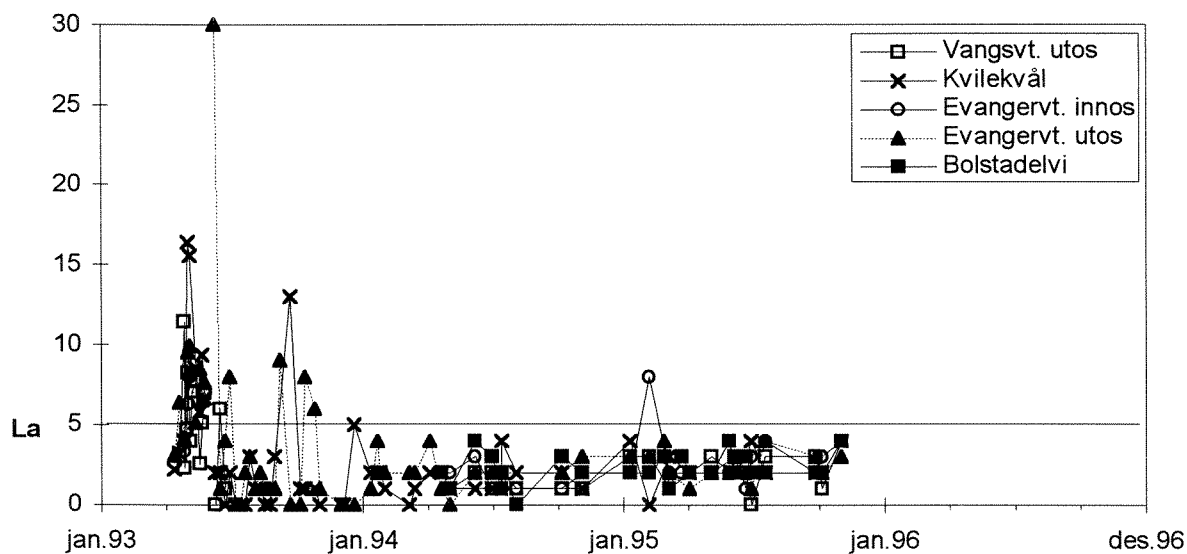
Vedlegg A.

Vedleggsfigurer: et utvalg figurer fra ulike vassdragsavsnitt.

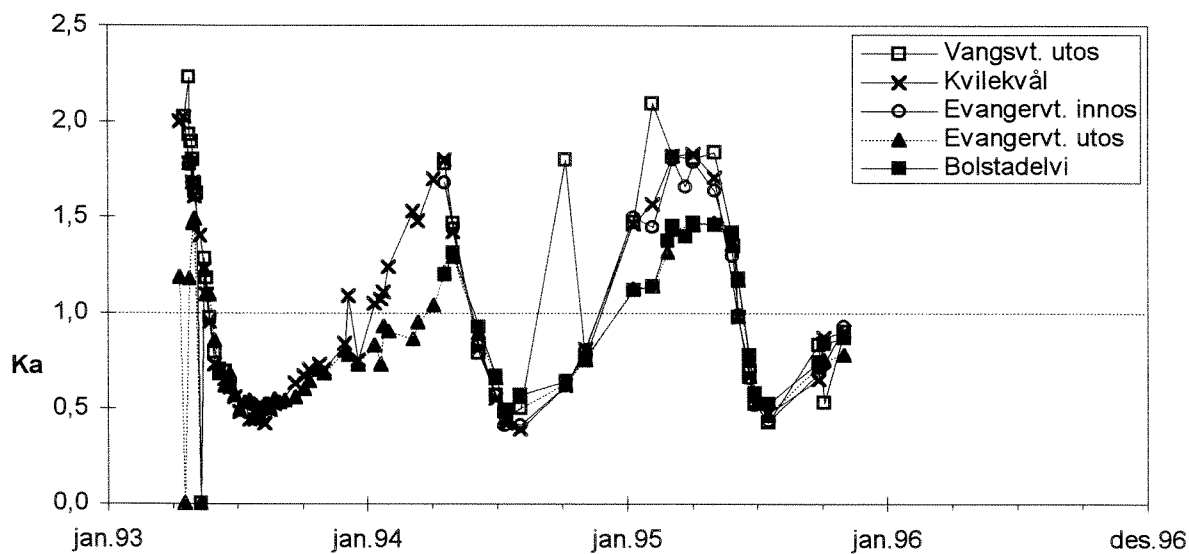
5.2 Hovedvassdraget fra Vangsvatnet til Bolstadfjorden



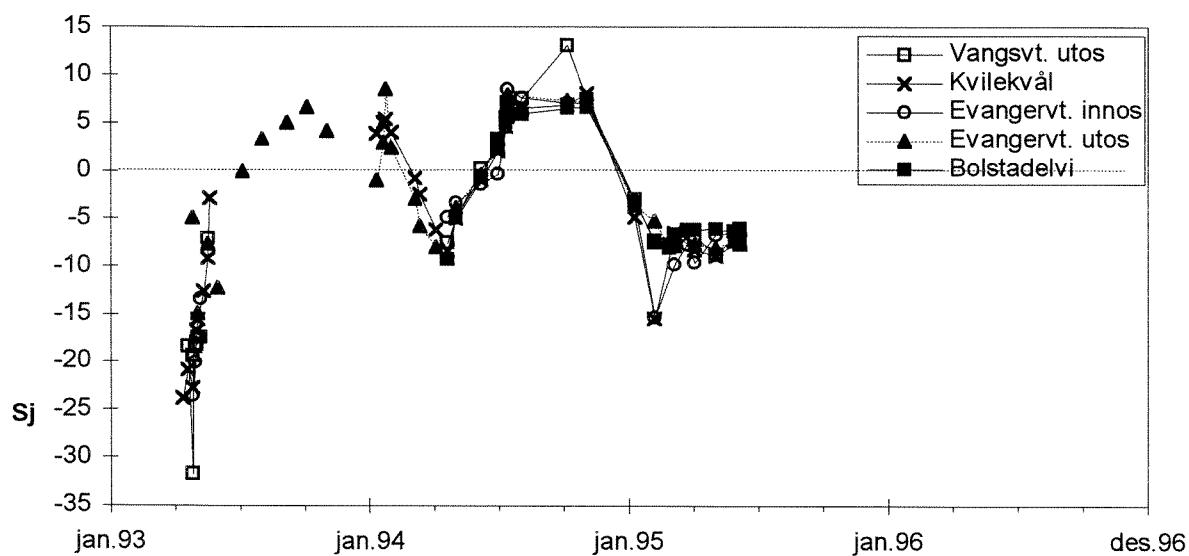
Figur 24. Tidsvariasjon i alkalitet fra 1993 til 1996 på 5 stasjoner i hovedvassdraget nedstrøms Vangsvatnet.



Figur 25. Tidsvariasjon i labilt monomet aluminium (UMAl) fra 1993 til 1996 på 5 stasjoner i hovedvassdraget nedstrøms Vangsvatnet.

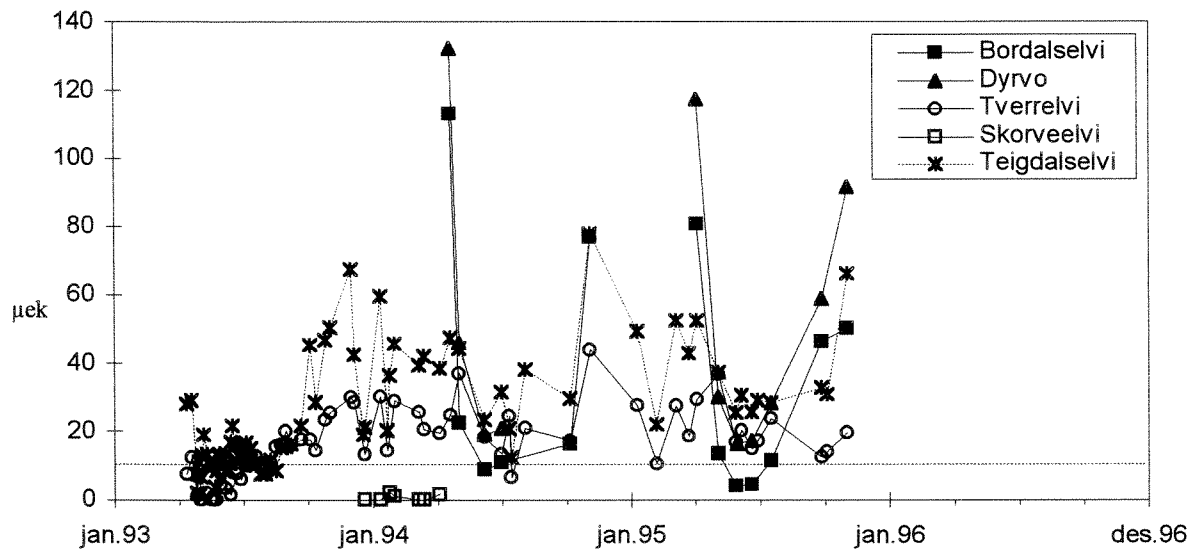


Figur 26. Tidsvariasjon i kalsium fra 1993 til 1996 på 5 stasjoner i hovedvassdraget nedstrøms Vangsvatnet.

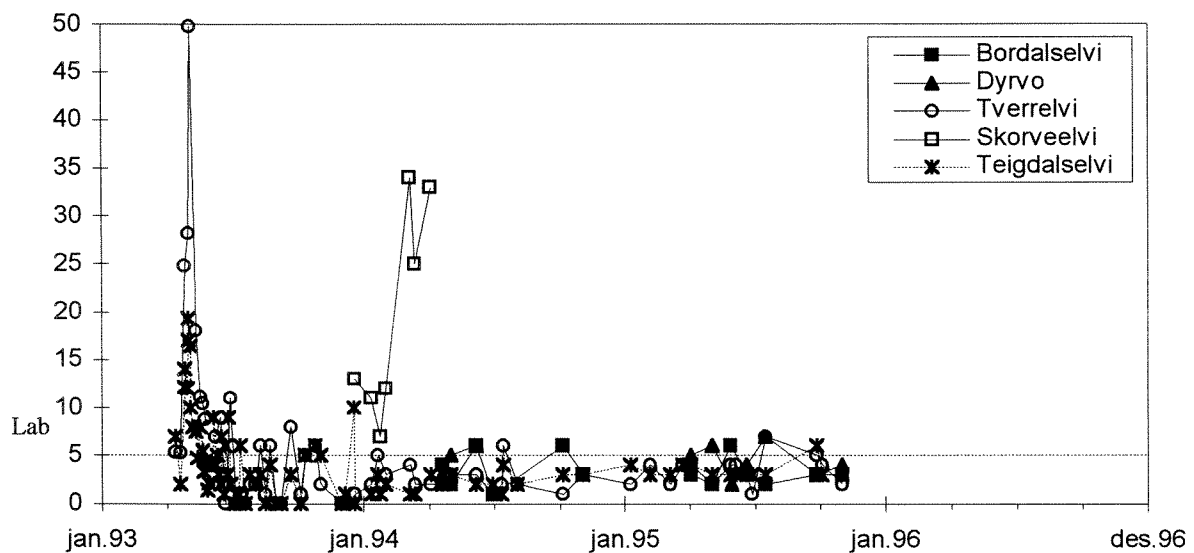


Figur 27. Tidsvariasjon med hensyn til sjøsaltepisoder fra 1993 til 1996 på 5 stasjoner i hovedvassdraget nedstrøms Vangsvatnet.

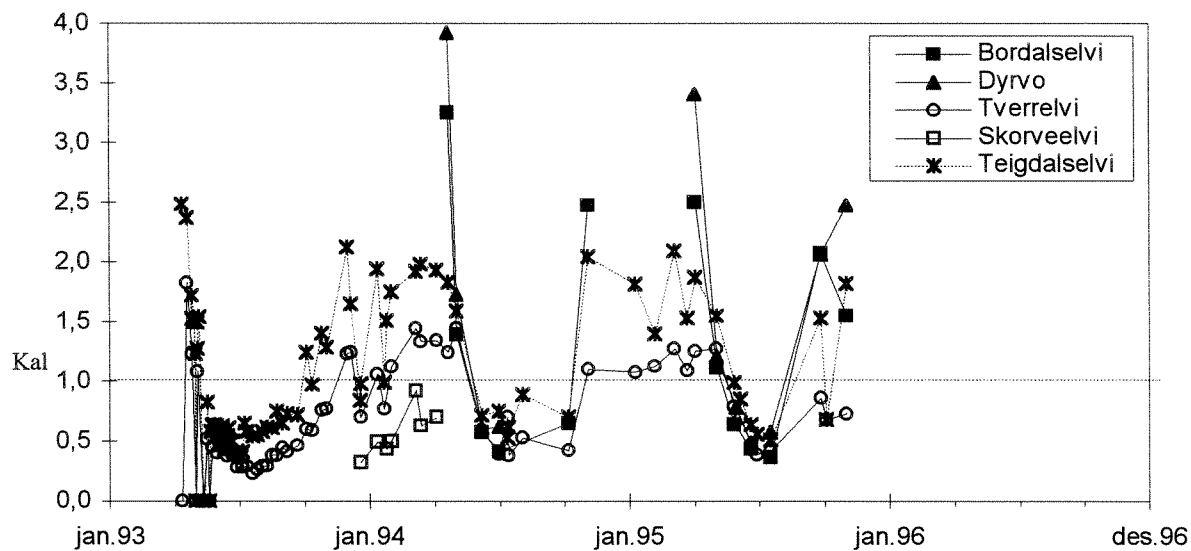
5.3 Sidevassdrag fra Nord



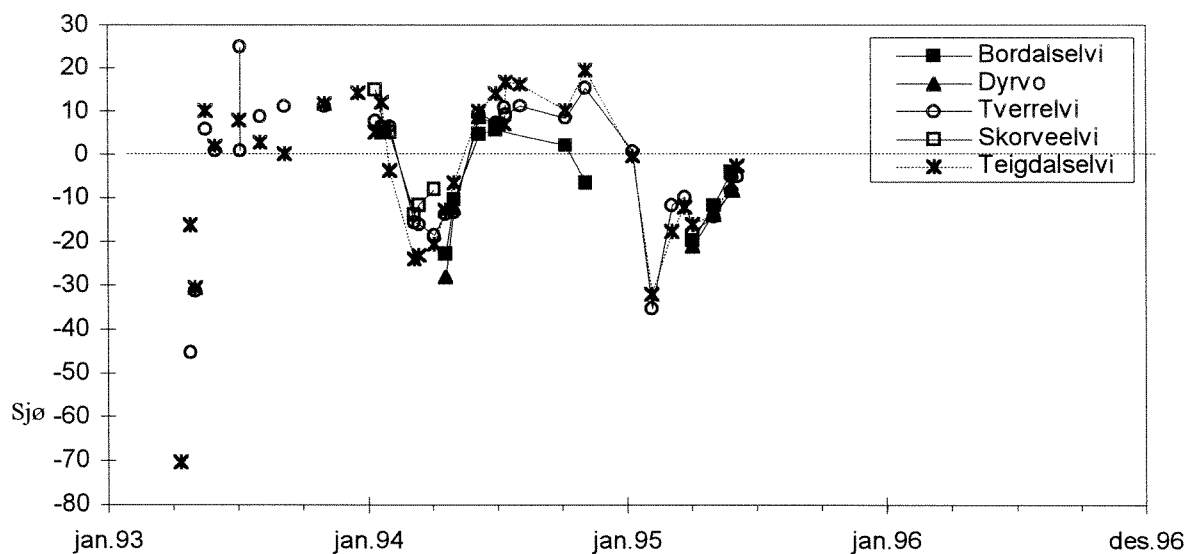
Figur 28. Tidsvariasjon med hensyn til alkalitet fra 1993 til 1996 for 5 sidevassdrag lokalisert nord for Vosso og Bolstadelvi



Figur 29. Tidsvariasjon med hensyn til labilt monomert aluminium (UMA) fra 1993 til 1996 for 5 sidevassdrag lokalisert nord for Vosso og Bolstadelvi

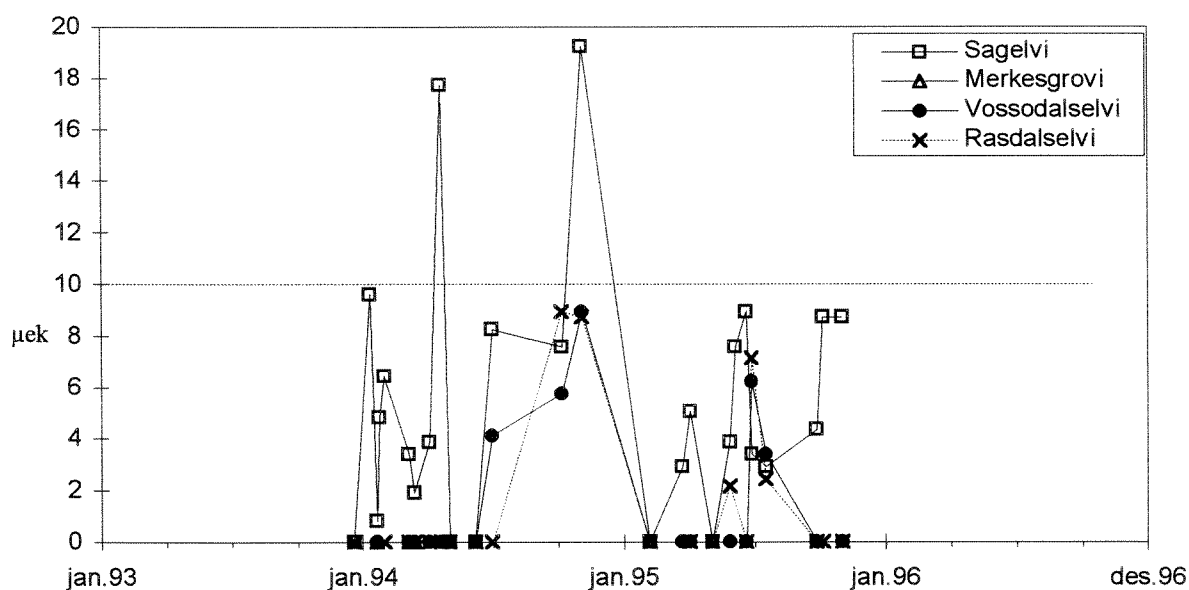


Figur 30. Tidsvariasjon med hensyn til kalsium fra 1993 til 1996 for 5 sidevassdrag lokalisert nord for Vosso og Bolstadelvi

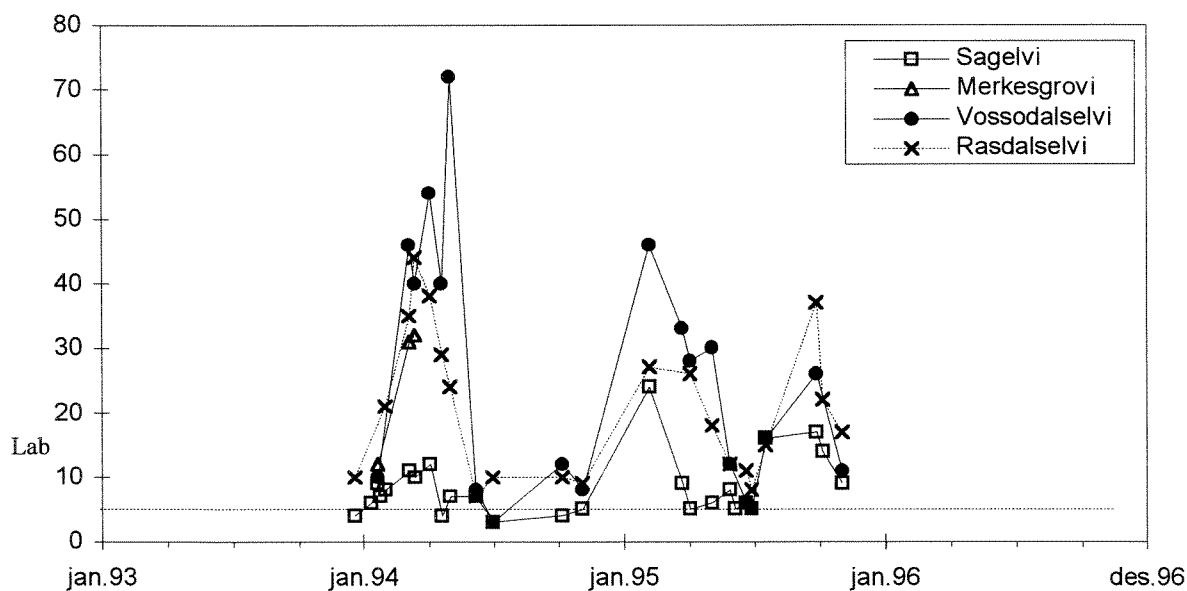


Figur 31. Tidsvariasjon med hensyn til sjøsaltepisoder fra 1993 til 1996 for 5 sidevassdrag lokalisert nord for Vosso og Bolstadelvi

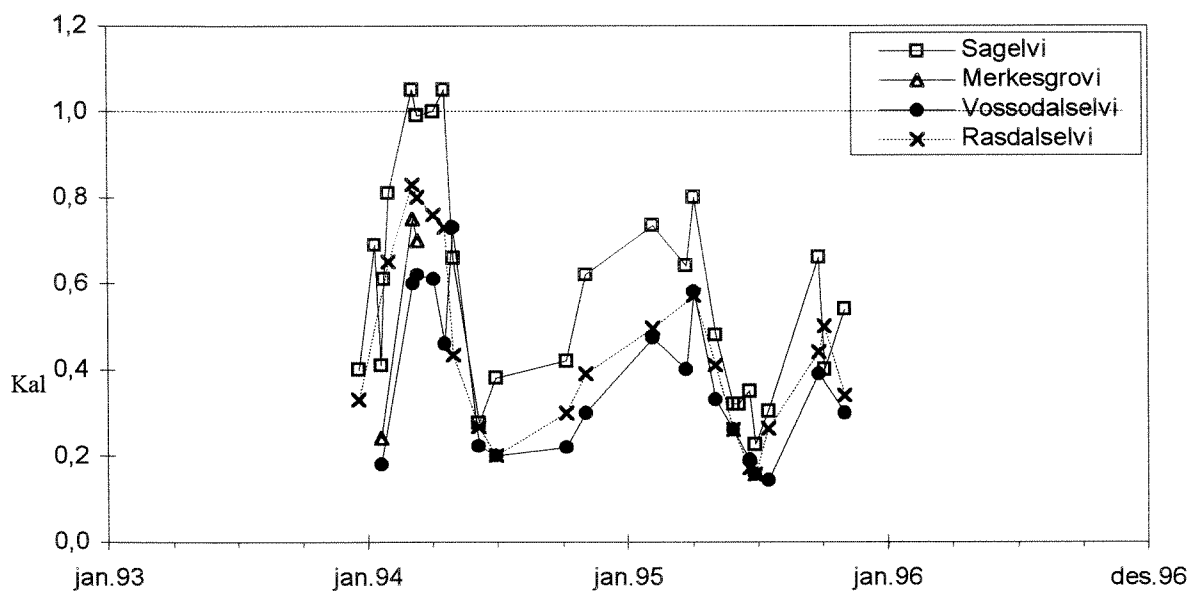
5.4 Sidevassdrag fra Sør



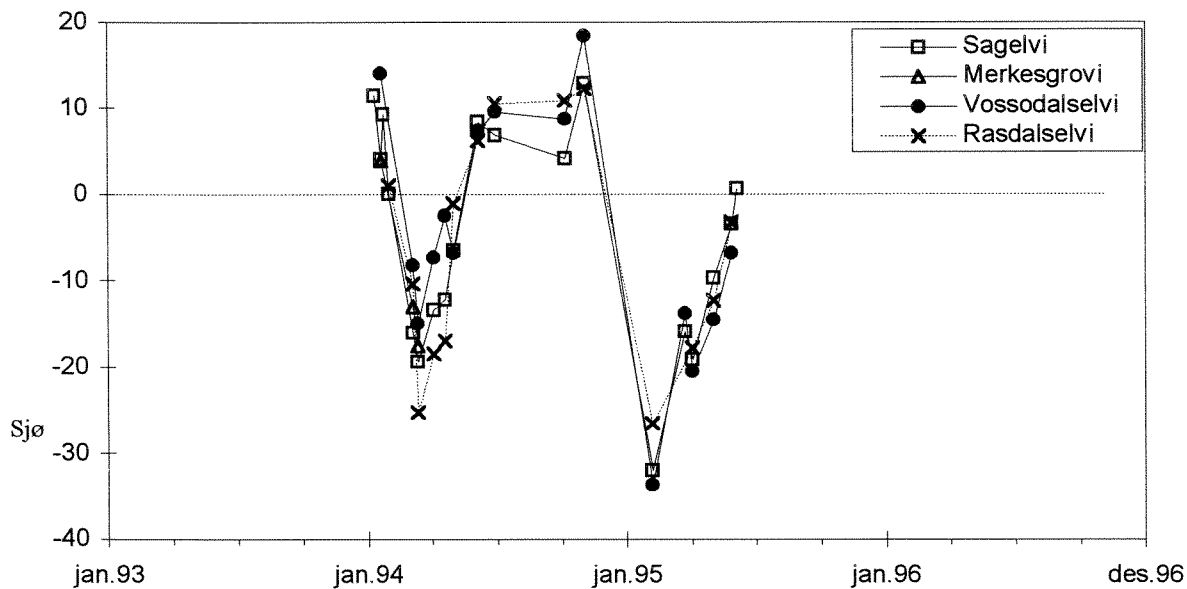
Figur 32. Tidsvariasjon med hensyn til alkalitet fra 1993 til 1996 for 4 sidevassdrag lokalisert sør for Vosso og Bolstadelvi



Figur 33. Tidsvariasjon med hensyn til labilt monomert aluminium (UMA) fra 1993 til 1996 for 4 sidevassdrag lokalisert sør for Vosso og Bolstadelvi

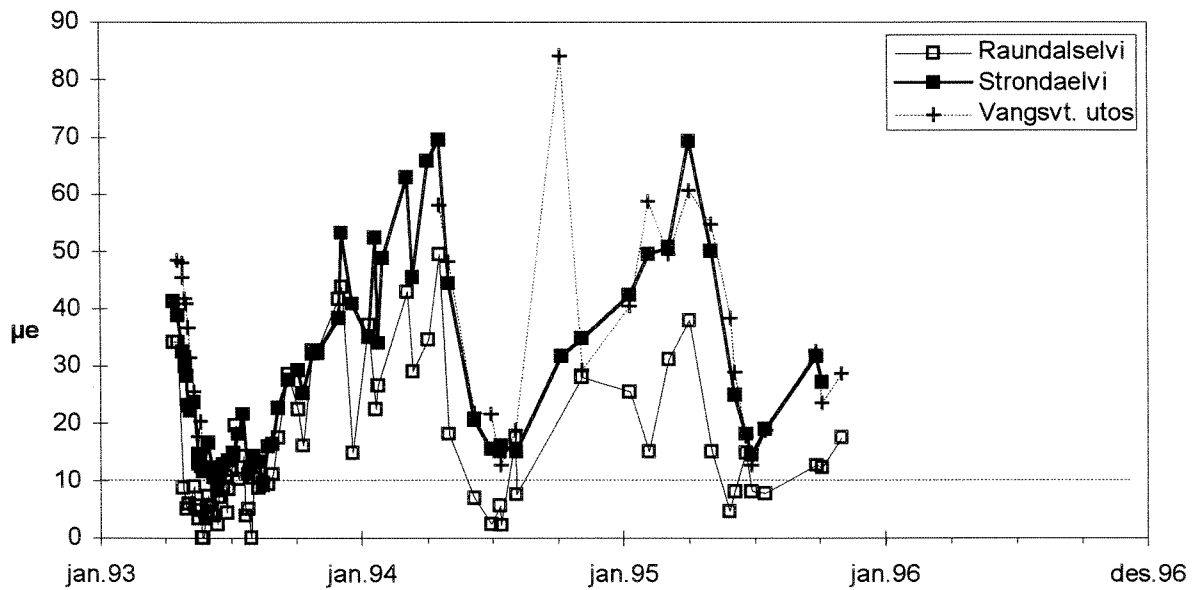


Figur 34. Tidsvariasjon med hensyn til kalsium fra 1993 til 1996 for 4 sidevassdrag lokalisert sør for Vosso og Bolstadelvi

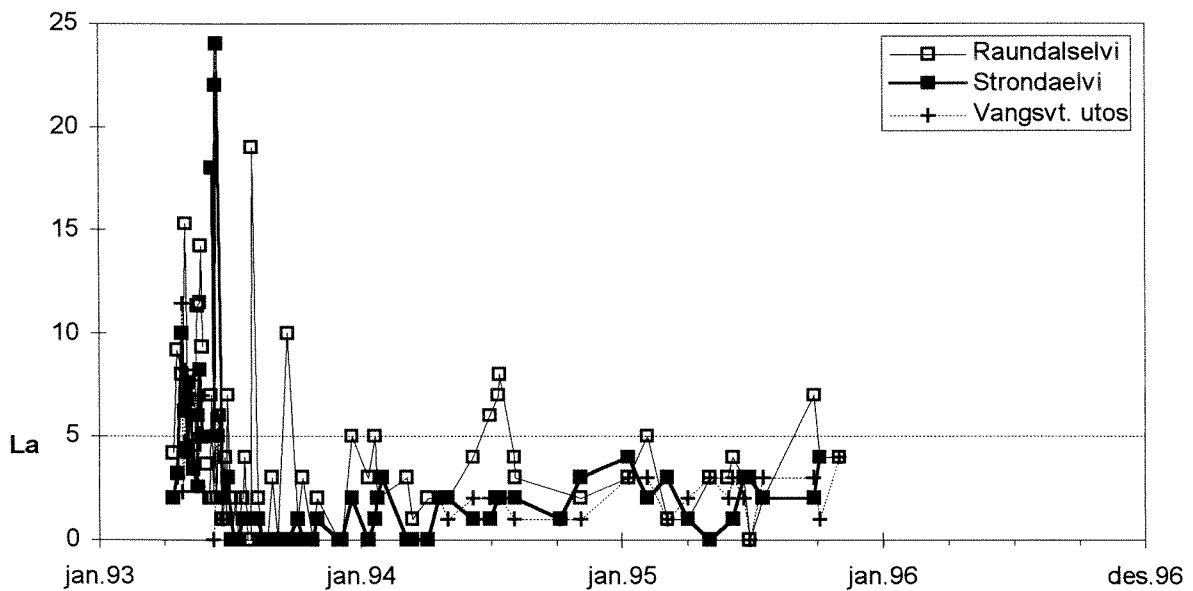


Figur 35. Tidsvariasjon med hensyn til sjøsaltepisoder fra 1993 til 1996 for 4 sidevassdrag lokalisert sør for Vosso og Bolstadelvi

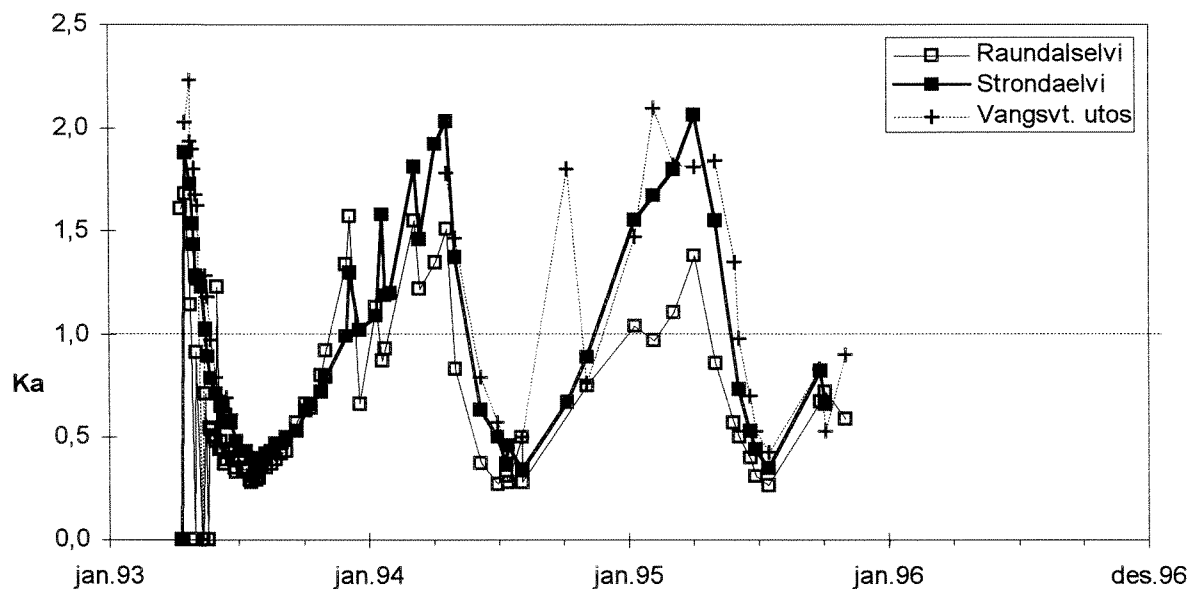
5.5 Strondaelvi og Raundalselvi



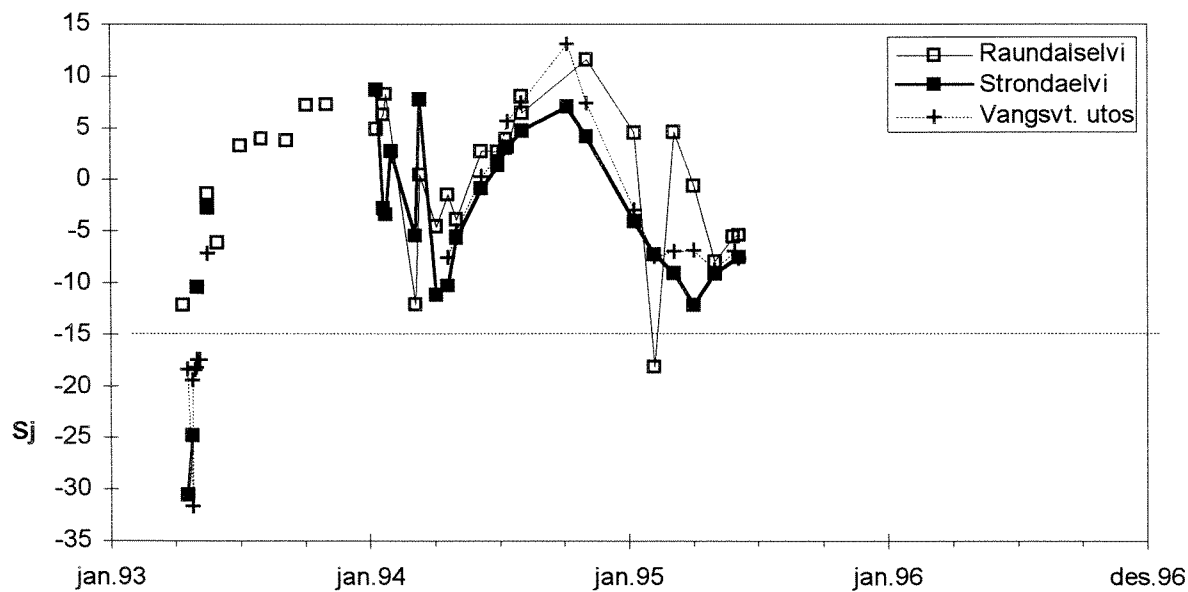
Figur 36. Tidsvariasjon med hensyn til alkalitet fra 1993 til 1996 for Raundalselvi, Strondaelvi og på utløpet av Vangsvatnet.



Figur 37. Tidsvariasjon med hensyn til labilt monomert aluminium fra 1993 til 1996 for Raundalselvi, Strondaelvi og på utløpet av Vangsvatnet.

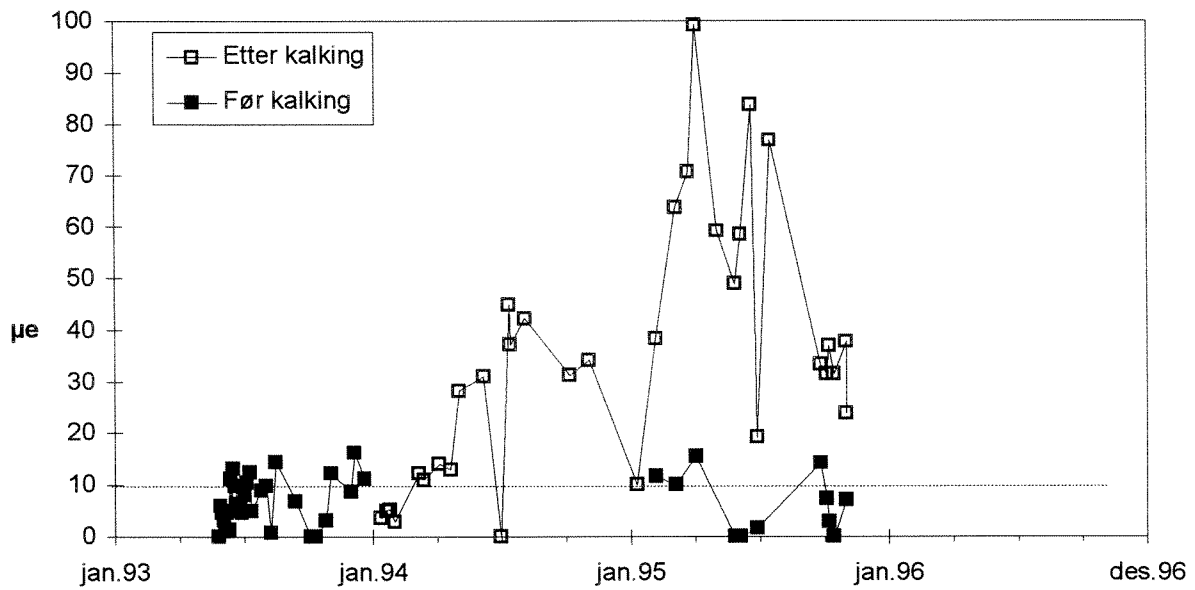


Figur 38. Tidsvariasjon med hensyn til kalsium fra 1993 til 1996 for Raundalselvi, Strondaelvi og på utløpet av Vangsvatnet.

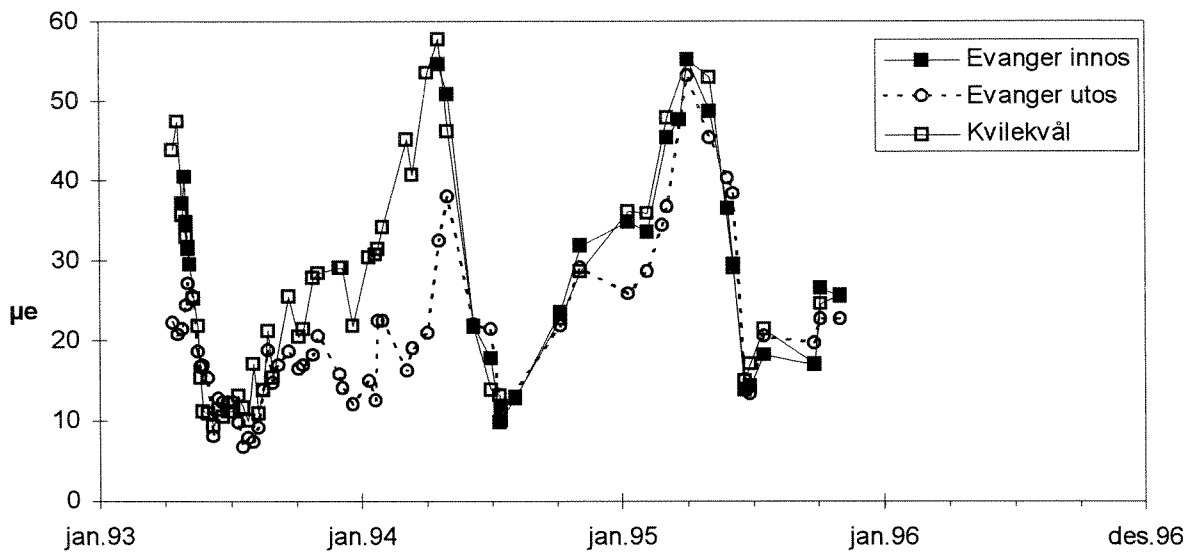


Figur 39. Tidsvariasjon med hensyn til sjøsaltepisoder fra 1993 til 1996 for Raundalselvi, Strondaelvi og på utløpet av Vangsvatnet.

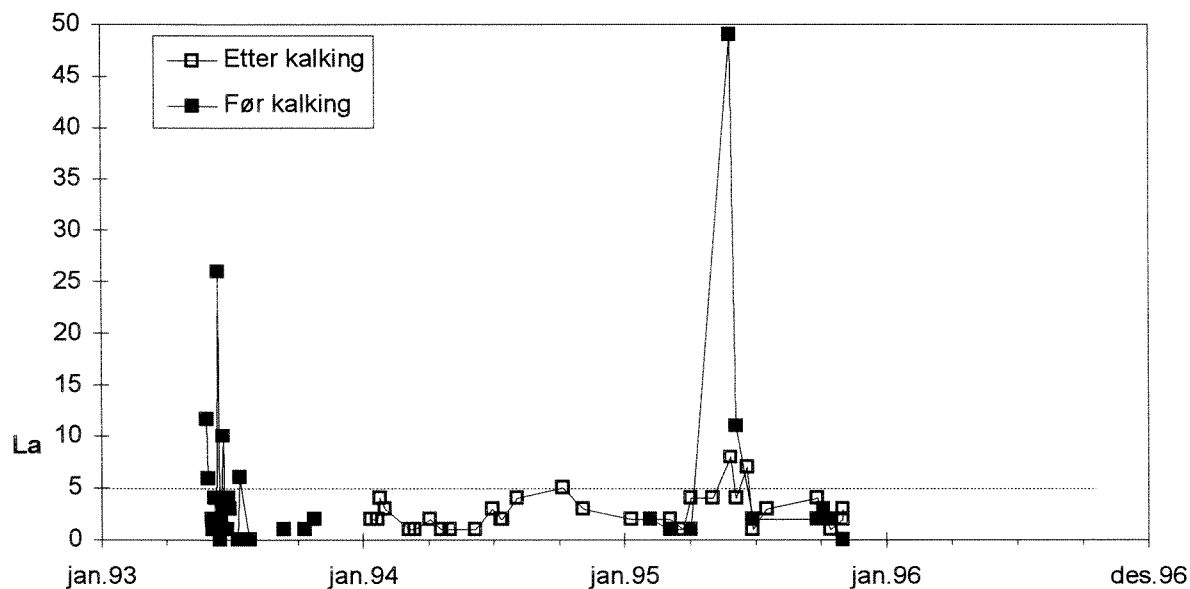
5.6 Evanger kraftverk og kalkingsanlegget



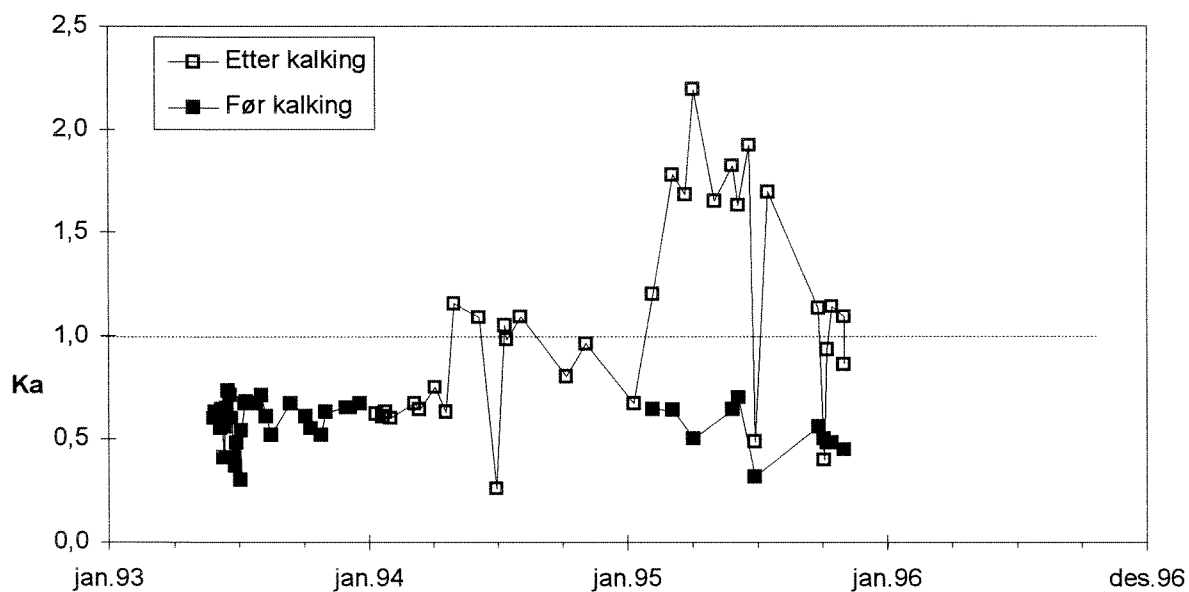
Figur 40. Tidsvariasjon med hensyn til alkalitet fra 1993 til 1996 for ukalket og kalket vann ved Evanger kraftverk.



Figur 41. Tidsvariasjon med hensyn til alkalitet fra 1993 til 1996 for vann ved Evangervatnet innos (ukalket) og Evangervatnet utos (kalket gjennom Evanger kraftverk).



Figur 42. Tidsvariasjon med hensyn til labilt monomert aluminium (UMAl) fra 1993 til 1996 ukalket og kalket vann ved Evanger kraftverk.



Figur 43. Tidsvariasjon med hensyn til kalsium fra 1993 til 1996 ukalket og kalket vann ved Evanger kraftverk.

Vedlegg B.

**Beregninget transport i forhold til målt transport
av ulike ioner i Bolstadelvi**

Beregnet transport ved Bolstad i forhold til målt transport ut av Vangsvatnet, transport fra Evanger kraftverk og f Tverrelvi, Sageelvi, Rasdalselvi og Vossedalselvi). Verdiene er angitt i prosent. 100% indikerer at målte verd Bolstadelvi er i overenstemmelse. Vannføring ($Q=m^3/sek.$) for de ulike datoene er gitt i tabellen. Beregningene er komponentene. Gjennomsnittsverdiene er basert på prosentverdiene. SD=standard avvik.

Bulken Q	Mestad Q	Restfelt Q	Kraftverk Q	PDATO	TURB	FARGE	KOND- 25	PH	H+	Alk	CA	MG	NA	K	SO4	CL	NO
24	4	11	35	21-apr-94	121	111	91	97	189	96	93	91	90	84	68	88	1
111	13	41	7	03-mai-94	125	86	110	98	245	111	103	109	110	112	126	110	
257	40	125	22	07-jun-94	281	101	83	97	199	77	76	86	85	84	94	80	
257	40	125	22	01-jul-94	98	87	86	97	176	84	77	82	88	91	96	84	
183	71	222	11	07-okt-94	150	167	137	103	93	229	103	103	112	104	102	102	2
17	1	3	18	04-nov-94	92	78	105	101	90	110	116	107	104	85	102	108	
70	22	68	25	06-feb-95	98	142	146	98	353	128	129	147	154	118	103	162	1
21	1	4	22	04-apr-95	84	211	114	105	142	141	131	109	105	109	105	106	1
108	20	61	28	04-mai-95	121	124	112	98	261	98	105	114	113	114	113	118	1
320	44	138	11	29-mai-95	138	108	87	97	213	72	80	89	91	86			
236	19	58	24	21-jun-95	93	67	90	101	113	115	95	86	86	88			
264	17	54	25	29-jun-95	84	78	90	99	119	89	86	92	90	91			
217	18	55	42	18-jul-95	80	126	100	100	142	109	111	93	92	95			
222	19	58	19	27-sep-95	87	548	123	100	149	154	117	113	120	118			
287	20	63	10	05-okt-95	120	146	94	98	153	96	99	92	92	83			
54	2	8	33	02-nov-95	45	81	102	101	92	118	111	93	96	86			
				Gj.snitt	114	141	104	99	170	114	102	100	102	97	101	106	1
				SD	51	115	19	2	72	38	17	16	18	13	16	25	

Vedlegg C.

Vannkvalitet i Vossovassdraget, 1996 og 1997

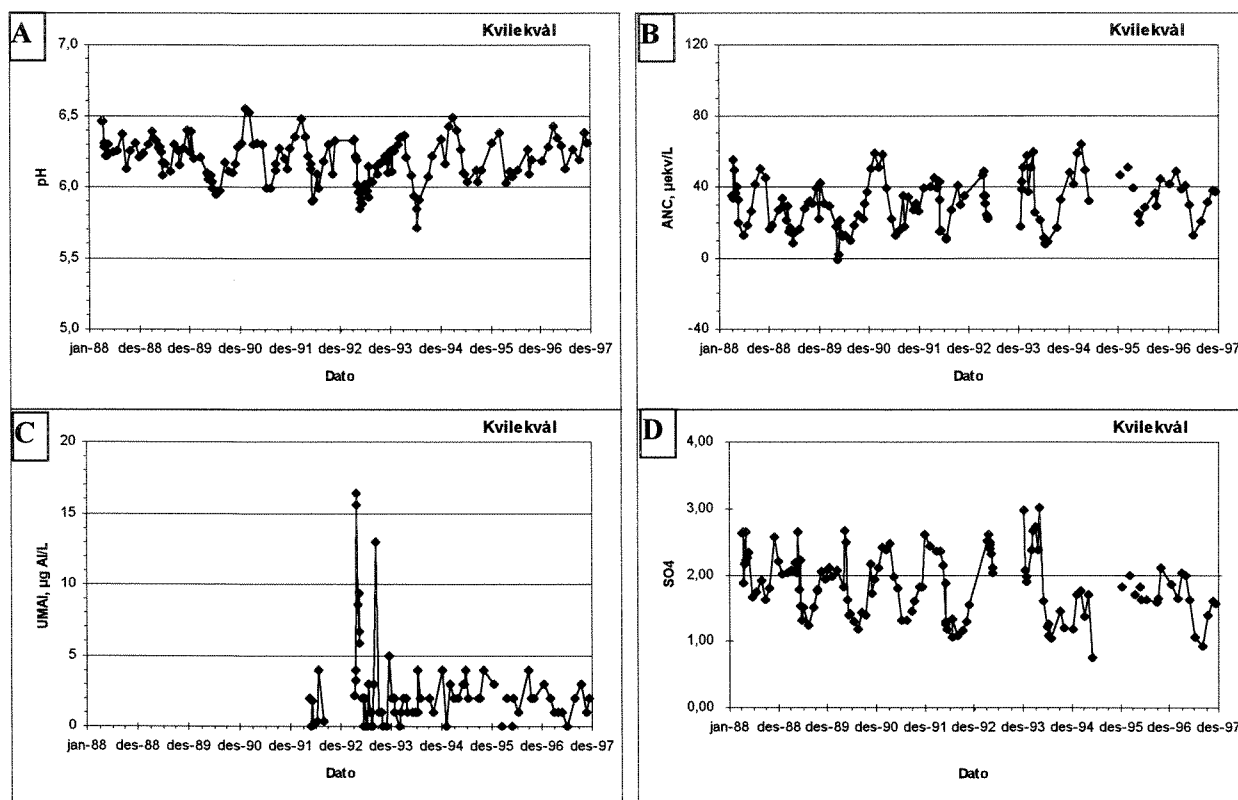
Undersøkelsesårene 1996 og 1997.

Etter at hovedrapporten var skrevet, ble NIVA bedt om å inkorporere data fra perioden 1996 og 1997. Dette er gjort i ette vedlegget.

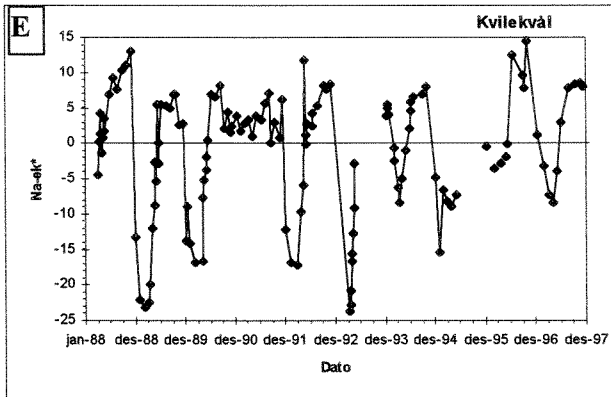
Langtidsutvikling (Kvilekvål)

Tidsutviklingen i pH ved Kvilekvål antyder en vannkvalitetsforbedring etter 1994 (figur 1). Mens det i perioden 1990-1994 hyppig ble målt pH-verdier lavere enn 6.0 i sommerhalvåret (fra mai til august), er det ikke målt tilsvarende lave pH-verdier etter 1994. Dette kan skyldes tilfeldigheter i prøvetakingstidspunkt, men kan også være et resultat av en vannkvalitetsforbedring. ANC-verdiene viste normale sesongvariasjoner, uten tydelige år til år endring. Vannkvalitetsforbedringen antydnet på grunnlag av pH kan skyldes en systematisk reduksjon i tilførsel av sur nedbør (målt som reduksjon i SO_4^- -konsentrasjon), men kan også være en effekt av klimatiske år til år variasjoner. Intensiteten på sjøsaltepisodene og Na^* -underskuddet var mindre i 1996 og 1997 enn målt i foregående år. Likeledes vil snøforholdene i fjellet kunne ha betydning for pH-variasjonen uten at dette er undersøkt for de siste to årene. Målingene kan antyde en forbedring, men denne konklusjonen må baseres på flere års oppfølging før endelig konklusjon kan trekkes.

Høye konsentrasjoner av UMAl (uorganisk monomert Al) ble kun målt i 1993. Konsentrasjonene målt etter 1993 varierte normalt mellom 0 og 5 $\mu\text{g UMAl/L}$. Dette er lave konsentrasjoner, og eventuelle reduksjoner vil vanskelig kunne påvises av analytiske årsaker (deteksjonsgrensen for Al).



Figuren fortsetter neste side

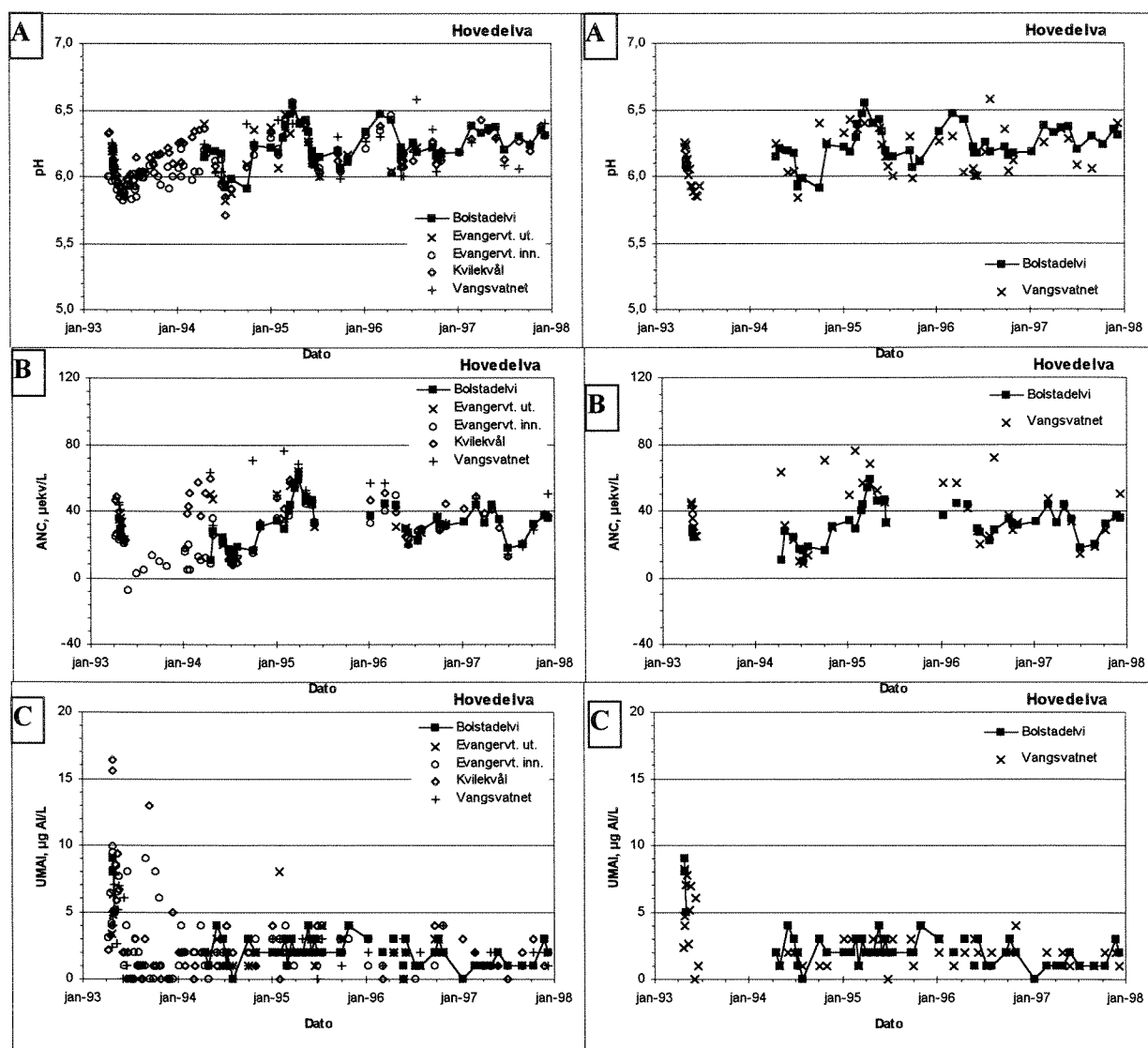


Figur 44. Langtidsutvikling, 1988-1997, i pH (A), ANC (B), UMAI (C) (uorganisk monomert Al), SO₄ (D) og Na^{*} (sjøsaltkorrigert natrium) (E) ved Kvilekvål i Vossovassdraget.

Vosso og Bolstadelvi

I 1996 og 1997 ble det kun unntaksvis målt pH-verdier lavere enn 6.15 i Bolstadelvi og i Vosso (figur 2). pH i Bolstadelvi var normalt høyere (0.0-0.1 pH-enheter) enn pH målt i Vosso om sommeren, men kunne være tilsvarende surere om vinteren. Hele vassdraget synes å ha noe mer gunstig pH de siste to undersøkelsesårene sammenliknet med 1993 og 1994 (se også Kvilekvål, ovenfor). ANC-veriene tydet ikke på noen endring i vannkvalitet.

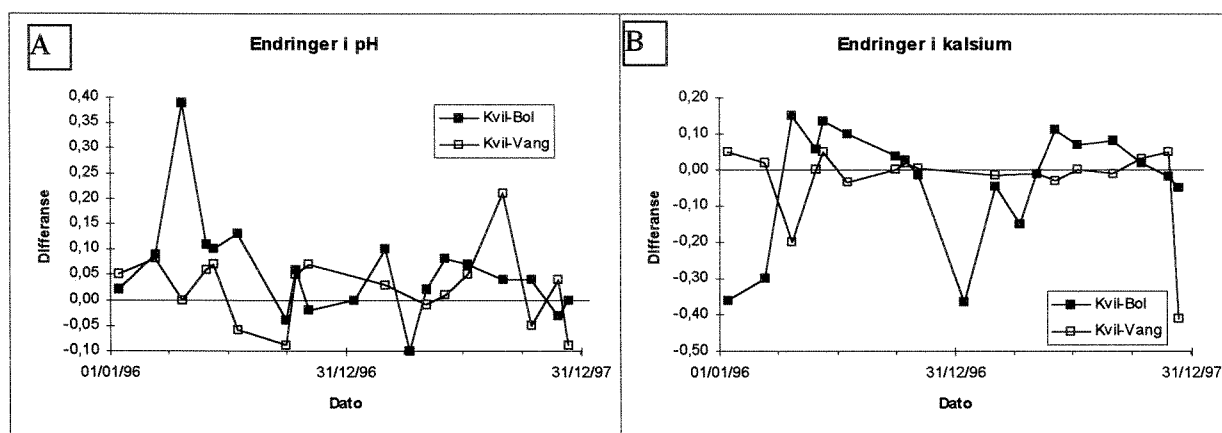
Forhøyde konsentrasjoner av UMAl ble kun påvist i 1993. Før 1993 foreligger det ikke målinger. Fra 1994 var konsentrasjonene lave, og normalt lavere enn 4 $\mu\text{g UMAl/L}$. Det var ingen entydig forskjell mellom øvre og nedre deler av vassdraget. Så lenge ionebytting og fraksjonering med hensyn til reaktive former av Al ikke foretas i felt, kan UMAl-verdiene målt være for lave i forhold til de konsentrasjoner fisk og andre organismer i vassdraget vil oppleve (Kroglund m.fl., 1998c). Al er samtidig analysert etter andre metoder enn det som normalt har vært benyttet i fiske-toksikologiske tester. Dette gjør at det er vanskelig å gi en entydig vurdering av vannkvaliteten i hovedvassdraget.



Figur 45. Langtidsutvikling, 1993-1997, i pH (A), ANC (B) og UMAl (uorganisk monomert Al) (C) på ulike stasjoner i hovedvassdraget (Vosso og Bolstadelvi). Figurene til høyre gjelder hele vassdraget, mens stasjonene Bolstadelvi og utløpet av Vangsvatnet er trukket ut og vist i figurene til venstre.

Årstidsvariasjonene i pH innen vassdraget (mellom Bolstadelvi og ulike målestasjoner i Vosso) ble også reflektert som forskjeller i kalsium (Ca) konsentrasjon (figur 3). Ca-konsentrasjonen kunne være 0.0-0.2 mg høyere i Bolstadelvi enn ved Kvilekvål om sommeren, men var normalt lavere om vinteren. Forskjellen i pH (eller kalsium) mellom Vangsvatnet og Kvilekvål var normalt svært liten. Sesongvariasjonene i pH og kalsium innen vassdraget og mellom ulike vassdragsavsnitt kan både forklares med forskjeller i hydrologi (relative vannbidrag fra ulike delfelt), forskjeller i Ca-tilførsler fra ulike sidevassdrag og som effekter av kalking. Hva som til enhver tid er mest avgjørende er ikke avklart her, men sannsynligvis har alle faktorene betydning.

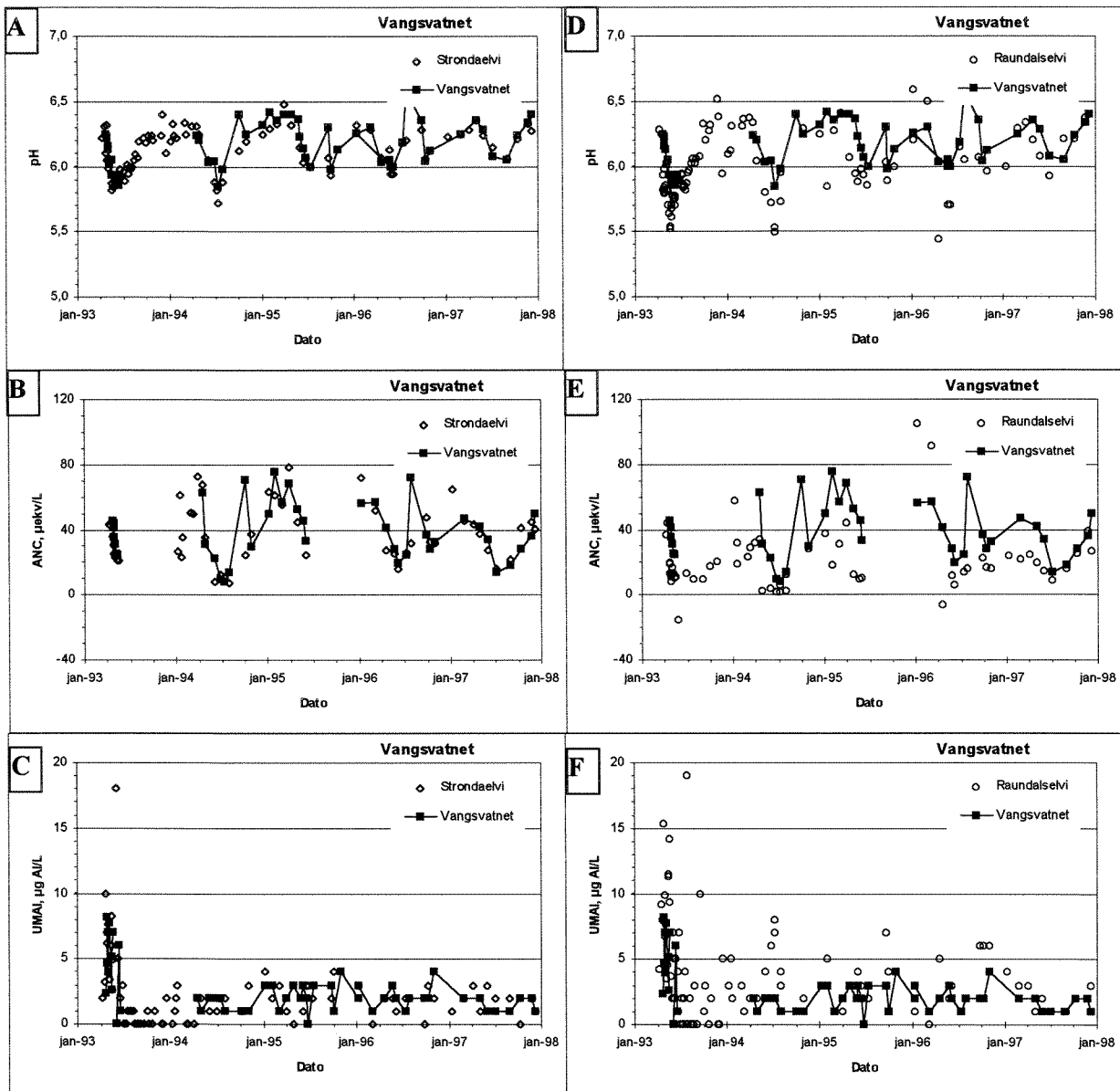
Forskjellene i Ca-konsentrasjon mellom inns og utos til Evangervatnet, eller mellom Bolstadelvi og Kvilekvål var normalt små og mindre enn ± 0.1 mg Ca/L. Kalking av kraftverksvannet ved Evanger kraftverk har således ikke medført noen stor og biologisk betydningsfull økningene i Ca-konsentrasjon i Bolstadelvi.



Figur 3. Differanse i pH (A) og kalsium konsentrasjoner (B) målt mellom Kvilekvål og Bolstadelvi samt mellom Kvilekvål og Vangsvatnet i 1996 og 1997. Differanser nær "null" betyr ingen forskjell i målt konsentrasjon.

Vangsvatnet, Raundalselvi og Strondaelvi

pH i Strondaelvi og på utløpet av Vangsvatnet var svært lik, mens forskjellene mellom Vangsvatnet og Raundalselvi kunne i perioder være stor (figur 4). pH-reduksjonene som var tydelig i alle vassdragsavsnitt i 1993 og 1994, ble ikke påvist i vannprøver etter 1994. Forskjellene i pH mellom tilførselvasdragene til Vangsvatnet var også noe mindre i 1997 enn målt i tidligere år. Hvorvidt dette er en tilfeldighet, eller kan tolkes som en indikasjon på vannkvalitetsforbedringer i Raundalselva, er for tidlig å fastslå, men også målingene av UMAI antyder en positiv utvikling. I 1997 ble det kun målt UMAI-konsentrasjoner lavere enn 4 $\mu\text{g Al/L}$ i Raundalselva mot hyppig forekommende høyere konsentrasjoner (5-10 $\mu\text{g UMAI/L}$) tidligere år. UMAI konsentrasjonen i Strondaelvi og Vangsvatnet var lavere enn 5 $\mu\text{g Al/L}$ samtlige år bortsett fra i 1993. ANC-verdiene antyder ikke noen endring i vannkvalitet.

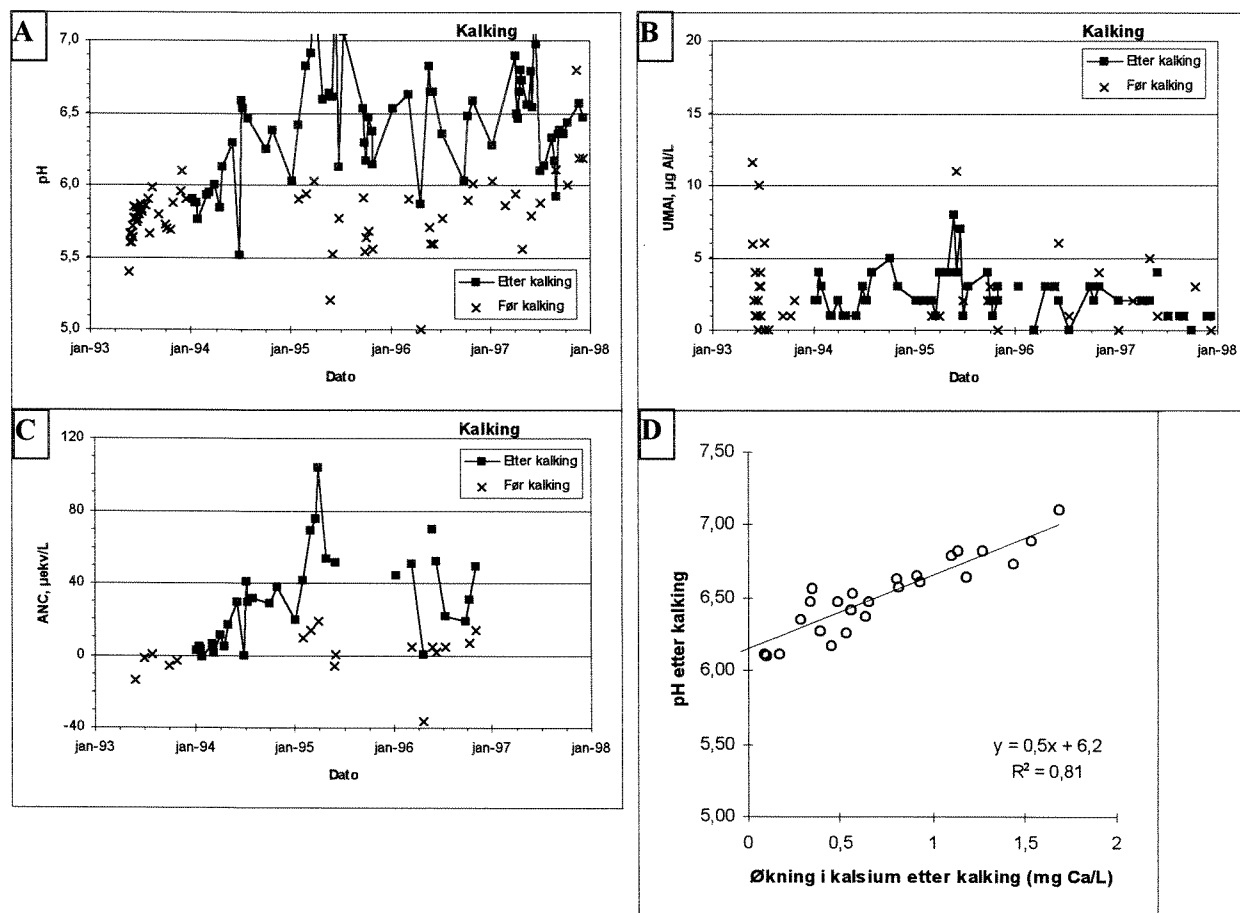


Figur 4. Langtidsutvikling, 1993-1997, i pH (A,D), ANC (B,E) og UMAI (uorganisk monomert Al) (C,F) i Strondaelvi, Raundalselvi og på utløpet av Vangsvatnet. Figurene til høyre sammenlikner Strondaelvi med utløpet til Vangsvatnet, mens Raundalselvi sammenliknes med utløpet til Vangsvatnet i figurene til venstre.

Utløpet av Evanger kraftverk

pH i kalket vann ved Evanger kraftverk var normalt høyere enn 6.1 i 1996 og 1997 (figur 5). Episoder med pH-reduksjon ned til pH 6.0 kunne forekomme. I perioder var pH betydelig høyere enn pH 6.5. Det var en nær sammenheng mellom kalktilførsel (målt som kalsium-økning etter kalking) og pH etter kalking. Denne sammenhengen bør kunne benyttes ved styring av kalkingsanlegget slik at overdosering unngås. Overdosering ved kraftverket innvirker lite på Ca-konsentrasjonen i hovedvassdraget.

Normalt var konsentrasjonen av UMAI lav i kraftverksvannet, og forskjellene mellom UMAI konsentrasjon i kalket og ukalket vann var små og sannsynligvis ubetydelige i denne sammenheng. I perioder (enkeltdatoer) måles det likevel høye konsentrasjoner av UMAI i ukalket vann, mens verdiene etter kalking forblir lave. Enkeltmålinger på 25-50 µg UMAI/L i ukalket vann viser at det fortsatt er behov for å opprettholde kalking av denne vannkilden til Bolstadelvi. Evanger kraftverk kan i perioder (om vinteren og tidlig vår) dominere vannføringen i Bolstadelvi, og store tilførsler av UMAI vil være uheldig for fiskebestandene i hovedvassdraget. Selv om høye UMAI-konsentrasjoner kun er påvist i enkeltmålinger er det grunn til å anta at hver episode har varighet over flere døgn. Samtidig vil ikke alle episodene påvises med månedlig prøvetaking. Det må påvises betydelig vannkvalitetsforbedringer i nedslagsfeltet til kraftverket før stans i kalkingen kan anbefales. ANC-målingene indikerer ingen endring i vannkvalitet.



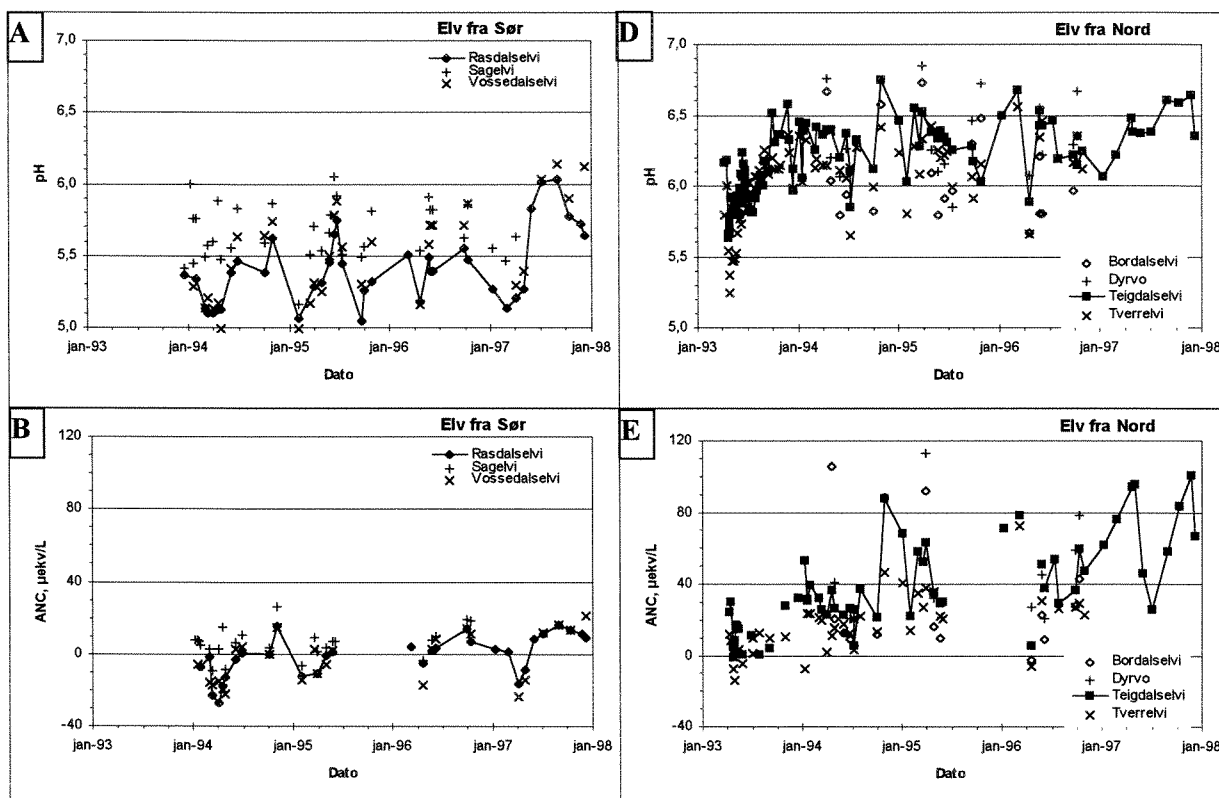
Figur 5. Langtidsutvikling, 1993-1997, i pH (A), ANC (B) og UMAI (uorganisk monomert Al) (C) i kalket og ukalket vann ved Evanger kraftverk. I (D) er pH-endring etter kalking vist som funksjon av økning i kalsiumkonsentrasjon etter kalking.

Sidevassdrag fra sør og fra nord.

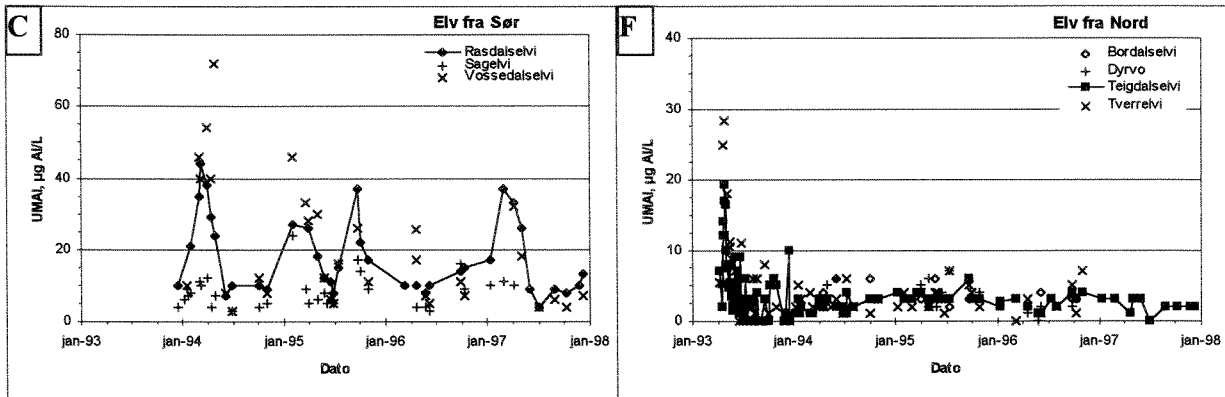
pH i sidevassdragene fra sør var fortsatt lav og normalt lavere enn pH 6.0 (figur 6). Det ble målt noe høyere pH-verdier i Rasdalselvi og Vossedalselvi i 1997 enn målt i tidligere år. I Rasdalselvi kan dette skyldes utlegging av skjellsand, men pH-økningen i Vossedalselvi sannsynliggjør at man ikke bør utelukke en vannkvalitetsforbedring som følge av reduksjon i sur nedbør og mindre intensitet på sjøsaltepisodene. Det er ikke framkommet opplysninger som tyder på "buskkalking". pH-økningen har ikke medført noen entydig endring i målt konsentrasjon av UMAI. Dette innebærer at disse sidevassdragene fortsatt bidrar med mye giftig Al til hovedvassdraget og bør derfor kalkes.

I Teigdalselvi var pH i 1996 og 1997 normalt høyere enn pH 6.2, men kunne falle ned mot 6.0. pH i Tverrelvi var høyere enn det som normalt ble målt i tidligere år. I Teigdalselvi og Tverrelvi vil pH være påvirket av skjellsandkalking. Resultatene tyder likevel på redusert forekomst av forsurende episoder. Endringene i ANC kan både skyldes kalkingen, men kan også indikere endringer i bakgrunnskjemien.

Konsentrasjonene av UMAI i sidevassdragene fra nord var normalt lavere enn 5 µg Al/L. Høye konsentrasjoner ble kun målt i 1993. Selv om det ikke er påvist kraftige forsurende episoder etter 1993, må disse sidevassdragene fortsatt betraktes som forsurende utsatte.



Figuren fortsetter neste side



Figur 6. Langtidsutvikling, 1993-1997, i pH (A,D), ANC (B,E) og UMAl (uorganisk monomert Al) (C,F) i sidevassdrag fra sør og fra nord.

Samlet vurdering

Vosso-vassdraget er fortsatt påvirket av forsurening, men økning i pH og fravær av tydelige forsureningsepisoder i 1996 og 1997 kan være en indikasjon på en begynnende positiv utvikling i vannkvalitet. Noe av denne "forbedringen" vil også kunne skyldes meteorologiske forhold, deriblant var sjøsaltepisodene i 1996 og 1997 små og moderate i forhold til episoder målt i tidligere år. Mens sjøsaltepisoden i 1993 var kraftig og medførte en klar vannkvalitetsforverring, kan fravær av større sjøsaltepisoder i 1996 og 1997 gi inntrykk av større vannkjemisk forbedring enn det som er reelt. Mens endringene i vannkemi antyder en positiv utvikling, kan denne utviklingen endres som følge av kortvarige tilfeldigheter i klimatiske forhold. ANC-verdiene beregnet for ulike vassdragsavsnitt antyder ikke noen entydig vannkvalitetsforbedring. Dette innebærer at de konklusjoner som tidligere er gitt for Vosso i denne rapporten, samt av Kroglund, m.fl., 1993a og Kaste m.fl., 19xx fortsatt står ved lag.

Tilførsler av forsuret vann fra sidevassdrag i sør (Rasdalselvi, Sagelvi og Vossedalselvi) og vannkvaliteten i det ukalka vannet ved Evanger kraftverk gjør at kalkingsbehovet slik det er derfinert tidligere i denne rapporten opprettholdes. Begge hovedkildene til forsuret vann vil i perioder transportere uakseptable mengder UMAl til hovedvassdraget. UMAl tilført vassdraget vil være giftig, men giftigheten vil ikke nødvendigvis gjenspeiles i målingene av UMAl i det tiden fra prøvetaking til analyse kan gi en sterkt underestimert av potensielle giftige fraksjoner (Lydersen m.fl., 1994; Kroglund m.fl., 1998a,b,c). Evaluering av vannkvalitet må derfor fortsatt foretas basert på en samlet evaluering av data fra hele nedbørsfeltet, og den vannkjemiske prøvetakingen også bør suppleres med relevant biologisk dokumentasjon.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3823-98

ISBN 82-577-3401-2