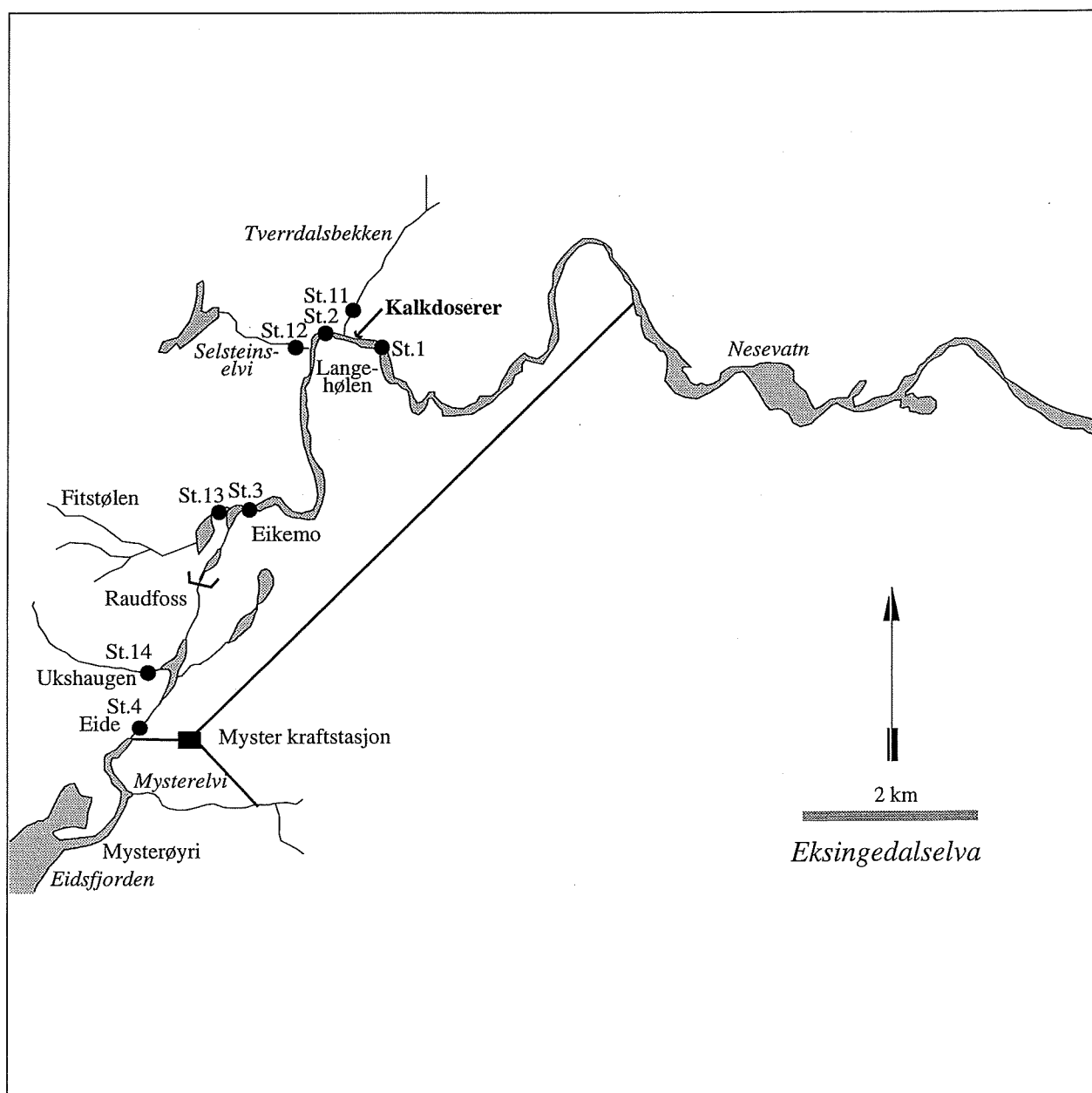


RAPPORT LNR 4444-2001

Forbedring av kalkingsstrategien i Eksingedalselva

Hydrologisk og vannkjemisk
modellering



Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 Internet: www.niva.no	Sørlandsavdelingen Televeien 3 4879 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Sandvikaveien 41 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Nordnesboder 5 5008 Bergen Telefon (47) 55 30 22 50 Telefax (47) 55 30 22 51	Akvaplan-niva Polarmiljøseneteret 9296 Tromsø Telefon (47) 77 75 03 00 Telefax (47) 77 75 03 01
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Tittel Forbedring av kalkingsstrategien i Eksingedalselva. Hydrologisk og vannkjemisk modellering.	Løpenr. (for bestilling) 4444-2001	Dato 18.10.01
	Prosjektnr. Undernr. O-99118 O-20115 E-20442	Sider Pris 71
Forfatter(e) Vilhelm Bjerknes Thorjörn Larssen Espen Lydersen Torulv Tjomsland	Fagområde Kalking	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hordaland Direktoratet for naturforvaltning Bergenshalvøens kommunale kraftselskap	Oppdragsreferanse Kjell Hegna Steinar Sandøy Ingvald Midttun
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------

Sammendrag

Eksingedalselva er regulert, og hovedelva kalkes fra et doseringsanlegg 10 km fra munningen. Sideelvene tilfører surt vann, og skaper tidvis ustabil vannkvalitet på lakseførende strekning. Vi har benyttet en hydrologisk modell til simulere effekten av kalking under ulike hydrologiske forhold. Resultatene viser at transporten av kalk nedover vassdraget er for langsom til å motvirke kortvarige flommer i sidebekkene, og det anbefales å legge inn en viss overdosering for å redusere effektene av slike flommer. Videre anbefales en heving av minstevannføringen i vinterhalvåret fra 1 til 2 m³/s. Omlegging til jevnere drift av Myster kraftstasjon vil lette arbeidet med å etablere en stabil vannkemi på nedre elvestrekning, samtidig som jevnere vandekning og strøm vil gi et bedre oppvekstmiljø for ungfisk. Det bør også vurderes å installere en ny kalkdoserer ved Myster kraftverk for stabilisering av vannkvaliteten i nedre del av vassdraget. Vi har også anvendt en konservativ massebalansemodell til å studere ionefluksene i hovedelva i forbindelse med kalking. Resultatene viser at oppløsningen av kalk ved lave vannføringer er meget lav, og i en del tilfeller er avviket mellom forventet og målt kalsiumkonsentrasjon over 50%.

Fire norske emneord 1. Vassdrag 2. Kalkdosering 3. Optimalisering 4. Modellering	Fire engelske emneord 1. Watercourse 2. Lime dosing 3. Optimisation 4. Modelling
----------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------


Prosjektleder

Forskningsleder
ISBN 82-577-4089-6


Forskningssjef

**Forbedring av kalkingsstrategien i Eksingedalselva
Hydrologisk og vannkjemisk modellering**

Forord

Vannanalyser og pH-logging i Eksingedalselva etter kalking har vist periodevis avvik fra kalkingsmålet på lakseførende strekning. På bakgrunn av dette ba Fylkesmannen i Hordaland i februar 1999 NIVA utrede årsaken til avvikene, og foreslå strategier for å oppnå en jevnere vannkvalitet. Kontaktperson hos Fylkesmannen har vært førstekonsulent Kjell Hegna.

Tilførsler av surt og aluminiumrikt vann fra ukalkede sideelver til kalket hovedelv antas å bidra til ustabil vannkjemi i blandsonene, og Direktoratet for naturforvaltning (DN) har bedt en nærmere undersøkelse av disse forholdene i Eksingedalselva. Kontaktpersoner hos DN har vært Steinar Sandøy og Roy Langåker.

De to nevnte problemstillingene lar seg undersøke ut fra det samme sett av data, og vi har derfor funnet det hensiktsmessig å presentere resultatene i én og samme rapport.

Resultatene bygger dels på analyser av vannprøver samlet inn som en episodekampanje vinteren og våren 1999-2000, og dels data fra vannkemisk overvåking av Ekso. I tillegg har vi benyttet korrigerte pH-data fra pH-loggere i vassdraget.

Det nyttet modellverktøy for å foreslå justeringer av kalkingsstrategien med sikte på å redusere avvikene fra kalkingsmålet. Det er påvist til dels store avvik mellom beregnet og målt kalsium nedstrøms kalkdosereren, et problem som er velkjent fra flere kalkingsprosjekter.

Prosjektet er finansiert av Fylkesmannen i Hordaland, DN, BKK og NIVA. Kontaktperson i BKK har vært Ingvald Midttun.

Geir Høvik har stått for innsamling av vannprøver på vegne av NIVA.

Bergen, oktober 2001

Vilhelm Bjercknes

Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1. Innledning	12
1.1 Bakgrunn	12
1.2 Vannkjemisk dynamikk under flom	14
1.3 pH og aluminium	14
2. Vassdragsbeskrivelse	15
2.1 Generelt	15
2.2 Hydrologi	15
2.2.1 Nedbør og spesifikk avrenning	15
2.2.2 Reguleringer	17
2.2.3 Vannføring	19
2.3 Vannkvalitet	20
2.3.1 Ekso ved utløpet i sjøen før kalking	20
2.3.2 Vannkvalitet i andre deler av vassdraget før kalking	22
2.3.3. Titreringskurver	23
2.4 Kalkdosering	24
2.4.1 Nåværende kalkingsprogram	24
2.4.2 Kalkdoserer og forbruk	24
2.5 Vannkvalitet etter kalking	25
2.6 Vannkjemisk overvåking i Ekso	26
2.7 Biologisk respons	27
3. Måledata	28
3.1 Vannføringsmåling	28
3.2 Datamateriale for vannkvalitet	28
3.3 Variasjon i kjemisk sammensetning for de ulike prøvestasjoner	28
3.4 Sidebekkenes bidrag	33
4. Modellert kalktransport	37
4.1 Modell	37
4.2 Datamateriale	37
4.3 Kalibrering av modellen	39
4.4 Bruk av modellen til beregning av optimal kalkdosering	46
5. Vannkjemisk modellering	53
5.1 Konservativ massebalansemodell	53
5.2 Aluminiumskjemi	54
5.3 Hvordan predikere vannkjemisk etter kalking basert på opprinnelig pH og tilsatt kalkmengde	57

6. Konklusjoner og anbefalinger	59
6.1 Vannkjemi og hydrologi	59
6.2 Kalkingsstrategi	60
7. Referanser	61
Vedlegg A. Data brukt til kontroll av simuleringene av kalktransport	64
Vedlegg B. Resultater fra vannkjemiske analyser	67
Vedlegg C. Nåværende doseringsprogram i Ekso	71

Sammendrag

NIVA utarbeidet i 1996 en kalkingsplan for Eksingedalselva (Ekso), og de nedre 10 km av Ekso har vært kalket siden våren 1997, ved hjelp av en kalkdoserer plassert ved Langehølen nær utløpet av Tverrdalsbekken. Dosereren skal avsyre det 48 km² store restfeltet nedstrøms Nesevatn, og beskytte lakseførende strekning (se kart Figur 1, side 15).

Etter at kalkingen kom igang våren 1997, har det vist seg at det forekommer relativt store svingninger i vannkvaliteten på lakseførende strekning. Denne rapporten beskriver noen av årsakene til disse variasjonene, og foreslår avbøtende tiltak. Arbeidet er basert på hydrologisk og vannkjemisk modellering.

På grunn av geologiske forhold er vannkvaliteten i øvre deler av Ekso, oppstrøms kalkdosereren ved Tverrdalen, betydelig bedre enn i de ukalkede sidebekkene som renner ut i Ekso nedstrøms dosereren.

Øvre del av nedbørfeltet er overført til Evanger kraftverk ved Vosso. Fra Nesevatn, i midtre del av vassdraget føres vann i tunnel til Myster kraftverk, ca. 1 km oppstrøms utløpet i Eidsfjorden. Ved betydelige nedbørepisoder slippes vann over dammen ved Nesevatn slik at det relative bidraget fra sidebekkene blir lite. Det sure vannet som tilføres via sidebekkene får særlig betydning for vannkjemien i Ekso i forbindelse med moderate nedbørepisoder som ikke medfører overløp over dammen, samtidig som vannføringen i sidebekkene er høy. I slike tilfeller kan sidebekkene bidra til betydelig forverring av vannkvaliteten i hovedelven nedstrøms dosereren.

Dette prosjektet tar for seg den hydrologiske og vannkjemiske dynamikken i nedre del av Eksingedalselva basert på overvåkingsdata og data fra en episodekampanje som ble gjennomført vinteren og våren 1999-2000. I denne perioden var nedbøren 176% av normal, og mildværsperioder førte til flere snøsmeltingsperioder og nedbør i form av regn i løpet av vinteren. Dette har gitt optimale forhold for kalking. Vannføringen ved doseringspunktet lå i hele perioden godt over minstevannføringskravet på 1 m³/s, noe som ga gode forhold for kalkoppløsning. Dette medførte at sideelvenes relative bidrag ble lavt, og med få kritiske episoder m.h.t. suboptimal vannkvalitet i hovedelven. Modellering av labilt aluminium basert på kontinuerlig pH-måling indikerer likevel episoder med opp til 30 µg/L labilt aluminium i hovedelven.

Kampanjen påviste kritiske vannkvaliteter i sidebekkene, med middel-pH ned til 5.0, og middelverdier for labilt aluminium mellom 20 og 101 µg/L. Ved lav vannføring i hovedelva kan slike bidrag skape kritiske forhold for fisk.

Vi har benyttet den matematiske modellen QUAL2E for å simulere kalktransporten i Ekso nedstrøms doseringsanlegget ved Tverrdalen. Modellen ble først kalibrert/testet mot observerte data. Deretter ble den benyttet til å lage scenarier for å finne en optimal dosering for å oppfylle krav til pH i vassdraget. Dette resulterte i nedenstående forslag til strategi for kalking.

Modellarbeidet viser at kalktransporten nedover hovedelva skjer for langsomt til å motvirke de vannkjemiske effektene ved hurtig oppflomming av sideelvene. Kontinuerlig pH-måling ved Myster viser at det er en tydelig samvariasjon mellom pH i hovedelva og sidebekkenes relative bidrag til vannføringen. Modellering av kalktransporten konkluderer med at dette kan kompenseres ved en overdosering på 0,6 mg Ca/L ved Tverrdalen.

Forslag til kalkingsstrategi

A. Eksisterende doserer ved Tverrdalen

- Doser slik at vannmengden tilført fra Ekso oppstrøms Tverrdalselva oppfyller kravene til pH. Dette på grunnlag av automatisk logging av vannføring og pH som i dag.
- Doser i tillegg slik at minstevannføringen fra regulert del av Mystervassdraget blir kalket opp til kravet (kravet er trolig delvis oppfylt ved utlegging av kalkgrus fra vinteren 2000).
- Doser i tillegg for å kompensere for lokale naturlige vanntilførsler nedstrøms Tverrdalen. Doser slik at denne vannmengden oppnår en konsentrasjon på 0.6 mg Ca/L over det som trengs for teoretisk å heve pH i denne vannmengden til kravet. Av dette er drøyt 0.1 mg Ca/L ment å dekke strekningen nedstrøms Myster kraftstasjon. Dette på grunnlag av automatisk registrering av vannføring og pH i Tverrdalselva.

Dersom krav til pH også skal oppfylles på strekningen nedstrøms Myster kraftstasjon, er det nødvendig å kalke for å kompensere for vannføring og pH i vannet som ledes gjennom kraftstasjonen. Det bør i så fall etableres en ny kalkdosering plassert lokalt for å kunne levere kalk tilstrekkelig raskt for å ta hensyn til endringer i kraftverksproduksjonen. En mindre nøyaktig løsning kan være å kalke Nesevatn og helst også vannet fra Mysterelva.

B. Tenkt kalkdosering fra Myster kraftstasjon

Doser slik at avløpsvannet fra Myster kraftstasjon oppfyller kravet til pH. Dette på grunnlag av automatisk pH-registrering og vannføring beregnet ut fra kraftproduksjon.

Vannføringsregistreringene ved utløpet i Tverrdalsbekken er for unøyaktige til å kunne benyttes, og vi anbefaler at der støpes et fast tverrprofil for å rette på dette. Ved beregning av doseringsmengden er det nødvendig å vite hvor stor vannføringen i sidebekkene er i øyeblikket. Et mindre godt alternativ er å få momentan overføring av vannføringsregistreringene i Osvassdraget.

Vi har benyttet en konservativ massebalansemodell til å studere ionefluksene i hovedelva i forbindelse med kalking. Sammenlikning mellom beregnet flux og målte verdier etter kalking viser godt samsvar med modellerte data for komponenter som ikke påvirkes vesentlig av kalking. For alkalitet, Ca og aluminium er det imidlertid store forskjeller mellom modellert og målt konsentrasjon.

Ikke all tilsatt kalk løses opp i ellevannet. Mengden kalsium som løses opp avhenger blant annet av vannføring, og oppløsningen er dårligst ved lav vannføring. I en del tilfeller er avviket mellom forventet og målt kalsiumkonsentrasjon etter kalking trolig over 50%. Dette problemet går igjen i flere kalkingsprosjekter. Betydningen av manglende kalkoppløsning anbefales undersøkt nærmere, gjerne i samarbeid med kalkingsprogrammer i andre områder.

Uoverensstemmelser mellom modellert og målt Al-konsentrasjon er forventet i en massebalansemodell, ettersom aluminium felles ut ved økt pH. De empiriske måledata viser imidlertid en relativt god sammenheng mellom pH og konsentrasjon av labilt aluminium. Det er dermed mulig å modellere aluminiumskonsentrasjonen relativt bra utfra pH-målinger. Dette kan inkluderes i en eventuell videreutvikling av et modellkonsept for optimalisering av kalkingsstrategier.

Analyse av sammenhengen mellom pH og labilt aluminium viser maksimal reduksjon i labilt aluminium ved pH omkring 6,2, og en viss økning ved pH-verdier over 6,5. Dette forholdet er det samme enten vi betrakter data fra vinteren/våren 1999-2000 eller overvåkingsdata. Likevel vil vi anbefale at pH-målet på 6,5 i vinterhalvåret fastholdes for å ha en buffer mot kritiske episoder.

Vannkjemi og biologisk respons i vassdraget i 2000 indikerer at det vil være gunstig å øke minstevannføringskravet i vinterhalvåret fra 1 m³/s til 2 m³/s. Dette vil gi bedre kalkoppløsning, redusere sidebekkenes relative bidrag, og dermed stabilisere vannkjemien på lakseførende strekning. Endring av driften av Myster kraftstasjon til kontinuerlig drift vil gjøre det lettere å holde en stabil vannkjemi på nedre strekning av Ekso. Samtidig vil jevnere vanndekning og mer stabil strøm sikre et bedre oppvekstmiljø for fisk på denne strekningen.

Summary

Title: Improvement of the liming strategy in river Eksingedalselva based on hydrological and water chemical modelling.

Year: 2001

Author: Vilhelm Bjerknes, Thorjørn Larssen, Espen Lydersen and Torulf Tjomsland.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4089-6

A plan for liming the Eksingedalselva (Ekso) watercourse was prepared by NIVA in 1996 in order to protect Atlantic salmon. The lower part of the main river has been limed since spring 1997 from a lime doser situated at Langehølen, 10 km above the river mouth.

Three years of liming have revealed large variations in water quality in the lower part of the river, including the salmon reaches. This report documents some causes and effects of unsatisfying water quality, and suggests alternative strategies. The study is based on hydrological and water chemical modelling.

Due to geological conditions, the water quality is more favourable in the upper part of Ekso, compared to the lower reaches. However, the upper parts of the catchment area has been transferred to the Evanger power plant in the Vosso watercourse, and from lake Nesevatn in the central part of the catchment, water is transferred to Myster power station, situated 1 km above the mouth of Ekso.

During substantial precipitation or snowmelts, the inflow to Lake Nesevatn exceeds the capacity flow of the Myster power plant. In such situations surplus water passes into Ekso from Nesevatn, reducing the relative flow contribution from the rest catchment. The acid water supplied from the catchment below Lake Nesevatn will be the dominating contribution to the water flow and water quality in Ekso during moderate precipitation episodes, causing high tributary flow, without overflow from Lake Nesevatn. During such episodes the influence of the tributaries will to a large extent define the water quality in the main river below the lime doser.

This project include the hydrological and water chemical dynamics in the lower part of Ekso, based on monitoring data and waterchemical data from an "episode campaign" carried out during the winter and spring 1999-2000. During this period the precipitation in the area was 176% of normal, and periods of mild weather gave snowmelts and rainfalls during the winter, resulting in optimal conditions for liming. The water flow at the doser point was far above 1 m³/s, being the licensed minimum flow, which is favourable for lime solution. High flow in the main river means a relatively low tributary contribution, and reduced critical episodes of sub optimal water quality. However, modelling of labile aluminium based on pH-monitoring indicated that episodes including labile aluminium up to 30 µg/L occurred in the main river.

The episode campaign demonstrated critical water qualities in the tributaries, including average pH=5,0 and average concentrations of labile aluminium between 20 and 101 µg/L. Such contributions would lead to critical conditions for salmon if the flow in the main river is low.

We have applied the mathematical model QUAL2E to simulate the lime transport in Ekso. Initially the model was calibrated to observed data. Then it was applied to create scenarios to identify the optimal dose to fulfil the pH demand, ending up with a proposal to a modified liming strategy (below).

The model work clearly demonstrates that the lime transport downstream Tverrdalen is too slow to compensate the chemical effects from rapid flow increases in the tributaries below. The pH monitoring

at Myster shows a covariance between pH in the main river and the relative flow contribution delivered from the tributaries. Modelling of the lime transport concludes that this pH-drop can be balanced by an over-supply of 0,6 mg Ca/L at Tverrdalen.

Alternative liming strategy

A. Present doser at Tverrdalen.

- Bring in a sufficient amount of lime to fulfil the pH demand in the main river at Tverrdalen, based on the present automatic logging of pH and waterflow.
- Add the amount of lime sufficient to satisfy the pH demand in Mysterelva, adapted to licensed minimum flow.
- Add the amount sufficient to compensate the natural water supplies downstream Tverrdalen. An estimated surplus concentration of 0,6 mg Ca/L at Tverrdalen is considered sufficient. Of this, about 0,1 mg Ca/L is needed to cover the stretch below Myster power plant.

Fulfilling demanded pH in the river below Myster power plant will require liming of the discharge water from a second lime established close to the power plant.

B. Suggested doser at Myster power plant.

- Add lime to the power plant discharge to fulfil the required pH value, based on pH-logging and waterflow estimated from electric power production.

Flow registrations in the tributary Tverrdalsbekken are too inaccurate to be applied, and we recommend the construction of a concrete spillway cross profile. This is essential to calculate the instantaneous inflow from the tributaries. Instantaneous transmission of flow registrations from river Oselva will be a less satisfactory alternative.

We also applied a conservative mass balance model to study ion fluxes in the main river in relation to liming. Comparing calculated flux and observed values before and after liming demonstrates agreement with modelled data including components not substantially influenced by liming. However there are substantial differences between modelled and measured values of alkalinity, calcium and aluminium.

The amount of calcium dissolved depends on water flow, and the solution is less effective at low flow. At some occasions the difference between expected and measured calcium concentration after liming was more than 50%. This problem is well known from a number of liming projects. The significance of insufficient lime solution should be further investigated, preferably in co-ordination between different liming projects in different watercourses.

Disagreements between modelled and measured aluminium concentration are expected in a mass balance model, because aluminium precipitates when pH increases. However, the empirical relationship between pH and concentrations of labile aluminium makes sense to modelling of aluminium from pH-measurements. This should be included in a further development of model concepts for optimising liming strategies.

Analysing the relationship between pH and labile aluminium reveals a maximum reduction of labile aluminium at pH=6,2, and a slight increase when pH rises above 6,5. However, we recommend to keep the original demanded pH=6,5 during the wintertime, to resist critical episodes.

The flow conditions, water-chemistry and biological response in Ekso during 2000 emphasises the benefits of high flow in the main river during the winter. We therefore recommend to increase the licensed minimum winter flow from 1 m³/s to 2 m³/s. This will improve the lime solution, reduce the negative impact of the tributaries, and thus improve and stabilise the water chemistry at the salmon

reach of the river. Changing the operation of Myster power plant to obtain a more continuous flow will favour the efforts to create stable water chemistry in the lower part of Ekso. A more uniform water level and current will further improve the environment for salmon and trout in this part of the river.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Ekso er regulert for kraftformål ved at avrenningen fra de øvre delene av nedbørfeltet overføres til Evanger kraftverk i Vosso, samt at praktisk talt alt vann fra Nesevatn (ca. 15 km fra utløpet i sjøen) ledes i tunnel til Myster kraftverk. Vannet fra Myster kraftverk slippes ut i Ekso ca 1-1,5 km før elva renner ut i Eidsfjorden, og ca 0,7 km før mulig saltvanninntrenging i elva kan forekomme. Reguleringene i den nedre delen bidrar til å forverre forsuringssituasjonen på den lakseførende strekningen i elva, ved at vann med forholdsvis god vannkvalitet ledes til kraftverket, mens vann fra sure sidebekker får dominere vannkvaliteten i Ekso.

Vannkvaliteten i munningen av Ekso har vært overvåket siden 1980 (SFT, Statlig program), og i ulike delfelt siden 1994. På bakgrunn av en økende uro omkring forsuringssituasjonen i Ekso bl.a. med rapporter om skader på bunndyr- og fiskesamfunnet, har miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Hordaland tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for vassdraget (Kaste et al. 1996). Kalkdosering ved Langehølen startet opp våren 1997.

Oppfølgende studier ved igangsetting av kalkingen, viste relativt store variasjoner i vannkvaliteten i forbindelse med snøsmelting og høy vannføring (Bjerknes et al. 1997; 1998). pH svingte med mer enn 1 pH-enhet omkring kalkingsmålet, pH=6.50. I slike situasjoner påvirkes vannkvaliteten på anadrom strekning både av overløpsvann fra Nesevatn-magasinet, av sure sideelver i restfeltet, og av utslippet fra Myster kraftverk.

Vannkvaliteten i ulike delfelt i et vassdrag avhenger bl.a. av geologiske forhold, klimatiske årstidsvariasjoner og episodisk forsuring. I blandsoner mellom ulike vannkvaliteter kan det oppstå ustabil aluminiumskjemi der vannet kan være enda giftigere enn i de ulike kildene før blanding (Rosseland et al. 1992; Staurnes et al. 1995). Utstrekningen av skadeområdene innenfor vassdraget avhenger bl.a. av temperatur og blandingsforhold (Lydersen 1990).

For laksefisk er både perioden forut for smoltifisering og selve smoltifiseringen meget kritisk. Det klimatiske forløpet om vinteren i form av sjøsaltepisoder, avsmelting eller snøakkumulering vil være bestemmende for kvaliteten på avrenningsvannet senere på året. I tillegg til rent vannkjemiske forhold påvirkes smoltifiseringsprosessen av vanntemperaturen. Smoltifiseringsprosessen hos laks svekkes ved vanntemperaturer <math><4^{\circ}\text{C}</math> (Johansson 1977).

Ofte er vannkvaliteten mer kritisk i forkant av en flom enn under selve hovedflommen. Dette henger bl.a. sammen med overflateavrenning og med at hurtig oppflomming øker sideelvenes relative bidrag til den totale vannføringen i hovedvassdraget. Ved kalking av hovedstrengen i et vassdrag kan episodisk dominans av sur avrenning fra sidefelt skape blandsoner med høy aluminiumsgiftighet, noe som må tas i betraktning bl.a. ved bruk av kalking som mottiltak mot vassdragsforsuring. Vassdragsregulering med overføringer av delfelt og kunstig tilbakeholdelse eller utslipp av vann fra delfelt med ulik vannkvalitet og temperatur påvirker disse forholdene. Samtidig kan regulering gi mulighet for å redusere uheldige blandoneffekter f.eks. ved å øke minstevannføringen eller holde tilbake sure tilførsler i kritiske perioder. Slik styring kan benyttes til å skåne forsuringfølsomme organismer og livsstadier. Ekso er et eksempel på et vassdrag med slike muligheter.

Problemstilling

Regulerte vassdrag gir spesielle styringsmulighetene for vannstrømmer og vannkvalitet med mulighet for å dempe effektene av forsurening, bl.a. ved hjelp av:

- Magasinerings og slipp av vann
- Minstevannføringskrav
- Vannkjemiske ulikheter i regulerte og uregulerte felt
- Kombineringsmuligheter for å oppnå mest mulig optimal vannkvalitet i vassdragenes følsomme strekninger (f.eks. lakseførende strekning) i kritiske perioder (f.eks. snøsmelting, smoltifisering og smoltutvandring).

I dette prosjektet er Ekso i Hordaland nyttet som modellvassdrag for å optimalisere vannkvaliteten ved hjelp av vannkjemisk og hydrologisk styring.

Mål

Ved hjelp av hydrologisk og vannkjemisk modellverktøy skal det legges grunnlag for et doseringsprogram som gir en mest mulig riktig kalkdose for hele feltet nedstrøms doserer i forhold til de oppsatte pH-mål for målområdet (lakseførende strekning) i vassdraget i alle vannkjemiske og hydrologiske situasjoner.

Analyse basert på meteorologisk, hydrologisk og vannkjemisk informasjon gjør det mulig å karakterisere *perioder med god vannkvalitet* og perioder med avvik, dvs. perioder med *lavere pH enn mål-pH*. Prosjektet tar særlig for seg regn- og snøsmeltingsflommer vinteren og våren 2000, dvs. innenfor smoltifiseringsperioden og utvandringstiden for smolt.

Problemstillingen er også av interesse i ukalkede og uregulerte vassdrag hvor delfelter kan bidra med svært ulik vannkvalitet, og erfaringene fra prosjektet vil forhåpentligvis ha overføringsverdi til andre vassdrag.

Det er foretatt en rekke biologiske undersøkelser i vassdraget, spesielt i den midtre delen, som har vært studert i forbindelse med terskelprosjektet (bl.a. Fjellheim *et al.* 1987). I de senere år har Universitetet i Bergen foretatt fiske- og bunndyrundersøkelser også i den nedre delen av elva. NIVA har gjennomført vegetasjons- og begroingsundersøkelser i vassdraget i 1990-1991 (Brandrud *et al.* 1992). Vannkvaliteten i utløpet av Ekso er blitt fulgt opp månedlig siden 1980 i forbindelse med SFTs effektoppfølgning av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT, Statlig program). I 1994 og 1995 gjennomførte NIVA (Hindar *et al.* 1996) og Rådgivende biologer vannkvalitetsundersøkelser på flere stasjoner i vassdraget (Johnsen *et al.* 1996). Det er utarbeidet kalkingsplan for vassdraget (Kaste *et al.* 1996), og kalking av hovedelven startet våren 1997 fra kalkdoserer ved Langehølen. Det ble foretatt en undersøkelse av effekter av kalkingen på vannkvalitet og smolt samme år (Bjerknes *et al.* 1997; 1998). Det er etablert et biologisk og vannkjemisk overvåkingsprogram for vassdraget med årlig rapportering i DN's notatserie. Høsten 1996 ble det etablert en stasjon for instrumentell overvåking av temperatur og pH ved Myster.

I januar 2000 ble det lagt ut 8,4 tonn kalkgrus i Mysterelva (Barlaup *et al.* in prep.). Denne sideelven renner ut i Eksingedalselva en knapp km ovenfor utløpet til Eidsfjorden (se Figur 1). Kalkingen resulterte i en økning av kalsiuminnholdet i overflatevannet i Mysterelva fra 0,3-0,4 mg/L til over 1 mg/L, og en økning i pH fra 5,8 til 6,3. Episodekampanjen som danner mye av datagrunnlaget for dette prosjektet inkluderte ikke Mysterelva og Mysterøyri, og vurderingene av dette materialet influeres ikke av kalkgrusprosjektet. Modellstudiene for kalkingen av Ekso inkluderer data fra Mysterøyri. Disse vil være påvirket av kalkgrusprosjektet i Mysterelva. Selv om effektene vil være marginale, viser dette eksempelet et behov for en bedre koordinering av ulike prosjekter i samme vassdrag.

1.2 Vannkjemisk dynamikk under flom

Ioner som finnes naturlige i vassdragene kommer fra to hovedkilder, fra nedbørfeltet og via nedbøren. I tillegg vil ulike ioner ha ulike kjemiske egenskaper og inngå i ulik grad i biogeokjemiske prosesser i nedbørfeltet. Dette er hovedårsakene til ulike kationer og anioner kan ha ulikt mønster m.h.p. konsentrasjonsvariasjoner gjennom året og under hydrologiske episoder. Klassiske eksempler er Ca^{2+} og alkalinitet (HCO_3^-), som primært kommer fra nedbørfeltet (forvitring), og Na^+ og Cl^- som primært kommer fra nedbør. I tillegg har vi organisk materiale som primært ligger i det øverste sjiktet i jordprofilet, og som kontinuerlig tilføres feltet gjennom løvfall og annet organisk strø.

Klimatiske og hydrologiske forhold forut for nedbør eller snøsmeltingsepisoder er ofte avgjørende for hvor ekstrem vannkjemien blir under hydrologiske episoder. Det er under de mest ekstreme vannkjemiske forhold biologien i vassdragene oftest tar mest skade. Imidlertid vil de vannkjemisk mest ekstreme episodene sjelden falle sammen med vassdragenes mest ekstreme vannføringsepisoder eller flommer.

1.3 pH og aluminium

I forsurete områder er det primært uorganisk Al som løses ut fra løsmasser og berggrunn som skaper toksiske nivåer for akvatiske organismer. I sur nedbør-sammenheng har det til nå vært tilnærmet umulig å predikere variasjoner i pH og aluminium samtidig i samme modell. Dette skyldes blant annet det faktum at løseligheten av uorganisk Al er svært avhengig av løslighetskinetikk og løselighetsprodukt, samtidig som oppløsning av uorganisk Al i seg selv er en H^+ -konsumerende prosess. Løst aluminium i vann kommer primært fra ulike kilder i jordprofilet med en kjemisk natur som muliggjør de store og raske variasjonene i løst aluminium som kan observeres i forsurete vassdrag. Det er i hovedsak to kilder som kan oppfylle disse kjemiske kriteriene:

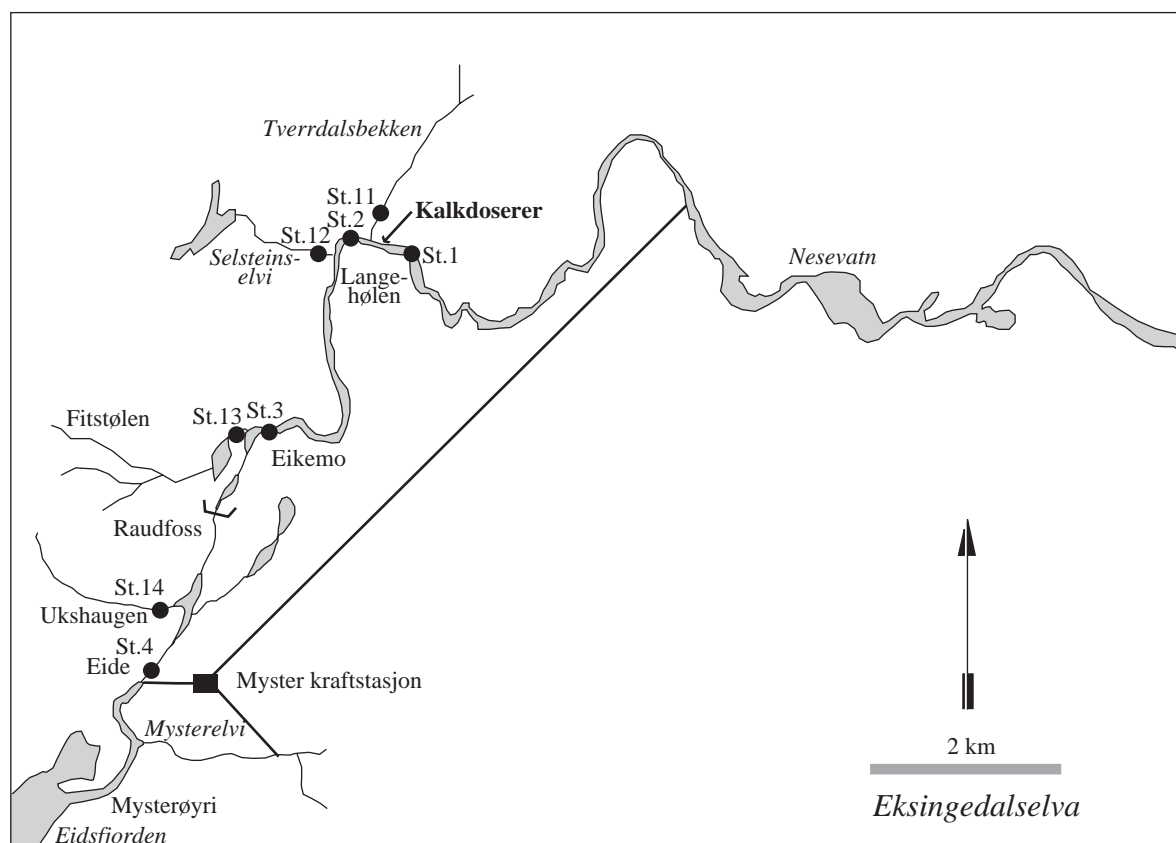
- Aluminium kompleksert til organisk materiale i humussjiktet (øvre jordlag). Dette aluminiumet kan raskt frigjøres ved ionebytting. Graden av ionebytting i humussjiktet er primært avhengig av variasjoner i ionestyrke i det vannet som kommer i kontakt med dette sjiktet. Dette gjør at en kraftig ionestyrkeøkning, f.eks. en sjøsaltepisode, kan generere mye aluminium i løsning. Samtidig har en ny likevekt blitt etablert i ionebytteren.
- Lettløselige uorganiske aluminiumsformer som primært er tilstede i uorganiske jordsjikt. Kisel finnes ofte i store mengder sammen med uorganisk aluminium i dette sjiktet (Farmer & Fraser 1979; Farmer et al. 1979; Wada et al. 1979; Wada & Wada 1980). Dette gjør at kisel, i tillegg til å gi informasjon om det hydrologiske avrenningsmønsteret også sannsynligvis kan bidra til informasjon om hvor aluminium kommer fra under ulike hydrologiske episoder, og under ulike stadier av disse.

Oppløst aluminium i vann kan deles opp i flere fraksjoner som kan analyseres separat. Det vanligste er å analysere reaktivt aluminium som måles direkte i surgjorte prøver. Denne fraksjonen blir igjen delt i to fraksjoner, labilt og ikke-labilt aluminium. Den labile fraksjonen (LAl) har vist seg å være den mest giftige for fisk. $50 \mu\text{g LAl/l}$ blir ofte brukt som en veiledende grenseverdi mht. skader på innlandsfiskebestander. Konsentrasjonen av labilt aluminium kan imidlertid ikke benyttes alene som mål på vannets eventuelle giftighet for fisk. Den må ses i sammenheng med andre viktige variable som surhet (pH), innhold av organisk stoff og oppløste salter i vannet. Eksperimentelle undersøkelser med laks har vist at denne arten setter betydelig høyere krav til vannkvaliteten enn innlandsfiskebestandene, spesielt under smoltifiseringsperioden da en LAl mellom 15 og $25 \mu\text{g/l}$ kan være kritisk ved pH under $6,0$ (Kroglund *et al.* 1994; Staurnes *et al.* 1995).

2. Vassdragsbeskrivelse

2.1 Generelt

Eksingedalsvassdraget (Figur 1) ligger i Hordaland fylke ca. 50 km nordøst for Bergen, hovedsakelig innenfor Vaksdal kommune. Det naturlige nedbørfeltet er 414 km². 160 km² av de høyestliggende områdene i nordøst er overført til Evanger kraftverk i Vossovassdraget. Hovedelva, Ekso, har en trappetrinnspreget profil med slake partier, avbrutt av bratte stryk- og fossepartier. Flere av strekningene med lite helling har langstrakte, grunne gjennomstrømningsinnsjøer. Laksen kan gå omlag 3,9 km opp i elva, til Raudfoss (Vasshaug og Grøndahl 1990).



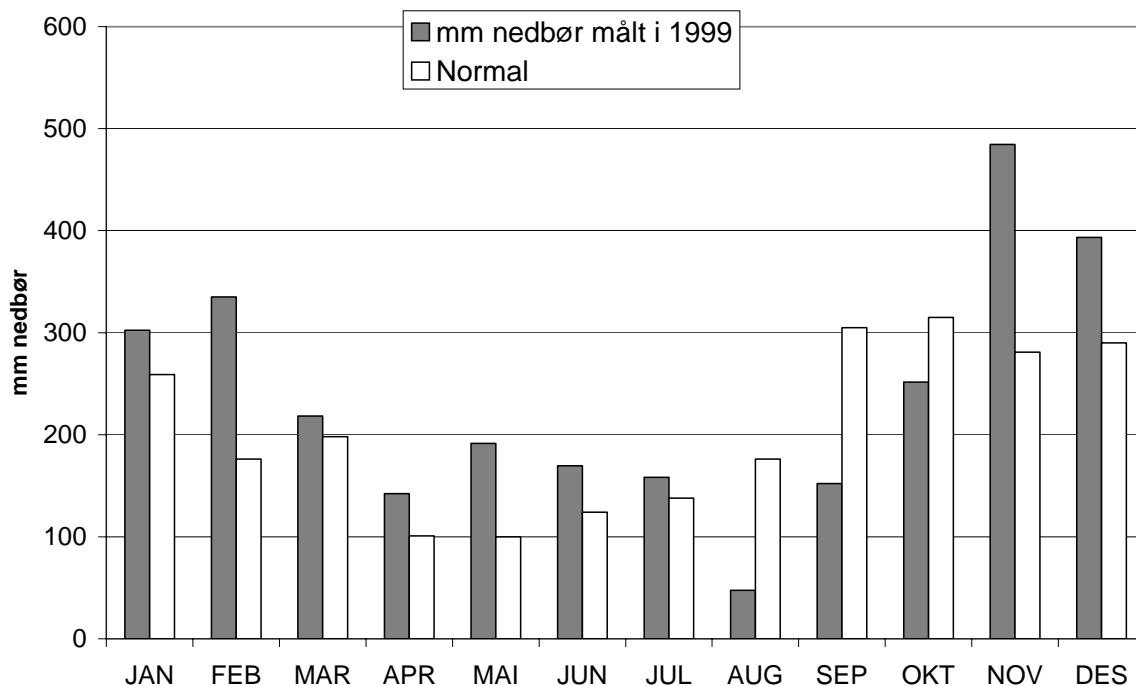
Figur 1. Kart over Eksingedalselva. Prøvestasjoner i forbindelse med episodekampanjen 1999-2000 er avmerket.

Geologisk inneholder nedbørfeltet både grunnfjellsbergarter, skyvedekkebergarter og kambro-siluriske skiferbergarter. I nedre deler av dalføret dominerer harde og næringsfattige grunnfjellsbergarter, mens de øvre delene har en mer sammensatt geologi som veksler fra kvartsbergarter til soner med kalkrike fyllitter og glimmerskifer.

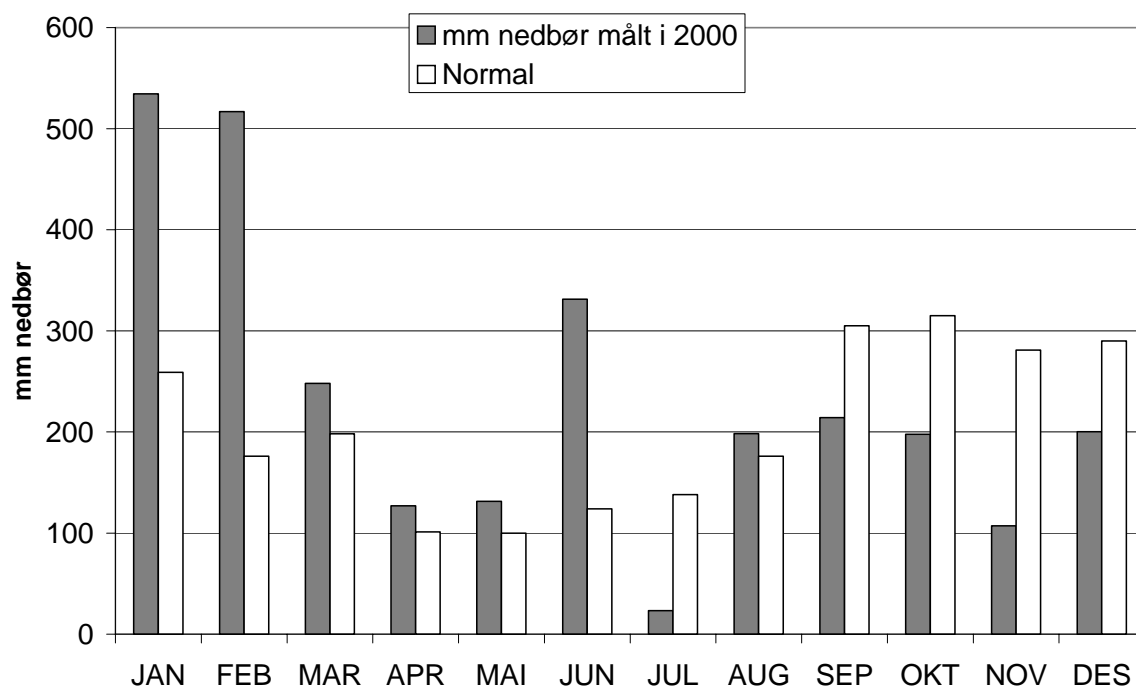
2.2 Hydrologi

2.2.1 Nedbør og spesifikk avrenning

Normal årlig nedbør ved den meteorologiske målestasjonen Eksingedal (450 moh., ved Nesheim) har i perioden 1961-1990 vært 2463 mm (DNMI 2001). I Eksingedalen er det normalt mest nedbør i



Figur 2. Månedlig nedbør i 1999 ved meteorologisk stasjon 52170 Eksingedal. Normal månedsnedbør for perioden 1961-1990 er angitt (DNMI 2000).

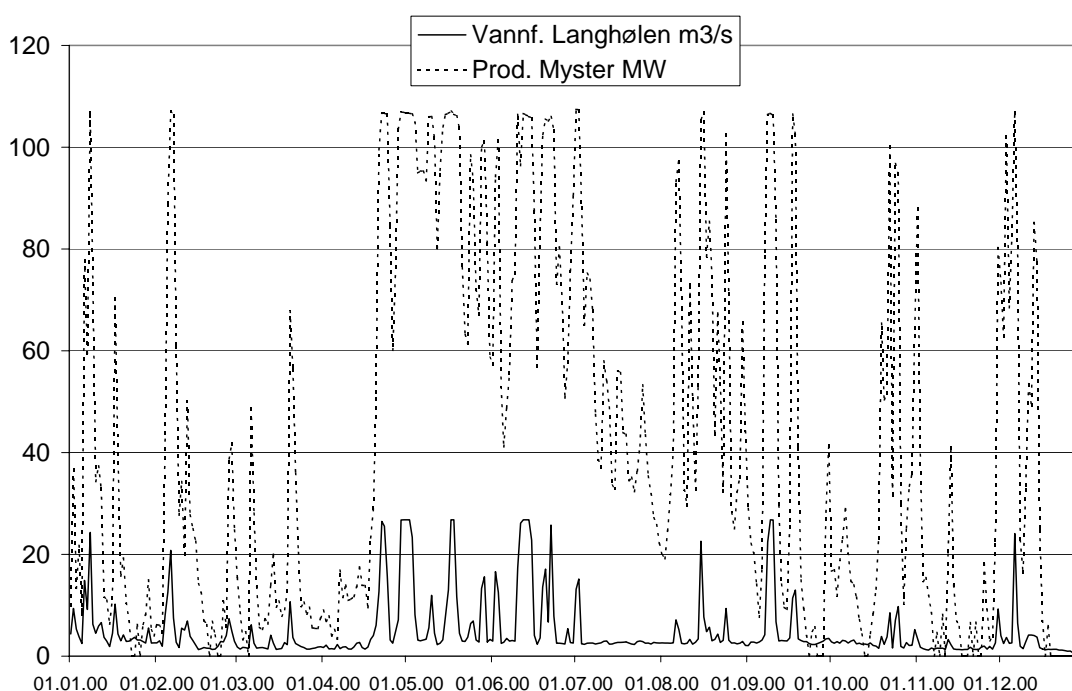


Figur 3. Månedlig nedbør i 2000 ved meteorologisk stasjon 52170 Eksingedal. Normal månedsnedbør for perioden 1961-1990 er angitt (DNMI 2001).

perioden september - januar (Figur 2 og 3). Gjennomsnittlig månedsnedbør ligger da ofte over 250 mm. Minst nedbør er det vanligvis i perioden april - august, da gjennomsnittlig månedlig nedbør oftest ligger under 150 mm.

For perioden for vår episodekampanje, dvs. desember 1999 – juni 2000, var nedbøren 2194 mm, mens normalnedbøren for denne perioden er 1248 mm. Den høyeste månedsnedbøren ble registrert for januar 2000 med 537 mm (Figur 3). Kombinasjon av mildværsperioder med smelting og mye nedbør preget vannføringen i vassdraget gjennom det meste av våren (Figur 4), og førte også til en uvanlig stor vårflokk.

Figur 4 viser vannføringer opp til 25 m³/s ved BKK's vannmerke ved Langehølen. Vannmerket er satt opp for å kontrollere minstevannføring, og gir ikke utslag for vannføringer over 25 m³/s. Vannføringer over ca. 5 m³/s finner bare sted når det er overløp over Nesevatn, dvs. når tilsiget overskrider slukeevnen til Myster kraftverk, som er 50 m³/s. Vannføringen vinter-vår 1999-2000 gjennomgås nedenfor i kap. 4.2.3.

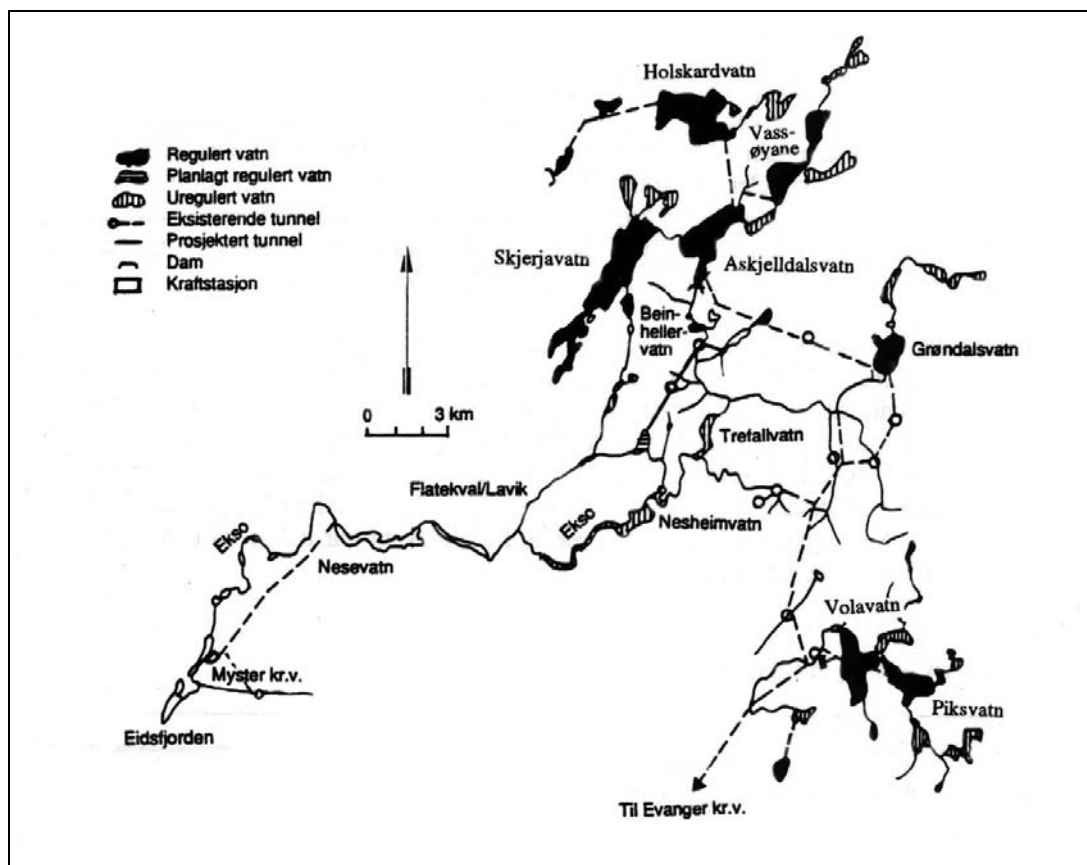


Figur 4. Vannføring (døgnverdier) ved Langehølen og produksjon (MW) ved Myster kraftverk i 2000 (BKK 2001). Vannføringer > 25 m³/s blir ikke registrert.

Spesifikk avrenning i vassdraget varierer mellom 60 og 100 L/s/km² for ulike deler av feltet, med et gjennomsnitt på 83 L/s/km². Dette gir en middelvannføring på 34,2 m³/s. Etter overføringen av 160 km² av de øvre vassdragsområdene til Evanger kraftverk ble middelvannføringen i vassdraget redusert til 20,1 m³/s. Spesifikk avrenningen for dagens nedbørfelt er 79 L/s/km² (NVE 1994).

2.2.2 Reguleringer

De øvre, nordøstlige delene av vassdraget (over ca. kote 800) er i dag overført til Evanger kraftverk i Vossovassdraget (Figur 5). Det overførte feltet er ca. 160 km² og tilsvarer nær 40% av det opprinnelige nedbørfeltet (BKK 1995). Evanger kraftverk ble påbegynt i 1963 og dagens overføringsnett har eksistert siden 1986 (Tabell 1). Det kan fra tid til annen være overløp til Ekso fra reguleringsmagasinene i Skjerjevatn, Askjelldalsvatn og Grøndalsvatn. Overløpene er ikke kvantifisert.



Figur 5. Reguleringsanlegg i Eksingedalsvassdraget (BKK).

I nedre del av Ekso ble Myster kraftverk satt i drift i 1987. Kraftverket utnytter et 249 meter høyt fall mellom Nesevatn og Eidslandet. Foruten det 189 km² store nedbørfeltet ned til og med inntaksmagasinet i Nesevatn, er 16 km² av Mysterelva ført inn på kraftverkstunnelen. I forbindelse med reguleringen er det fastsatt en minstevannføring ved Langehølen, ca. 5 km nedenfor Nesevatn, på 2 m³/s i sommerhalvåret (15. mai - 15. okt) og 1 m³/s i vinterhalvåret. I Mysterelva er det fastsatt en minstevannføring i sommer- og vinterhalvåret på hhv. 0,2 og 0,1 m³/s.

Restfeltet mellom demningen ved Nesevatn og målepunktet ved Langehølen er 22 km² og gir et gjennomsnittlig tilsig på 1,7 m³/s. Det slippes derfor ikke vann forbi Nesevatn-demningen mer enn vel 40 dager i et normalår (BKK 1981). Elva kan derfor i store deler av året være praktisk talt tørrlagt like nedenfor demningen. Manøvreringen av Myster kraftverk er gitt i Tabell 1. Kraftverkets slukeevne er 50 m³/s. Det totale restfeltet til Ekso mellom Nesevatn-demningen og utløpet av kraftverkstunnelen ved Eidslandet er 41 km², med et naturlig tilsig på 3,2 m³/s i årsgjennomsnitt. Medregnet perioder med overløp fra Nesevatn blir imidlertid den årlige middelvannføringen høyere enn dette.

Tabell 1. Manøvrering av Myster kraftverk (BKK).

Tilsig (m ³ /s):	Manøvrering:
> 50	Kraftstasjonen går for fullt. Overskytende vann i overløp
15-50	Driften varieres tilsvarende, slik at vannstanden i Nesevatn holdes mest mulig konstant på kote 256,55.
< 15	Vann samles opp, og stasjonen vil gå i kortere perioder på dagtid.

2.2.3 Vannføring

Vårflommen i vassdraget varte før regulering normalt fra ca. 1. mai til ca. 15. juli, med midlere normale ukevannføringer på ca 80 m³/s ved flommens kulminasjon. Vannføringen holdt seg vanligvis høy utover sommeren og høsten med høstflom i september-oktober. Høstflommen hadde normalt et ukemiddel på 30-35 m³/s ved flommens kulminasjon. Normal lavvannføring om vinteren i denne perioden var omlag 3-4 m³/s. Etter overføringen av de øvre delene av nedbørfeltet ble vårflommen noe mindre og av kortere varighet (til ca. 15. juni). Også høstflommen ble noe mindre, selv om utslagene ikke ble så tydelige som for vårflommen. Lavvannføringen om vinteren ble redusert til omlag 1 - 1,5 m³/s etter overføringene til Evanger kraftverk.

Utslippene fra Myster kraftverk medfører hurtige variasjoner i vannføringen i nedre del av lakseførende strekning på ± 50 m³/s. I tillegg til at et slikt vannføringsregime i seg selv er uheldig for fisk og dyreliv på den aktuelle elvestrekningen, vil utslippene fra kraftverket gi variasjoner i vannkvaliteten. Dagens kalking av Ekso tar ikke hensyn til dette.

Tilsiget til Nesevatn vil ha noe bedre vannkvalitet enn tilsiget fra restfeltet nedstrøms, og overløp over dammen vil derfor ha en gunstig effekt på vannkvaliteten i Ekso mellom Nesevatn og utløpet fra Myster kraftverk. Teoretisk vil vi ha overløp over Nesevatn-dammen i perioder der tilsiget til Nesevatn overstiger 50 m³/s. På grunnlag av tilsigsdata fra NVE har vi estimert gjennomsnittlig vannføring over Nesevatn-dammen i årene 1997-2000 (Tabell 2). Tallene forutsetter at tilsig >50 m³/s går i overløp, og tar ikke hensyn til demping i inntaksmagasinet, til inntaket fra Mysterelva til Myster kraftverk, og heller ikke til minstevannføringskravet.

Tabell 2. Gjennomsnittlig overløp ved Nesevatn i m³/s midlet over året for årene 1997-2000.

År	Overløp ekskl. minstevannføring (m ³ /s)
1997	4,4
1998	2,9
1999	6,5
2000	7,4

Nedbøren vinteren 1999-2000 var langt over normal (se Figur 2 og 3 og tekst kap. 2.2.1). Tabell 2 viser stort overløp i 2000. En stor del av overløpet fant sted i første halvår, dvs. i den perioden da vår episodekampanje med innsamling av vannprøver foregikk.

Tabell 3. Døgnmiddelverdier i Ekso ved Tverrdalen (Stasjon 1) januar-juni 2000.

	Januar	Februar	Mars	April	Mai	Juni
Middel ± STD	4,8 ± 4,2	5,1 ± 4,7	3,4 ± 1,3	14,9 ± 21,6	13,3 ± 21,2	25,7 ± 36,6
Maksimum	21,1	21,6	7,8	81,2	88,2	147,0
Minimum	2,4	1,4	2,5	2,3	2,9	3,4

Tabell 3 viser at vannføringsverdiene (døgnmidler) i Ekso ved doserereren ved Tverrdalen har ligget over 2 m³/s i hele perioden, bortsett fra ett enkelt døgn i februar, da middelvannføringen var 1,4 m³/s. Minstevannføringskravet er 1 m³/s fram til 15. mai. Ut fra den høye vannføringen må vi anta at kalkoppløsningen etter dosering har vært fullstendig, samtidig som restfeltets relative bidrag og innflytelse på vannkvaliteten har vært mindre enn normalt.

2.3 Vannkvalitet

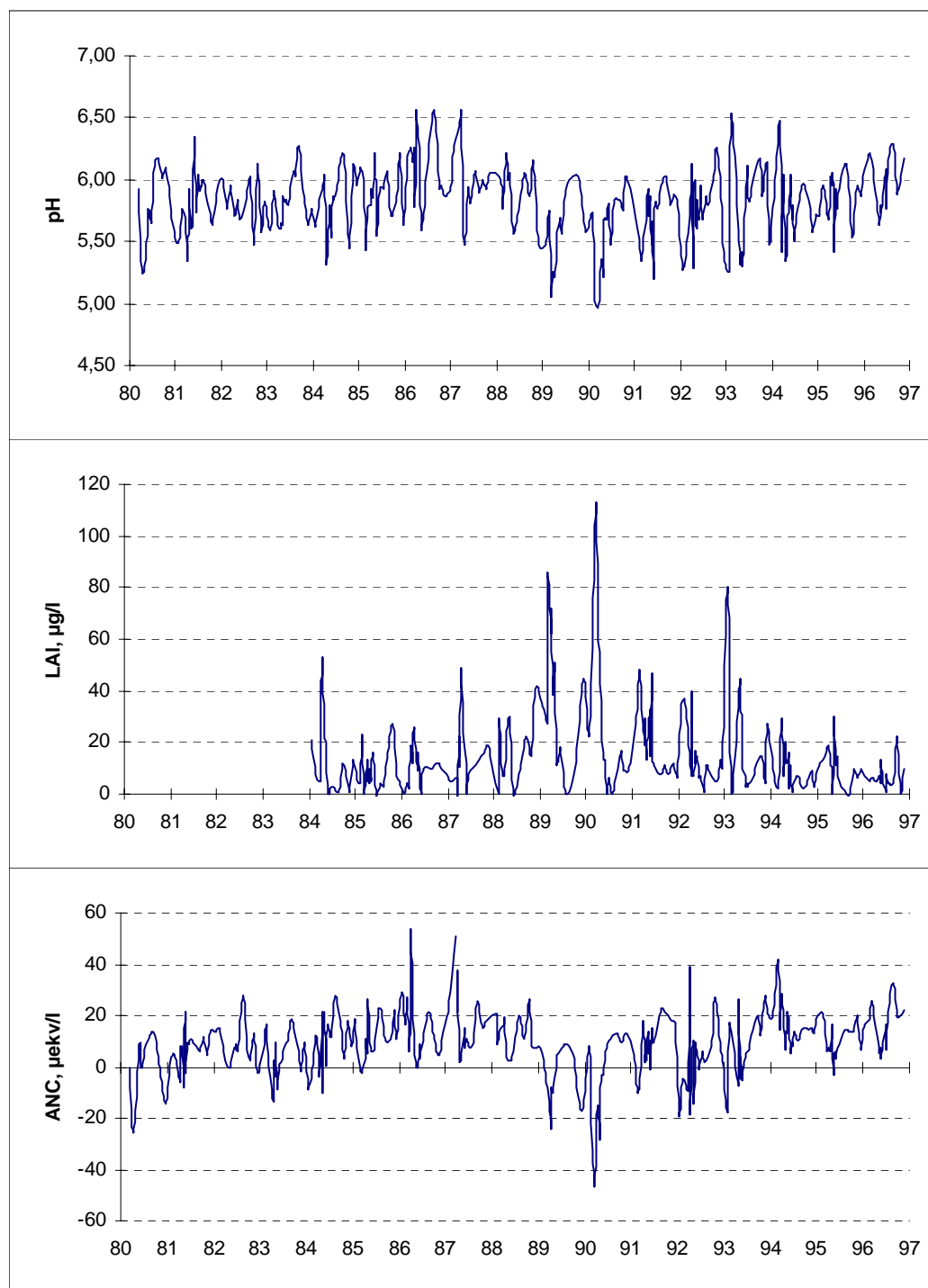
2.3.1 Ekso ved utløpet i sjøen før kalking

Vannkvaliteten i utløpet av Ekso før kalking er godt dokumentert gjennom SFTs overvåkningsstasjon ved Mysterøyri, nedenfor utløpet av Myster kraftverk (Figur 6), hvor det er blitt tatt månedlige prøver siden 1980 (SFT 1995). Elva er generelt ionefattig og lite humuspåvirket. Midlere konduktivitet og konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) i perioden 1992-1994 var hhv. 2,2 mS/m og 1,1 mg/l (Tabell 4). Samlet sett har elva lav bufferevne mot forsuring, med midlere alkalitet og kalsiumkonsentrasjon på hhv. 8 $\mu\text{ekv/l}$ og 0,7 mg/l i samme periode. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) var 9 $\mu\text{ekv/l}$, noe som antyder at vannkvaliteten, iallfall i perioder av året, kan forårsake skade på bestander av innlandsfisk (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990). Middel-pH var 5,75, mens konsentrasjonen av reaktivt og labilt aluminium var hhv. 45 og 15 $\mu\text{g/l}$.

Tabell 4. Vannkvalitet i Ekso ved Mysterøyri i perioden 1992-1994. Mysterøyri ligger like nedenfor utløpet av Myster kraftverk (Figur 4). Middelerverdier, maksimums- og middelerverdier basert på månedlige prøver analysert av NIVA (SFT 1995). Tabellen er fra Kaste *et al.* 1996.

Stasjon	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Reaktivt Al, $\mu\text{g/l}$	Labilt Al $\mu\text{g/l}$	TOC mg/l	ANC $\mu\text{ekv/l}$
Mysterøyri							
Middel	5,77	0,70	0,038	45	14	1,13	9
Min	5,27	0,23	0,032	13	1	0,61	-18
Max	6,53	2,23	0,067	108	80	2,50	41
Antall prøver	63	63	59	63	63	62	62

Vannkvalitetsutviklingen i Ekso i perioden 1980-1993 viste ingen sterke trender, men tildels betydelige variasjoner i ANC og klorid antyder at sjøsaltepisoder kan skape en del år til år variasjoner i vassdraget (Figur 6). Utviklingen av sulfatkonsentrasjonen er i overensstemmelse med observasjoner i andre vassdrag i Sør-Norge og er et resultat av reduserte svovelutslipp i Europa (SFT 1995). pH-verdien i vassdraget viser totalt sett små endringer i overvåkningsperioden.



Figur 6. Variasjon i ulike vannkvalitetsparametre ved Mysterøyri basert på månedlig prøvetaking i perioden 1980-1996 (før kalking).

Surheten i Ekso varierer i stor grad gjennom året. Siden 1980 er det en rekke ganger målt pH-verdier under 5,5 (Figur 6). De kraftigste registrerte forsuringsepisodene fant sted i 1989 og 1990, med pH-verdier på 5,0 i hovedelva ved Mysterøyri og konsentrasjoner av labilt aluminium på 80-110 µg/L. ANC-verdier på under - 40 µekv/L understreker at vannkvaliteten på denne tiden sannsynligvis var svært giftig for fisk.

2.3.2 Vannkvalitet i andre deler av vassdraget før kalking

Vannkvalitetsundersøkelser foretatt høyere oppe i elva og i sidevassdrag viser at det er forholdsvis stor variasjon mellom ulike deler av nedbørfeltet. Høsten 1994 og våren 1995 ble det i alt foretatt 6 prøveinnsamlinger på 2 stasjoner i hovedelva og tre stasjoner i sidevassdrag (Hindar *et al.* 1996). Noen av resultatene fra undersøkelsen er framstilt i Tabell 5. I tabellen er den delen av nedbørfeltet som er overført til Vosso representert ved Stasjon Ekso ved Nesheim, mens feltet som overføres til Myster kraftstasjon er representert ved Stasjon Fagerdalen. Restvannføringen i Hovedelva er representert ved Stasjon Ekso ved Eikemo, mens stasjon Mysterelv er en sideelv i nedre del av feltet.

Tabell 5. Middelverdier og standardavvik for utvalgte vannkjemiske parametre i Eksingedalsvassdraget fra prøver tatt høsten 1994 og våren 1995 (Hindar *et al.* 1996).

Stasjon	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Reaktivt Al, µg/l	Labilt Al µg/l	TOC mg/l	ANC µekv/l
Ekso ved Nesheim	6,27 ± 0,13	1,2 ± 0,4	0,05 ± 0,01	25 ± 4	6 ± 7	1,2 ± 0,2	28 ± 10
Fagerdalen	5,32 ± 0,20	0,4 ± 0,2	0,03 ± 0,01	63 ± 26	37 ± 31	0,9 ± 0,2	-8 ± 9
Ekso ved Eikemo	5,55 ± 0,20	0,4 ± 0,1	0,04 ± 0,02	56 ± 11	17 ± 8	1,2 ± 0,3	4 ± 9
Mysterelva	5,45 ± 0,27	0,5 ± 0,3	0,03 ± 0,01	65 ± 18	24 ± 16	1,3 ± 0,6	4 ± 17

Ekso ved Nesheim: Denne delen av hovedelva hadde forholdsvis god vannkvalitet. Middelkonsentrasjonen av kalsium var 1,2 mg/l, mens alkaliteten lå i området 0,04-0,06 mmol/l. Den lavest registrerte pH-verdien var 6,15, og middelverdien for de 6 prøverundene var 6,25. Konsentrasjonen av reaktivt aluminium oversteg ikke 30 µg/l, og den høyeste målte konsentrasjonen av labilt aluminium var 20 µg/l. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) var mellom 20-40 µekv/l.

Fagerdalen: Dette sidevassdraget var tydelig påvirket av forsurening, med pH-verdier som varierte i området 5,10-5,70. Konsentrasjonen av kalsium var lav (0,4 mg/l), og middelkonsentrasjon av reaktivt og labilt aluminium var hhv. 65 og 35 µg/l. Høyeste konsentrasjon av labilt aluminium ble målt til 95 µg/l. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) lå stort sett under 0 µekv/l, noe som indikerer at vannet kan være skadelig for innlandsfisk (Lien *et al.* 1992).

Ekso ved Eikemo: Denne stasjonen ligger omtrent midt i den nederste uregulerte delen av elva, like ovenfor den lakseførende strekningen. Kalsiumkonsentrasjonen i dette elveavsnittet var rundt 0,4 mg/l. pH varierte i området 5,35-5,80, og det ble målt konsentrasjoner av reaktivt og labilt aluminium på hhv. 70 µg/l og 30 µg/l under vårflommen. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) var rundt 0 µekv/l. Vannkvaliteten i denne delen av vassdraget vil være svært variabel, avhengig av blandingsforholdet mellom surt vann fra restfeltet og mindre surt vann fra Nesevatn.

Leiro / Mysterelva: Dette sidevassdraget er sterkt berørt av kraftutbygging ved at 16 km² av det 19,5 km² store nedbørfeltet i dag føres til Myster kraftverk. Det er fastsatt en minstevannføring på 0,2 m³/s i sommerhalvåret og 0,1 m³/s i vinterhalvåret. Bekken renner ut i den lakseførende strekningen ca. 1 km før utløpet i fjorden. Kalsiumkonsentrasjonen her lå på rundt 0,5 mg/l og pH varierte i området 5,15-5,8. Gjennomsnittlig konsentrasjon av reaktivt og labilt aluminium var hhv. 65 og 25 µg/l. Det ble målt verdier av den giftige, labile fraksjonen over 50 µg/l. De lave ANC-verdiene rundt 0 µekv/l viser at sidevassdraget har dårlige bufferegenskaper mot forsurening.

Tabell 5 gir en god indikasjon på betydningen overføringen til Vosso har for forverring av vannkvaliteten i Ekso. Disse indikasjonene forsterkes av en undersøkelse utført av Rådgivende Biologer av prøver fra elvestasjoner og sidebekker i nedre del av vassdraget våren og sommeren 1995 (Johnsen *et al.* 1996). Middel-pH i sidevassdragene varierte mellom 5,45 og 5,85 i undersøkelsesperioden, mens pH i utløpet av Nesevatn lå omkring 6,20. Dette resulterte i at pH i hovedelva sank med omlag 0,4 pH-enheter på strekningen ned til utløpet av Myster kraftverk. Etter innblanding av vann fra kraftverket ved Mysterøyri steg pH i elva med omlag 0,3 pH-enheter igjen.

pH i Mysterelva, som renner ut i Ekso nedstrøms Mysterøyri, var gjennomsnittlig 5,80 i undersøkelsesperioden.

Den delen av Ekso som i dag har avrenning til Eidsfjorden synes grovt sett å kunne deles i tre hovedområder mht. vannkvalitet (Tabell 6).

Tabell 6. Areal, tilsig og vannkvalitet i tre delfelt av Eksingedalselva (Kaste *et al.* 1996).

Delfelt	Areal km ²	Tilsig mill. m ³ /år	pH	Ca mg/L	LA1 µg/L
Øvre del ned til Fagerdalen	106	249	5,70-6,15	0,4-0,7	0-15
Midtre del Fagerdalen-Nesevatn	84	222	5,10-5,30	0,1-0,4	35-65
Lokalfelt mellom Nesevatn og Myster kraftverk	65	165	4,95-5,25	0,1-0,6	55-80

På grunn av den sterkt reduserte vannføringen ut av Nesevatn vil avrenningen fra de sure feltene nedstrøms i de fleste tilfeller dominere vannkvaliteten i Ekso ned til utløpet av kraftverket. Uten kalking vil derfor vannkvaliteten i denne delen av elva i store deler av året være for dårlig til at laks kan gjennomføre normal livssyklus. Med de pH-verdier og aluminiumskonsentrasjoner som er observert i sidebekkene antas det også at det i perioder av året kan være fare for innlandsfiskebestandene, samt bunndyr og andre vannlevende organismer som fisken lever av.

De øverste delfeltene i det naturlige nedbørfeltet har etter overføringene til Evanger kraftverk liten betydning for vannkvaliteten i Ekso, med unntak av perioder med overløp. Områdene rundt Skjerjevattn og Grøndalsvatn (Figur 5) synes å være de sureste, med pH-verdier rundt 5,35-5,50. Avrenningen fra Vassøyane, nord for Askjelldalsvatn hadde en betydelig bedre vannkvalitet og en pH-verdi på 6,5. Selve Askjelldalsvatn er et oppsamlingsmagasin for et større område som også inkluderer felter i det tilliggende Modalsvassdraget i nordvest. Vannkvaliteten her er derfor ikke representativ for lokalfeltet omkring innsjøen. Det østligste delfeltet som går til Evanger kraftverk har ingen større innsjøer, men består av en rekke bekkeinntak som ikke er undersøkt mht. vannkvalitet.

3.3.3. Titreringskurver

I forbindelse med utarbeiding av kalkingsplan (Kaste *et al.* 1996) ble det innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Ekso oppstrøms og nedstrøms utløpet fra Myster kraftverk, samt i selve utløpstunnelen fra kraftstasjonen. Ut fra titreringskurvene ble det angitt mål på kalkbehovet i ulike deler av vassdraget for å nå ulike pH-mål. Tabell 7 viser hvilke verdier for kalkbehov som er benyttet i kalkingsplanen.

Tabell 7. Kalkbehov for oppnåelse av forskjellige målnivåer. Tallene er basert på titrering.

pH-mål	Kalkbehov omregnet til Ca CO ₃ og Ca (mg/L)			
	Ekso restfelt		Utløp kraftstasjon	
	CaCO ₃ (mg/L)	Ca (mg/L)	CaCO ₃ (mg/L)	Ca (mg/L)
6,2	1,5	0,6	0,9	0,4
6,5	2,2	0,9	1,3	0,5

2.4 Kalkdosering

2.4.1 Nåværende kalkingsprogram

Dagens doseringprogram ved Tverrdalen er basert på nedenstående.

Tilrenning til Ekso oppstrøms doseringsanlegg.

- Vannmengde (Q_1) (m^3/s) som skal kalkes:
Måles i Ekso oppstrøms doserer (vannstand + vannføringskurve)
- Dose $CaCO_3$ (D_1) (g/m^3):
Bestemmes ut fra pH-signal fra Ekso oppstrøms doserer. $CaCO_3$ -dosen beregnes ut fra hellingsvinkel på titreringskurve fra vassdraget.
- Kalkdosering i anlegg (K_1) (g/s):
 $K_1 = (D_1 * Q_1) / (CaCO_3\text{-innhold i kalk} * \text{forventet oppløsning}) (g/s)$

$CaCO_3$ -innhold i kalken, f.eks. 90% legges inn som 0,9, og forventet oppløsning f.eks. som 0,7.

Tilrenning til Ekso nedstrøms doseringsanlegg.

- Vannmengde (Q_2) (m^3/s) som skal kalkes:

$$Q_2 = Q_{TV} * (A_2 / A_{TV}) (m^3/s)$$

der:

Q_2 = Tilsig fra restfelt nedstrøms doseringsanlegg (m^3/s)

Q_{TV} = Vannføring i Tverrdalsbekken (m^3/s) (Bekken renner ut i Ekso ved doseringsanlegget)

A_2 = Areal av hele restfeltet nedstrøms doseringsanlegget, inkl. Tverrdalsbekken ($29,9 km^2$)

A_{TV} = Areal av Tverrdalsbakkens nedbørfelt ($3,8 km^2$)

- Dose $CaCO_3$ (D_2) (g/m^3)

$$D_{pH\ 6,5} (1. Feb.-15. Jun.) = 2,5 (g/m^3) \text{ (snitt av titrerkurver)}$$

$$D_{pH\ 6,2} \text{ (ellers i året)} = 1,6 (g/m^3) \text{ (snitt av titrerkurver)}$$

- Kalkdosering i anlegg (K_2) (g/s)

$$K_2 = (D_2 * Q_2) / (CaCO_3\text{-innhold i kalk} * \text{forventet oppløsning}) (g/s)$$

Samlet kalkdoseringsbehov (K), til avsyring av alt vann som renner gjennom restfeltet.

$$K = K_1 + K_2 (g/s)$$

2.4.2 Kalkdoserer og forbruk

Kalkdosereren ligger ved utløpet av Tverrdalsbekken, ovenfor Langehølen i Ekso, ca. 4 km nedstrøms Nesevatn og ca. 4 km ovenfor Raudfoss som danner øvre grense for lakseførende strekning. Dosereren skal avsyre lokalfeltene mellom Nesevatn og sjøen ($48 km^2$), i tillegg til overløp fra Nesevatn. Dosereren ble satt i drift i april 1997. Årlig kalkforbruk omregnet til $CaCO_3$ er vist i Tabell 8.

Tabell 8. Kalkforbruk i Ekso 1997-2000. Dosering av kalk startet 15. april 1997.

Tidsrom	Kalkforbruk (tonn)		CaCO ₃ (tonn)
	Kalksteinsmel NK3 (86% CaCO ₃)	Kalksteinsmel SK3 (83% CaCO ₃)	
15.04-31.12 1997	96	158	214
1998		494	410
1999	619		532
2000	513		441

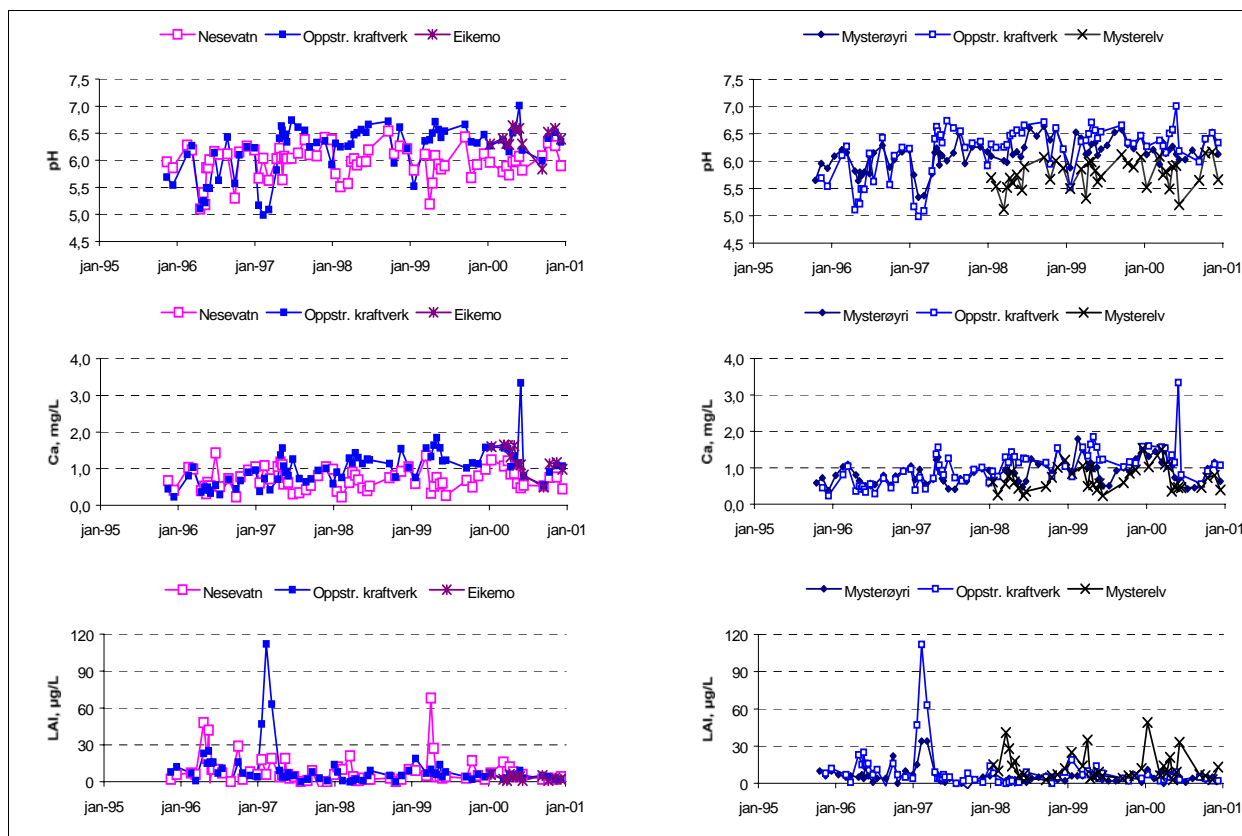
2.5 Vannkvalitet etter kalking

Vannkvaliteten etter kalking viser som ventet mindre variasjoner enn før kalking. Tabell 9 viser verdier for en del parametre ved Mysterøyri etter kalking (jfr. Tabell 4). Stasjonen ligger nedstrøms utløpet fra Myster kraftstasjon. Det er ingen systematikk i prøvetakingen i forhold til driften av kraftverket. Alkaliteten er vesentlig hevet, og konsentrasjonene av labilt Al er redusert. Laveste ANC-verdi er $-1 \mu\text{ekv/L}$ (januar 2000).

Tabell 9. Vannkvalitet i Ekso ved Mysterøyri etter kalking, i perioden 1998-2000.

Stasjon Mysterøyri	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Reaktivt Al, $\mu\text{g/l}$	Labilt Al $\mu\text{g/l}$	TOC mg/l	ANC $\mu\text{ekv/l}$
Middel	6,22	0,98	0,059	32	5	1,1	31
Min	5,88	0,42	0,041	9	0	0,5	-1
Max	6,64	1,79	0,092	82	14	2,2	68
N	44	44	44	44	44	44	44

Variasjon i utvalgte parametre fra overvåkingen fra 1996 til 2000 er vist i Figur 7. kalkdosering ble satt igang i april 1997. Figuren viser relativt store variasjoner i kalsium og pH i kalket hovedelv. Det er flere eksempler både på under- og overskridelser av pH-målet. Imidlertid varierer konsentrasjonene av labilt aluminium i hovedvassdraget på et lavere nivå etter kalking. Det går også tydelig fram at det fortsatt finner sted episoder med pH-verdier ned mot 5,0 og labilt Al på $> 60 \mu\text{LAl/L}$ i Nesevatn (hovedvassdrag oppstrøms dosering) og i sideelvene på kalket strekning. Noe av hensikten med dette prosjektet er å identifisere årsakene til variasjonene i vannkvalitet i kalket elv, og å vurdere hvordan disse kan dempes.



Figur 7. Variasjoner i utvalgte parametre fra 1996 til 2000. Kalking kom igang i april 1997 (Bjerknes og Scancke 2000).

2.6 Vannkjemisk overvåking i Ekso

Vannkjemisk overvåking har foregått siden 1997 innenfor rammen av DN's nasjonale overvåking av kalkete vassdrag. Det tas 15 prøvetakingsrunder i året på 4 stasjoner. 2 av disse ligger i målområdet for kalkingen. Fra 2000 er stasjonsnettet utvidet til 5 stasjoner. Den nye stasjonen er lokalisert oppstrøms målområdet for kalkingen.

Ved Eide (nedre del av lakseførende strekning) ble det etablert en målestasjon for pH høsten 1996. Her måles pH i Ekso oppstrøms Myster kraftverk og i vannstrømmen som kommer ut av Myster kraftverk når kraftverket er i drift.

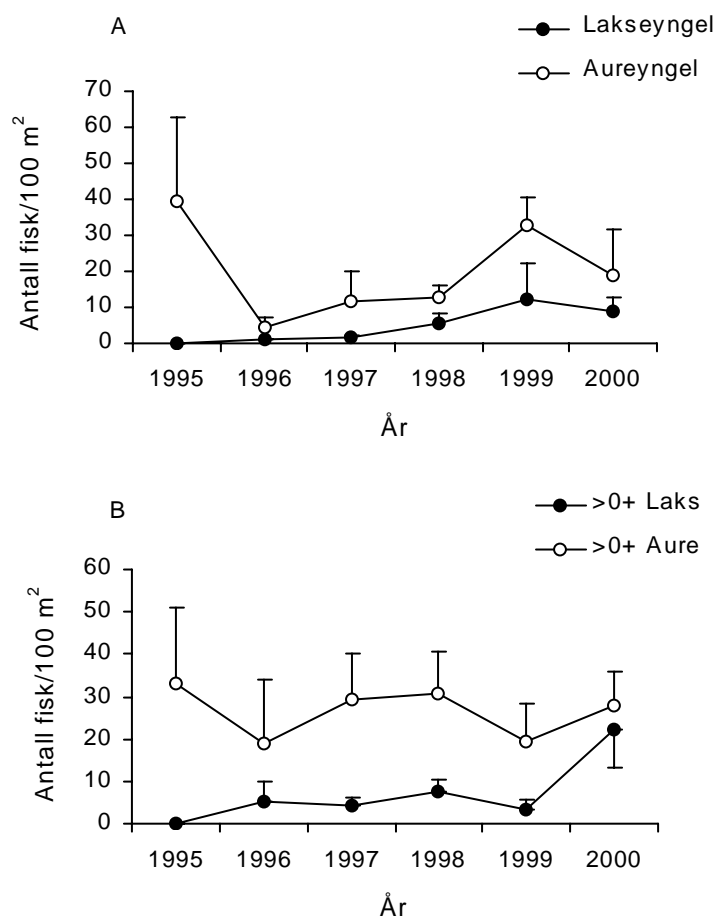
Fra 1. Mars 1999 er det satt igang et prøveprogram for å kontrollere driften av kalkdosereren. Prøvetakingsstasjonene er lokalisert i Ekso oppstrøms og nedstrøms doserer og oppstrøms Myster kraftverk (målområde for kalkingen), og i Tverrdalsbekken. Prøvetaking skjer ukentlig i perioden 1. Mars-31. Mai, og hver 14. dag i perioden 1. Juni-31. Desember. Analyseprogrammet omfatter pH, alkalinitet, RAI, ILAL, ledningsevne.

Dette prosjektet omfatter i tillegg kjemisk analyse (full ionesammensetning) av prøver tatt i 4 prøvepunkt i Ekso og i 4 sideelver, omtalt i rapporten som "episodekampanje". Vannprøver ble tatt i normal- og ekstremperioder m.h.t. vannføring.

2.7 Biologisk respons

Ungfisktetthet registreres årlig på 4 stasjoner i Ekso, hvorav 2 i hovedelva oppstrøms, og 1 i hovedelva nedstrøms Myster kraftstasjon, og 1 i Mysterelva. Tetthetene av flersomrig aure har vært relativt stabil fra 1995, mens tetthetene av flersomrig laks har vært lav (Barlaup og Gabrielsen 2000; 2001). Sammenliknet med tidligere år fant det sted en markert økning i tetthet av laksunger eldre enn 0⁺ laks oppstrøms Myster kraftstasjon i 2000 (se Figur 8). Det ble også registrert en positiv respons for forsurningsfølsomme bunndyr i 2000 sammenliknet med tidligere år (Raddum 2001).

Tetthetene av ungfisk nedstrøms Myster kraftstasjon har vært lave i hele perioden fra 1995 til 2000, noe som antas å henge sammen med de store variasjonene i vannføring på denne strekningen grunnet støtvis drift (effektregulering) av Myster kraftstasjon (Fjellheim 1999).



Figur 8. A) Gjennomsnittlige tettheter av ensomrig aure og laks (med standard feil) for de 4 stasjonene fisket i Ekso fra 1995 - 2000. B) Gjennomsnittlige tettheter av tosomrig eller eldre aure og laks (med standard feil) for de 4 stasjonene fisket i Ekso fra 1995 - 2000 (Barlaup og Gabrielsen 2001).

I konklusjonene fra forundersøkelsene i samband med Myster kraftverk påpekes bl.a. faren for at redusert vannareal vil føre til nedgang i mengden av laks- og aureunger, og at risikoen for frostskaider på fiskeegg vil øke (Fjellheim 1999). Høyere laksetetthet og bunndyrrespons i 2000 sammenliknet med tidligere år med kalking kan henge sammen med økt yngeloverlevelse som følge av at uvanlig høy vintervannføring (se Tabell 3, kap. 2.2.3) har gitt god vanndekning, god kalkopløsning, og stabil vannkjemi i hovedelva.

3. Måledata

3.1 Vannføringsmåling

BKK har opprettet en limnigraf nedstrøms Langehølen i Ekso for kontroll av minstevannføring. Denne gir usikre målinger ved vannføringer over 2 m³/s, og registrerer ikke vannføringer over 25 m³/s. Vannføringer av denne størrelsen forekommer flere ganger årlig ved overløp over Nesevatn. Vannføringen gjennom Myster kraftverk måles når kraftverket er i drift. Ved kalkdosereren ved Tverrdalen er det opprettet en limnigraf i Ekso som gir gode vannføringsestimater for alle vannføringer. Denne har vært i drift fra 1997, og inngår i styring av doserer. Det opprettede limnigraf i Tverrdalsbekken. Denne har vært i drift fra 1997, og inngår i styring av kalkdoserer. Dette målepunktet fungerer dårlig i vinterhalvåret.

3.2 Datamateriale for vannkvalitet

I dette prosjektet er det analysert 127 prøver med full ionebalanse, 35 med pH, ledningsevne, alkalitet, aluminium og kalsium og 5 prøver med kun pH, ledningsevne og alkalitet. Det er benyttet totalt 8 prøvetakingsstasjoner i vassdraget (Se Figur 1). De fleste prøvene (med unntak av én prøve fra hver av de 8 prøvetakingspunktene tatt i desember 1999) er fra perioden februar - juni 2000. Prøvetakingen ble intensivert i perioden 20. april til 5. mai da man ønsket å følge den kjemiske utviklingen gjennom en flomperiode. Det var også planlagt en prøveserie under høstflom 2000. Nedbør på 60% av normal for perioden september-desember 2000 gjorde imidlertid at det ikke ble noen skikkelig høstflom i vassdraget dette året, og prøvetakingen ble derfor utelatt. Materialet som er benyttet i denne rapporten er derfor begrenset til vinteren 1999-2000 og våren 2000.

De fleste prøvene er tatt på tre steder i området rundt kalkdosereren, dvs. oppstrøms (Stasjon 1), nedstrøms (Stasjon 2) og i Tverrdalsbekken (Stasjon 11). Der er det tatt 43 (42 for St. 2) prøver fra hvert sted, blant annet ble det tatt tett med prøver gjennom flomepisoden rundt månedsskiftet april/mai. Prøver er også tatt fra to andre steder i hovedelva oppstrøms Myster kraftstasjon (Stasjon 3 og 4) og fra tre sidebækker, Selsteinselvi, Fistølen og Ukshaugen (Stasjon 12, 13 og 14) i tillegg til Tverrdalsbekken (Stasjon 11).

I tillegg finnes det tilgjengelige overvåkningsdata fra Ekso. Disse data er tatt med som materiale i den delen hvor vi diskuterer kjemisk likevektsmodellering. Overvåkningsdata finnes oppstrøms og nedstrøms kraftverket, samt fra en ukalket sideelv, Mysterelv.

3.3 Variasjon i kjemisk sammensetning for de ulike prøvestasjoner

Vannkvaliteten i Eksingedalen oppstrøms Nesevatn-magasinet er relativt god sammenlignet med restfeltet (se kap. 2.3.2), og sammenliknet med andre innsjøer og elver i området. Analyseresultatene fra episodekampanjen er oppsummert i Tabell 10. Gjennomsnittlig konsentrasjon av kalsium for prøvene tatt på Stasjon 1, oppstrøms doserer, våren 2000 var 0.64 mg/L og ANC var 10.7 µeq/L. Dette er høyere enn hva som kan kalles typisk for landsdelen, hvor disse parametrene typisk ligger på rundt halvparten (SFT, 2000). pH varierte fra 5.1 til 6.2 med gjennomsnitt på 5.7. De vannkjemiske data viser tydelig at vannkvaliteten oppstrøms kalkdosereren er betydelig bedre enn i sidebekkene som kommer på hovedelva nedstrøms (Tabell 8).

Dette er i overensstemmelse med tidligere vannanalyser og stemmer også godt med tålegrensberegningene for området, som viser at tålegrensen er høyest i øvre områder av Eksingedalen (Kaste *et al.*, 1996). Plasseringen av kalkdosereren er delvis basert nettopp på dette og

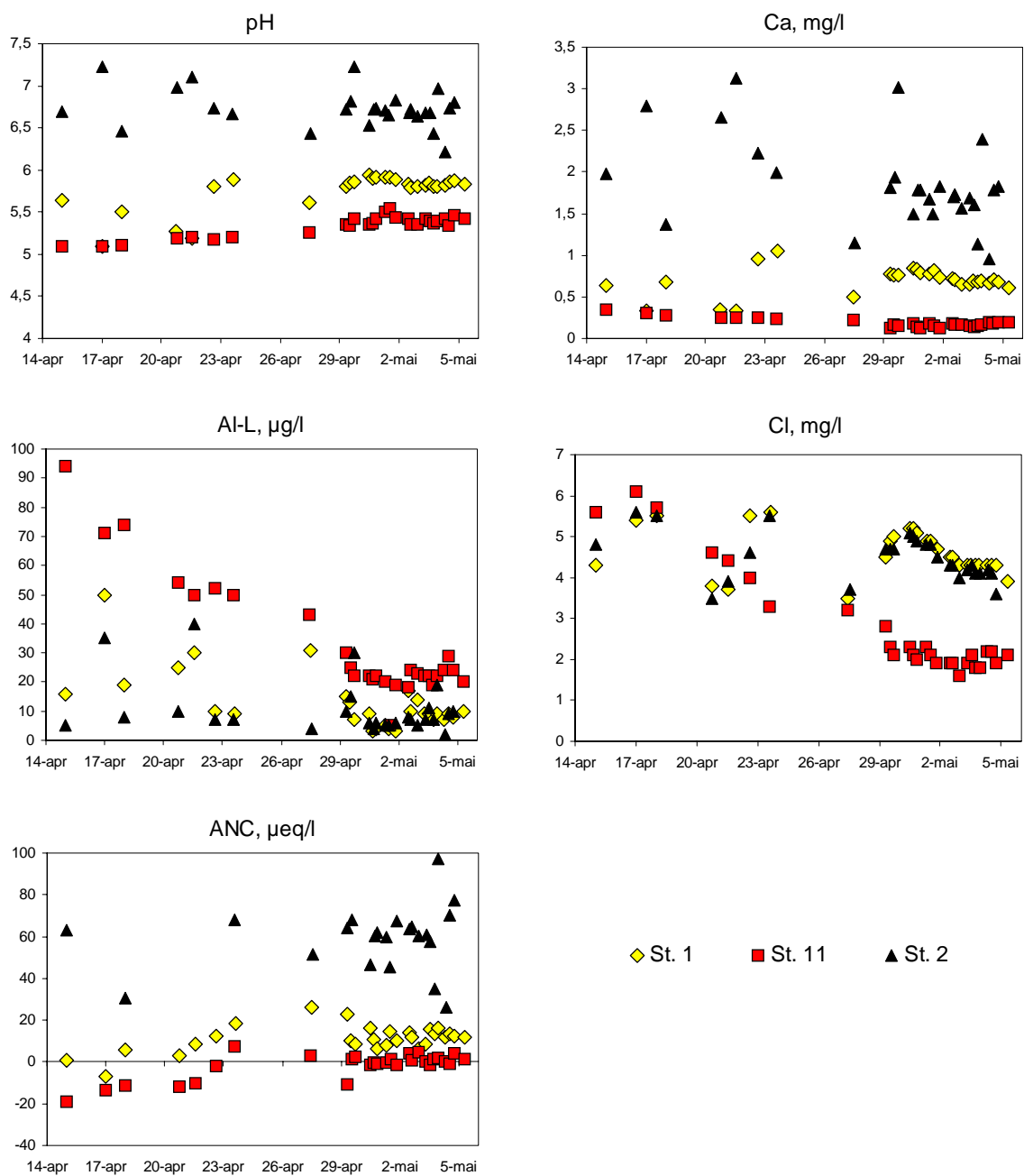
man ønsker at kalking av vannet såpass høyt opp i vassdraget også skal være tilstrekkelig til å motvirke de dårlige vannkvaliteter som kommer på hovedløpet nedstrøms doserereren.

Sammenliknet med sidebekken Tverrdalsbekken ligger pH i hovedelva oppstrøms doserereren vanligvis 0.2-0.6 pH-enheter høyere (Figur 9). Kalsiumkonsentrasjonen i hovedelva (før kalking) er for de fleste prøver over det dobbelte sammenliknet med Tverrdalsbekken. Gjennomsnittskonsentrasjonen av kalsium i hovedelva oppstrøms dosererer (0.64 mg L^{-1}) er over tre ganger høyere enn i Tverrdalsbekken (0.19 mg L^{-1}). Hovedelva har også høyere konsentrasjoner av alle andre ioner, med unntak av aluminium. Konsentrasjonen av labilt aluminium er høyere i Tverrdalsbekken enn i hovedelva, som er forventet på grunn av lavere pH i Tverrdalsbekken. Gjennomsnittlig ANC for Tverrdalsbekken var $-3.9 \text{ } \mu\text{eq L}^{-1}$ for perioden.

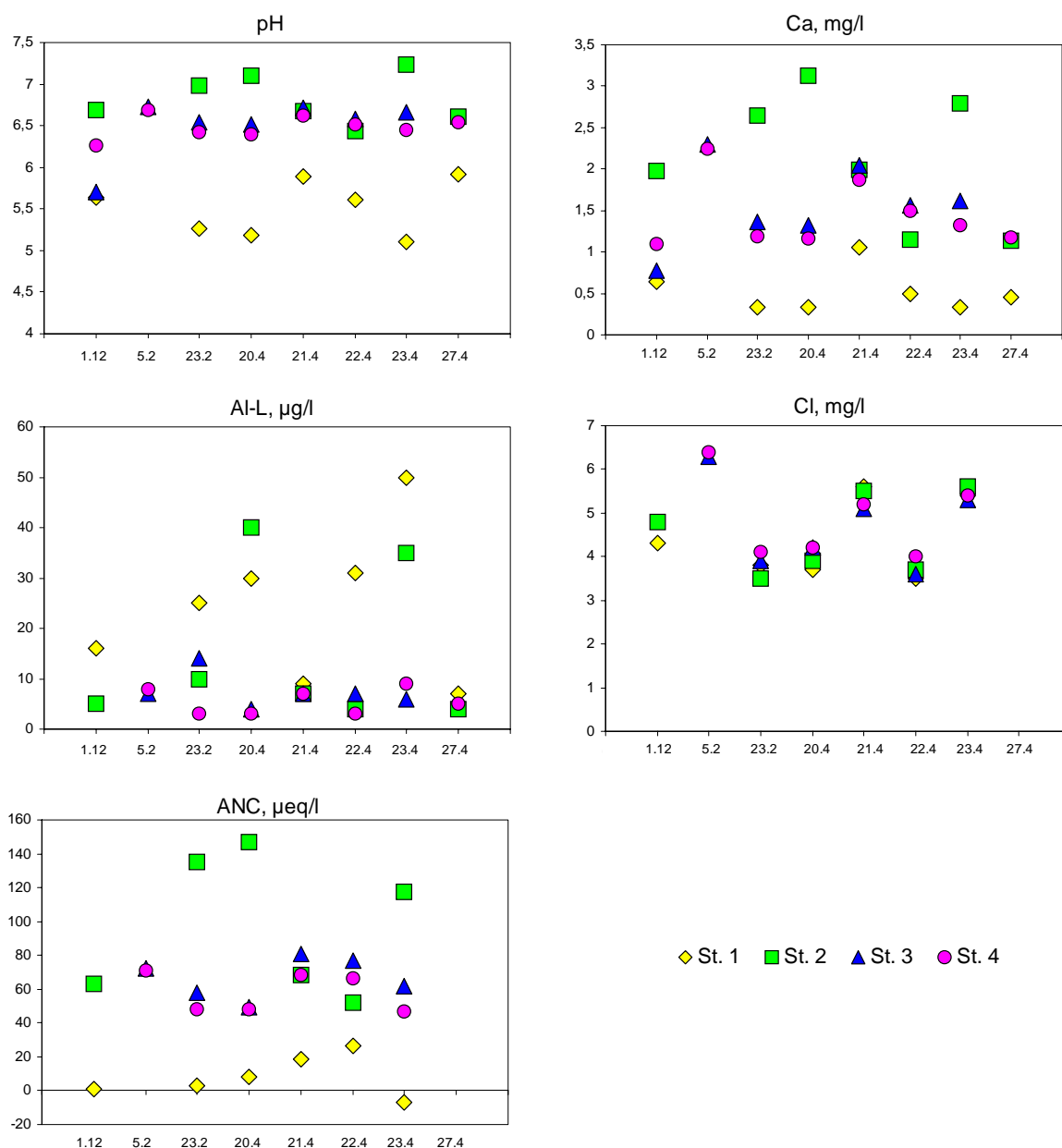
Tabell 10. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av prøver tatt første halvår 2000. Standardavvik er vist i parentes.

St. nr.	Beskrivelse	n	pH	NO_3^- $\mu\text{g/L N}$	TOC mg/L C	Cl^- mg/L	SO_4^{2-} mg/L	Al-L $\mu\text{g/L}$	Al-IL $\mu\text{g/L}$
St. 1	oppstrøms dosererer	43	5.7	100 (26)	1.0 (0.2)	4.8 (0.7)	1.3 (0.1)	12 (11)	31 (10)
St. 2	nedstrøms dosererer	43	6.7	95 (25)	1.0 (0.2)	4.7 (0.8)	1.3 (0.1)	8.6 (8.3)	33 (15)
St. 3	nedstrøms dosererer	7	6.3	103 (43)	1.2 (0.4)	4.7 (1.0)	1.3 (0.2)	8 (3)	58 (21)
St. 4	nedstrøms dosererer	10	6.5	100 (40)	1.2 (0.4)	5.2 (1.1)	1.4 (0.2)	4 (3)	53 (27)
St. 11	sidebekk	42	5.3	40 (19)	0.9 (0.2)	3.3 (1.8)	1.1 (0.1)	33 (29)	31 (6)
St. 12	sidebekk	8	5.2	69 (28)	1.2 (0.3)	3.3 (2.1)	1.0 (0.2)	20 (22)	41 (12)
St. 13	sidebekk	7	5.0	127 (46)	0.8 (0.2)	7.1 (2.3)	1.5 (0.2)	101 (54)	31 (8)
St. 14	sidebekk	7	5.0	41 (21)	1.8 (0.5)	4.2 (2.1)	1.1 (0.2)	33 (30)	64 (17)

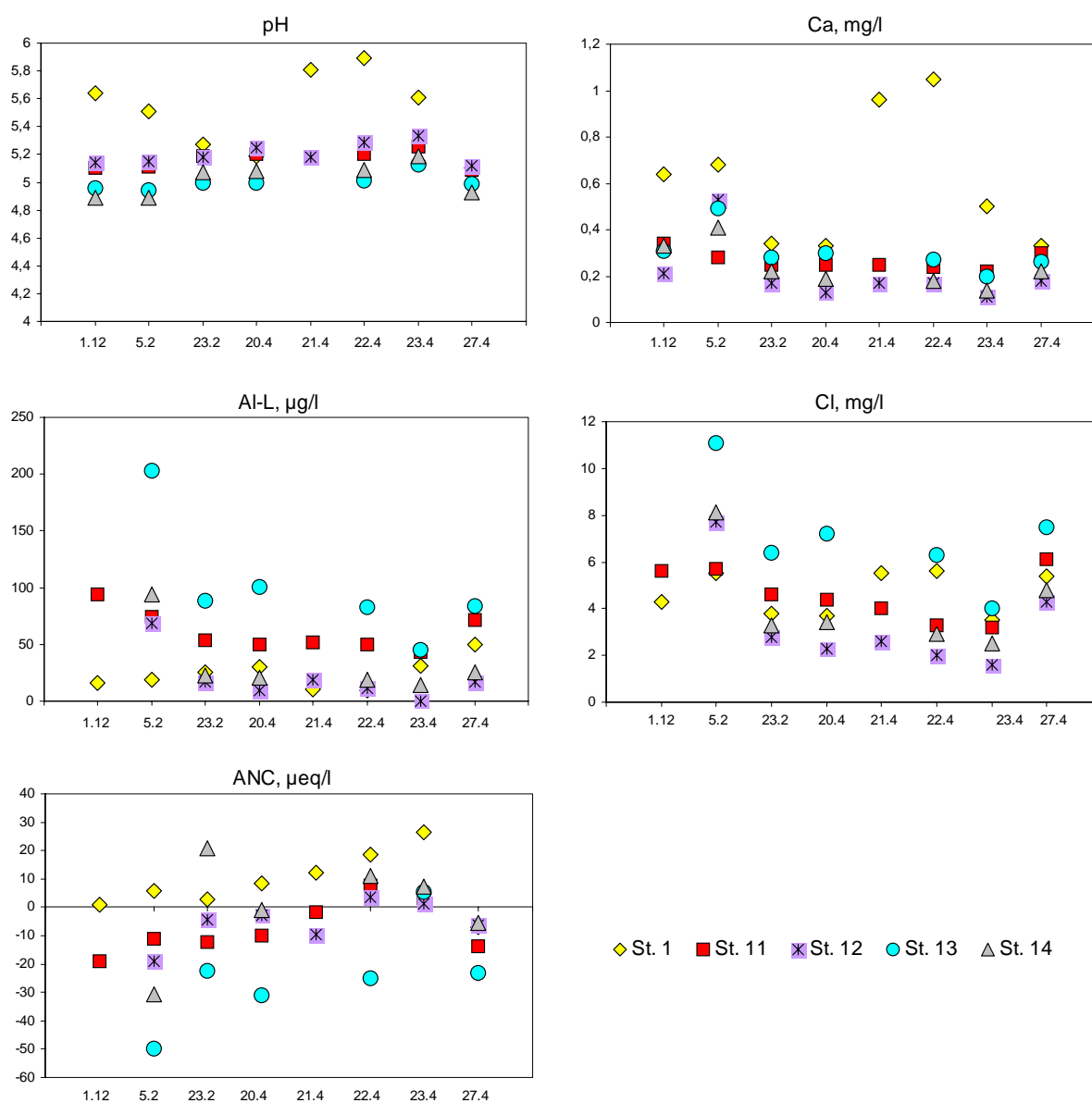
St. nr.	Beskrivelse	Ca^{2+} mg/L	K^+ mg/L	Mg^{2+} mg/L	Na^+ mg/L	Alk. mol/L	ANC $\mu\text{eq/L}$
St. 1	oppstrøms dosererer	0.64 (0.21)	0.22 (0.05)	0.34 (0.05)	2.6 (0.3)	2.2 (1.8)	11 (7)
St. 2	nedstrøms dosererer	1.7 (0.6)	0.21 (0.05)	0.34 (0.06)	2.5 (0.3)	50 (28)	68 (31)
St. 3	nedstrøms dosererer	1.57 (0.50)	0.20 (0.09)	0.34 (0.10)	2.7 (0.2)	43 (16)	67 (12)
St. 4	nedstrøms dosererer	1.49 (0.39)	0.21 (0.08)	0.36 (0.09)	2.9 (0.3)	39 (13)	55 (14)
St. 11	sidebekk	0.19 (0.09)	0.10 (0.03)	0.20 (0.11)	1.9 (0.7)	1.9 (1.7)	-4 (8)
St. 12	sidebekk	0.21 (0.13)	0.09 (0.03)	0.19 (0.13)	2.0 (0.9)	2.9 (0.9)	-5 (8)
St. 13	sidebekk	0.30 (0.09)	0.15 (0.03)	0.44 (0.15)	3.7 (0.7)	1.4 (0.8)	-24 (18)
St. 14	sidebekk	0.24 (0.09)	0.11 (0.02)	0.26 (0.14)	2.5 (0.7)	1.9 (1.6)	0 (18)



Figur 9. Sammenligning av konsentrasjoner av noen komponenter i prøver tatt oppstrøms (St. 1) og nedstrøms (St. 2) kalkdosereren samt fra Tverrdalsbekken (St. 11).



Figur 10. Sammenligning av konsentrasjoner av noen komponenter i prøver tatt på samme dag fra ulike steder i Eksos hovedløp. St. 1 er oppstrøms kalkdosereren, St.2 er omtrent 300 meter nedstrøms dosereren, St. 3 ligger ved Eikemo og St. 4 oppstrøms kraftverket på Myster.



Figur 11. Sammenligning av konsentrasjoner av noen komponenter i prøver tatt fra de ulike sidebekkene og fra hovedelva oppstrøms dosereren.

Vannkvaliteten blir dårligere (dvs. pH og kalsiumkonsentrasjonen avtar) fra prøvetakingspunktet nedstrøms dosereren (Stasjon 2) og videre nedover elva (Figur 10). For de andre ionene (med unntak av aluminium) er det kun små forskjeller mellom prøver tatt på samme dag fra de ulike prøvepunktene i hovedelva. For labilt aluminium er det stor variasjon i hvordan konsentrasjonen endrer seg nedover elva. Noen prøver viser økning og noen reduksjon. Det ser ut til at aluminiumskonsentrasjonen holder seg mer stabil lenger ned i elva, mens den ved Stasjon 2 varierer mye. Denne variasjonen kan være relatert til at endringer i aluminiumskjemien trenger noe tid og at likevekt ikke er nådd så kort etter kalktilsetningen. Aluminiumskjemien, og mulighetene for å prediktere konsentrasjonen av aluminium, er diskutert i større detalj senere (kapittel 5.2).

For målestasjonene ved Eikemo (Stasjon 3) og Myster kraftverk (Stasjon 4) er det liten forskjell i vannkvalitet også for de kalkingsinfluerte parametre, selv om det er en tendens til svak reduksjon av pH og kalsium også fra Stasjon 3 til Stasjon 4.

Reduksjon av vannkvaliteten fra kalkingspunktet og videre nedstrøms hovedelva må tilskrives nye tilførsler av dårligere vannkvalitet nedstrøms. Med dette som utgangspunkt ble 3 sidebekker (Stasjon 12, 13 og 14), i tillegg til Tverrdalsbekken, prøvetatt. I hvilken grad disse kvantitativt bidrar er viktig grunnlagsmateriale for hvordan kalkingsopplegget eventuelt bør modifiseres i fremtiden.

Alle sidebekkene har dårligere vannkvalitet enn hovedelva før kalking (Figur 11). Prøver fra Stasjon 13 skiller seg ut blant sidebekkene ved å ha spesielt dårlig vannkvalitet. Konsentrasjonen av labilt aluminium er høy, med gjennomsnitt på $100 \mu\text{g L}^{-1}$ for de 7 vårprøvene og høyere konsentrasjoner enn de andre sidebekkene på alle prøvetakingsdatoer. pH ved Stasjon 13 er omtrent som ved Stasjon 14, med gjennomsnittlig pH rundt 5.0. De to andre sidebekkene ligger noen få tidels enheter høyere. Konsentrasjonen av de fleste ioner er høyest ved Stasjon 13, inkludert Cl^- , SO_4^{2-} , og basekationene.

3.4 Sidebakkens bidrag

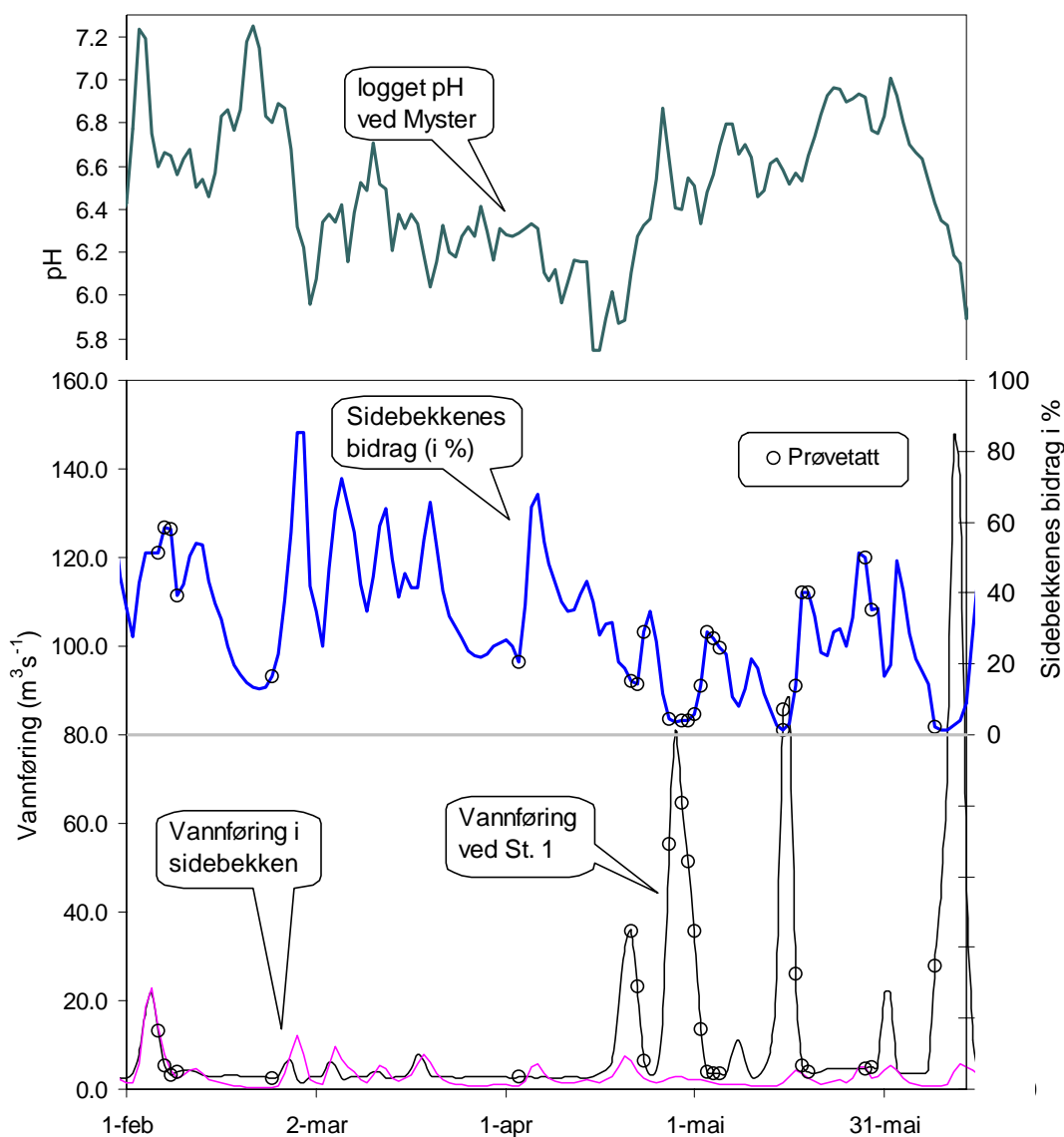
Nedbørfeltet til hovedelva nedenfor dammen og vanninntaket til kraftverket er relativt lite i forhold til hele nedbørfeltet oppstrøms dammen. Den fastsatte minstevannføringen ved Langehølen ($2 \text{ m}^3/\text{s}$ 15. mai-15. okt.; $1 \text{ m}^3/\text{s}$ i vinterhalvåret) tilfredsstilles stort sett av tilsiget på den 5 km lange strekningen mellom Nesevatn og målepunktet. I perioder med spesielt stor tilsig slippes det store mengder vann forbi demningen. I slike perioder er bidraget fra sidebekkene lite, relativt sett (noen få prosent). I andre tilfeller, trolig i forbindelse med moderate nedbørsepisoder, kan bidraget fra sidebekkene være over halvparten av totalvannføringen (se Figur 12). De fire største nedbørfeltene nedstrøms, som er med i det vannkjemiske analyseprogrammet, er estimert til å ha følgende arealer:

- Stasjon 11, Tverrdalsbekken: 3.2 km^2
- Stasjon 12, Selsteinselvi: 3.2 km^2
- Stasjon 13, Fitstølen: 5.0 km^2
- Stasjon 14, Ukshaugen: 7.5 km^2

og i diskusjonen om kjemiske flukser er det relative bidraget fra hver av de fire sidebekkene antatt proporsjonalt med arealet. Beregninger med den hydrologiske modellen (kap. 4) viste at strømningshastigheten er slik at vannet bruker ca. 3.5 timer fra dosereren til Eikemo og 6 timer til Myster ved $10 \text{ m}^3/\text{s}$ og hhv. 6 og 10 timer ved $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Dette betyr at transporttiden fra øverste til nederste prøvetakingsstasjon er godt under ett døgn, og at prøver tatt på samme dag kan brukes til sammenligning av flukser (Tabell 11).

Tabell 11. Vannføring (VF) ved stasjonene 1 og 11, det prosentvise bidrag fra sidebekkene totalt til fluksen av ioner i hovedelva (Bidrag VF %). Videre er bidragene fra sidebekkene til den totale ionefluksen oppstrøms Myster kraftverk (Stasjon 4) vist. Verdier over 100% betyr at komponenten er fjernet ved utfelling eller kompleksering mellom sidebakkens utløp og hovedelvas Stasjon 4.

Dato	VF St. 1 m^3/s	VF St. 11 m^3/s	Bidrag VF %	NO_3^- %	TOC %	Cl^- %	SO_4^{2-} %	Al-R %	Al-L %	Ca^{2+} %	K^+ %	Mg^{2+} %	Na^+ %
05/2	13.2	2.3	51	16	15	21	19	22	105	4	16	19	21
23/2	2.7	0.1	17	16	22	33	20	136	375	5	12	27	32
20/4	32.1	1.2	19	29	22	29	25	31	418	5	22	27	28
21/4	35.6	1.1	15	21	22	24	21	27	346	4	19	20	21
23/4	6.4	0.4	29	31	52	31	36	60	247	5	19	26	36
27/4	55.5	0.4	4	4	7	5	5	7	51	1	3	4	5

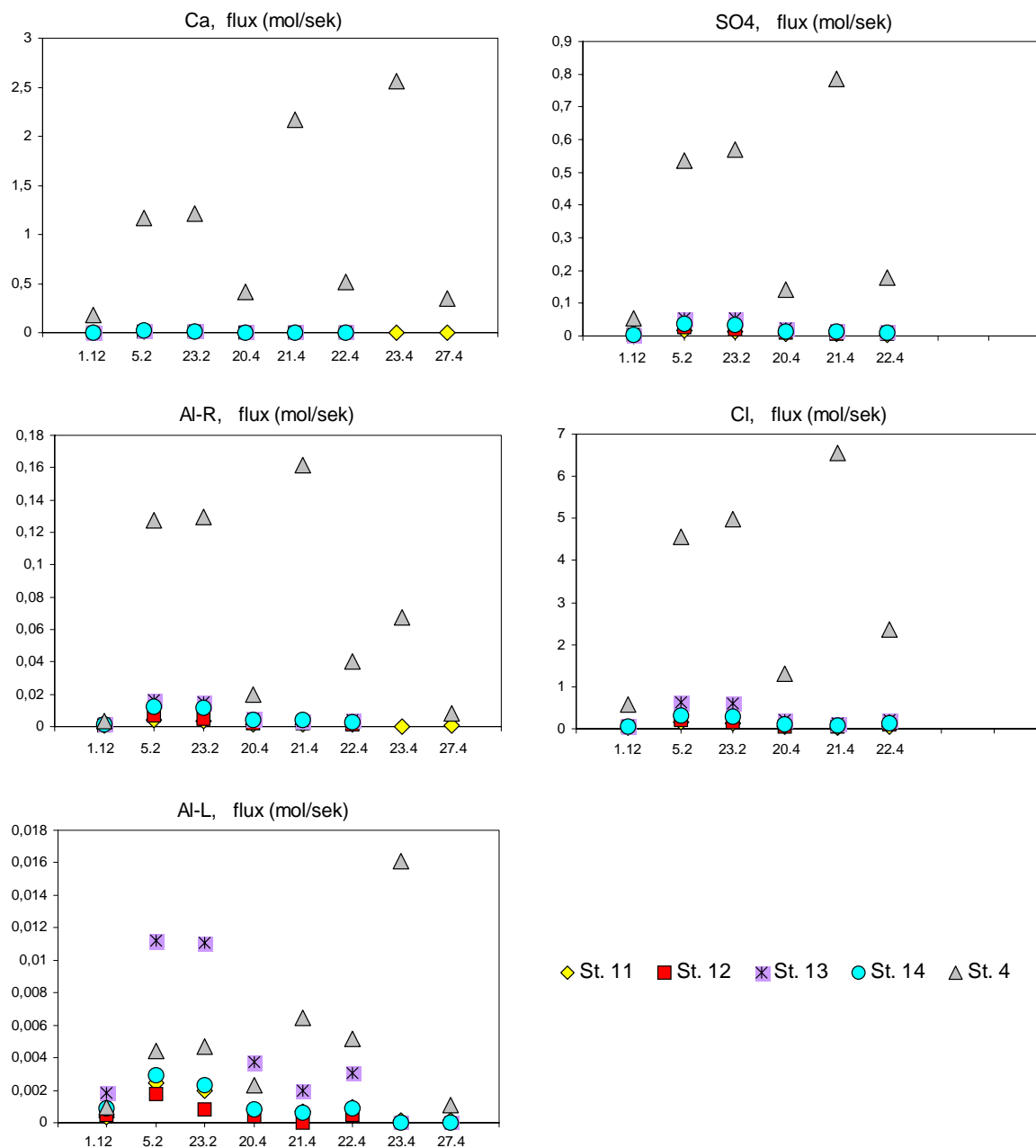


Figur 12. Sidebekkenes bidrag til hovedelvas vannføring. Hovedelvas vannføring oppstrøms Myster kraftverk og summen av vannføring i de fire største sidebekkene er vist. Sidebekkenes bidrag til vannføringen (i %) er vist på den midterste kurven (høyre y-akse). Øverste kurve viser logget pH ved Myster gjennom samme periode. Tidspunkt for innsamling av vannprøver for kjemisk analyse er markert på vannføringskurven.

Figur 12 viser hvordan prøvetakingstidspunkt faller sammen med vannføringen. For de fleste prøver tatt på høy vannføring er vannet dominert av vann fra Ekso oppstrøms kalkdosereren. For prøveinnsamlingene gjort i april-mai dekker prøvematerialet godt perioden med avtagende vannføring og økende andel vann fra sideelvene.

Figur 12 viser også hvordan pH ved Myster endrer seg sammen med sidebekkenes bidrag til vannføringen. Det er en sammenheng mellom sidebekkenes bidrag til vannføringen (midterste kurve) og pH (øverste kurve) som viser at de laveste pH-verdiene sammenfaller med, eller ligger i fase like etter tidspunkt hvor sidebekkenes bidrag er størst.

Det er ikke noen tydelig korrelasjon mellom konsentrasjoner av ioner i prøvene og vannføring på prøvetidspunktet. Det betyr selvsagt ikke at en slik sammenheng ikke finnes, bare at den ikke er detekterbar på det tilgjengelige datasett.



Figur 13. Fluksen av ioner i sidebekkene og hovedelva oppstrøms Myster kraftverk (St. 4).

For å se i hvilken grad sidebekkene bidrar til kjemien i hovedelva nedstrøms doserereren har vi regnet ut ione-flukser for de dager det foreligger vannkjemiske data (Figur 13). Vannføringsdata for hver av sidebekkene er fra den hydrologiske modelleringen (kap. 5). Vannkjemi foreligger for alle sidebekker og hovedelva for 6 datoer. Sidebekkens bidrag til vannføringen varierer fra 4% til 50% disse dagene (Tabell 11). Figur 13 viser størrelsen på fluksen av ioner som tilføres via sidebekkene sammenlignet

med den totale fluksen i hovedelva etter at alle sidebekkene har kommet på. Enkeltvis bidrar ikke sidebekkene mye til den totale ionefluksen (med unntak av aluminium). I sum ser det ut til at bidraget fra sidebekkene står i rimelig proporsjonalt forhold til den relative vannmengden. Tilførselen av labilt aluminium er imidlertid betydelig fra sidebekkene og for enkelte datoer er fluksen av labilt aluminium større i sidebekken ved Stasjon 13 enn i hovedelva (Figur 13). Det meste av det tilførte labile aluminium fra sidebekkene fjernes i hovedelva p.g.a. høyere pH (derfor blir de prosentvise bidrag som vist i Tabell 11 over 100%).

4. Modellert kalktransport

Vi har benyttet den matematiske modellen QUAL2E for å simulere kalktransporten i vassdraget nedstrøms doseringsanlegget ved Tverrdalen (Bjerknes og Tjomsland 2001). Den samme modellen er nylig benyttet med godt resultat i et prosjekt for optimalisering av kalkingsstrategien i Tovdalselva (Hindar *et al.* 2000). Modellen ble først kalibrert/testet mot observerte data. Deretter ble den benyttet til å lage scenarier for å finne en optimal dosering av kalk for å oppfylle krav til pH i vassdraget.

4.1 Modell

QUAL2E er utviklet ved United States Environmental Protection Agency (EPA 1987) og videreutviklet ved NIVA. Modellen simulerer vannkvalitet i et elvesystem som funksjon av vannføring og stofftilførsler. Modellen kan beregne vannstand, strømhastighet, temperatur, oksygen, biologisk oksygenforbruk, fosfor, nitrogen, klorofyll, bakterier, konservative stoffer, stoffer med nedbrytningstid og stoffer som reagerer med sedimentene. Den er dermed egnet til å studere tilførsel og fortykning av kalsium som kan anses som et konservativt stoff.

Elvesystemet blir tilført vann og stoff i gitte punkter. Dette blir transportert nedover i vassdraget samtidig som det inngår i prosesser. Resultatene kan for eksempel beregnes gjennom en årssyklus med tidskritt ned til en time.

4.2 Datamateriale

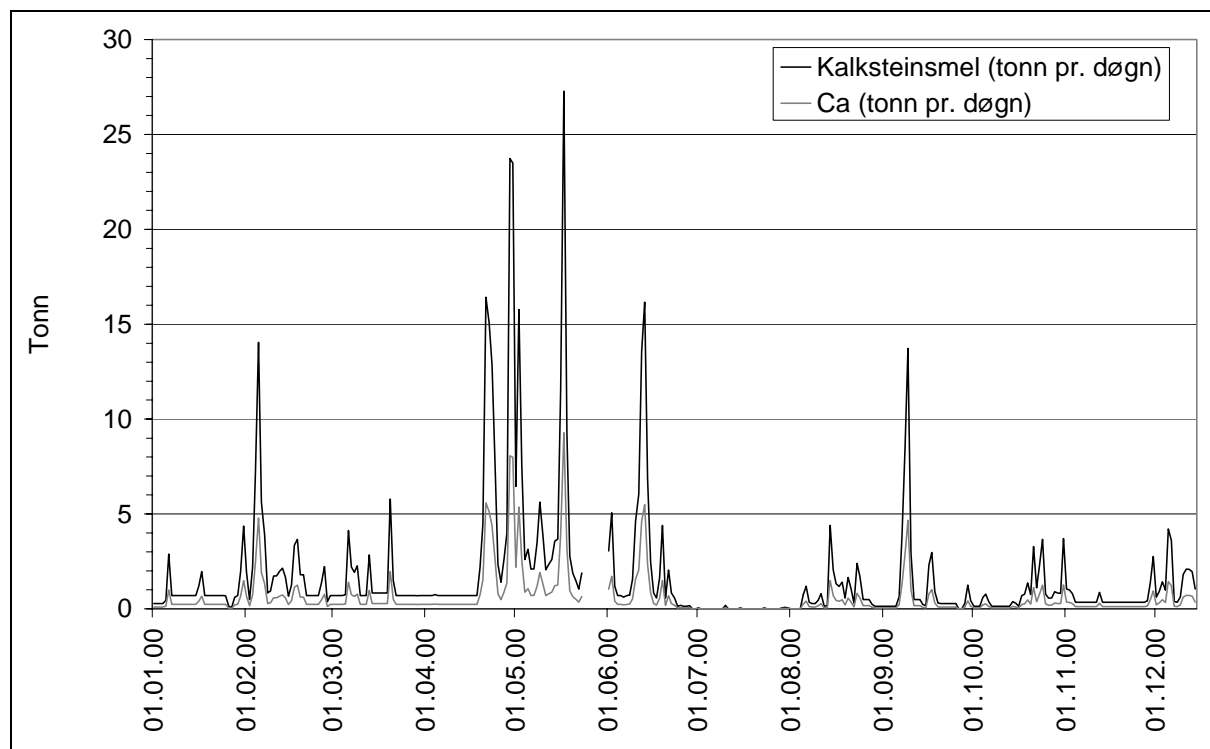
Simuleringer er foretatt for perioden januar-november 2000. Ved Tverrdalen ble vannføring og pH oppstrøms doseren, samt dosert kalkmengde registrert. Dataene ble innhentet av Miljøkalk. Vi har benyttet døgnlige middelerverdier.

Tilsiget nedstrøms doseringsanlegget ble beregnet ut fra nedbørfelt og spesifikk vannføring ved NVEs vannmerke 55.4.0. fra vassdraget Os nær Bergen. Vannføringen gjennom Myster kraftstasjon ble beregnet ut fra kraftproduksjonstall oppgitt av BKK. Røykenes har et spesifikt avløp på 100 L/s km², mens gjennomsnittet for Ekso-feltet er 83 L/s km².

Vannkjemiske data for ulike deler av vassdraget er samlet inn av lokale prøvetakere på vegne av NIVA. Til modelleringen er det benyttet data både fra DN's overvåking av kalkingen av Ekso, og analyser av prøver samlet inn spesielt for dette prosjektet (se kap. 4).

Elveløpets bredde, gradient m.m. ble hentet fra kart i målestokk 1:5000.

Kalken ble dosert ved anlegget ved Tverrdalen. 86% av kalksteinmelet (NK3-kalk) består av kalsiumkarbonat (CaCO₃) hvorav 40% er kalsium (Ca²⁺), dvs at 34% av dosert kalksteinsmel blir tilført til ellevannet som kalsium. Det viser seg at all tilført kalk ikke nødvendigvis løser seg opp (se kap. 5.1). Dosert mengde kalksteinsmel og andel av kalsium er vist i Figur 14.



Figur 14. Kurver for dosert kalksteinsmel og kalsium i tonn/døgn for perioden januar-desember 2000.

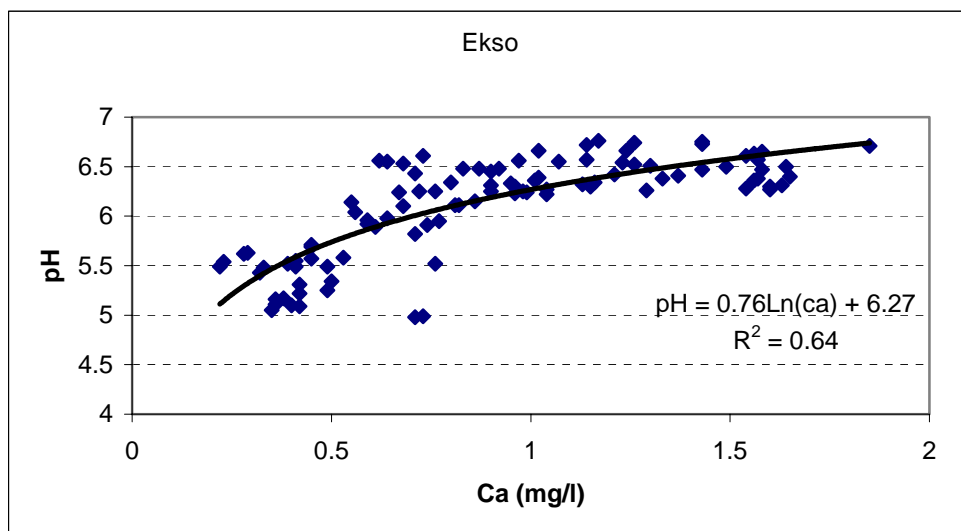
Det er karbonatdelen av kalken som fører til pH økning i vassdraget. Imidlertid viser det seg å være en relativt god empirisk sammenheng mellom pH og kalsiumkonsentrasjon. Siden kalsium kan antas å oppføre seg konservativt (ikke inngå i reaksjoner) i elvevannet er det hensiktsmessig å bruke denne sammenheng mellom pH og kalsium i modelleringen. Ved å sammenholde alle overvåkingsverdiene (flaskeprøver) av kalsium og pH fra Ekso ved Eikemo og ved Eide oppstrøms kraftstasjonen for perioder 1995-2000 fant vi en følgende sammenheng mellom kalsium Ca (mg/l) og pH, Figur 15 (Bjerknes and Tjomsland 2001):

$$\text{pH} = 0.76 \ln(\text{Ca}) + 6.27, \quad r^2 = 0.64$$

eller tilsvarende

$$\text{Ca} = 0.00026 e^{1.316 \text{ pH}}$$

I modellen ble det simulert kalsiumkonsentrasjoner nedover i vassdraget ut fra bakgrunnskonsentrasjoner og kalkdosering. Som bakgrunnskonsentrasjoner benyttet vi pH loggingene i Ekso oppstrøms Tverrdalen omregnet til kalsiumverdier ved bruk av formelen ovenfor. Ved presentasjon av resultatene ble formelen igjen benyttet til å regne om kalsiumkonsentrasjoner til pH verdier. Formelen gir oss altså en mulighet til å utnytte data fra "kontinuerlige" pH logginger i stedet for et fåtall kalsiumverdier funnet ved analyse av manuelt innhentede vannprøver.



Figur 15. Sammenheng mellom kalsium (Ca) og pH i Ekso basert på vannanalyser fra overvåking 1995-2000 (Bjerknes and Tjomsland 2001).

4.3 Kalibrering av modellen

Vi har modellert Ekso fra Tverrdalen oppstrøms doseringspunktet til utløpet i Eidsfjorden. Resultatene blir beregnet for hver 200 m med et tidskritt på en time for perioden 1.11.99-1.11.00.

I modellen ble Ekso tilført vann oppstrøms Tverrdalen og via Myster kraftstasjon i samsvar med observasjoner. Tilsiget fra de lokale delfeltene nedstrøms Tverrdalen ble antatt å ha det samme spesifikke avløpet som i Osvassdraget ved Bergen. Bidraget fra den regulerte delen av Mysterelva ble antatt å være lik minstevannføringskravet, dvs 0.1 m³/s om vinteren og 0.2 m³/s om sommeren.

Formelen for forholdet mellom kalsium og pH ble brukt til å finne kalsiumkonsentrasjon som funksjon av pH verdiene som ble logget oppstrøms doseringsanlegget. Disse verdiene ble benyttet som naturlige bakgrunnsverdier.

De automatiske registreringene ved Eide oppstrøms Myster kraftstasjon ble brukt til å teste modellens pålitelighet, etter at de loggete verdiene var kalibrert i forhold til analyseverdier fra flaskeprøver (Åtland *et al.* 2001). Det var spesielt godt samsvar til midt i mai. Vi merker oss at modellen i denne perioden gjenga raske endringer (Figur 16-20). Dette vitner om at beregningene av de lokale vanntilførselene nedstrøms doseringsanlegget gjennomgående var pålitelige på tross av at de ble ekstrapolert fra et annet vassdrag. Den store variasjonen i pH-verdiene vitner for øvrig om problemer med å dosere riktig. Dette kan skyldes dette lokale tilsiget, men kan også skyldes problemer med doserer, pH-logger og vannføringsmåler.

Avvik mellom simulerte og registrerte verdier betyr ikke umiddelbart at modellen er upresis. Ofte skyldes avvik upålitelige registreringer. De simulerte pH verdiene i Ekso oppstrøms Tverrdalen på er identisk med pH loggingene (Figur 15). Disse stemte ikke alltid med data fra de dagene det manuelt ble samlet inn prøver for laboratorieanalyse. I slutten av mai ble det observert langt høyere verdier enn simulerte. Dette skyldtes mest sannsynlig ikke-representative tilsigsdata fra Røyekenes. Riktige verdier som input til modellen ville her ha gitt mer tilfredsstillende overensstemmelse mellom

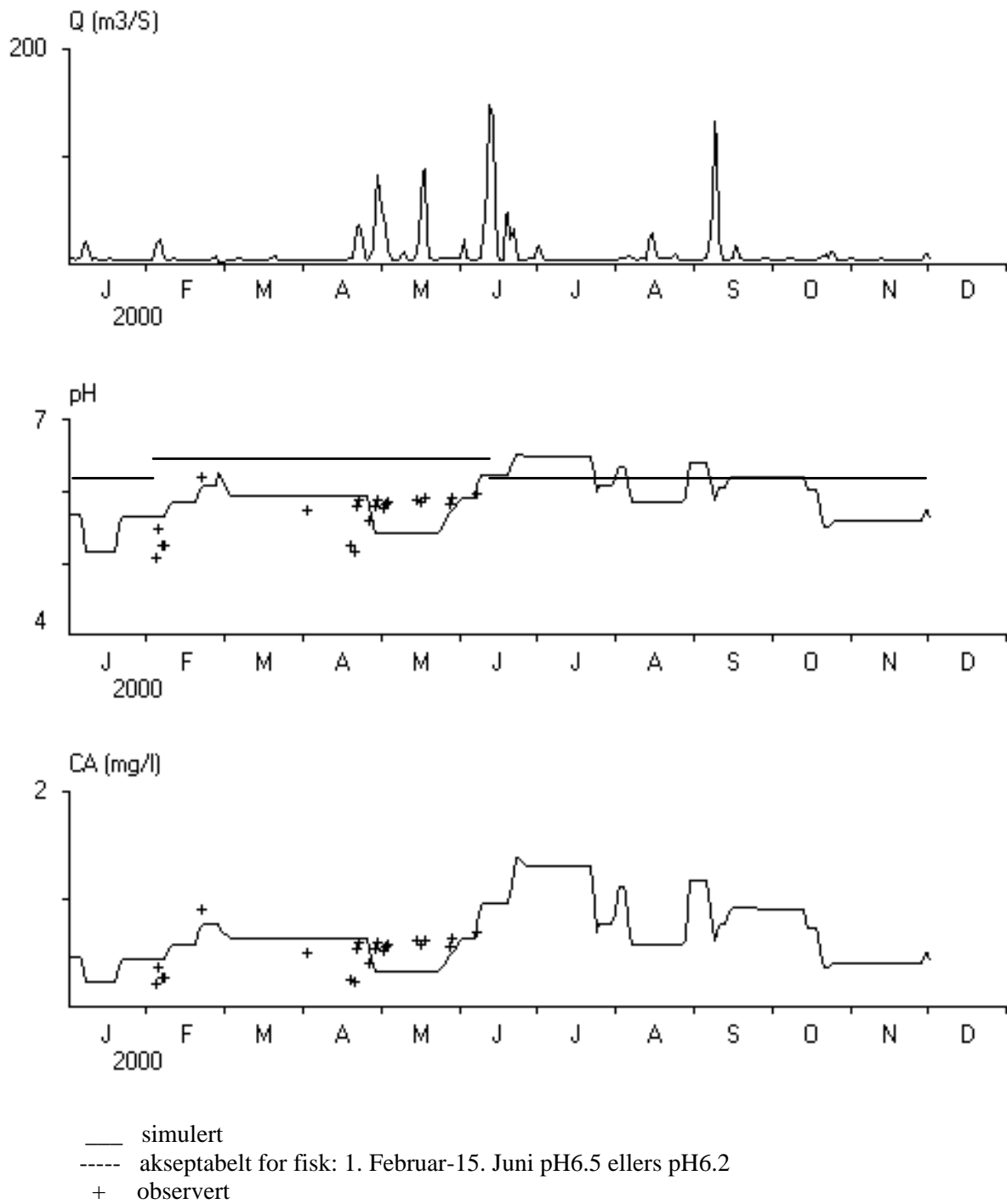
simulerte og registrerte verdier ved Eide. Det er nærliggende å tro at tilsvarende også var grunnen til for lave simulerte verdier i januar og november 2000. I tillegg har pH-loggingene ved Eide, og trolig også loggeren ved Tverrelvdalen vært upålitelige i perioder.

Usikkert anslag av det lokale tilsiget nedstrøms dosereren ved Tverrdalen påvirker usikkerheten i de simulerte resultatene. Dersom det i virkeligheten regner i nedbørfeltet til Osvassdraget og ikke i de nedre delene av Eksos nedbørfelt, vil simulert vannføring i Ekso bli for høy og kalsium/pH-verdiene for lave. Og motsatt dersom spesifikk vannføring i Osvassdraget er lavere enn lokaltilsiget i nedre deler av Ekso fører dette til for lave simulerte vannføringer og for høye simulerte pH-verdier. Det ville ha vært ønskelig å erstatte vannføringsdata fra Osvassdraget med registreringer fra en representativ stasjon i Eksos nedbørfelt. De vannføringsregistreringene som i dag blir utført ved utløpet i Tverrdalselva er for unøyaktige til å kunne benyttes. Det er behov for en mer pålitelig vannføringskurve, trolig er det nødvendig å støpe et fast tverrprofil for å oppnå dette. Ved beregning av doseringsmengden er det nødvendig å vite hvor stor vannføringen er i øyeblikket. Et mindre godt alternativ er å få momentan overføring av vannføringsregistreringene i Osvassdraget.

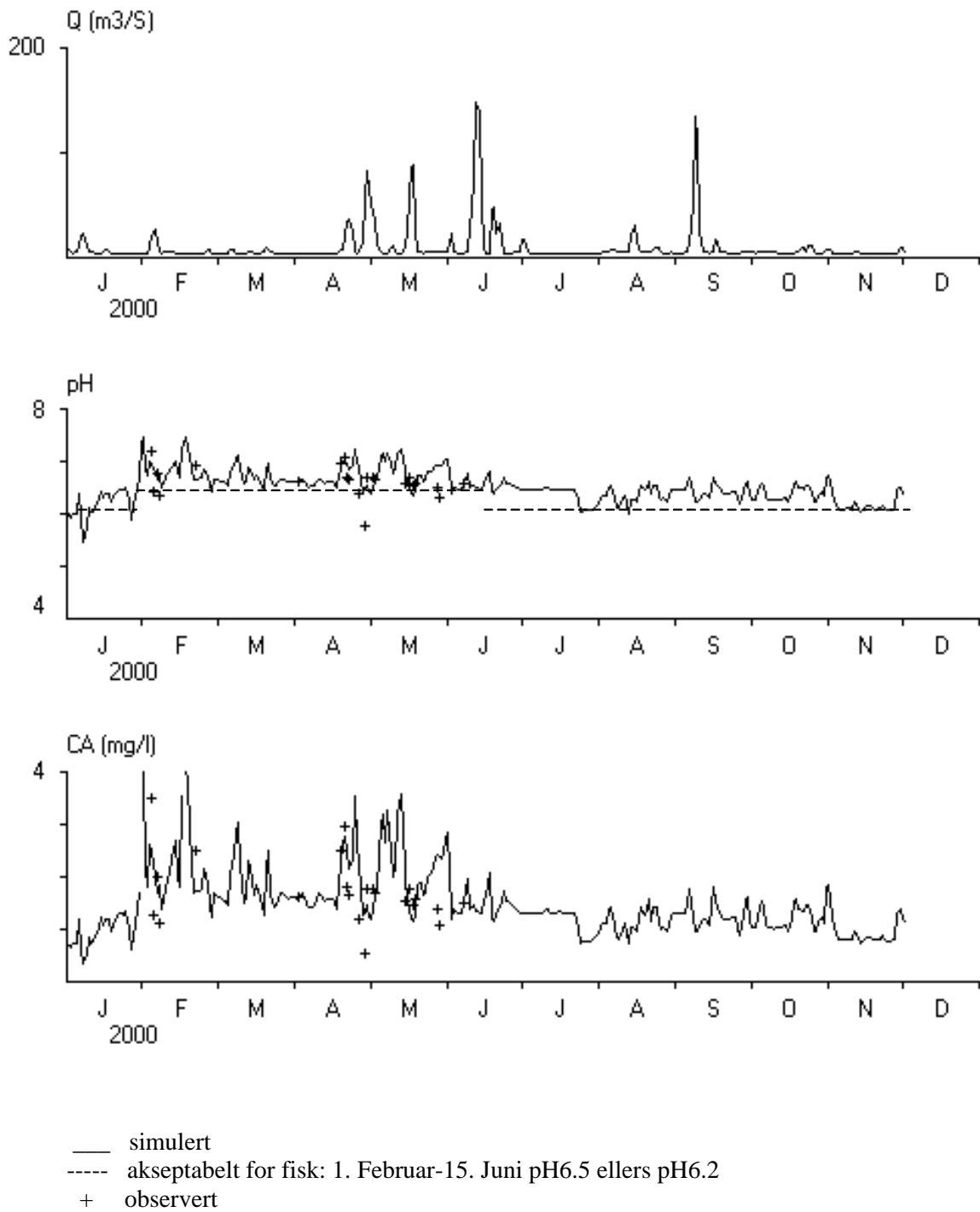
Tilførselen fra sidebekkene tas her med i modellen som fortykning. Det tas ikke hensyn til hvordan sidebekkene bidrar kjemisk, for eksempel ved tilførsel av mer syreekvivalenter (H^+) og aluminium.

Transporttiden nedover vassdraget avhenger bl.a. av lokale terskler og viker i elveløpet hvor stoffet kan inngå i virvler og sinke transporten. Vi har ikke dybdemålinger fra selve elveløpet for kontroll av dette. Imidlertid tyder gjengivelsen av raske endringer på at transporttiden er tilstrekkelig nøyaktig til å nytte modellen til formålet, som er å lage prognoser for tenkte doseringer.

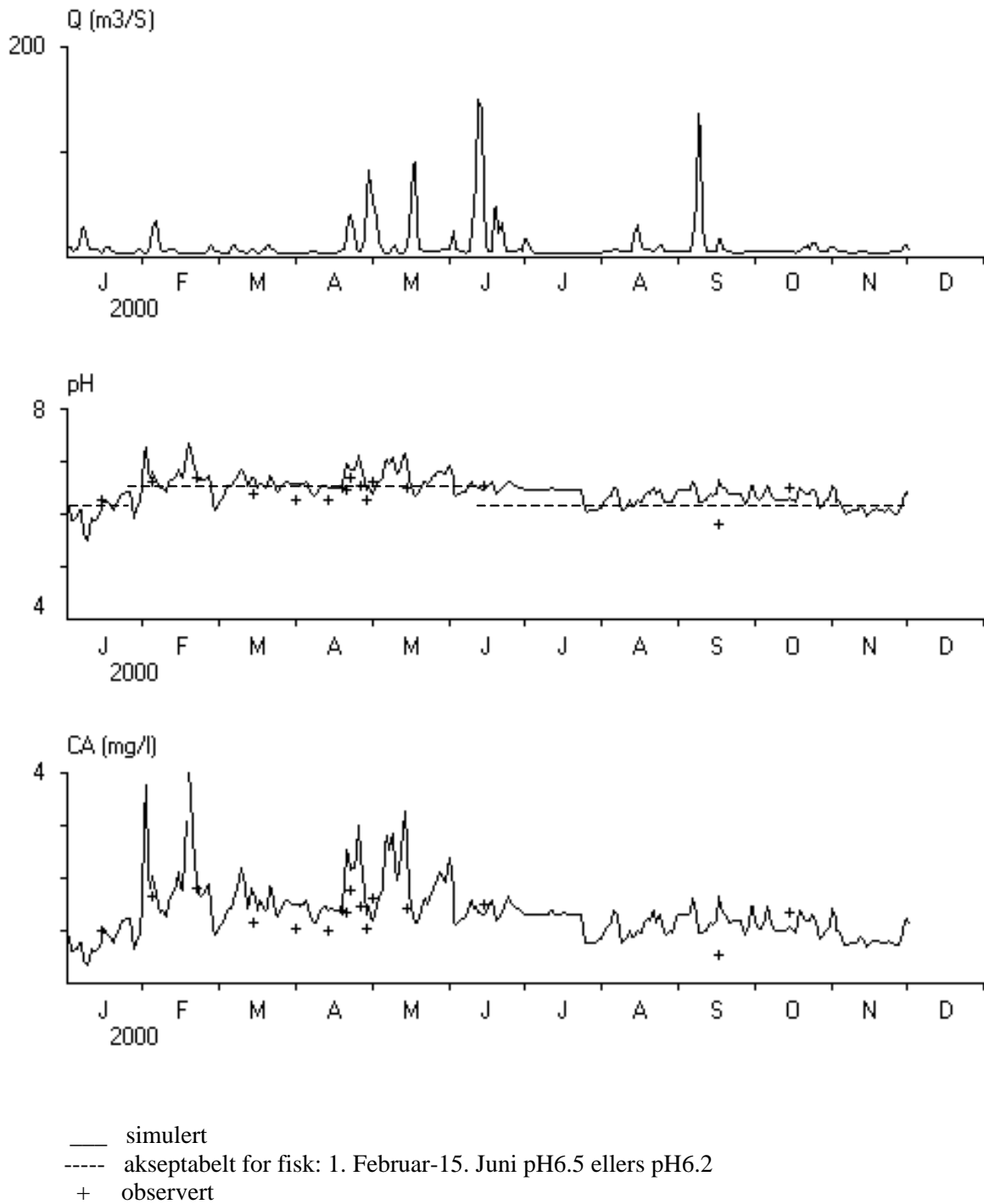
Figur 16-20 nedenfor viser resultatet av simuleringene basert på kalkmengde på 5 ulike stasjoner i vassdraget fra doseringspunktet (Stasjon 1 og 2), oppstrøms lakseførende strekning (Stasjon 4) og ved utløpet til Eidsfjorden (Stasjon 5).



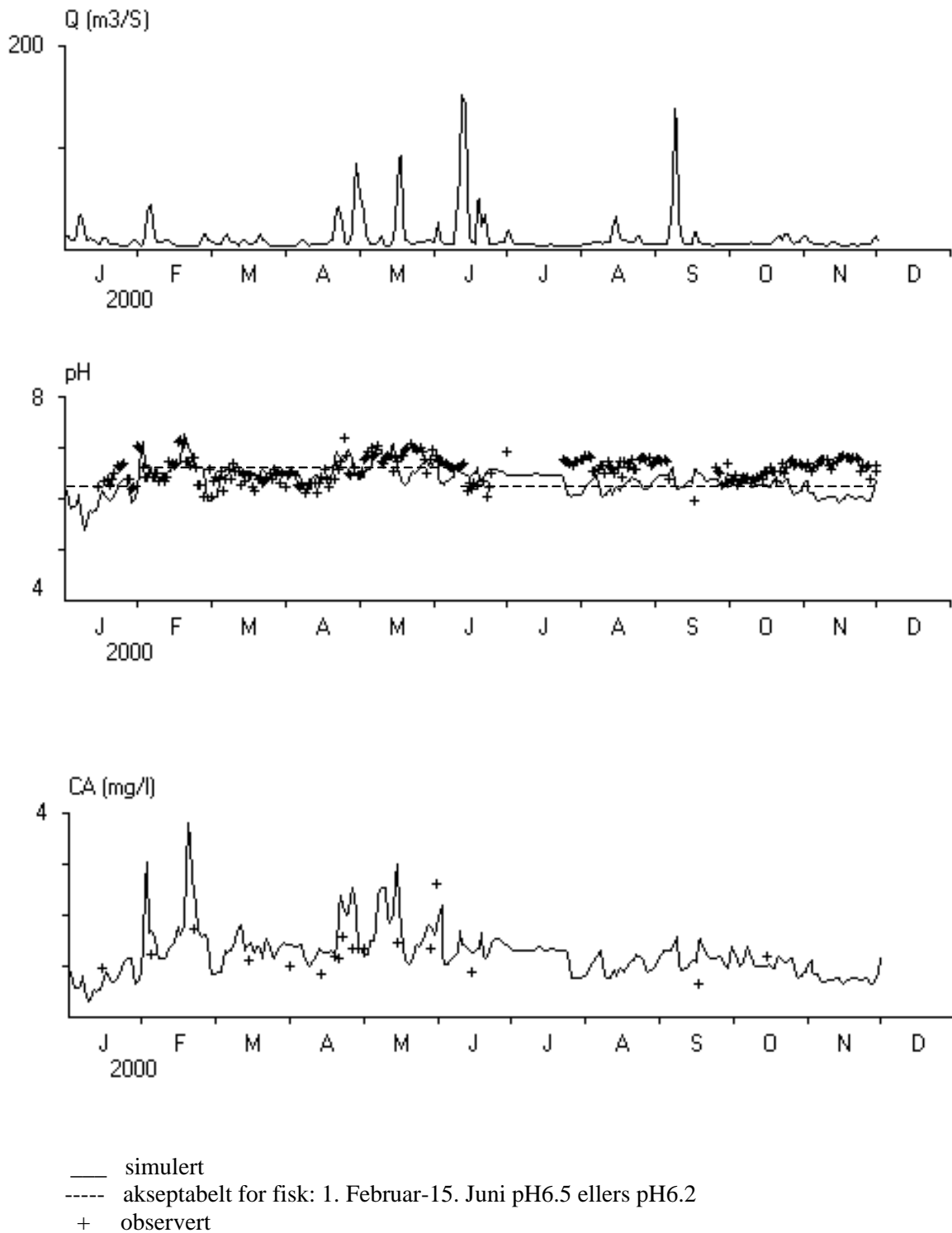
Figur 16. Ekso oppstrøms doseringsanlegget ved Tverrdalen (Stasjon 1) i 2000. Øverste kurve: Vannføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Midterste kurve: Observert og simulert pH sammenliknet med pH-mål for kalking. Nederste kurve: Kalsiumkonsentrasjon (mg Ca L^{-1}) observert og simulert (beregnet som funksjon av pH).



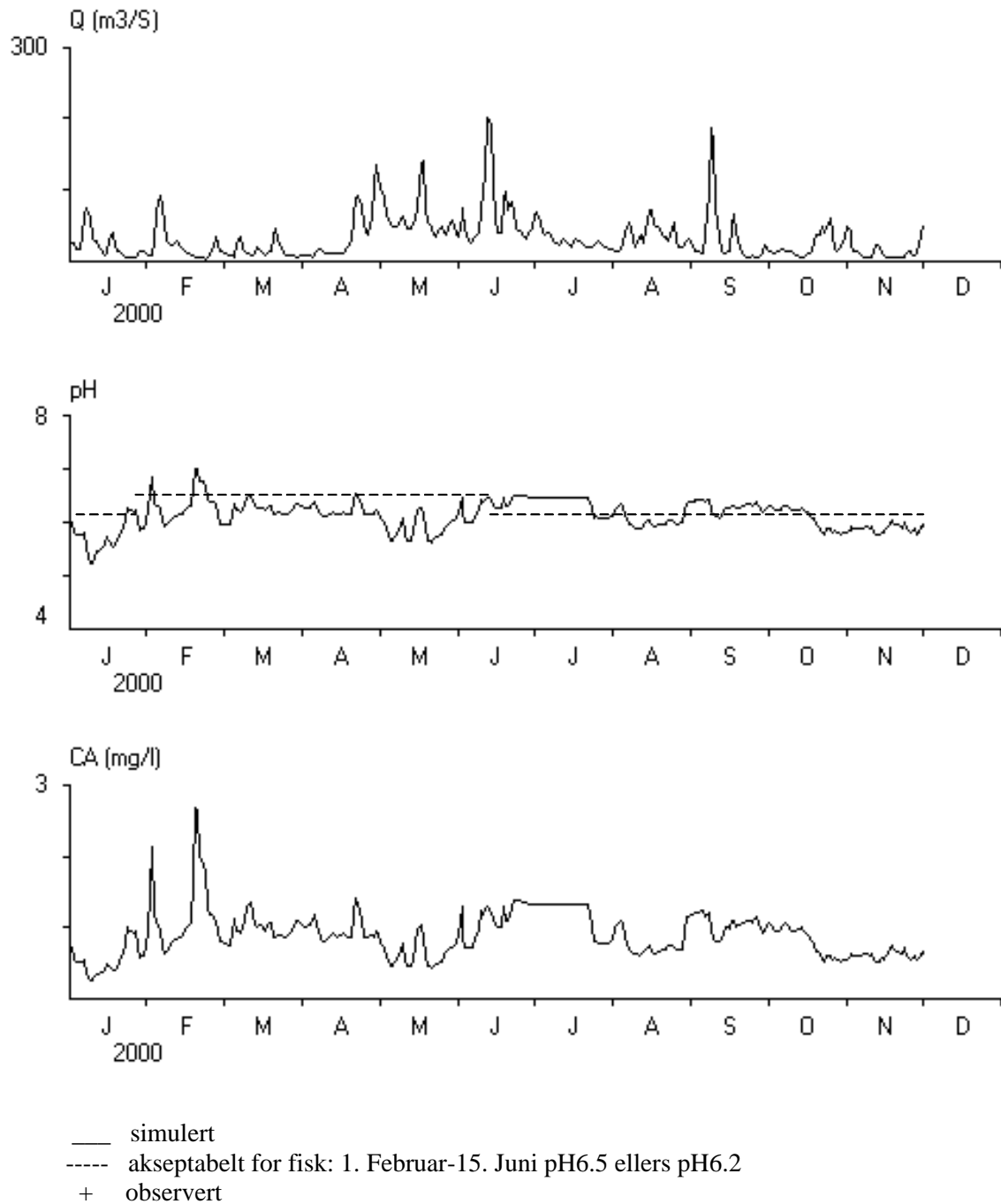
Figur 17. Ekso nedstrøms doserer Tverrdalen (Stasjon 2) i 2000. Øverste kurve: Vannføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Midterste kurve: Observert og simulert pH sammenliknet med pH-mål for kalking. Nederste kurve: Kalsiumkonsentrasjon (mg Ca L^{-1}) observert og simulert (beregnet som funksjon av pH).



Figur 18. Ekso ved Eikemo (Stasjon 3) i 2000. Øverste kurve: Vannføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Midterste kurve: Observert og simulert pH sammenliknet med pH-mål for kalking. Nederste kurve: Kalsiumkonsentrasjon (mg Ca L^{-1}) observert og simulert (beregnet som funksjon av pH). Ekso ved Eikemo



Figur 19. Ekso oppstrøms Myster kraftstasjon (Stasjon 4) i 2000. Øverste kurve: Vannføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Midterste kurve: Observert og simulert pH sammenliknet med pH-mål for kalking. Nederste kurve: Kalsiumkonsentrasjon (mg Ca L^{-1}) observert og simulert (beregnet som funksjon av pH).



Figur 20. Ekso ved Eidsfjorden (Stasjon 5) i 2000. Øverste kurve: Vannføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Midterste kurve: Observert og simulert pH sammenliknet med pH-mål for kalking. Nederste kurve: Kalsiumkonsentrasjon (mg Ca L^{-1}) observert og simulert (beregnet som funksjon av pH).

4.4 Bruk av modellen til beregning av optimal kalkdosering

Målsetningen var at det skal kalkes slik at pH verdiene i perioden 15. februar til 1. juni skal være 6.5 og i resten av året 6.2. Den empiriske sammenhengen mellom pH og kalsiumkonsentrasjon (Figur 15) viser at pH 6.2 og pH 6.5 tilsvarer kalsiumkonsentrasjoner på henholdsvis 0.9 mg Ca/L og 1.35 mg Ca/L.

Vi ønsket å kalke slik at kravet ble oppfylt i hele vassdraget nedstrøms Tverrdalen og med minst mulig bruk av kalk. Vann som renner ut i fjorden kommer fra Ekso oppstrøms doseringsanlegget ved Tverrdalen, fra Myster kraftstasjon ved Eide, fra det naturlige nedbørfeltet mellom doseringsstedet ved Tverrdalen og Eidsfjorden, og fra minstevannføringspåslipp fra den regulerte delen av Mysterelva.

Resultatene fra simuleringene viser at kravet ville ha blitt innfridd på hele strekningen i hele simuleringsperioden 01.12.99-01.12.00 ved å dosere 493 tonn kalsium, dvs. 1450 tonn kalksteinsmel (Tabell 12 og Figur 16-Figur 20). Av dette vil det være nødvendig å tilføre 250 tonn kalsium for å oppfylle kravet i avløpet fra Myster kraftstasjon. Resten, dvs. 243 tonn, ble tenkt dosert ved Tverrdalen. Av dette kunne alternativt 9 tonn ha blitt dosert ved Myster kraftstasjon, da hensikten med denne mengden var å dosere for vanntilførselene nedenfor kraftverksutslippet. Sum dosert masse representerer nær en dobling av den naturlige kalsiumtransporten i vassdraget.

Tabell 12. Naturlig kalsiumtransport + dosert kalsium ved ulike simulerte scenarier 1.12.1999-1.12.2000. (Dosert kalksteinsmel utgjør 2.94 ganger verdiene i tabellen.)

Stasjon	Areal km ²	Middel- vannf. m ³ /s	Kalsium naturlig tonn Ca	Kalsium nat.+dos. 1.12.99- 1.12.00 tonn Ca	Kalsium teoretisk optimal dosering tonn Ca	Kalsium simulert "optimal" dosering tonn Ca
Ekso oppstrøms Tverrdalen (naturlig)		8.8	185	185	185	185
Doserer Tverrdalen (tilført)			0	232	185*	243
Lokalfelt Tverrdalen- utløp Myster kr.st (naturlig)	23	2.6	44	44	44	44
Ekso oppstrøms Myster kraftst. (sum)			229	461	414	472
Myster kraftstasjon (naturlig)		18.8	410	410	410	410
Doserer ved Myster kraftstasjon			0	0	250	250
Lokalfelt nedstrøms Myster kraftstasjon (naturlig)	6	0.8**	10	10	10	10
Ekso utløp Eidsfjord (sum)		31.0	649	881	1084	1142

* 9 tonn kunne alternativt blitt dosert ved Myster kraftstasjon

** Inkluderer påslipp/overløp fra regulert del av Mysterelvans nedbørfelt

Til sammenlikning ble det i samme perioden reelt dosert 232 tonn kalsium (682 tonn kalksteinsmel) ved Tverrdalen, og kravet til pH i Ekso ble oppfylt i 64% og 31% av tiden henholdsvis oppstrøms

utslippet fra Myster kraftstasjon og ved Eidsfjorden, i følge kalibreringssimuleringene. Uten kalking ville kravet ha blitt oppfylt i 17 % av tiden ifølge pH-loggingene i Ekso oppstrøms Tverrdalen.

Den teoretisk optimale løsningen er å dosere slik at pH-verdiene (kalsiumkonsentrasjonene) ved utløpet til enhver tid akkurat oppfyller kravet. Dette tilsvarer en dosering på 440 tonn kalsium (1294 tonn kalksteinsmel), dvs. 53 tonn kalsium (156 tonn kalksteinsmel) mindre enn den simulerte "optimale" løsningen. I modellen har vi antatt at tilførslene via kraftstasjonen og i Ekso oppstrøms Tverrdalen lar seg kalke teoretisk optimalt, dvs. henholdsvis 250 tonn og 142 tonn kalsium. "Overdoseringen" (48 tonn kalsium) skyldes kalking som skal kompensere for lokale vanntilførsler nedstrøms dosereren ved Tverrdalen. Dette har sammenheng med endret lokal vanntilførsel mens kalken transporteres nedover vassdraget.

Ifølge simuleringene kan det ved middels vannføringer ta en dag før kalk dosert ved Tverrdalen når utløpet i Eidsfjorden. Videre kan det ta ytterligere en dag før konsentrasjonene der er i likevekt med en konstant doseringsmengde. Transporttiden kan variere mye i forhold til vannføring og vannmengde i elveløp og innsjøer.

Dersom vi tenker oss at vannføringen øker til det dobbelte i hele vassdraget p.g.a. nedbør i løpet av et par dager, vil det bli behov for dobbelt så mye kalk for å opprettholde samme konsentrasjon. En vannføringsproporsjonal kalkdoserer ved Tverrdalen vil riktignok tilføre dobbelt så mye kalk, men dette kan komme en dag for sent til å avhjelpe vannføringsøkningen i nedre deler. Jo lengre transporttid fra doseringsstedet, desto større "overdosering" vil være nødvendig som sikkerhet for å oppfylle kravet til enhver tid. Ved langsomme vannføringsendringer skaper transporttiden små problemer. En moderat "overkalking" er tilstrekkelig for å oppfylle kravet nesten hele tiden.

I modellen ble vanntilførselen nedstrøms Tverrdalen beregnet. Det ble så dosert slik at kalsiumkonsentrasjonen i disse tilførslene, dvs. de totale lokale tilførslene, ble hevet fra naturlig bakgrunnskonsentrasjon til 0.6 mg Ca/L over kravet. I tillegg ble det dosert teoretisk optimalt for å kompensere de øvrige vanntilførslene (**Tabell 13**).

Tabell 13. Dosert mengde kalsium for teoretisk å oppfylle krav til pH i de enkelte delene av vassdraget 01.12.99-01.12.00 (Dosert kalksteinsmel utgjør 2.94 ganger verdiene i tabellen.)

Stasjon	Middelvannføring m ³ /s	Teoretisk optimal dosering av kalsium (tonn Ca)
Ekso oppstrøms Tverrdalen	8.8	142
Lokalfelt Tverrdalen - Myster kr.st	2.6	34
Myster kraftstasjon	18.8	250
Lokalfelt nedstrøms utløp Myster kraftst.	0.8	9
Sum	31.0	435

En teoretisk optimal dosering vil medføre for lave pH-verdier ved raskt stigende vannføringer. Ved synkende vannføring blir forholdet motsatt, konsentrasjonene blir høyere enn nødvendig. "Overdosering", dvs. dosering over teoretisk optimalt, er et nødvendig sikkerhetstiltak for å redusere perioder med pH-verdier under kravet. Dette går tydelig frem ved å studere transportforløpet omkring månedsskiftet februar-mars (Figur 21-24).

Det ble i slutten av februar 2000 hovedsakelig dosert for å kompensere for lokalt tilsig. Da denne kalkmengden ble transportert nedover og nådde utløpet i begynnelsen av mars, var den lokale "flommen", som det var blitt kalket for, over. Vannføringene var relativt lave, og kalsiumkonsentrasjonene/pH-verdiene ble dermed spesielt høye. På stigende vannføring blir kalken

transportert raskere nedover elven med tilhørende kortere varighet av den tiden det er misforhold mellom dosering ved Tverrdalen og lokal vannføring, og konsentrasjonsendringene blir også mindre ved høyere vannføringer. Dette gjør at tid og amplitude for utilsiktet lave pH-verdier ved stigende vannføring blir langt mindre enn tilsvarende utilsiktet høye pH-verdier ved avtagende vannføring. En moderat dosering over teoretisk minimum er følgelig tilstrekkelig for å oppfylle krav til pH i tilnærmet hele tiden.

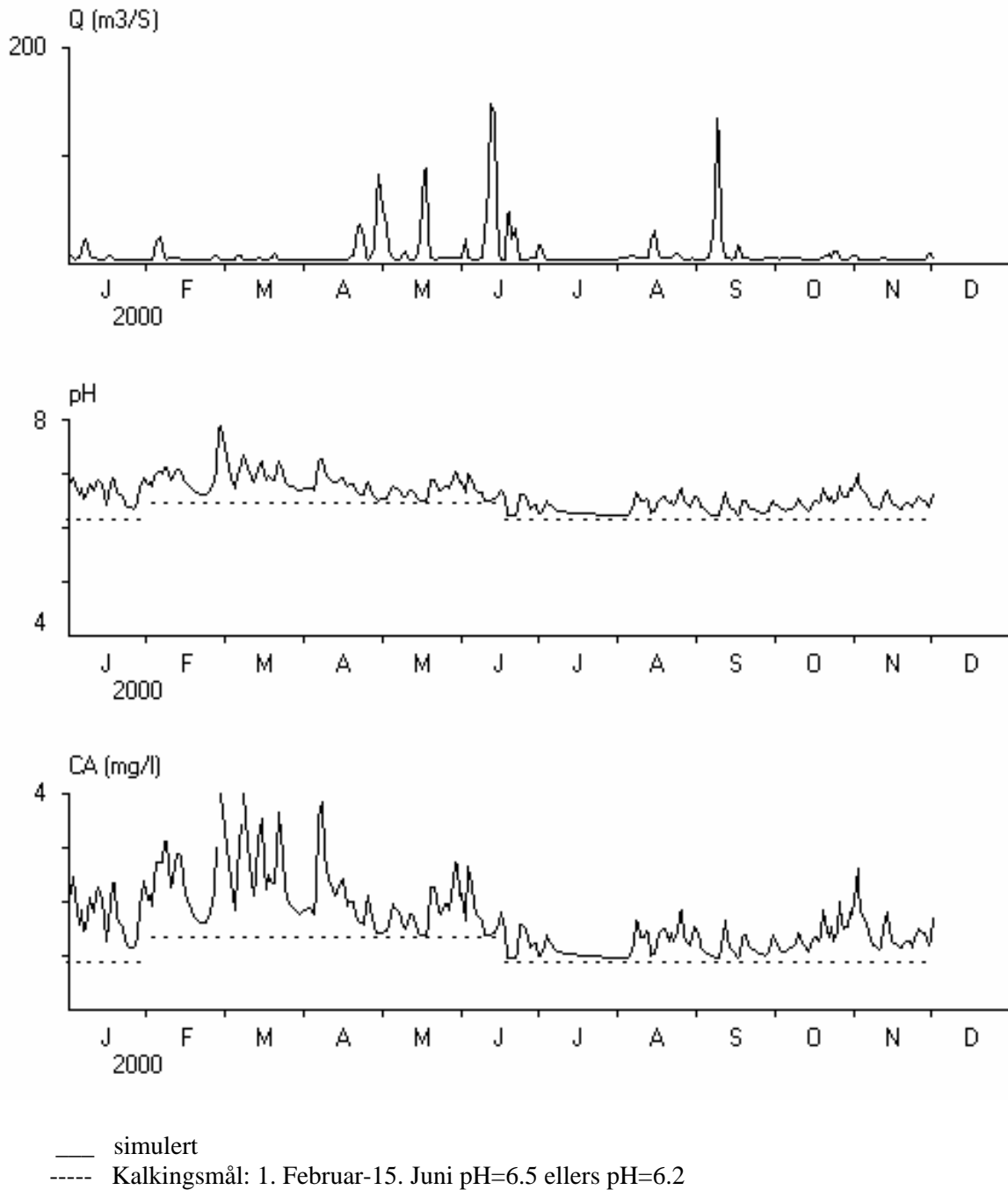
Dersom vi skal kunne ta hensyn til ujevnt regionalt tilsig og meget raske endringer, må vi nytte vannføringsobservasjoner i de ulike delene av vassdraget eller lage undermodeller som prognoserer disse. Det er mulig at man kunne redusere denne "overdoseringen" ved å dosere mer enn teoretisk minimum kun på stigende vannføringer på bekostning av en akseptabel økning av antall dager med pH-verdier noe under kravet. I virkeligheten vil det imidlertid alltid være usikkerhet forbundet med ujevn nedbørfordeling, ukjent avløp fra regulert del av Mysterelva, usikker sammenheng mellom kalsium og pH, feil i pH registreringene m.m. "Overdosering" vil være en forsikring mot at disse og andre feil- og usikkerhetskilder fører til uheldige lave pH verdier, og i verste fall fiskedød. Ved å redusere feil og usikkerhet vil vi nok kunne prognosere en mer riktig dosering, men det vil alltid være hensiktsmessig med enn viss "overdosering" som en forsikring mot naturens uforutsigbarhet. I modellen har vi antatt at lokale tilførsler endres i samsvar med vannføringen i Osvassdraget. Det ville selvsagt være mer representativt å benytte vannføringsregistreringene fra Tverrdalselva dersom disse hadde vært mer pålitelige.

Dersom krav til pH skal oppfylles også på strekningen nedstrøms Myster kraftstasjon, er det nødvendig å kalke for å kompensere for vannføring og pH i vannet som ledes gjennom kraftstasjonen. Det bør i så fall etableres en ny kalkdoserer plassert lokalt for å kunne levere kalk tilstrekkelig raskt for å ta hensyn til de store svingningene i kraftverksproduksjonen.

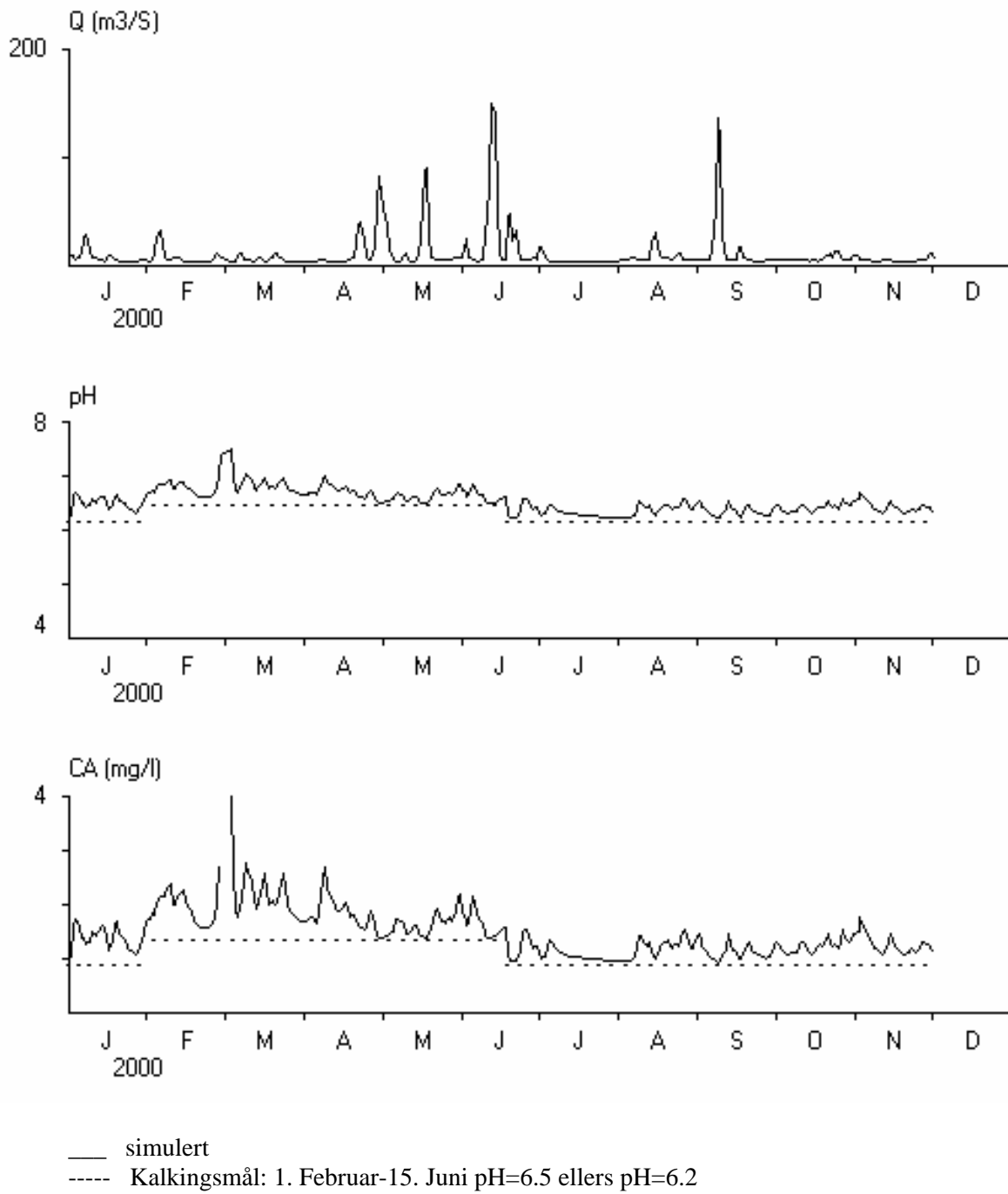
Slik Myster kraftstasjon drives i dag er situasjonen helt uforutsigbar for å oppnå et stabilt vannkjemisk miljø i nedre del av vassdraget. En endring av driften med en stabilisering av vannføringen gjennom kraftstasjonen vil bedre mulighetene for å holde en tilfredsstillende vannkvalitet, enten man kalker fra Tverrdalen som i dag, eller etablerer en ny kalkdoserer ved kraftstasjonen. Samtidig vil jevnere vanndekning og strøm sikre et langt bedre oppvekstmiljø for laks og sjøaure på denne strekningen.

Det blir i dag dosert kalk basert på automatiske vannføring- og pH-registreringer i Ekso oppstrøms Tverrdalen og vannføringsmålinger i Tverrdalselva. Målet er å oppfylle krav til pH i Ekso oppstrøms tilløpet fra Myster kraftstasjon. Vannføringsmålingene i Tverrdalselva, som representerer det lokale tilsiget nedenfor Tverrdalen, er imidlertid såpass upålitelige at kalkmengden som blir dosert for å kompensere for dette lokale tilsiget dermed også blir upålitelig. Den ujevne kurven på Figur 19, av loggede pH-verdier og simulerte verdier ved Eide oppstrøms Myster kraftstasjon, viser at dagens dosering på en upålitelig måte kompenserte for dette lokale tilsiget. Vannføringen i Ekso ved Tverrdalen er delvis avhengig av overløp/tapping fra magasinet i Nesevatn, og vil i perioder med overløp være lite representativt for det lokale tilsiget. Vannføringsmålingene der er imidlertid godt egnet som grunnlag for å beregne den kalkmengden som trengs for kompensere for vanntilførslene oppstrøms Tverrdalen.

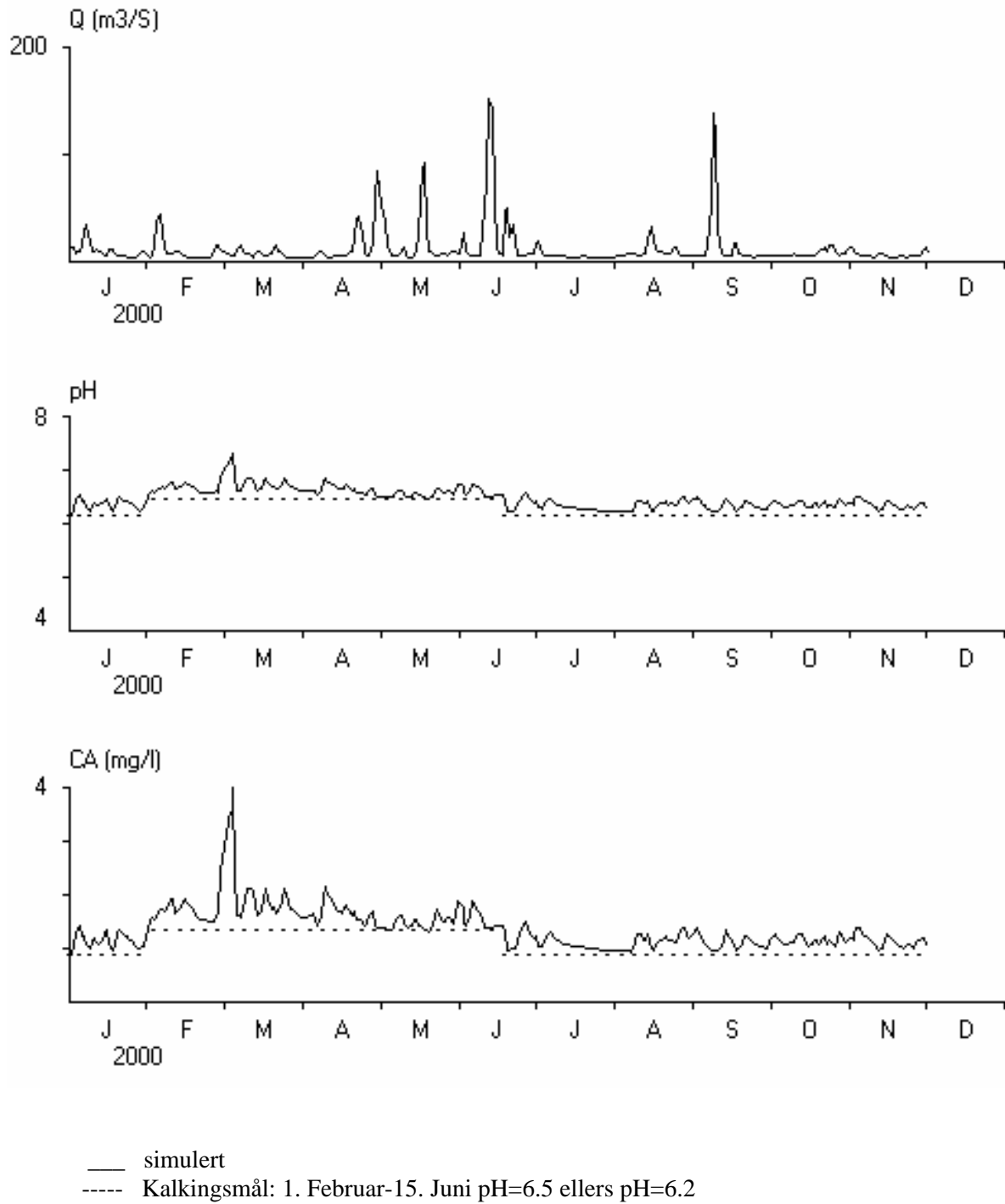
Det bør måles opp et stabilt profil for å oppnå en pålitelig vannføringskurve for Tverrdalselva.



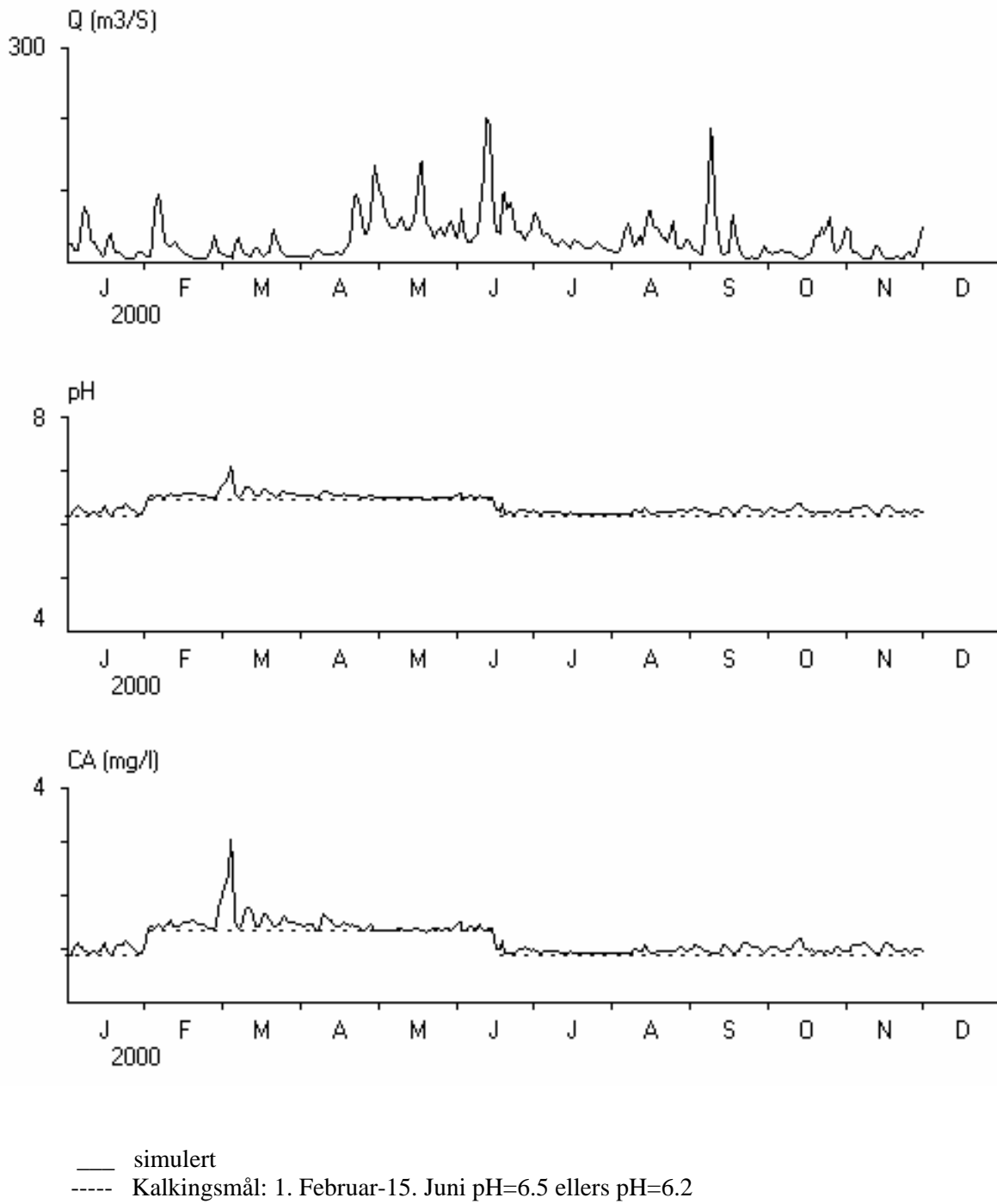
Figur 21. Simulerte kalktilførsler for å oppfylle krav til pH i 2000. Ekso nedstrøms doseringsanlegget ved Tverrdalen



Figur 22. Simulerte kalktilførsler for å oppfylle krav til pH i 2000. Ekso ved Eikemo



Figur 23. Simulerte kalktilførsler for å oppfylle krav til pH. Ekso oppstrøms Myster kraftstasjon



Figur 24. Simulerte kalktilførsler for å oppfylle krav til pH i 2000. Ekso ved Eidsfjorden

5. Vannkjemisk modellering

De fleste vannprøver, inkludert episodekampanjen, er tatt på de tre prøvetakingspunktene rundt kalkdosereren. Denne delen av elva er derfor det naturlige utgangspunkt for den kjemiske modelleringen siden gode data foreligger for testing av modellen. Dette er også det enkleste systemet hvor vi kan studere kombinasjonen av kalking og tilløp av vann fra en sur, ukalket sidebekk nedstrøms kalking. Vannkjemiske analyser foreligger fra prøvetakingspunktet oppstrøms dosereren (Stasjon 1), fra Tverrdalsbekken (Stasjon 11) og fra hovedelva etter kalking og Tverrdalsbakkens innløp (Stasjon 2). Med basis i resultater fra dette systemet kan vi vurdere potensialet for videre modellering av hele vassdraget og vannkvaliteten etter tilløp fra de tre andre sideelvene.

5.1 Konservativ massebalansemodell

I et konservativt system vil summen av ionefluksene fra hovedelva (Stasjon1), Tverrdalsbekken (Stasjon 11) og kalkdosereren være lik hovedelva etter at elvene møtes (Stasjon 2). En massebalansemodell for komponent X i dette systemet vil derfor være:

$$\text{Flux}(X)_{\text{St.1}} + \text{Flux}(X)_{\text{kalking}} + \text{Flux}(X)_{\text{St.11}} = \text{Flux}(X)_{\text{St.2}}$$

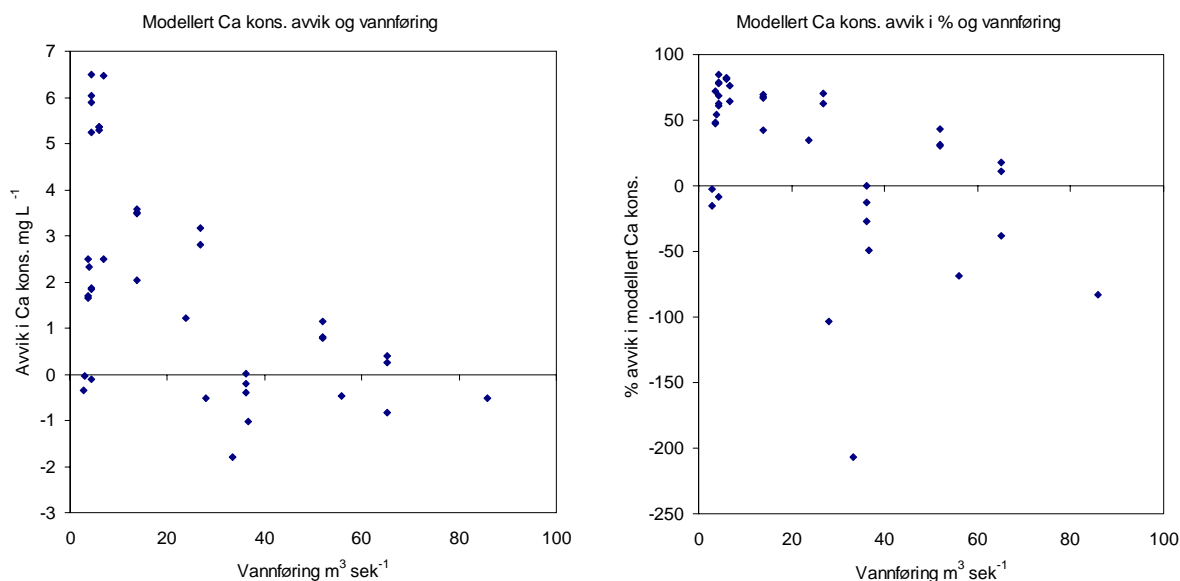
For alle komponenter, unntatt kalsium og karbonat, regner vi med at bidraget fra kalkingen er 0. Ved å sette inn analysedata fra Stasjon 1 og Stasjon 11, samt kalkdose i ligningen beregnes forventet flux ved Stasjon 2. Den beregnede flux kan så sammenlignes med målte verdier på Stasjon 2.

For de ioner/komponenter som ikke i vesentlig grad forventes å bli påvirket av kalktilsetning (dvs.: NO_3^- , TOC, Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Mg^{2+} og Na^+) er det god overensstemmelse (**Tabell 14**). For alkalitet, Ca^{2+} og aluminium er det store forskjeller mellom modellert og målt konsentrasjon. Avvikene i beregnede konsentrasjoner for Ca (og også for alkalitet) reflekterer delvis hvordan oppløsningen av den tilsatte kalken varierer med vannføringen (Figur 25). Figuren viser at modellen overestimerer mest ved lav vannføring, hvilket betyr at mye av den tilsatte kalkmengde ikke løses opp. Dette skyldes at oppløsningen av kalk er lavest ved slike forhold, slik at predikert konsentrasjon, som antar full oppløsning, er mye høyere enn reell konsentrasjon. En tilleggsusikkerhet er knyttet til den oppgitte mengde kalk tilsatt, som oppgis på døgnbasis og vi må derfor anta at døgn dosen kan midles over døgnet. I de tilfeller man får et negativt avvik i Ca konsentrasjon er sistnevnte trolig forklaringen.

Uoverensstemmelse mellom modellert og observert aluminiumkonsentrasjon må forventes med en massebalansemodell, siden økt pH som følge av kalking fører til reduserte konsentrasjoner av aluminium. Mulighetene for å predikere konsentrasjonen av aluminium basert på endringer i pH er beskrevet i neste kapittel. Videre viser resultatene fra massebalansemodellen at omstendighetene rundt kalkens oppløsning, både mengde og hastighet, må studeres nærmere.

Tabell 14. Avvik (i %) fra målte verdier ved bruk av konservativ massebalansemodell. Verdiene er avvik i beregnet fluks ved Stasjon 2 i forhold til observerte verdier. Hovedelva, Tverrdalsbekken og kalkdosereren er tatt med i beregningen. Negativt fortegn for gjennomsnittsverdien betyr at modellen underestimerer i forhold til målt verdi.

	Alk	Tot-N	NO_3^-	TOC	Cl^-	SO_4^{2-}	Al-R	Al-IL	Ca^{2+}	K^+	Mg^{2+}	Na^+
Gj. snitt	128	2.7	2.7	1.4	2.0	-0.2	12.7	6.5	137	0.1	0.6	1.0
St. dev.	215	7.9	8.1	7.6	5.4	7.8	21.2	24.7	168	13.7	4.5	2.6

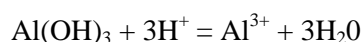


Figur 25. Avviket mellom modellert og observert kalsiumkonsentrasjon ved Stasjon 2 som funksjon av vannføring. Figuren til venstre viser avvik i konsentrasjon, mens figuren til høyre viser avviket i prosent.

5.2 Aluminiumskjemi

Aluminium danner en rekke komplekser i vann. Konsentrasjonen av de ulike kompleksene avhenger av de ulike ligander. Den labile fraksjonen regnes som mest interessant i sammenheng med toksisitet overfor fisk (Henriksen *et al.* 1984). Den labile fraksjonen er analytisk operasjonelt definert, men den tolkes som regel som bestående av monomere, uorganiske aluminiumskomplekser. I ionefattig vann som i Ekso vil hydroksykomplekser og fritt, hydratisert aluminium dominere den labile fraksjonen. Den relative betydning av de ulike kompleksene er pH-avhengig. Ved økende pH vil en økende andel aluminium kompleksere med hydroksid og eventuelt danne aluminium-hydroksid-polymere eller felles ut. Ved hvilken konsentrasjon polymerisering og utfelling vil starte er et vanskelig tema siden dette viser seg å variere mye i ulike vannkvaliteter og ulike situasjoner. Ved å studere sammenhengen mellom aluminiumkonsentrasjonen og pH kan vi komme fram til empiriske sammenhenger som potensielt kan brukes i modellering av aluminiumkonsentrasjonen.

I de fleste modeller som inkluderer aluminiumskjemi antas det at aluminium i løsning er i likevekt med en fast fase av aluminiumhydroksid ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Med basis i de måledata som finnes diskuterer vi i det følgende om en slik antagelse er rimelig for Ekso, og om det er mulig å predikere konsentrasjonen av labilt aluminium i Ekso. Både prøvene tatt i løpet av våren 2000 og data fra overvåkningsprogrammet er tatt med. I diagrammene i Figur 26 er konsentrasjonen av labilt aluminium plottet som funksjon av pH. Det er også vist hvordan konsentrasjonene av labilt aluminium¹ endrer seg dersom det er likevekt med amorf aluminiumhydroksid og mikrokrySTALLINSK gibbsitt (begge med kjemisk formel $\text{Al}(\text{OH})_3$) etter likningen:



¹ Det er her bare tatt hensyn til fritt hydratisert aluminium samt hydroksykompleksene.

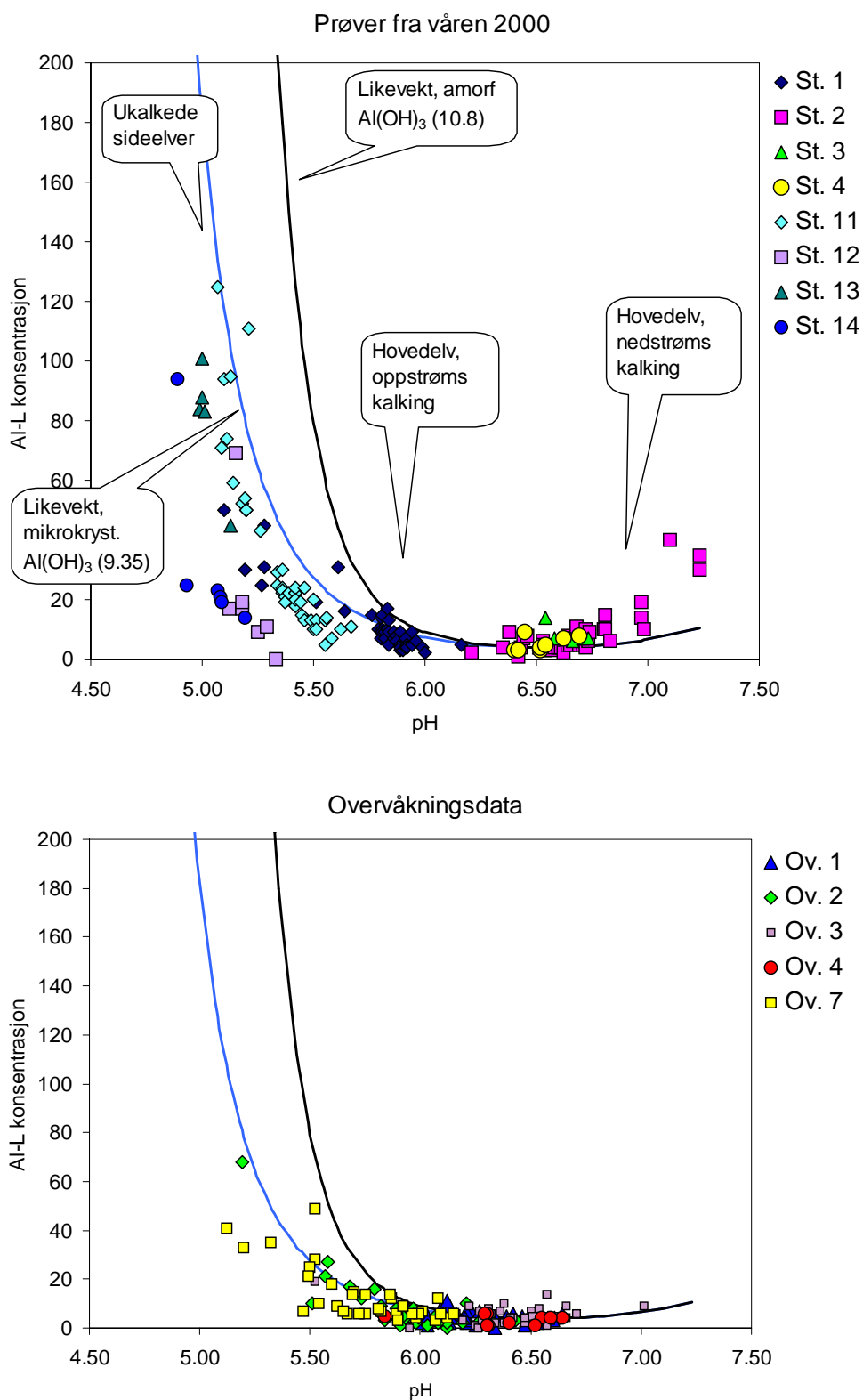
For amorf aluminiumhydroksid er det antatt en likevektskonstant $10^{-10.8}$, og for mikrokrystallinsk gibbsitt $10^{-9.35}$. Figur 26 viser tydelig hvordan pH og aluminiumkonsentrasjonen endrer seg som effekt av kalkingen. Hovedelva oppstrøms kalkdosereren (Stasjon 1) har for det meste pH i området 5.75-6.0 og aluminiumkonsentrasjon under $20\mu\text{g L}^{-1}$ (noen prøver fra Stasjon 1 har imidlertid lavere pH og høyere Al-konsentrasjon). Punktene som representerer disse prøvene ligger for det meste nær likevektslinja for mikrokrystallinsk gibbsitt. De sureste prøvene er undermettet, det vil si at aluminiumkonsentrasjonen er lavere enn forventet ved antagelse om likevekt.

Videre illustrerer Figur 26 at vannprøvene fra sideelvene skiller seg ut som surere, og med høyere aluminiumkonsentrasjon. De er alle undermettet, som betyr at aluminiumkonsentrasjonene vil bli overestimert dersom de skal modelleres med basis i pH. Prøvene fra hovedelva nedstrøms dosereren har alle pH over 6.2. Dette er i pH-området hvor løseligheten av aluminiumhydroksid er lavest, og vi forventer lav aluminiumkonsentrasjon. For prøvene med høyest pH øker aluminiumkonsentrasjonen noe. Dette er i overensstemmelse med løseligheten for aluminiumhydroksid, som øker igjen ved pH høyere enn omtrent 6.5. Prøvene med høy pH ser imidlertid ut til ha noe høyere konsentrasjon av labilt aluminium enn det man forventer utfra likevektskonstantene. Ved høy pH forventes det meste av aluminiumet å foreligge som tetrahydroksykompleks $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. Aluminiumkonsentrasjoner på det nivå som foreligger i disse minst sure prøvene antas allikevel ikke å gi grunn til bekymring for vannkvaliteten.

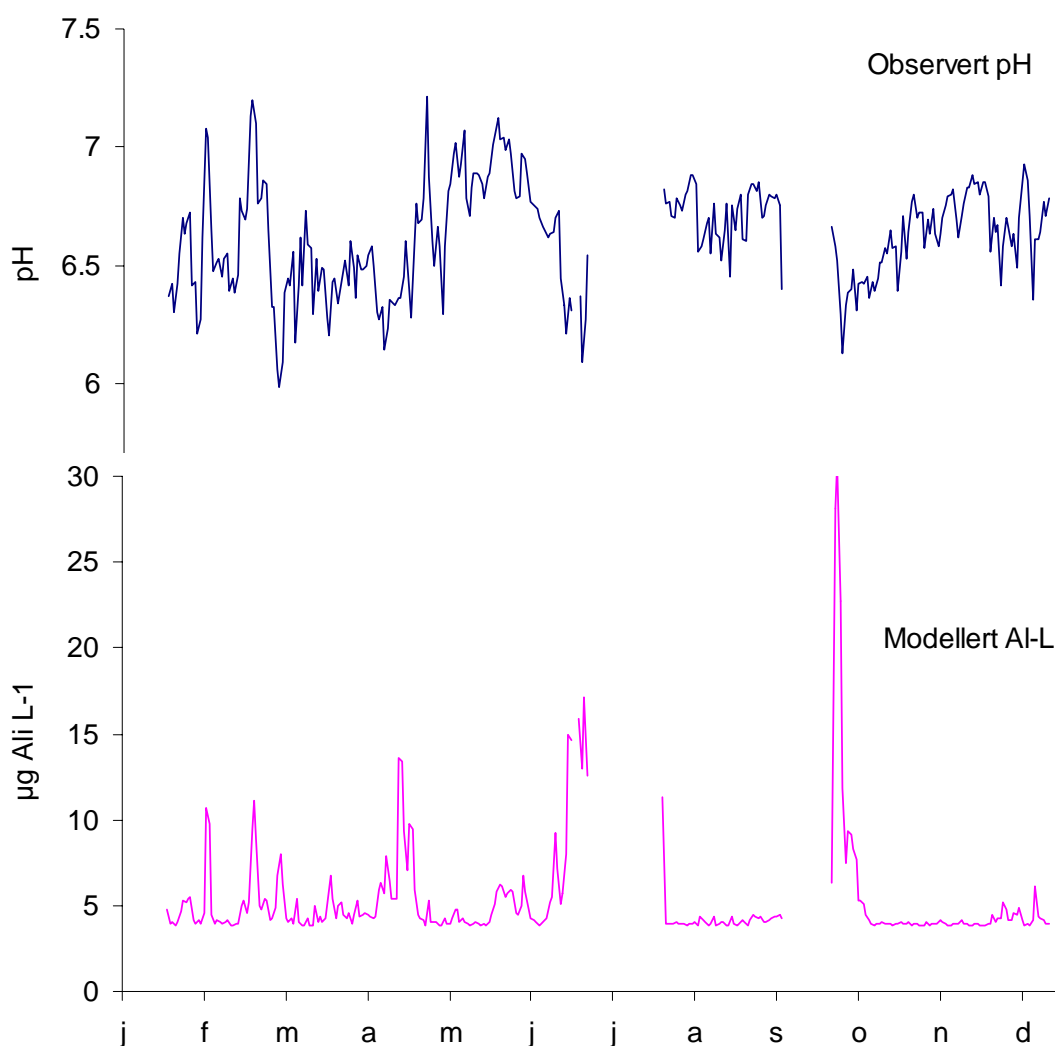
Hvis vi ser på data fra overvåkningsprogrammet (Figur 26, nederste del), som dekker hele tidsintervallet fra kalkingen startet våren 1997, så faller disse data godt sammen med mønstret fra prøvene tatt våren 2000. Prøvene merket Ov. 7 er fra en ukalket sideelv, Mysterelv, og ligner på prøvene fra de andre sideelvene. Dette datasettet utfyller det fra våren 2000 ved å dekke et større spenn i vannkvalitet i hovedelva. Prøvene merket Ov. 2 er tatt oppstrøms Myster kraftverk, altså samme sted som prøvene merket St. 4, og viser at det tidvis har forekommet lav pH og høye aluminiumkonsentrasjoner på lakseførende strekning i hovedelva. Slike prøver er ikke med i datasettet fra våren 2000.

Alt i alt viser dataene at det er en relativt god sammenheng mellom konsentrasjonen av labilt aluminium og pH, noe som eventuelt kan utnyttes i framtidig modellering av vannkjemi. Tilsvarende er påvist ved kalking i Tovdalselva og Mandalselva (Hindar *et al*, 2000). Man bør imidlertid være forsiktig ved spesielt lav pH, da modellen i slike tilfeller ofte vil overestimere aluminiumkonsentrasjonen.

Konsentrasjonen av labilt aluminium kan på denne måten beregnes basert på data fra pH-logger. I Figur 27 er dette vist for data fra 2000. Fordi det ikke var noen ekstremt lave pH verdier i denne perioden viser modellen heller ingen spesielt høye aluminiumkonsentrasjoner. Toppene i beregnet aluminiumkonsentrasjon finnes der pH er høyest siden løseligheten til aluminium øker igjen når pH overstiger ca. 6.5. Figuren viser også hvordan konsentrasjonen av aluminium øker ved de laveste observerte pH-verdiene (ned mot 6). Resultater fra Vosso viser at tilført labilt aluminium endres raskt ved den høyere pH i hovedelva, og er vanskelig å måle. Det skyldes både at pH er høyere og at labilt aluminium "skal" transformeres, men kan også skyldes at Al felles ut eller endres til høymolekylært/kolloidalt Al, og ikke måles som RAl (Kroglund *et al*. 1998; Hindar og Kroglund 2000).



Figur 26. Sammenhengen mellom konsentrasjonen av labilt aluminium og pH i vannprøver fra Ekso. Den øverste figuren viser data fra måleprogrammet våren 2000 mens den nederste viser data fra overvåkningen. Ov. 1: ligger ved utløpet til fjorden. Ov. 2 ligger oppstrøms kraftstasjonen. Ov. 3 ligger ved Eide nedstrøms kraftstasjonen. Ov. 4 ligger ved Eikemo oppstrøms lakseførende strekning, men nedstrøms kalkdoserer. Ov. 7 er Mysterelv, en ukalket sideelv.



Figur 27. Konsentrasjonen av labilt aluminium (Al-L) i Ekso oppstrøms Myster kraftverk beregnet med likevektsmodell utfra logget pH.

5.3 Hvordan predikere vannkjemi etter kalking basert på opprinnelig pH og tilsatt kalkmengde

Det ultimate mål for en kjemisk-hydrologisk kalkingsmodell vil være å kunne predikere vannkjemien i elva basert på pH målinger av vannet før kalking samt den tilførte kalkmengde. De foreliggende data fra Ekso viser at det er vanskelig til og med å predikere konsentrasjonen av kalsium etter kalking. Prediksjon av pH etter kalktilsetting vil dermed være enda vanskeligere siden pH vil avhenge av kalkopløsningen samtidig som en rekke andre faktorer virker inn.

Noen viktige faktorer som begrenser mulighetene for bedre modellering av vannkvalitetsendringer ved kalking kan defineres. For det første trengs bedre informasjon om hvor mye kalk som faktisk løses opp. Til dette trengs data med god tidsoppløsning om kalkingsdose samt vannkjemi oppstrøms og nedstrøms kalkingspunktet.

Videre trengs bedre datamateriale fra en serie prøvetakingspunkter på samme tidspunkt. Betydningen av å ta med i betraktningen bidragene fra de ukalkede sidebekkene er illustrert i denne rapporten. De data som foreligger er ikke tilstrekkelig detaljert til å kunne si om avvik fra kalkingsmål i lakseførende strekning skyldes spesielt stort tilsig fra sidebekkene eller om det skyldes problemer med kalkingsenheten. Det synes imidlertid klart at sidebekkene tidvis kan bidra betydelig til kjemien hovedelva. Dette er særlig relevant ved kombinasjonen av liten vannføring forbi demningen og mye vann i sidebekkene. Ved ekstreme nedbør- eller smelteepisoder vil mye vann passere demningen slik at vannet fra sidebekkene fortynnes kraftig. Ved mindre episoder kan det imidlertid oppstå problemer dersom økt vannmengde ikke får passere dammen slik at sidebekkene gir et stort bidrag til den totale vannføring.

6. Konklusjoner og anbefalinger

6.1 Vannkjemi og hydrologi

Vannprøveinnsamlingen til dette prosjektet (episodekampanjen) foregikk i perioden desember 1999-juni 2000. I denne perioden var nedbøren 176% av normal. Mildværsperioder førte til flere snøsmeltingsperioder og nedbør i form av regn i løpet av vinteren. Dette har gitt optimale forhold for kalking. Vannføringen ved doseringspunktet lå i hele perioden godt over minstevannføringskravet på 1 m³/s, noe som ga gode forhold for kalkoppløsning. Dette medførte at sideelvenes relative bidrag ble lavt, og med få kritiske episoder m.h.t. suboptimal vannkvalitet i hovedelven.

- Vannkvalitet i hovedelven.
Episodekampanjen med hyppig prøveinnsamling har ikke avdekket kritiske vannkjemiske episoder i hovedelven. Modellering av labilt aluminium basert på kontinuerlig pH-måling indikerer likevel episoder med opp til 30 µg/L labilt aluminium i hovedelven.
- Vannkvalitet i sidebekkene.
Kampanjen har påvist kritiske vannkvaliteter i sidebekkene, med middel-pH ned til 5,0, og middelerverdier for labilt aluminium mellom 20 og 101 µg/L. Slike bidrag kan, under andre hydrologiske forhold, med lav vannføring i hovedelva, skape kritiske forhold for fisk.
- Sammenheng pH-labilt aluminium.
Analyse av sammenhengen mellom pH og labilt aluminium viser maksimal reduksjon i labilt aluminium ved pH omkring 6,2, og en viss økning ved pH-verdier over 6,5. Dette forholdet er det samme enten vi betrakter data fra vinteren/våren 1999-2000 eller overvåkingsdata. Likevel vil vi anbefale at pH-målet på 6,5 i vinterhalvåret fastholdes for å ha en buffer mot kritiske episoder.
- Minstevannføring.
Forholdene i vassdraget våren 2000, både når det gjelder vannkvalitet og biologisk respons, indikerer at det vil være gunstig å øke minstevannføringskravet i vinterhalvåret fra 1 til 2 m³/s. Dette vil bedre kalkoppløsningen, redusere sidebekkenes relative bidrag, og dermed stabilisere vannkjemien på lakseførende strekning. Endring av driften av Myster kraftstasjon til kontinuerlig drift vil gjøre det lettere å holde en stabil vannkjemi på nedre strekning av Ekso. Samtidig vil jevnere vanndekning og mer stabil strøm sikre et bedre oppvekstmiljø for fisk på denne strekningen.
- Kalkoppløsning.
Mengden dosert kalk som løses opp avhenger blant annet av vannføring, og oppløsningen er dårligst ved lav vannføring. I en del tilfeller er avviket mellom forventet og målt kalsiumkonsentrasjon etter kalking trolig over 50%, et problem som går igjen i flere kalkingsprosjekter. Betydningen av manglende kalkoppløsning anbefales undersøkt nærmere, gjerne i samarbeid med kalkingsprogrammer i andre områder.
- Kalkingsstrategi.
Kontinuerlig pH-måling ved Myster viser at det er en tydelig samvariasjon mellom pH i hovedelva og sidebekkenes relative bidrag til vannføringen. Modellering av kalktransporten konkluderer med at dette kan kompenseres ved en overdosering på 0,6 mg Ca/L ved Tverrdalen.

- Vannføringsregistrering for sideelvene
De vannføringsregistreringene som i dag blir utført ved utløpet i Tverrdalsbekken er for unøyaktige til å kunne benyttes. For å få en mer pålitelig vannføringskurve, anbefaler vi å støpe et fast tverrprofil for å oppnå dette. Ved beregning av doseringsmengden er det nødvendig å vite hvor stor vannføringen i sidebekkene er i øyeblikket. Et mindre godt alternativ er å få momentan overføring av vannføringsregistreringene i Osvassdraget.

6.2 Kalkingsstrategi

Test av modellen for kalktransport mot observasjoner tydet på at den er egnet til å simulere kalktransport med tilstrekkelig presisjon til å nyttes i planlegging av kalkingsstrategien i Ekso.

Å styre vannkvaliteten nedstrøms kraftverksavløpet ved Myster fra nåværende kalkdoserer ved Tverrdalen vil være omtrent umulig på grunn av de store døgnvariasjonene i kraftverksdriften. Den mest realistiske måten å håndtere denne vannstrømmen med dagens kraftverksdrift vil være å etablere en doserer så nær opptil Myster kraftverk som mulig. Et mindre godt alternativ vil være å legge inn et en kalkulert, konstant overdosering fra nåværende doserer. Et slikt alternativ vil tjene på en jevnere kjøring av kraftstasjonen enn i dag.

I tillegg bør det etableres et mer pålitelig beregningsgrunnlag for lokalt tilsig nedstrøms Tverrdalen, f.eks. i form av støpt overløp i Tverrdalsbekken. Overdosering av kalk ved Tverrdalen for å kompensere for vanntilførsel nedstrøms Myster kraftstasjon kan alternativt flyttes til den foreslåtte dosereren ved Myster kraftstasjon. Av hensyn til økt sikkerhet mot uønskete avvik fra beregnete verdier på hele strekningen nedstrøms Tverrdalen, vil vi anbefale fortsatt å dosere for dette tilsiget ved Tverrdalen.

Mysterelva utgjør det viktigste tilsiget til Ekso mellom Myster kraftverk og Eidsfjorden. Kalkgrusprosjektet som ble satt igang i Mysterelva i 2000 (Barlaup *et al.* 2001) bidrar til stabilisering av vannkvaliteten på strekningen, men en nærmere utredning av dette ligger utenfor dette prosjektet.

Strategi for kalking.

A. Eksisterende doserer ved Tverrdalen.

- Doser slik at vannmengden tilført fra Ekso oppstrøms Tverrdalselva oppfyller kravene til pH. Dette på grunnlag av automatisk logging av vannføring og pH som i dag.
- Doser i tillegg slik at minstevannføringen fra regulert del av Mystervassdraget blir kalket opp til kravet (dette kravet er trolig delvis oppfylt av igangsatt kalking med kalkgrus).
- Doser i tillegg for å kompensere for lokale naturlige vanntilførsler nedstrøms Tverrdalen. Doser slik at denne vannmengden oppnår en konsentrasjon på 0.6 mg Ca/L over det som trengs for teoretisk å heve pH i denne vannmengden til kravet. Av dette er drøyt 0.1 mg Ca/L ment å dekke strekningen nedstrøms Myster kraftstasjon. Dette på grunnlag av automatisk registrering av vannføring og pH i Tverrdalselva.

B. Tenkt dosering av kalk ved Myster kraftstasjon

Doser slik at avløpsvannet fra Myster kraftstasjon oppfyller kravet til pH. Dette på grunnlag av automatisk pH-registrering og vannføring beregnet ut fra kraftproduksjon.

7. Referanser

- Barlaup, B. T. og Gabrielsen, S. E. 2000. Eksingedalsvassdraget. Fisk, s. 465-467, i: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 1999. DN-notat 2000-2.
- Barlaup, B. T. og Gabrielsen, E. E. 2001. Eksingedalsvassdraget. Fisk. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 2000. DN-notat under trykking.
- Barlaup, B. T., Hindar, A. og Kleiven, E. 2001. Bekkekalking med skjellsand og kalkgrus – effekter på vannkjemi og biologi. Rapport Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI). Rapport under trykking.
- Bjerknes, V., Nandrup Pettersen, M., Teien, H. C. og Raddum, G: G. 1997. Kalking av Ekso. vannkemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA rapport nr. 3738-97. 42 s.
- Bjerknes, V., Nandrup Pettersen, M., Salbu, B. Skiple, A. and Sælthun, N. R. 1998. Toxic water in mixing zones of limed salmon rivers and acid tributaries with special reference to regulated watercourses, pp. 313-328. In Weather, H. and Kirby, C. (eds.): Hydrology in a changing environment. Proceedings of the British Hydrological Society international conference, Exeter, July 1998. Jon Wiley & Sons. Chichester.
- Bjerknes, V. og Skancke, L. B. 2000. Eksingedalsvassdraget. Vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 2000. DN-notat under trykking.
- Bjerknes, V. and Tjomsland, T. 2001. Flow and pH modelling to study the effects of liming in regulated, acid salmon rivers. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1409-1414.
- BKK 1981. Myster kraftverk. Informasjonsbrosjyre. Bergenshalvøens kommunale kraftselskap, 12 s.
- BKK 1995. Oversikt over regulerte felter i Eksingedalsvassdraget. Bergenshalvøens kommunale kraftselskap, 2 s.
- BKK 2001. Vannføringsmålinger i Eksingedalsvassdraget ved Langehølen og Myster kraftstasjon i 2000.
- Brandrud, T. E., Mjelde, M. og Lindstrøm, E. A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA rapport nr. 2826. 74 s.
- DNMI 2001. Daglig nedbør ved nedbørstasjon 52170 Eksingdal i 1999 og 2000.
- EPA 1987. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Model. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA.
- Farmer, V.C., and Fraser, A.R. 1979. Synthetic imogolite, a tubular hydroxyaluminium silicate. *Internat. Clay Conf. 1978* (M.M. Mortland and V.C. Farmer, eds.) Amsterdam, Elsevier, 547-553.

- Farmer, V.C., Fraser, A.R., and Tait, J.M. 1979. Characterization of the chemical structures of natural and synthetic aluminosilicate gels and sols by infrared spectroscopy. *Geochim.Cosmochim.Acta.*, **43**, 1417-1420.
- Fjellheim, A. 1999. Eksingedalsvassdraget. Oversikt over FoU med hovedvekt på den laks- og sjøaureførende delen av vassdraget. L.F.I. Uninversitetet i Bergen, Rapport nr. 102. 55 s.
- Fjellheim, A., Karlsen, L. R., og Raddum, G. G. 1987. Bunndyrfaunaen i Eksingedalselva ved Ekse. En sammenlikning av forholdene 3 og 11 år etter terskelbygging. Terskelprosjektet / Biotopjusteringsprosjektet, rapport nr. 27, NVE-vassdragesdirektoratet.
- Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple, A. 1996. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport nr. 3606-97.
- Hindar, A. og Kroglund, F. 2000. Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak. NIVA-rapport nr. 4255-2000. 41 s.
- Hindar, A., Teien, H.C., Salbu, B., Lierhagen, S. og Oug, E. 2000. Faktorer som påvirker aluminiumskjemien og dermed vannkvalitetsmålet for laks i Tovdal- og Mandalsvassdraget. NIVA-rapport nr. 4229-2000. 81. s.
- Hindar, A., Tjomsland, T. og Høgberget, R. 2000. Optimalisering av kalkingsstrategien i Tovdalsvassdraget. NIVA rapport nr. 4239-2000. 70 s.
- Johansson, N. 1977. A type of gill hyperplasia in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) reared in cold water. *Zoon*, **5**, 39-50.
- Johnsen, G. H., Kålås, S. og Bjørklund, A. E. 1996. Kalkingsplan for Vaksdal kommune 1995. Rådgivende Biologer. Rapport nr. 216.
- Kaste, Ø., Hindar, A., Skiple, A. og Henriksen, A.. 1996. Tiltak mot forsuring av Ekso. Kalkingsplan. samt prognose for kalkbehov basert på tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010. NIVA-rapport nr. 3462-96. 66 s.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking av vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992.
- Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. og Rosseland, B.O. 1998. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget, 1967-1997. NIVA-rapport 3823-1998. 71 s.
- Lien, L. Raddum, G. G. and Fjellheim, A. 1992. Critical loads of acidity to freshwater fish and invertebrates. Naturens tålegrenser, fagrapport nr. 23, NIVA, Oslo. 36. s.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh waters at different temperatures. *Nordic Hydrol.*, **21**, pp. 195-204.
- Raddum, G. G. 2000. Eksingedalsvassdraget. Bunndyr. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 2000. DN-notat under trykking.
- Rosseland, B. O., Blakar, I., Bulgar, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acid river

- waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollution* 78: 3-8.
- SFT. 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1999. SFT-rapport 804/00. TA1748/2000.
- Staurnes, M., Kroglund, K. and Rosseland, B. O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water, Air Soil Pollution*. 85: 347-352.
- Vasshaug, Ø. og Grøndahl, H. 1990. Overvåking av lakseparasitten. *Gyrodactylus slaris* i Hordaland fylke i 1989. Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernavdelingen, rapport nr. 3/90, s. 62-63.
- Wada, S.-I., Eto, A., and Wada, K. 1979. Synthetic allophane and imogolite. *J. Soil Sci.*, 30, 347-355.
- Wada, S.-I., and Wada, K. 1980. Formation, composition and structure of hydroxy-aluminiumsilicate ions. *J. Soil Sci.*, 31, 457-467.
- Åtland, Å., Bjerknes, V. og Mortensen, T. C. 2001. pH-målinger i Ekso og Frøysetvassdraget i 1999 og 2000. NIVA-rapport under trykking.

Vedlegg A. Data brukt til kontroll av simuleringene av kalktransport

NESVATN : Ekso ved utløpet av Nesvatn
 TVERRD_O : Ekso oppstrøms Tverrdalen
 TVERRD_N : Ekso nedstrøms Tverrdalen
 EIDE_OKR : Ekso oppstrøms Myster kraftstasjon
 EIKEMO : Ekso ved Eikemo
 UTLOP : Ekso ved utløpet til Eidsfjord
 MYSTERELV : Mysterelv ved Ekso

Stasjon	DATO	pH	Ca (mg/l)
NESVATN	991115	5.92	0.629
NESVATN	991218	6.12	0.818
NESVATN	115	5.96	0.663
NESVATN	315	5.79	0.53
NESVATN	401	5.89	0.604
NESVATN	414	5.73	0.49
NESVATN	501	5.97	0.671
NESVATN	515	5.99	0.689
NESVATN	601	6.07	0.766
NESVATN	615	5.82	0.551
NESVATN	917	6.08	0.776
NESVATN	1015	6.32	1.064
TVERRD_O	205	5.1	0.214
TVERRD_O	206	5.51	0.367
TVERRD_O	207	5.28	0.271
TVERRD_O	208	5.28	0.271
TVERRD_O	223	6.21	0.921
TVERRD_O	403	5.76	0.509
TVERRD_O	420	5.27	0.267
TVERRD_O	421	5.19	0.241
TVERRD_O	422	5.81	0.544
TVERRD_O	423	5.89	0.604
TVERRD_O	427	5.61	0.418
TVERRD_O	429	5.81	0.544
TVERRD_O	430	5.9	0.612
TVERRD_O	502	5.79	0.53
TVERRD_O	503	5.84	0.566
TVERRD_O	504	5.86	0.581
TVERRD_O	515	5.91	0.62
TVERRD_O	517	5.87	0.589
TVERRD_O	518	5.92	0.629
TVERRD_O	528	5.84	0.566
TVERRD_O	529	5.94	0.645
TVERRD_O	608	6	0.698
TVERRD_N	205	7.23	3.525
TVERRD_N	206	6.46	1.28
TVERRD_N	207	6.81	2.028
TVERRD_N	208	6.38	1.152

TVERRD_N	223	6.97	2.504
TVERRD_N	403	6.64	1.622
TVERRD_N	420	6.98	2.537
TVERRD_N	421	7.1	2.971
TVERRD_N	422	6.73	1.825
TVERRD_N	423	6.67	1.687
TVERRD_N	427	6.43	1.23
TVERRD_N	429	5.81	0.544
TVERRD_N	430	6.72	1.802
TVERRD_N	502	6.72	1.802
TVERRD_N	503	6.68	1.709
TVERRD_N	515	6.61	1.559
TVERRD_N	517	6.71	1.778
TVERRD_N	518	6.58	1.498
TVERRD_N	519	6.62	1.579
TVERRD_N	528	6.54	1.422
TVERRD_N	529	6.35	1.107
TVERRD_N	608	6.6	1.538
EIKEMO	115	6.3	1.037
EIKEMO	205	6.66	1.665
EIKEMO	223	6.73	1.825
EIKEMO	315	6.4	1.182
EIKEMO	401	6.31	1.05
EIKEMO	414	6.29	1.023
EIKEMO	420	6.54	1.422
EIKEMO	421	6.51	1.367
EIKEMO	423	6.71	1.778
EIKEMO	427	6.58	1.498
EIKEMO	429	6.31	1.05
EIKEMO	501	6.64	1.622
EIKEMO	515	6.55	1.44
EIKEMO	615	6.59	1.518
EIKEMO	917	5.84	0.566
EIKEMO	1015	6.52	1.385
EIDE_OKR	991115	6.32	1.064
EIDE_OKR	991218	6.47	1.297
EIDE_OKR	115	6.27	0.996
EIDE_OKR	205	6.45	1.263
EIDE_OKR	223	6.69	1.732
EIDE_OKR	315	6.38	1.152
EIDE_OKR	401	6.28	1.01
EIDE_OKR	414	6.16	0.862
EIDE_OKR	420	6.42	1.214
EIDE_OKR	421	6.4	1.182
EIDE_OKR	423	6.62	1.579
EIDE_OKR	427	6.52	1.385
EIDE_OKR	501	6.51	1.367
EIDE_OKR	515	6.58	1.498
EIDE_OKR	529	6.52	1.385
EIDE_OKR	601	7.01	2.639
EIDE_OKR	615	6.19	0.897
EIDE_OKR	917	5.99	0.689
EIDE_OKR	1015	6.41	1.198

UTLOP	991115	6.23	0.945
UTLOP	991218	6.23	0.945
UTLOP	115	6.12	0.818
UTLOP	215	6.21	0.921
UTLOP	315	5.94	0.645
MYSTERELV	991115	5.89	0.604
MYSTERELV	991218	6.08	0.776
MYSTERELV	115	5.52	0.371
MYSTERELV	315	6.09	0.786
MYSTERELV	414	5.81	0.544
MYSTERELV	501	5.49	0.357
MYSTERELV	515	5.9	0.612
MYSTERELV	615	5.2	0.244
MYSTERELV	917	5.65	0.441
MYSTERELV	1015	6.15	0.851
MYSTERELV	401	5.75	0.503
MYSTERELV	401	5.75	0.503

Vedlegg B. Resultater fra vannkjemiske analyser

St.	Prøve Tatt	pH	KOND mS/m	Alk $\mu\text{mol/l}$	Alk* $\mu\text{mol/l}$	Tot-N/L $\mu\text{g/l N}$	NO3-N $\mu\text{g/l N}$	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	Al/R $\mu\text{g/l}$	Al/II $\mu\text{g/l}$	Al-L $\mu\text{g/l}$	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l
1	19991201	5.64	2.1	38	8.7	146	91	1	4.3	1.1	52	36	16	0.64	0.22	0.32	2.02
1	20000205	5.1	2.49	25	1.3	101	44	1.1	5.4	1.1	88	38	50	0.33	0.16	0.33	2.84
1	20000206	5.51	2.52	33	4.5	128	78	0.8	5.5	1.2	48	29	19	0.68	0.23	0.38	2.77
1	20000207	5.28	2.3	30	3.6	96	48	1.1	4.9	1.1	74	43	31	0.41	0.08	0.31	2.65
1	20000208	5.28	2.56	30	3.6	111	67	0.96	5.5	1.2	83	38	45	0.42	0.19	0.36	2.97
1	20000223	6.16	3.03	47	16.1	210	160	0.6	6.2	1.6	24	19	5	1.33	0.36	0.5	2.99
1	20000403	5.76	3.03	39	9.1	170	126	0.85	6.7	1.5	45	30	15	1	0.33	0.47	3.19
1	20000420	5.27	2.1	30	3.8	144	77	1.8	3.8	1.3	90	65	25	0.34	0.15	0.24	2.35
1	20000421	5.19	2.11	26	0.8	155	94	1.6	3.7	1.2	95	65	30	0.33	0.14	0.25	2.39
1	20000422	5.81	2.71	39	8.9	233	150	1	5.5	1.6	53	43	10	0.96	0.28	0.4	2.84
1	20000423	5.89	2.77	40	9.7	210	160	0.97	5.6	1.6	46	37	9	1.05	0.3	0.42	2.91
1	20000427	5.61	2.14	36	6.8	190	115	1.5	3.5	1.3	78	47	31	0.5	0.18	0.28	2.48
1	20000429	5.81	2.38	35	4.9	195	117	0.99	4.5	1.3	58	43	15	0.77	0.24	0.35	2.57
1	20000429	5.84	2.39	38	7.8	190	110	0.98	4.9	1.4	49	36	13	0.76	0.24	0.35	2.59
1	20000429	5.86	2.38	38	7.8	200	115	1.1	5	1.4	39	32	7	0.76	0.24	0.37	2.59
1	20000430	5.94	2.52	41	10.5	185	115	0.97	5.2	1.4	41	32	9	0.85	0.26	0.38	2.76
1	20000430	5.9	2.47	40	9.6	165	110	0.88	5.2	1.4	32	29	3	0.83	0.22	0.37	2.69
1	20000430	5.91	2.42	39	8.6	175	107	0.92	5.1	1.4	33	29	4	0.79	0.22	0.35	2.6
1	20000501	5.92	2.34	38	7.6	165	105	0.92	4.9	1.4	33	28	5	0.78	0.21	0.35	2.53
1	20000501	5.92	2.38	38	7.6	170	107	0.88	4.9	1.4	36	32	4	0.81	0.23	0.36	2.61
1	20000501	5.89	2.27	39	8.7	144	98	0.89	4.7	1.3	26	23	3	0.74	0.2	0.33	2.48
1	20000502	5.83	2.22	32	1.9	155	100	0.93	4.5	1.3	46	29	17	0.72	0.21	0.33	2.45
1	20000502	5.79	2.21	32	2.0	138	95	0.85	4.5	1.3	39	29	10	0.71	0.19	0.32	2.44
1	20000502	5.8	2.09	32	2.0	146	91	1.1	4.3	1.3	47	33	14	0.65	0.17	0.3	2.29
1	20000503	5.82	2.11	32	1.9	155	89	0.95	4.3	1.3	41	32	9	0.65	0.2	0.31	2.31
1	20000503	5.84	2.15	32	1.8	143	93	0.85	4.3	1.3	40	31	9	0.69	0.21	0.32	2.4
1	20000503	5.8	2.16	32	2.0	147	92	1	4.3	1.3	35	28	7	0.68	0.2	0.31	2.39
1	20000503	5.81	2.13	32	1.9	138	87	0.9	4.3	1.3	41	32	9	0.69	0.18	0.32	2.42
1	20000504	5.82	2.15	33	2.9	141	92	0.87	4.3	1.3	39	32	7	0.67	0.22	0.31	2.35
1	20000504	5.86	2.15	33	2.8	144	92	0.84	4.3	1.3	39	30	9	0.7	0.22	0.31	2.35
1	20000504	5.87	2.13	33	2.7	143	87	0.98	4.3	1.3	37	29	8	0.68	0.22	0.31	2.34
1	20000505	5.83	2.01	33	2.9	141	86	0.91	3.9	1.3	39	29	10	0.61	0.19	0.28	2.22
1	20000515	5.91	1.47	38	7.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	26	19	7	0.45	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000517	5.87	1.38	36	5.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	27	21	6	0.48	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000517	5.96	1.42	40	9.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	29	23	6	0.49	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000518	5.94	1.43	37	6.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	26	21	5	0.49	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000518	5.92	1.46	38	7.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	21	17	4	0.53	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000518	5.99	1.43	37	6.4	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	23	19	4	0.51	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000519	5.89	1.4	38	7.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	29	24	5	0.49	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000519	5.89	1.41	37	6.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	25	21	4	0.47	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000528	5.84	1.05	37	6.8	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	46	41	5	0.38	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000529	5.94	1.14	38	7.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	35	30	5	0.45	#N/A	#N/A	#N/A
1	20000608	6	1.04	39	8.4	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	21	19	2	0.4	#N/A	#N/A	#N/A

St.	Prøve Tatt	pH	KOND mS/m	Alk µmol/l	Alk* µmol/l	Tot-N/L µg/l N	NO3-N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	Al-L µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l
2	19991201	6.69	2.74	97	65.6	134	79	0.95	4.8	1.1	57	52	5	1.98	0.19	0.35	2.17
2	20000205	7.23	3.34	129	97.4	96	48	0.93	5.6	1.1	92	57	35	2.79	0.15	0.36	2.97
2	20000206	6.46	2.7	61	29.7	122	74	0.79	5.5	1.7	40	32	8	1.37	0.21	0.38	2.79
2	20000207	6.81	2.84	96	64.5	102	59	0.93	5.1	1.2	66	56	10	1.97	0.17	0.33	2.72
2	20000208	6.38	2.62	58	26.8	107	63	0.94	5.4	1.2	73	64	9	1.26	0.17	0.36	2.98
2	20000223	6.97	3.61	108	76.5	200	155	0.61	6.3	1.6	30	16	14	2.66	0.36	0.5	2.98
2	20000403	6.64	3.44	80	48.6	165	118	0.84	6.8	1.5	57	49	8	1.96	0.31	0.48	3.22
2	20000420	6.98	2.94	132	100.5	141	77	1.6	3.5	1.1	72	62	10	2.65	0.15	0.26	2.41
2	20000421	7.1	3.11	150	118.5	149	94	1.4	3.9	1.2	93	53	40	3.12	0.14	0.27	2.46
2	20000422	6.73	3.16	96	64.6	200	149	1	4.6	1.4	54	47	7	2.23	0.27	0.39	2.77
2	20000423	6.67	3.1	81	49.6	205	155	0.95	5.5	1.6	50	43	7	1.99	0.27	0.41	2.94
2	20000427	6.43	2.24	58	26.8	149	90	1.3	3.7	1.3	74	70	4	1.15	0.17	0.27	2.43
2	20000429	6.72	2.7	94	62.6	170	110	1	4.7	1.4	47	37	10	1.81	0.22	0.34	2.52
2	20000429	6.81	2.75	104	72.5	170	110	1	4.7	1.4	49	34	15	1.94	0.2	0.34	2.48
2	20000429	7.23	3.79	187	155.4	210	107	1	4.7	1.4	58	28	30	3.02	0.26	0.34	2.53
2	20000430	6.53	2.68	63	31.7	165	110	0.9	5.1	1.4	34	28	6	1.49	0.23	0.37	2.68
2	20000430	6.72	2.76	79	47.6	155	107	0.9	5	1.4	36	32	4	1.79	0.23	0.36	2.61
2	20000430	6.73	2.77	81	49.6	170	104	0.91	4.9	1.4	33	27	6	1.78	0.23	0.35	2.6
2	20000501	6.71	2.68	76	44.6	170	102	0.9	4.8	1.3	36	31	5	1.67	0.21	0.35	2.57
2	20000501	6.65	2.6	66	34.6	155	99	0.87	4.8	1.4	37	32	5	1.5	0.21	0.34	2.5
2	20000501	6.83	2.64	86	54.5	134	94	0.91	4.5	1.3	34	28	6	1.83	0.2	0.32	2.42
2	20000502	6.68	2.55	76	44.6	143	91	0.87	4.3	1.3	40	32	8	1.7	0.17	0.32	2.37
2	20000502	6.72	2.55	78	46.6	143	91	0.92	4.3	1.3	26	19	7	1.73	0.22	0.31	2.35
2	20000502	6.64	2.37	71	39.6	155	86	1.1	4	1.2	34	29	5	1.56	0.21	0.29	2.24
2	20000503	6.68	2.48	77	45.6	149	87	1	4.2	1.3	41	34	7	1.69	0.18	0.3	2.28
2	20000503	6.68	2.5	73	41.6	147	87	0.89	4.3	1.3	38	27	11	1.6	0.22	0.31	2.33
2	20000503	6.44	2.22	48	16.7	149	84	1.1	4.1	1.3	31	24	7	1.13	0.21	0.29	2.25
2	20000503	6.97	2.78	110	78.5	140	84	0.87	4.1	1.3	46	27	19	2.39	0.21	0.3	2.22
2	20000504	6.21	2.18	42	11.0	141	87	0.94	4.2	1.3	37	35	2	0.96	0.2	0.3	2.31
2	20000504	6.74	2.55	84	52.6	141	80	1	4.1	1.3	33	24	9	1.79	0.2	0.3	2.29
2	20000504	6.8	2.39	88	56.5	135	71	0.93	3.6	1.2	42	32	10	1.82	0.18	0.26	2.12
2	20000515	6.61	1.73	61	29.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	16	12	4	1.13	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000517	6.71	1.87	87	55.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	19	13	6	1.67	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000517	6.53	1.69	70	38.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	22	17	5	1.33	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000518	6.42	1.68	58	26.8	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	18	17	1	1.14	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000518	6.58	1.7	63	31.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	22	18	4	1.18	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000518	6.57	1.67	64	32.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	22	19	3	1.21	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000519	6.54	1.62	60	28.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	24	21	3	1.16	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000519	6.62	1.63	60	28.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	22	20	2	1.11	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000528	6.54	1.28	60	28.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	37	34	3	0.99	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000529	6.35	1.23	46	14.8	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	30	26	4	0.72	#N/A	#N/A	#N/A
2	20000608	6.6	1.28	63	31.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	18	14	4	1.02	#N/A	#N/A	#N/A

St.	Prøve Tatt	pH	KOND mS/m	Alk $\mu\text{mol/l}$	Alk* $\mu\text{mol/l}$	Tot-N/L $\mu\text{g/l N}$	NO3-N $\mu\text{g/l N}$	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	Al/R $\mu\text{g/l}$	Al/II $\mu\text{g/l}$	Al-L $\mu\text{g/l}$	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l
3	19991201	5.71	2.43	42	12.3	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	0.77	#N/A	#N/A	#N/A
3	20000205	6.66	2.73	80	48.6	105	44	1.2	5.3	1	67	61	6	1.62	0.14	0.33	2.84
3	20000223	6.73	3.49	93	61.6	200	150	0.68	6.3	1.6	25	18	7	2.3	0.34	0.5	2.98
3	20000420	6.54	2.34	67	35.7	195	77	1.7	3.9	1.3	89	75	14	1.36	0.14	0.26	2.47
3	20000421	6.51	2.4	69	37.7	160	94	1.5	4.2	1.3	78	74	4	1.32	0.14	0.27	2.53
3	20000423	6.71	3.13	88	56.6	205	155	0.95	5.1	1.5	58	51	7	2.05	0.27	0.41	2.86
3	20000427	6.58	2.43	78	46.6	165	98	1.4	3.6	1.2	74	67	7	1.56	0.16	0.28	2.43
4	19991201	6.26	2.27	58	26.9	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	1.09	#N/A	#N/A	#N/A
4	20000205	6.45	2.62	65	33.7	119	40	1.2	5.4	1.1	70	61	9	1.32	0.15	0.34	2.92
4	20000223	6.69	3.49	90	58.6	190	150	0.75	6.4	1.6	27	19	8	2.25	0.34	0.5	3.07
4	20000403	6.41	3.26	61	29.8	143	101	1	6.8	1.5	65	67	0	1.51	0.28	0.45	3.33
4	20000420	6.42	2.3	59	27.8	165	72	1.8	4.1	1.3	87	84	3	1.19	0.14	0.26	2.56
4	20000421	6.4	2.38	59	27.8	149	90	1.5	4.2	1.3	83	80	3	1.16	0.14	0.28	2.66
4	20000423	6.62	3.05	80	48.6	270	150	0.97	5.2	1.5	60	53	7	1.87	0.26	0.4	2.85
4	20000427	6.52	2.47	72	40.7	155	98	1.3	4	1.3	75	72	3	1.5	0.17	0.29	2.53
4	20000515	6.54	1.43	69	37.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	21	16	5	1.18	#N/A	#N/A	#N/A
4	20000529	6.52	1.7	92	60.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	29	25	4	1.86	#N/A	#N/A	#N/A
12	19991201	5.14	1.87	28	3.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	0.21	#N/A	#N/A	#N/A
12	20000205	5.12	2.05	26	2.0	78	24	0.81	4.3	0.8	41	24	17	0.18	0.09	0.22	2.39
12	20000223	5.15	3.41	26	1.5	132	90	0.72	7.7	1.3	96	27	69	0.53	0.15	0.46	3.76
12	20000420	5.18	1.59	29	4.0	144	72	1.4	2.8	0.9	67	50	17	0.17	0.08	0.15	1.74
12	20000421	5.25	1.36	29	3.0	134	58	1.4	2.3	0.8	57	48	9	0.13	0.08	0.12	1.48
12	20000422	5.18	1.66	28	3.0	180	110	1.1	2.6	1.2	59	40	19	0.17	0.09	0.16	1.67
12	20000423	5.29	1.36	30	3.5	143	82	1.2	2	0.9	53	42	11	0.17	0.08	0.13	1.46
12	20000427	5.33	1.1	30	3.1	122	50	1.5	1.6	0.8	57	57	0	0.11	0.06	0.09	1.2
13	19991201	4.96	3.27	22	1.3	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	0.31	#N/A	#N/A	#N/A
13	20000205	4.99	3.38	23	1.6	111	55	0.6	7.5	1.3	106	22	84	0.26	0.14	0.44	3.83
13	20000223	4.94	4.76	20	-0.1	185	147	0.44	11.1	1.3	225	22	203	0.49	0.19	0.7	4.92
13	20000420	5	3.15	24	2.4	170	123	0.98	6.4	1.5	128	40	88	0.28	0.13	0.38	3.44
13	20000421	5	3.52	23	1.4	222	160	0.89	7.2	1.7	139	38	101	0.3	0.15	0.44	3.77
13	20000423	5.01	3.23	23	1.2	240	180	0.72	6.3	1.8	111	28	83	0.27	0.15	0.4	3.51
13	20000427	5.13	2.34	26	1.8	310	94	0.92	4	1.3	81	36	45	0.2	0.11	0.26	2.71
14	19991201	4.89	3.25	18	-0.7	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	0.33	#N/A	#N/A	#N/A
14	20000205	4.93	2.42	22	2.1	75	11	1.4	4.8	1	70	45	25	0.22	0.11	0.27	2.66
14	20000223	4.89	3.7	19	0.3	113	63	1	8.1	1.4	134	40	94	0.41	0.15	0.52	3.78
14	20000420	5.07	2.12	27	3.9	120	34	2.1	3.3	1	96	73	23	0.22	0.11	0.22	2.42
14	20000421	5.08	1.95	26	2.7	128	40	2.3	3.4	1.1	105	84	21	0.19	0.11	0.18	2.15
14	20000423	5.09	1.94	26	2.5	138	66	1.8	2.9	1.1	86	67	19	0.18	0.11	0.19	2.14
14	20000427	5.19	1.61	28	2.8	128	34	2	2.5	1	88	74	14	0.14	0.09	0.15	1.83

St.	Prøve Tatt	pH	KOND mS/m	Alk µmol/l	Alk* µmol/l	Tot-N/L µg/l N	NO3-N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	Al-L µg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l
11	19991201	5.1	2.63	28	4.3	60	29	0.56	5.6	1	115	21	94	0.34	0.12	0.37	2.56
11	20000205	5.09	2.74	26	2.5	86	40	0.68	6.1	1	95	24	71	0.3	0.14	0.37	3.06
11	20000206	5.11	2.62	25	1.1	75	43	0.56	5.7	1.1	96	22	74	0.28	0.13	0.35	2.98
11	20000207	5.14	2.32	26	1.6	71	33	0.75	5	1	89	30	59	0.22	0.11	0.29	2.63
11	20000208	5.13	2.79	26	1.8	71	44	0.49	6.2	1.1	115	20	95	0.32	0.13	0.39	3.12
11	20000223	5.21	2.98	27	1.5	99	70	0.4	6.8	1.2	125	14	111	0.47	0.16	0.44	3.21
11	20000403	5.07	3.43	26	2.9	95	65	0.65	8	1.2	147	22	125	0.49	0.18	0.48	3.61
11	20000420	5.19	2.31	28	2.8	120	73	0.85	4.6	1.3	93	39	54	0.25	0.12	0.27	2.58
11	20000421	5.2	2.2	29	3.7	128	73	0.91	4.4	1.2	89	39	50	0.25	0.13	0.25	2.48
11	20000422	5.18	2.25	28	3.0	134	94	0.82	4	1.3	85	33	52	0.25	0.12	0.26	2.48
11	20000423	5.2	2	29	3.7	122	82	0.79	3.3	1.2	84	34	50	0.24	0.11	0.23	2.25
11	20000427	5.26	1.89	28	1.9	99	57	0.89	3.2	1.2	78	35	43	0.22	0.11	0.21	2.1
11	20000429	5.36	1.46	30	2.7	90	42	0.97	2.8	1.1	65	35	30	0.13	0.07	0.15	1.69
11	20000429	5.34	1.38	29	2.0	86	34	1	2.3	1	59	34	25	0.17	0.06	0.14	1.56
11	20000429	5.42	1.24	30	2.2	99	30	1.1	2.1	1	60	38	22	0.15	0.09	0.13	1.47
11	20000430	5.36	1.34	29	1.7	86	30	0.95	2.3	1.1	57	35	22	0.18	0.08	0.13	1.54
11	20000430	5.37	1.25	29	1.6	72	25	1	2.1	1	54	33	21	0.14	0.07	0.12	1.44
11	20000430	5.42	1.22	30	2.2	78	26	0.97	2	1	55	33	22	0.13	0.07	0.12	1.38
11	20000501	5.5	1.32	31	2.5	111	30	0.98	2.3	1.1	47	27	20	0.18	0.09	0.13	1.55
11	20000501	5.55	1.27	32	3.2	144	20	1.5	2.1	1.1	31	26	5	0.15	0.06	0.13	1.5
11	20000501	5.44	1.14	30	2.0	80	23	1	1.9	1	54	35	19	0.13	0.07	0.11	1.32
11	20000502	5.42	1.2	28	0.2	80	29	1	1.9	1	51	33	18	0.18	0.08	0.12	1.37
11	20000502	5.36	1.17	26	-1.3	83	29	0.97	1.9	1	59	35	24	0.16	0.07	0.11	1.34
11	20000502	5.36	1.11	26	-1.3	83	33	1	1.6	1	60	37	23	0.17	0.06	0.11	1.24
11	20000503	5.42	1.22	28	0.2	90	38	1.1	1.9	1.1	55	33	22	0.15	0.09	0.12	1.37
11	20000503	5.39	1.26	27	-0.5	92	31	0.94	2.1	1.1	57	35	22	0.14	0.1	0.13	1.44
11	20000503	5.37	1.13	27	-0.4	86	27	1	1.8	1	55	36	19	0.15	0.08	0.11	1.3
11	20000503	5.39	1.14	27	-0.5	81	27	0.87	1.8	1	59	37	22	0.16	0.08	0.11	1.3
11	20000504	5.42	1.29	28	0.2	87	31	0.83	2.2	1.1	55	31	24	0.2	0.08	0.13	1.49
11	20000504	5.34	1.34	26	-1.0	77	31	0.86	2.2	1.2	60	31	29	0.18	0.08	0.13	1.53
11	20000504	5.46	1.18	28	-0.2	108	23	1.2	1.9	1	61	37	24	0.19	0.1	0.11	1.36
11	20000505	5.42	1.26	26	-1.8	86	27	0.96	2.1	1.1	49	29	20	0.2	0.08	0.12	1.46
11	20000515	5.56	0.99	32	3.1	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	40	26	14	0.09	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000517	5.45	0.85	31	2.9	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	37	22	15	0.08	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000517	5.51	0.79	33	4.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	45	32	13	0.08	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000518	5.55	0.83	32	3.2	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	49	36	13	0.08	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000518	5.49	0.87	32	3.6	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	45	32	13	0.12	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000518	5.5	0.83	31	2.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	42	32	10	0.07	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000519	5.51	0.93	32	3.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	40	30	10	0.1	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000519	5.46	0.97	31	2.8	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	42	29	13	0.09	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000528	5.62	0.82	33	3.8	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	58	48	10	0.09	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000529	5.58	0.93	32	3.0	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	41	34	7	0.16	#N/A	#N/A	#N/A
11	20000608	5.67	0.84	32	2.5	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	36	25	11	0.14	#N/A	#N/A	#N/A

Vedlegg C. Nåværende doseringsprogram i Ekso

Tilrenning til Ekso oppstrøms doseringsanlegg

- Vannmengde (Q_1) (m^3/s) som skal kalkes:
Måles i Ekso oppstrøms doserer (vannstand + vannføringskurve)
- Dose $CaCO_3$ (D_1) (g/m^3):
Bestemmes ut fra pH-signal fra Ekso oppstrøms doserer. $CaCO_3$ -dosen beregnes ut fra hellingsvinkel på titreringskurve fra vassdraget.
- Kalkdosering i anlegg (K_1) (g/s):
 $K_1 = (D_1 * Q_1) / (CaCO_3\text{-innhold i kalk} * \text{forventet oppløsning}) (g/s)$

 $CaCO_3$ -innhold i kalken, f.eks. 90% legges inn som 0,9, og forventet oppløsning f.eks. som 0,7.

Tilrenning til Ekso nedstrøms doseringsanlegg

- Vannmengde (Q_2) (m^3/s) som skal kalkes:

 $Q_2 = Q_{TV} * (A_2 / A_{TV}) (m^3/s)$

der:

 $Q_2 =$ Tilsig fra restfelt nedstrøms doseringsanlegg (m^3/s)
 $Q_{TV} =$ Vannføring i Tverrdalsbekken (m^3/s) (Bekken renner ut i Ekso ved doseringsanlegget)
 $A_2 =$ Areal av hele restfeltet nedstrøms doseringsanlegget, inkl. Tverrdalsbekken ($29,9 km^2$)
 $A_{TV} =$ Areal av Tverrdalsbekkens nedbørfelt ($3,8 km^2$)
- Dose $CaCO_3$ (D_2) (g/m^3)

 $D_{pH\ 6,5}$ (1. Feb.-15. Jun.) = 2,5 (g/m^3) (snitt av titrerkurver)
 $D_{pH\ 6,2}$ (ellers i året) = 1,6 (g/m^3) (snitt av titrerkurver)
- Kalkdosering i anlegg (K_2) (g/s)

 $K_2 = (D_2 * Q_2) / (CaCO_3\text{-innhold i kalk} * \text{forventet oppløsning}) (g/s)$

Samlet kalkdoseringsbehov (K), til avsyring av alt vann som renner gjennom restfeltet

$$K = K_1 + K_2 (g/s)$$