

# Reviderte kalkingsplaner for Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

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

**NIVA Midt-Norge**

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

Tittel Reviderte kalkingsplaner for Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget.	Løpenr. (for bestilling) 6032-2010	Dato 19.10.2010
	Prosjektnr. Undernr. 29197	Sider Pris 35
Forfatter(e) Øyvind A. Garmo, Atle Hindar, Frode Kroglund	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sogn og Fjordane	Oppdragsreferanse 2009/5304-414
---	------------------------------------

**Sammendrag**

I Guddalsvassdraget ble omfattende kalkingstiltak iverksatt i 1997/1998. Siden den gang har man sett en positiv utvikling i laksebestand og bunndyrfauna. Syretilførselen har blitt betydelig lavere siden kalkingen tok til, men det forekommer episoder da pH-målet for anadrom strekning ikke oppnås. Sure sidevassdrag i nedre del utgjør den største vannkjemiske trusselen mot laks og sjøaure. Det virker derfor hensiktsmessig å sikre stabilt god vannkvalitet i sideelvene Espedalselva og Hovlandselva som også utgjør viktige gyte- og oppvekstområder. Terrengekalking eller kontinuerlig dosering av kalk eller silikatlut er aktuelle tiltak.

I Høyangervassdraget har forsuring og aluminium forårsaket problemer for laksebestanden i mange år. Det er nå planer om å bygge nytt kraftverk i Eiriksdalen noe som vil gi høyere vannføring og potensielt bedre betingelser for gyting og smoltproduksjon. For å utnytte dette potensialet bør imidlertid vannkvaliteten bli bedre. Vi anbefaler kalking av vannet fra nye Eiriksdal kraftverk og videreføring av pågående kalkingsaktiviteter i sideløp.

Fire norske emneord 1. Vassdrag 2. Sur nedbør 3. Laksefisk 4. Kalkingsplan	Fire engelske emneord 1. Watercourse 2. Acid precipitation 3. Salmonidae 4. Liming
--	--

*Øyvind Garmo*  
**Øyvind A. Garmo**  
Prosjektleder

*Brit Lisa Skjelkvåle*  
**Brit Lisa Skjelkvåle Monsen**  
Forskningsleder

*Brit Lisa Skjelkvåle*  
**Brit Lisa Skjelkvåle Monsen**  
For ledelsen

ISBN 978-82-577-5767-0

# **Reviderte kalkingsplaner for Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget**

## Forord

NIVA har på oppdrag fra Fylkesmannen i Sogn- og Fjordane gjennomgått tilgjengelige data for vannkjemi og biologi og utarbeidet reviderte kalkingsplaner for Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget.

Randi Saksgård (NINA), Merete Farstad (Fylkesmannen i Sogn og Fjordane), Svein Arne Forfod (Høyanger kommune) og Sven-Erik Gabrielsen (LFI, Unifob Miljøforskning) bidro med data og informasjon. Ann Kristin Lien Schartau (NINA), Godtfred Anker Halvorsen (LFI, Unifob, Universitetet i Bergen) og Bjørn T. Barlaup (LFI, Unifob, Universitetet i Bergen) bidro med konstruktive kommentarer til et tidligere utkast. Merete Farstad (Fylkesmannen i Sogn og Fjordane) kom med konstruktive innspill underveis. Jeg vil rette en takk til alle som har bidratt.

Hamar, 23. september 2010

*Øyvind A. Garmo*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Vassdragsbeskrivelse</b>	<b>7</b>
2.1 Guddalsvassdraget	7
2.1.1 Generelt	7
2.1.2 Kalking i vassdraget	8
2.1.3 Hydrologi og vannkjemi	9
2.1.4 Konsentrasjon av aluminium i gjellevev	16
2.1.5 Biologisk status	17
2.2 Høyangervassdraget	18
2.2.1 Generelt	18
2.2.2 Hydrologi og regulering	19
2.2.3 Kalking i vassdraget	21
2.2.4 Vannkjemi og konsentrasjoner av aluminium i gjellevev	21
2.2.5 Biologisk status	26
<b>3. Kalkingsplan</b>	<b>27</b>
3.1 Guddalsvassdraget	27
3.2 Høyangervassdraget	30
<b>4. Referanser</b>	<b>32</b>

## Sammendrag

**Guddalsvassdraget.** Det er nå god naturlig rekruttering av laks i vassdraget, og utviklingen i bunndyrfaunaen har vært positiv etter at kalkingen tok til. Fangsten av sjøaure har holdt seg på et lavt, men relativt stabilt nivå. Kalkingsstrategien i Guddalsvassdraget kan derfor anses som vellykket selv om pH-målet på 6,2 i perioder har blitt underskredet.

I senere år har syretilførselen sunket betydelig. Det er derfor spørsmål om kalkingen kan trappes ned eller om strategien bør endres. Den største vannkjemiske trusselen mot laks og sjøaure utgjøres nå av sure sideelver som i perioder også påvirker vannkvaliteten i nedre del av hovedelva. De viktigste av disse er Espedalselva og Hovlandselva som også representerer viktige gyte- og oppvekstområder.

Etter vår oppfatning er det hensiktsmessig å iverksette tiltak for å sikre en stabilt god vannkvalitet i disse. Det er tre tiltak som da er aktuelle: terrengkalking, kontinuerlig dosering av kalk eller silikatlut. Robuste tiltak i nevnte sideelver kan etter vår oppfatning kombineres med en prøvestans av hoveddoserer ved Tuland. Bakgrunnen for dette er at gjennomsnittlig konsentrasjon av uorganisk monomert aluminium i innløpsvannet til Hovlandsdalsvatnet er relativt lav ( $< 10\text{-}20 \mu\text{g/L}$ ). Det forekommer episoder med høyere konsentrasjoner ( $> 50 \mu\text{g/L}$ ) oppstrøms Hovlandsdalsvatnet, men fortykning bidrar til at disse får mindre betydning ved utløpet av innsjøen. Forutsetningen for prøvestans er at utviklingen følges nøye over tid og at kalking kan gjenopptas på kort varsel.

Øvrige kalkingstiltak som ikke er en del av behandlingsstrategien for anadrom fisk kan etter vår vurdering avsluttes.

**Høyangervassdraget.** Aluminium og forsurening har forårsaket problemer for laksebestanden i dette vassdraget i mange år. Det er nå planer om å bygge nytt kraftverk i Eiriksdalen noe som vil gi høyere vannføring og potensielt bedre betingelser for gyting og smoltproduksjon. For å utnytte dette potensialet bør imidlertid vannkvaliteten bli bedre.

Vi anbefaler kontinuerlig kalking av vannet fra nye Eiriksdal kraftverk. Vi foreslår at man setter pH-mål som varierer gjennom året slik at man tar hensyn til laksens sårbarhet under smoltifiseringen. Vi anbefaler videreføring av pågående kalkingsaktiviteter i sideløp som representerer gyte- og oppvekstområder for laks og sjøaure.

## Summary

Title: Revised liming plans for Guddal watercourse and Høyanger watercourse, W Norway

Year: 2010

Author: Øyvind A. Garmo, Atle Hindar, Frode Kroglund

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5767-0

**Guddal watercourse.** The innate recruitment of salmon in the water course is now good, and the development in the macroinvertebrate fauna has been positive since the liming started. The numbers of sea trouts caught have been low, but relatively stable. The liming strategy in the Guddal water course can therefore be considered as successful even if the pH target of 6.2 has not always been achieved.

The deposition of acid has decreased significantly in later years. It is therefore a question whether the liming can be reduced or the strategy changed. Acidic tributary rivers that at times also affect the water quality in the lower parts of the main river currently constitutes the greatest water chemical threat against salmon and sea trout. The most important of these tributaries are Rivers Espedalselva and Hovlandselva which also represent important areas for spawning and growth.

Our opinion is that it will be appropriate to take measures to secure a stable and good water quality in these tributaries. Three measures are relevant: catchment liming, or continuous dosing of lime or silicate lye. It is our view that robust measures in the above mentioned tributaries can be combined with a trial stop of the main dosing station at Tuland. The reason is that the mean concentration of inorganic monomeric aluminium in the inlet water of Lake Hovlandsdalsvatn is relatively low ( $< 10\text{-}20\ \mu\text{g/L}$ ). Episodes with higher concentration ( $> 50\ \mu\text{g/L}$ )s occur upstream of Lake Hovlandsdalsvatn, but these are of less importance at the outlet of the lake because of dilution. The consequences of a trial stop should be monitored carefully over time, and liming should quickly be resumed if water quality is not satisfactory. Remaining liming activities which are not part of the liming strategy for anadromous fish can be terminated.

**Høyanger watercourse.** Aluminium and acidification have caused problems for the salmon population for many years. There are now plans for a new hydroelectric power plant in Eiriksdalen that will give more water in the river and potentially better conditions for spawning and smolt production. However, the potential can not be fully realised unless the water quality improves.

We recommend continuous liming of the water from the new Eiriksdal power station. The pH target should be different for different seasons because of the vulnerability of the smolt stage. We recommend continuation of proceeding liming activities in tributaries that represent important areas for spawning and growth of salmon and sea trout.

# 1. Innledning

Nedfall av svovel- og nitrogenforbindelser gjør at jordsmonn og vann blir utsatt for syrer. Dersom jordsmonn og berggrunn i nedbørfeltet har liten evne til å nøytralisere syrene, blir avrenningsvannet surt. Forsuringen fører til mobilisering av aluminium fra jorda, og aluminium i surt vann er giftig for blant annet fisk (Cronan og Schofield 1979). Vannlevende organismer har ulike tålegrenser for surt vann og aluminium, men selv moderat surt vann og relativt lave konsentrasjoner av aluminium er giftig for noen arter (Gensemer og Playle 1999). I Norge har forsuring medført omfattende skader på økosystemer i ferskvann (Lien et al. 1996; Sandøy og Langåker 2001). Reduserte utslipp av svovel i Europa har medført at konsentrasjonene av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 63-87 % fra 1980 til 2008. Nitrogenutslippene går også ned. Forsuring av ferskvann i Norge er derfor avtagende, men er fortsatt et problem i store deler av Sør-Norge (SFT 2009).

Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget ligger begge nord for Sognefjorden. Området er ikke blant dem som mottar mest av lufttransporterte forsurende forbindelser, men geokjemiske og hydrologiske aspekter gjør at disse vassdragene likevel er sårbare for forsuring. I Guddalsvassdraget hadde laksestammen status som truet, og det var lite av forsuringfølsomme arter av evertebrater (Raddum 1995). Fullkalking ble startet i 1997 og utviklingen i biologisk status har deretter vært positiv. I senere år har det imidlertid vært vanskeligheter med å oppfylle pH-målet for kalkingen (DN 2000-2009).

Høyangervassdraget har vært utsatt for episoder med fiskedød som følge av forsuring (Åtland et al. 1998a), men er ikke fullkalket. Vassdraget er kraftig regulert, noe som trolig også har hatt negativ innvirkning på fiskebestander. Nå skal det etter planen bygges et nytt kraftverk som vil gi betydelig høyere vannføring på laks- og sjøaureførende (anadrom) strekning. Dette gir økt potensiale for fiskeproduksjon, men spørsmålet er om vannkvaliteten er god nok til at dette kan realiseres.

Ved siden av internasjonale avtaler om utslippsreduksjon har kalking av vassdrag vært det viktigste virkemidlet for å motvirke forsuringsskader. Bruk av silikatlut er en metode som har blitt testet ut i senere år.

I denne rapporten har vi gjennomgått tilgjengelige data for vannkjemi og biologi i Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget og utarbeidet reviderte kalkingsplaner med råd angående dosering av kalk/silikat i vassdragene.

## 2. Vassdragsbeskrivelse

### 2.1 Guddalsvassdraget

#### 2.1.1 Generelt

Guddalsvassdraget (Figur 1) ligger i Fjaler, Hyllestad, Gaular og Høyanger kommuner i Sogn og Fjordane. Det totale nedbørfeltet er 263 km<sup>2</sup>. Både høyt- og lavtliggende deler av vassdraget inneholder en rekke innsjøer. Disse preger særlig nedre del av vassdraget, hvor det kun er korte elvestrekninger mellom innsjøene. Delfeltene til Tjøredalselva og Guddalselva i øvre del kommer sammen før Hovlandsdalsvatnet, som er den største innsjøen i vassdraget.

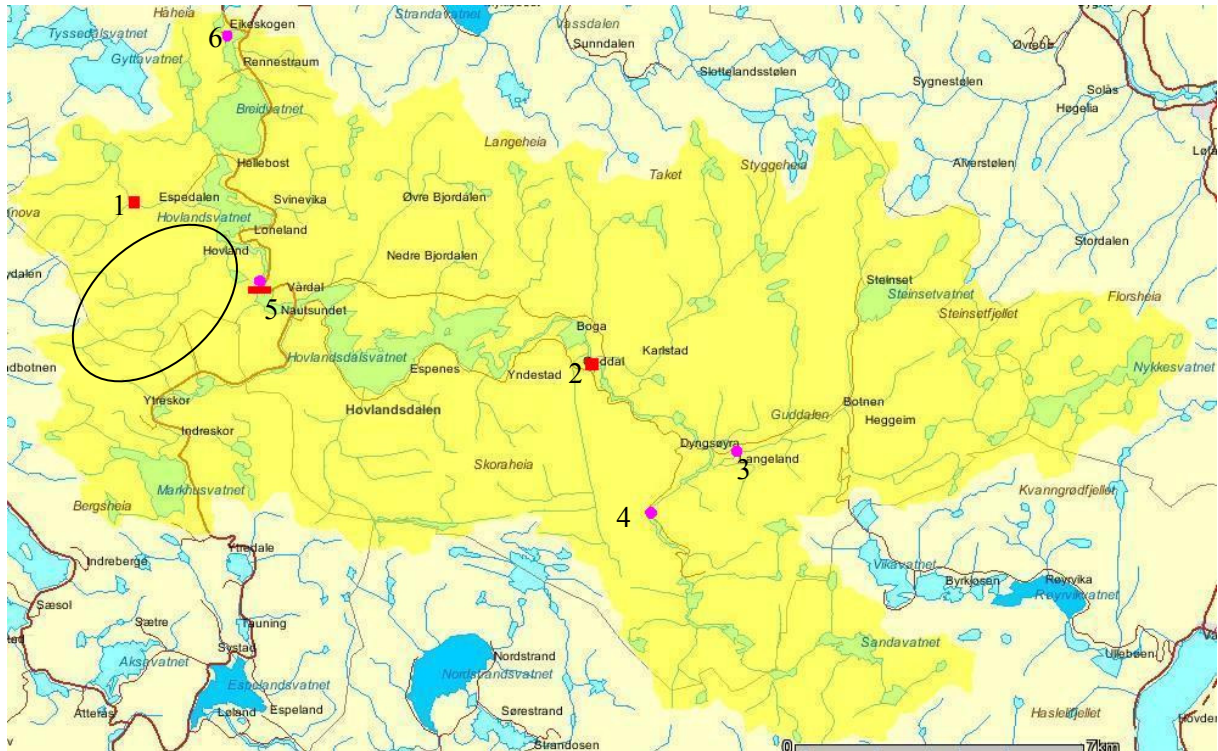
Den anadrome (lakse- og sjøaureførende) strekningen på omtrent 8 km går opp til Nautsundsvatnet, og avgrenses effektivt av Harefossen ved innsjøens utløp. Noen av sideelvene i nedre del, særlig



Hovlandselva og Espedalselva, representerer også gyte- og oppvekstområder for sjøaure og laks (DN 2000-2009). Disse to sideelvene har hver en anadrom strekning på omtrent 0,5 km. Den anadrome strekningen i hovedelva er sterkt dominert av innsjøene Breidvatnet og Hovlandsvatnet (som ikke må forveksles med Hovlandsdalsvatnet).

Den opprinnelige laksestammen er bevart i Guddalsvassdraget (Merete Farstad, personlig meddelelse).

Berggrunnen er dominert av tungt nedbrytbare bergarter som gneis med granittisk og granodiorittisk sammensetning. Innslag av mindre harde bergarter som båndgneis, glimmergneis og hornblende finnes også.



Figur 1: Guddalsvassdraget. Kalkdoserere er markert med røde kvadrater (1 Espedalsdosereren, 2 Tulandsdosereren), og vannprøvetakingspunkter er markert med rosa punkter (3 Guddalselva, 4 Tjoredalselva, 5 Harefossen, 6 Trollefossen). Absolutt vandringshinder for anadrom fisk er markert som et rødt rektangel. Den markerte ovalen indikerer det terrengkalkede Hovlandsfeltet. Utløpet i fjorden er rett nord for Trollefoss (punkt 6). Kart fra NVE.

### 2.1.2 Kalking i vassdraget

Hindar et al. (1995) utarbeidet en kalkingsplan i 1995. Hoveddosereren ved Tuland og dosereren i sidelva Espedalselva ble satt i drift mot slutten av 1997 etter oppkalking av Hovlandsdalsvatnet. Hovlandsfeltet (8 km<sup>2</sup>), som er et sidefelt i Guddalsvassdraget, ble terrengkalket med en relativt lav dose (1 tonn/ha) av grovdolomitt (90 % < 1 mm; 20% < 0,15 mm) i månedskiftet september/oktober 1998. I tillegg ble en rekke innsjøer i vassdraget kalket sporadisk fram til 2003, men ikke i senere år. I tidsrommet 1998-2000 ble det totalt dosert ut mellom 1600 og 1900 tonn kalsiumkarbonat per år (terrengkalking ikke medregnet), mens doseringen i senere år har ligget mellom 648 og 1148 tonn (DN 2009).

Fram til 2001 varierte vannkvalitetsmålet for kalkingen gjennom året. pH-mål i anadrom strekning var pH over 6,2 fra 15. feb til 31. mars, pH over 6,4 fra 1. april til 31. mai og pH over 6,0 resten av året.

Disse periodedefinerte pH-målene er vanlig i de aller fleste kalkede vassdrag i Norge. I Guddalsvassdraget viste det seg imidlertid vanskelig å gjennomføre dette uten kalkdosering nær anadrom strekning. Vassdraget har moderate konsentrasjoner av humus og relativt lave konsentrasjoner av giftig aluminium, slik at pH-målet i 2001 ble justert til 6,2 for hele året. Den relativt lange oppholdstiden i Hovlandsdalsvatnet bidrar dessuten til at aluminium rekker å avgiftes før anadrom strekning, selv om reaksjonen tar lengre tid ved pH 6.2 enn ved 6.4.

Vannkvaliteten ble raskt bedre etter at fullkalkingen kom i gang i 1997 og holdt seg stort sett over pH-målet fram til 2004. I senere år har imidlertid ikke vannkvalitetsmålet blitt nådd. Dette blir diskutert grundigere i neste delkapittel.

### 2.1.3 Hydrologi og vannkjemi

Guddalsvassdraget ligger i et svært nedbørrikt område, med en årsnedbør på rundt 3000 mm. Ifølge NVE er spesifikk avrenning 94,5 L/s/km<sup>2</sup> og midlere vannføring ved utløpet er 25 m<sup>3</sup>/s. Det totale avløpet er 786 millioner m<sup>3</sup>/år. De minste vannføringene registreres i juli/august, mens største flom normalt inntreffer om høsten. Vannføringen om vinteren er også relativt høy på grunn av manglende snølegging og fordi nedbøren kommer som regn i mesteparten av feltet. Vassdraget er ikke regulert.

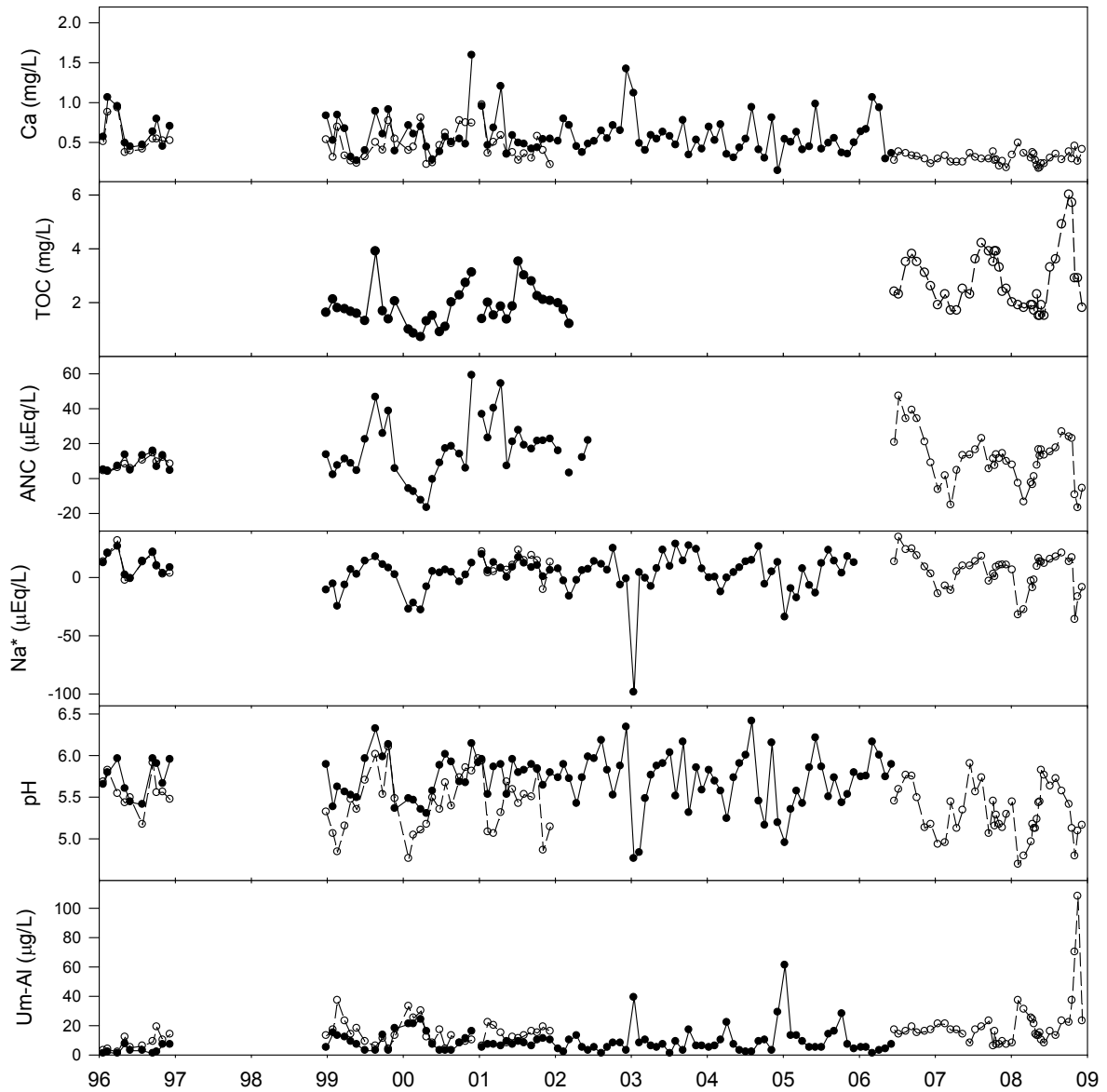
Figur 2 og 3 gir en oversikt over utviklingen til forsurningsparametere før og etter at fullkalkingen ble startet i 1997.

**Oppstrøms kalking.** Fram til 2003 var det sporadisk kalking i innsjøer oppstrøms Tulandsdosereren. Dette har neppe hatt stor betydning for vannkvaliteten, men kan ha bidratt til at pH ikke viser noen klar trend (Figur 2) til tross for mindre tilførsel av syre (se neste avsnitt). Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) i vann oppstrøms kalkingen ligger ofte lavere enn 20 µEq/L, et nivå som regnes som kritisk både for ørret (i innsjøer) (Lien et al. 1996; Hesthagen et al. 2008) og laks. ANC er på nivåer hvor laks ikke forventes å være utryddet, men hvor det forventes en svekket bestandsstatus (Kroglund et al. 2002, 2008, Lyche-Solheim et al. 2008). Kalsium, som gir en viss beskyttelse mot uorganisk monomert aluminium (Gensemer og Playle 1999), er lav. Resultatene viser også at det forekommer sjøsaltepisoder på vinterstid. Slike episoder kjennetegnes av at det beregnes negativ sjøsaltkorrigert natrium, og det måles lav pH og høy uorganisk monomert Al i forsurrede områder. Slike episoder kan derfor være giftige for fisk (Henriksen et al. 1993; Hindar et al. 1994). Sjøsaltepisoder er også dokumentert i sideelvene Espedalselva og Hovlandselva (Teien et al. 2004, 2005). Vannets humusinnhold er lavere om vinteren enn om sommeren. Humus er med på å transportere aluminium fra nedbørsfeltet og ut i vassdraget, men bidrar samtidig til å holde aluminium på en form som ikke er giftig. De fleste målingene av uorganisk monomert aluminium i Guddalselva ved Åsane ligger under 10 µg/L. I Tjøredalselva er konsentrasjonene jevnt over noe høyere (gjennomsnitt på 20 µg/L siste tre år). I begge elvene forekommer imidlertid episoder som kan gi nedsatt marin overlevelse av laks (og dermed redusert retur av gytmoden fisk) dersom de inntreffer under smoltifiseringen. I klassifiseringssystem for miljøtilstand i ferskvann, basert på prinsippene i Vanddirektivet (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009), er det foreslått kjemiske kriterier for vurdering av tilstand for laksesmolt. Hverken pH, ANC eller uorganisk monomert Al tilfredsstiller kriteriene for ”god” tilstand med hensyn til marin overlevelse av laks på dette stedet i vassdraget.

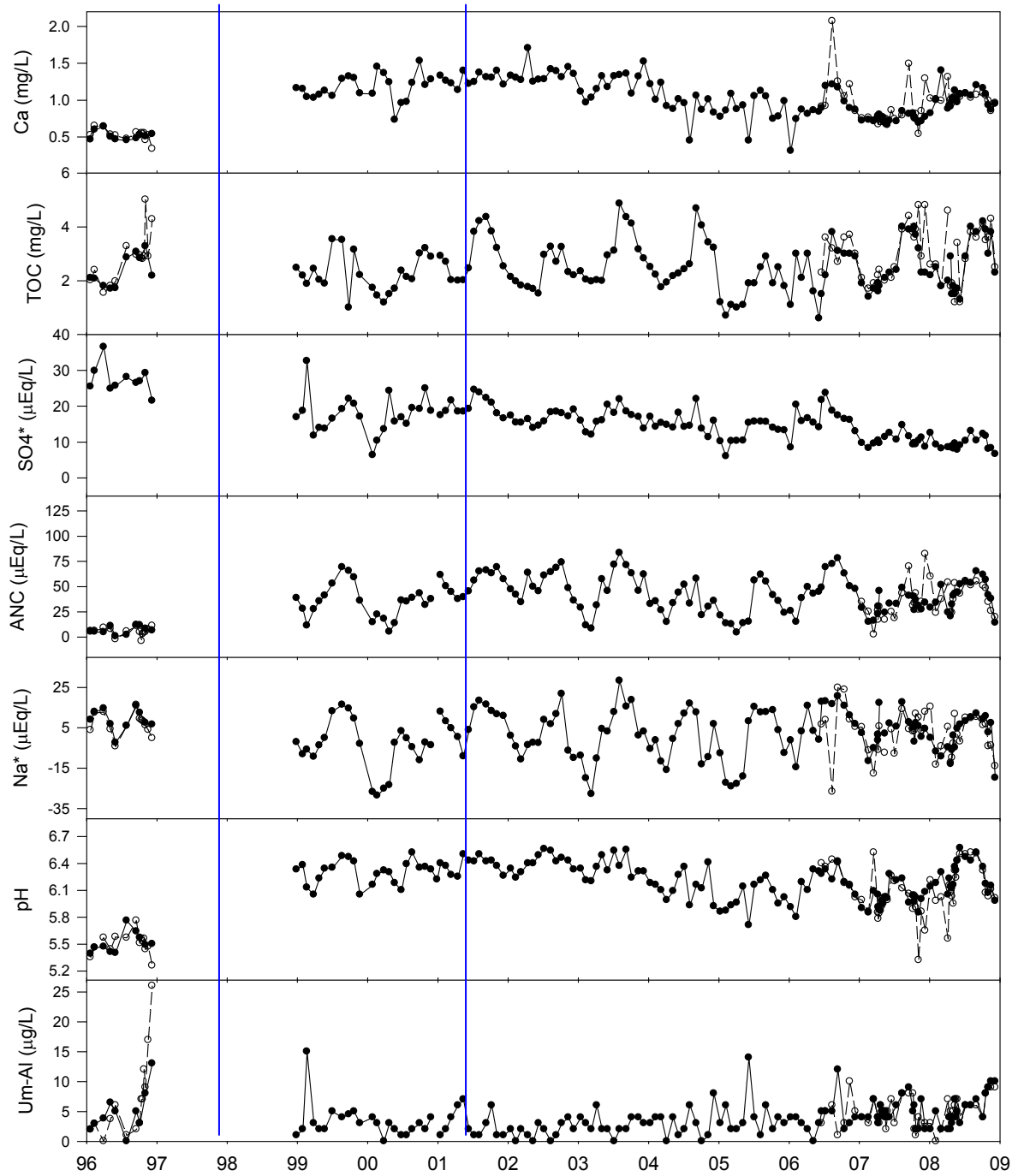
**Nedstrøms kalking.** Figur 3 viser målinger gjort i Harefossen nedstrøms Hovlandsdalsvatnet og ved Trollefossen ved utløpet. Det er verdt å merke seg at det har vært en reduksjon i ikke-marin sulfat på 60-70 % fra 1996 til 2009. Dette viser at tilførselen av sur nedbør i form av svovelsyre minker, en utvikling som også er dokumentert regionalt (Skjelkvåle et al. 2008). Kalkingen har ført til nær en dobling av gjennomsnittlig kalsiumkonsentrasjon sammenlignet med hva som finnes i ukalket vann fra vassdraget (fra ca 0,5 til ca 1,0 mg/L). Kalkingen har økt både gjennomsnittlig pH, og minimums-pH. Kalkingen har derfor gitt beskyttelse mot kroniske og akutte effekter av forsuring. Siden 2003 har det imidlertid vært tilfeller der pH har falt godt under 6,0. Det har ikke blitt registrert vesentlig økning i

konsentrasjonen av giftig aluminium i forbindelse med surstøtene. I neste avsnitt går det nærmere inn på hva som kjennetegner disse episodene.

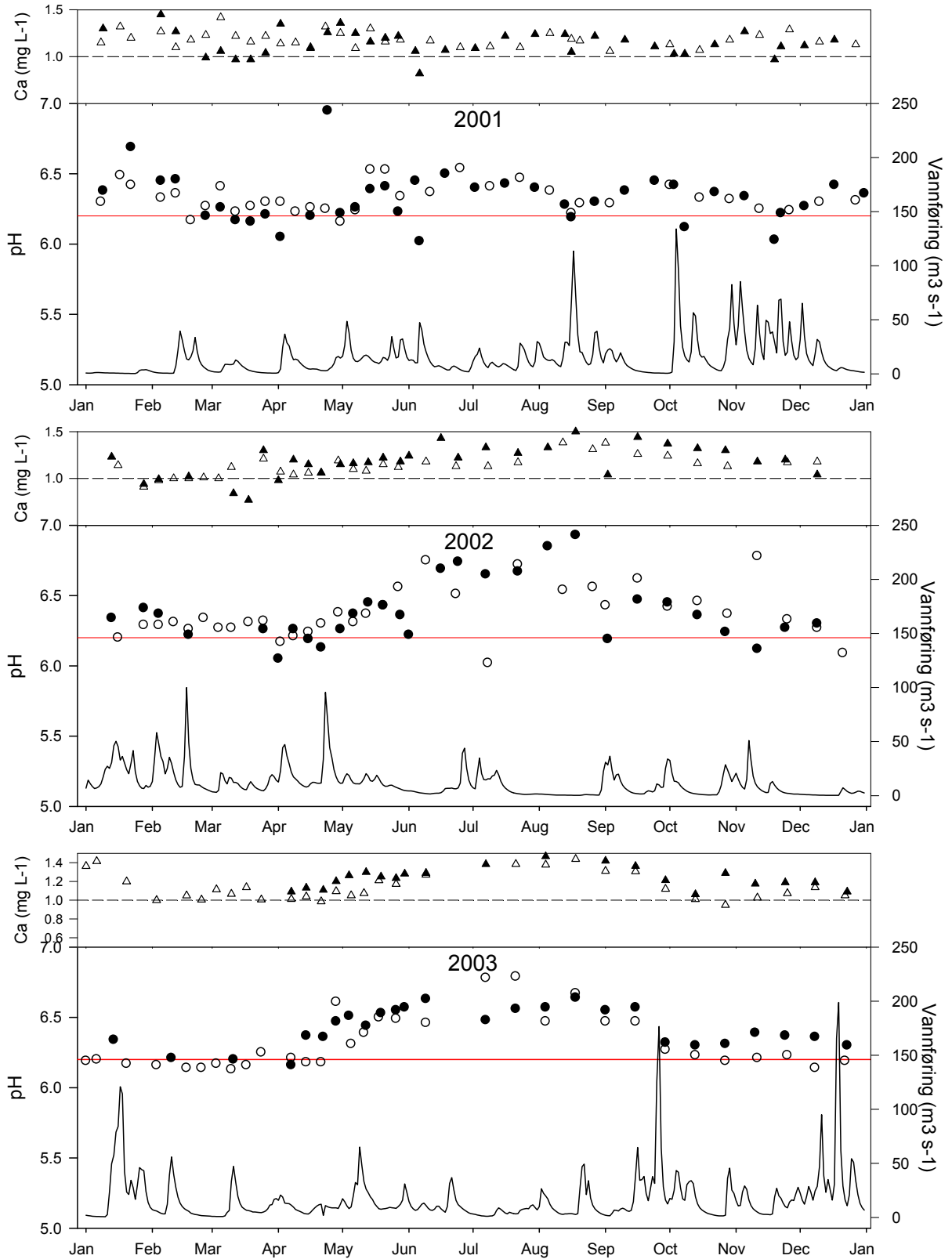
Vannføringsdata fra NVEs stasjon ved Nautsundvatn er sammenholdt med målte pH-verdier og kalsiumkonsentrasjoner fra de to hovedstasjonene ved Harefossen og Trollefossen. Resultatene viser at det etter 2003 har vært episoder der pH har falt godt under 6,0, og at utslagene er større ved utløpet (Trollefoss) enn i øverste del av den anadrome strekningen (Harefoss) (Figur 4). Det er særlig i forbindelse med høy vannføring at pH er lav. Det er verdt å merke seg at når pH er lavere ved Trollefoss enn Harefoss, så gjelder ofte det samme for kalsiumkonsentrasjonen. Dette tyder på at surt vann fra sidevassdragene i perioder dominerer vannkjemien i nedre del av hovedelva, og at det ikke doseres nok kalk til å nå gjeldende vannkvalitetsmål i nedre deler av vassdraget under slike episoder. Målt pH nedstrøms dosereren i Espedalen samvarierer med pH ved Trollefoss (Figur 5). Kalkdosereren i Espedalselva har fungert dårlig, særlig vinterstid. De sure episodene vil vanskelig la seg eliminere med økt dosering fra Tuland fordi utslagene trolig er størst når det kommer forholdsvis lite vann fra Hovlandsdalsvatn, og fordi effekten av økt kalking først må forplante seg gjennom innsjøen.

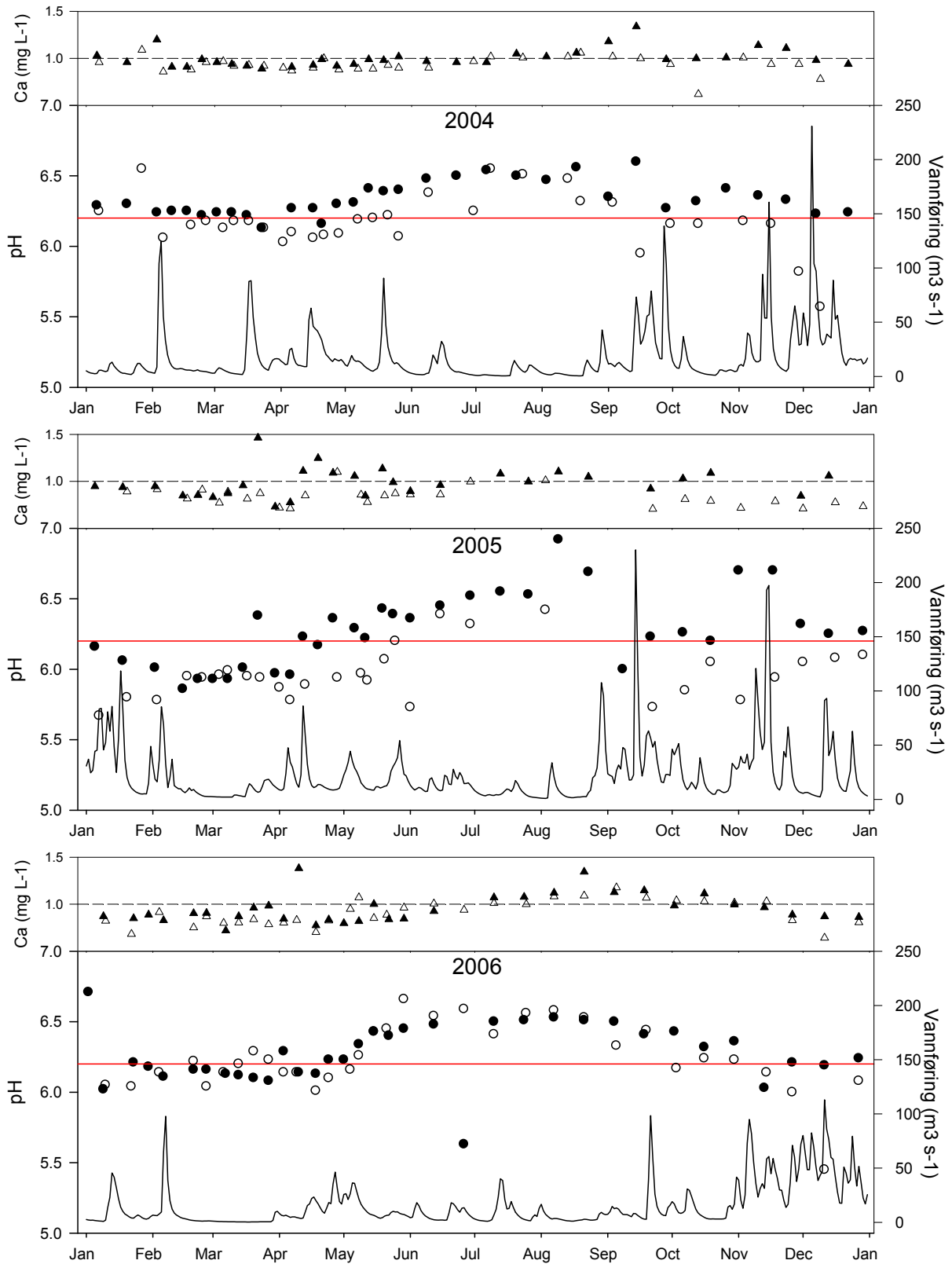


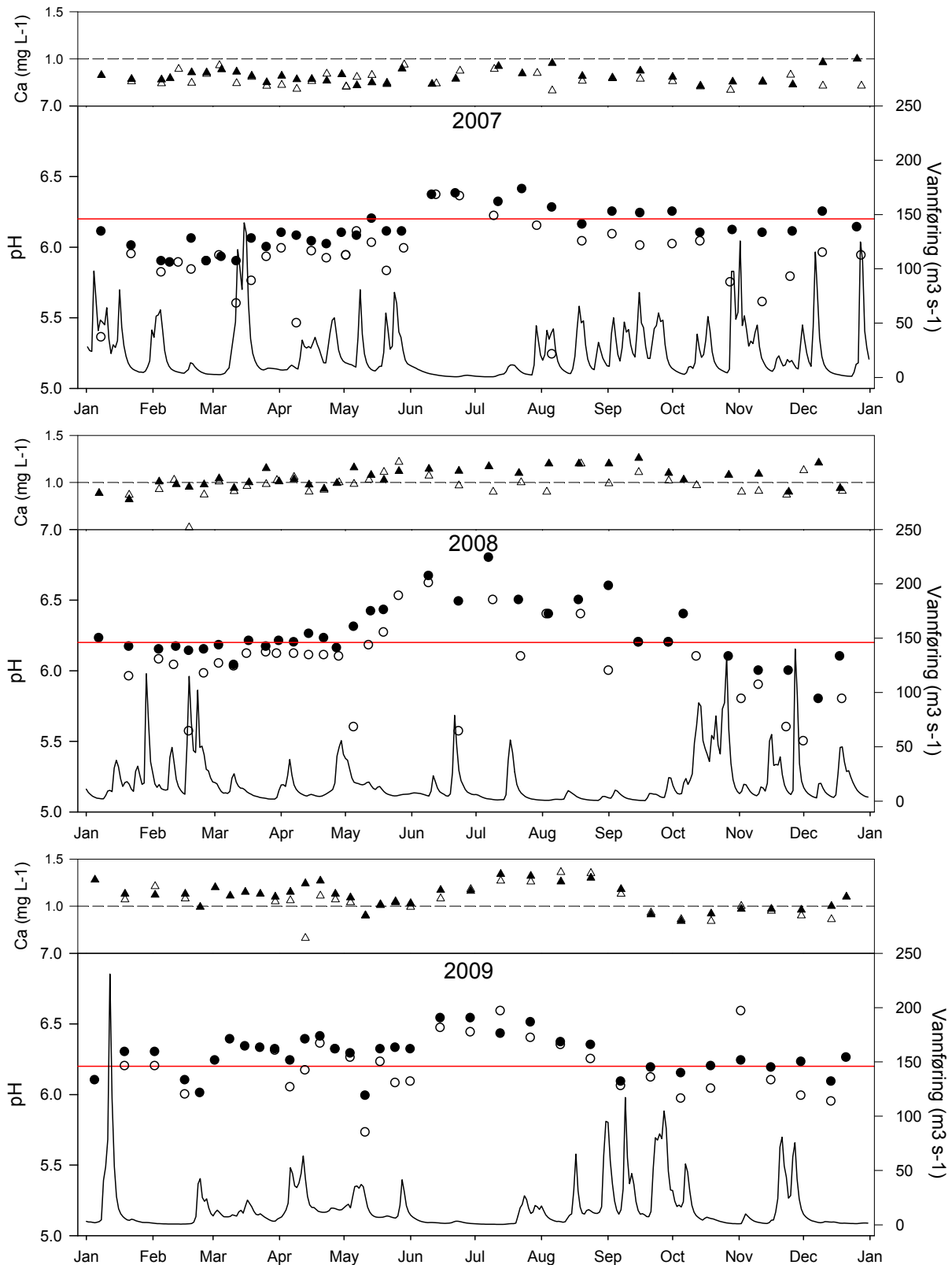
Figur 2: Vannkjemi fra ukalket del av vassdraget. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC), pH og konsentrasjoner av kalsium (Ca), organisk karbon (TOC), ikke-marint natrium (Na\*) og uorganisk monomert aluminium i Guddalselva ved Åsane (lukkede symboler, stasjon 3 i Figur 1) og i Tjøredalselva (åpne symboler, stasjon 4 i Figur 1). Data fra NINA.



Figur 3: Syrenøytraliserende kapasitet (ANC), pH og konsentrasjoner av kalsium (Ca), organisk karbon (TOC), ikke-marint natrium (Na\*), ikke-marint sulfat (SO4\*) og uorganisk monomert aluminium ved Harefossen (lukkede symboler) og Trollefossen (åpne symboler). De blå vertikale linjene indikerer tidspunktene for kalkingsstart mot slutten av 1997 og endringen av pH-målet i 2001. Data fra NIVA.

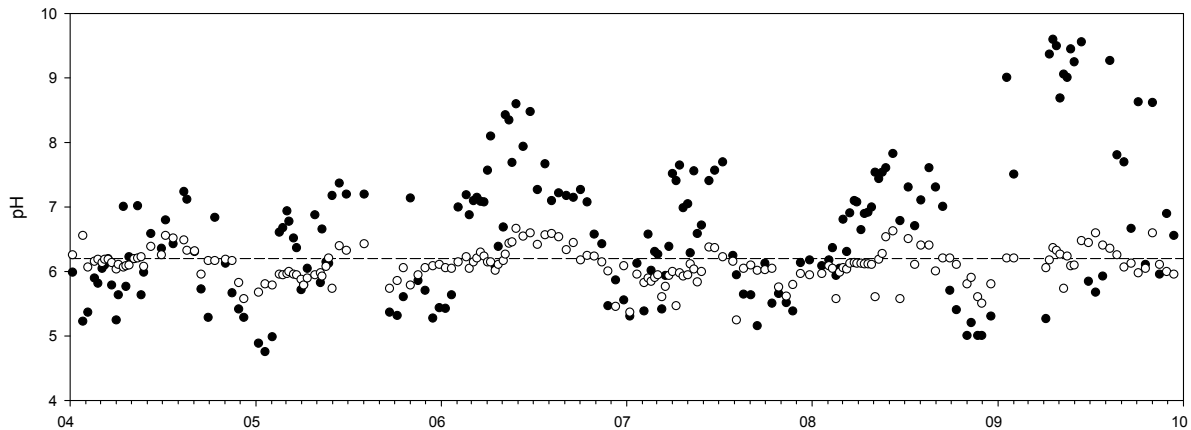






Figur 4: Vannføringsdata (døgnmiddel) fra NVEs stasjon ved Nautsundvatn i tidsrommet 2001-2009. Målte pH-verdier og kalsiumkonsentrasjoner ved Harefoss (fylte symboler) og Trollefoss (åpne symboler) fra samme tidsrom (data fra vannkjemikontrollen levert av M-Lab AS og VestfoldLAB AS). Den røde horisontale linjen indikerer pH-målet på 6,2.





Figur 5: pH ved Trollefoss (åpne symboler) og pH nedstrøms kalkdosereren i Espedalselva (lukkede symboler) i tidsrommet 2004-2010 (data fra vannkjemikontrollen levert av M-Lab AS og VestfoldLAB AS).

### 2.1.4 Konsentrasjon av aluminium i gjellevev

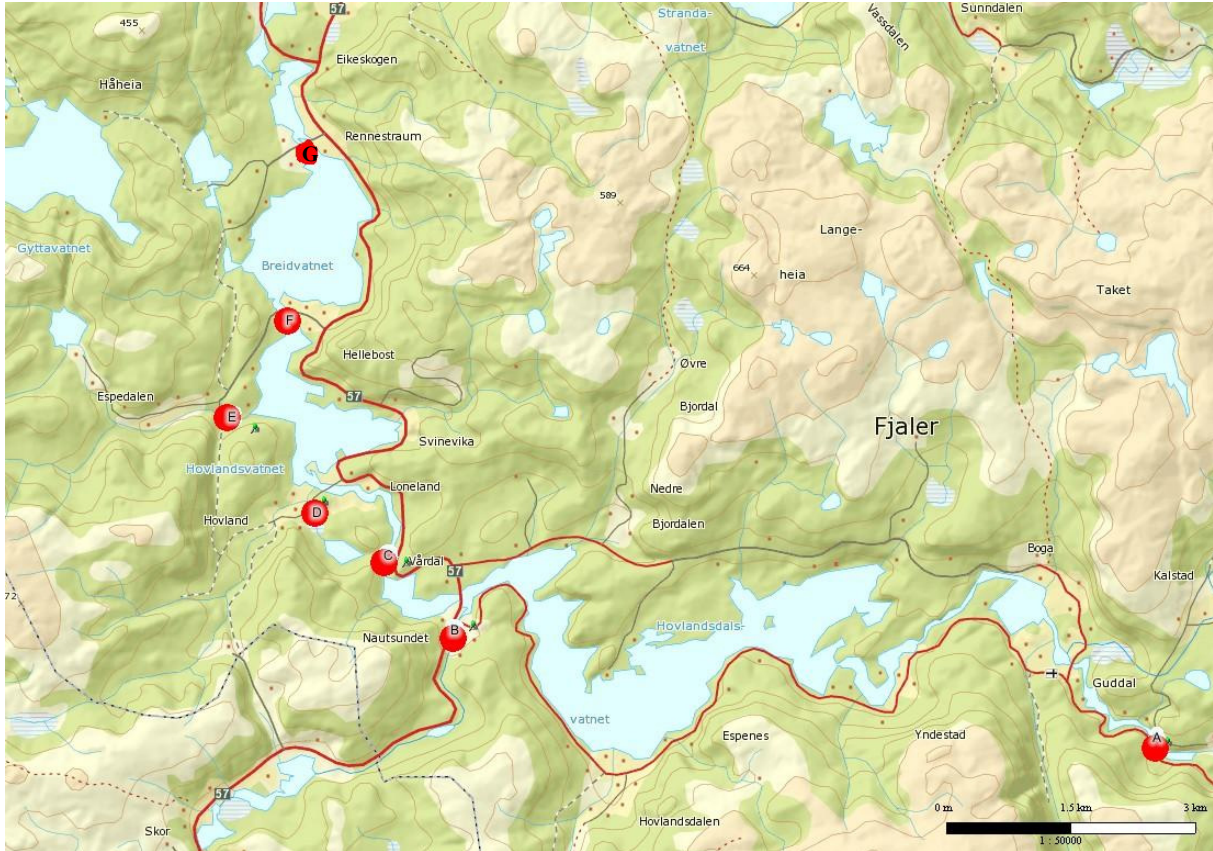
I forbindelse med effektkontrollen av kalking er det også tatt gjelleprøver fra forskjellige stasjoner (Figur 6) for analyse av aluminiumsakkumulering (Tabell 1). Bakgrunnsverdier for gjelle-Al i uforurede vassdrag ligger vanligvis under 10  $\mu\text{g/g}$  gjelle. Grensen mellom ”god” og ”moderat” tilstand med hensyn på laksesmolt er satt til 100  $\mu\text{g/g}$  (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2009). Sannsynligheten for dødelighet i ferskvann tiltar når konsentrasjonene overstiger 400  $\mu\text{g/g}$ . Aluminium kan imidlertid påvirke fysiologiske prosesser allerede ved konsentrasjoner ned mot 25  $\mu\text{g/g}$ , og konsentrasjoner over 25-60  $\mu\text{g/g}$  hos smolt kan forårsake nedsatt marin overlevelse (Kroglund et al. 2008). Lavere marin overlevelse gir redusert tilbakevandring av gytemoden laks og dermed lavere yngeltetthet.

Tabell 1: Konsentrasjoner av aluminium i gjellevev ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørrvekt) hos lakseunger i Guddalsvassdraget. Stasjonene er markert på figur 6. Data fra LFI.

Lokalitet	Stasjon	Dato	Gjellealuminium ( $\mu\text{g g}^{-1}$ tørrvekt) Gjennomsnitt (standardavvik), n=5
Utløp Hovlandsvatnet	F	28.9.1999	7 (6)
Utløp Breidvatnet	G	27.9.2000	9 (13)
Utløp Breidvatnet	G	27.9.2001	5 (3)
Utløp Hovlandsvatnet	F	7.10.2002	17 (28)
Utløp Hovlandsvatnet	F	30.9.2003	9 (2)
Utløp Hovlandsvatnet	F	21.10.2004	3 (2)
Utløp Hovlandsvatnet	F	26.4.2006	20 (12)
Oppstr. doserer Tuland	A	23.4.2008	107 (28)
Skorselva/Slokedalselva	B	23.4.2008	44 (28)
Nedstr. Harefossen	C	23.4.2008	10 (11)
Hovlandsbekken	D	23.4.2008	68 (42)
Espedalsbekken	E	23.4.2008	47 (9)
Utløp Hovlandsvatnet	F	23.4.2008	7 (5)

Konsentrasjonen av gjellealuminium er på bakgrunnsnivå i den kalkede delen av hovedvassdraget (Stasjonene C, F og G). Det viser at kalkingen fungerer etter hensikten når man lykkes med å holde pH

på 6.2. Gjelleprøvetakingen har riktignok ikke sammenfalt med noen av de sure episodene (Figur 4). Konsentrasjonene av gjellealuminium oppstrøms Tulandsdosereren og i sidebekkene, inkludert Espedalsbekken, er imidlertid problematiske og tyder på at kalking fortsatt er nødvendig for å opprettholde en stabil vannkvalitet som er tilfredsstillende for laks (se også Teien et al. 2004 og 2005).



Figur 6: Stasjoner i Guddalsvassdraget for prøvetaking av fiskegjeller.

### 2.1.5 Biologisk status

**Fisk.** Før fullkalkingen ble startet i 1997 hadde laksebestanden status som truet (Raddum 1995). På bakgrunn av forsøk der laksesmolt ble eksponert for elvevann i mai 1994 og deretter for sjøvann, konkluderte Kroglund et al. (1995) med at vannkvaliteten var kritisk for utvandrende laksesmolt. Fiskestatus for innlandsaure ble samtidig karakterisert som god i sentrale vassdragsavsnitt, i Nykksvatnet innerst i vassdraget og i Markhusvatn-området. I innsjøene som ligger langs nedbørfeltgrensa var situasjonen dårligere, og flere bestander ble karakterisert som noe skadet eller redusert (Hindar et al. 1995).

Etter at fullkalkingen ble startet har fiskestatus blitt undersøkt årlig (DN 2000-2009), og det har blitt registrert økt naturlig rekruttering av laks i vassdraget. Høyeste tettheter blir registrert på den øverste delen av lakseførende strekning fra Hovlandsvatnet og opp til Harefossen. Denne strekningen regnes for å ha de viktigste gyteområdene for laks i vassdraget. Siden 1999 har det årlig blitt registrert ensomrig laks på alle prøvofiskestasjoner. Gytebestandsmålet på 277 kilo laksehunner oppnås fullt ut (Anon. 2009).

Tetthetene av laks i sideelvene Hovlandselva og Espedalselva, hvor det fram til 2000 ble satt ut fisk, har i de siste årene vært svært høye. Høye tettheter av årsyngel funnet siden 2003 viser at laksen går

opp i sideelvene for å gyte. Estimerte produksjonsarealer er på 6000 m<sup>2</sup> for Espedalselva og 2000 m<sup>2</sup> for Hovlandselva (Sven Erik Gabrielsen, personlig meddelelse), og ved siste undersøkelse var tettheten ca 40 årsyngel (0+) og 40 eldre laksunger pr 100 m<sup>2</sup> (DN 2009). Innsjøene har vist seg å være viktige oppvekstområder for laks. Fangstatistikken viser en positiv utvikling, og 2008-noteringen på 1690 kilo laks er den største fangsten som noensinne er registrert i vassdraget. De registrerte tetthetene av aure er mer stabile enn for laks, men tallene tyder på noe nedgang i tettheten av eldre aureunger. Fangsten av sjøaure har holdt seg på et lavt, men relativt stabilt nivå.

**Bunndyr.** Bunndyrfaunaen i Guddalsvassdraget har blitt undersøkt årlig fram til 2001 og annethvert år etter 2001 (DN 2000-2009). Utviklingen har vært positiv etter at fullkalkingen tok til. Det forekommer nå en rekke følsomme arter i store deler av vassdraget, mens disse tidligere var begrenset til noen få lokaliteter. Den kalkede delen av hovedelva viser ikke lenger tegn til forsuringsskader. Bunndyrfaunaen på enkelte lokaliteter oppstrøms kalkdosererne og i noen av sideelvene framstår også som uskadet. På andre lokaliteter (Tjøredalselva, elva fra Hovlandsdalen) var bunndyrsamfunnene fortsatt forsuringsskadde i 2007 (DN 2007). Effekten av terrengkalkingen i Hovlandsfeltet er nå ubetydelig, noe som har resultert i at svært forsuringfølsomme arter igjen er borte fra Hovlandselva.

**Vannvegetasjon.** Siste undersøkelse av begroingsalger, vannmoser og vannplanter (DN 2007) viste at disse fortsatt var påvirket av forsuring i øvre deler av vassdraget, men ikke i nedre. Mengden av krypsiv har økt litt i den kalkede strekningen, men spiller fortsatt en liten rolle i vassdraget.

## 2.2 Høyangervassdraget

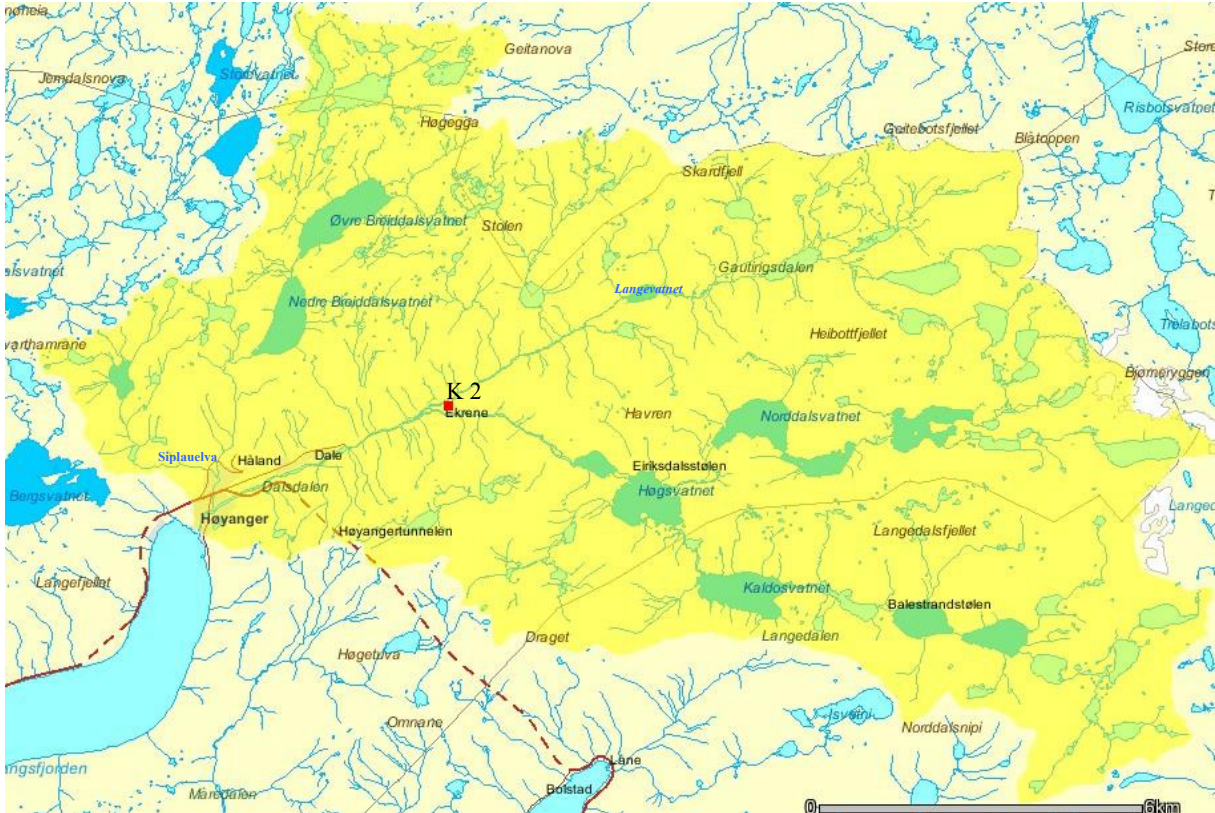
### 2.2.1 Generelt

Høyangervassdraget på nordsiden av Sognefjorden grenser i nord mot Gaularvassdraget. Naturlig nedbørfelt for vassdraget er 172 km<sup>2</sup> (Figur 7), og nesten 9 % av dette er innsjøarealer. Nedre del kalles Daleelva. De to delfeltene Eiriksdalsgreina og Gautingsdalsgreina utgjør øvre del av vassdraget. Begge disse feltene er sterkt regulert. I vest fungerer det regulerte Bergsvatnet som oppsamlingsbasseng for tilrenning fra store deler av vassdraget. Dette feltet er ikke regnet med i totalfeltet fordi det ikke er en del av det naturlige vassdraget (Figur 7). Det er derimot det 32 km<sup>2</sup> store Hålandsfeltet med øvre og nedre Breidalsvatnet. Det er planer om nytt kraftverk i Eiriksdalen, noe som vil føre til noe større vannføring i Daleelva, spesielt om vinteren. Det nye kraftverket vil ikke være i drift før om tidligst tre år (Svein Arne Forfod, personlig meddelelse).

Laks og sjøaure kan vandre ca 5,1 km fra sjøen og opp til utløpet av kraftstasjonen K 2 (Figur 7). På tilstrekkelig vannføring kan imidlertid fisken fortsette til Laksefossen, som ligger ca 450 meter oppstrøms K 2 (Lund et al. 2004).

Den opprinnelige laksestammen er trolig fortsatt til stede i vassdraget (Svein Arne Forfod, personlig meddelelse).

Berggrunnen er dominert av gneis med granittisk sammensetning som er tungt nedbrytbar, og gir et svært ionefattig avrenningsvann.



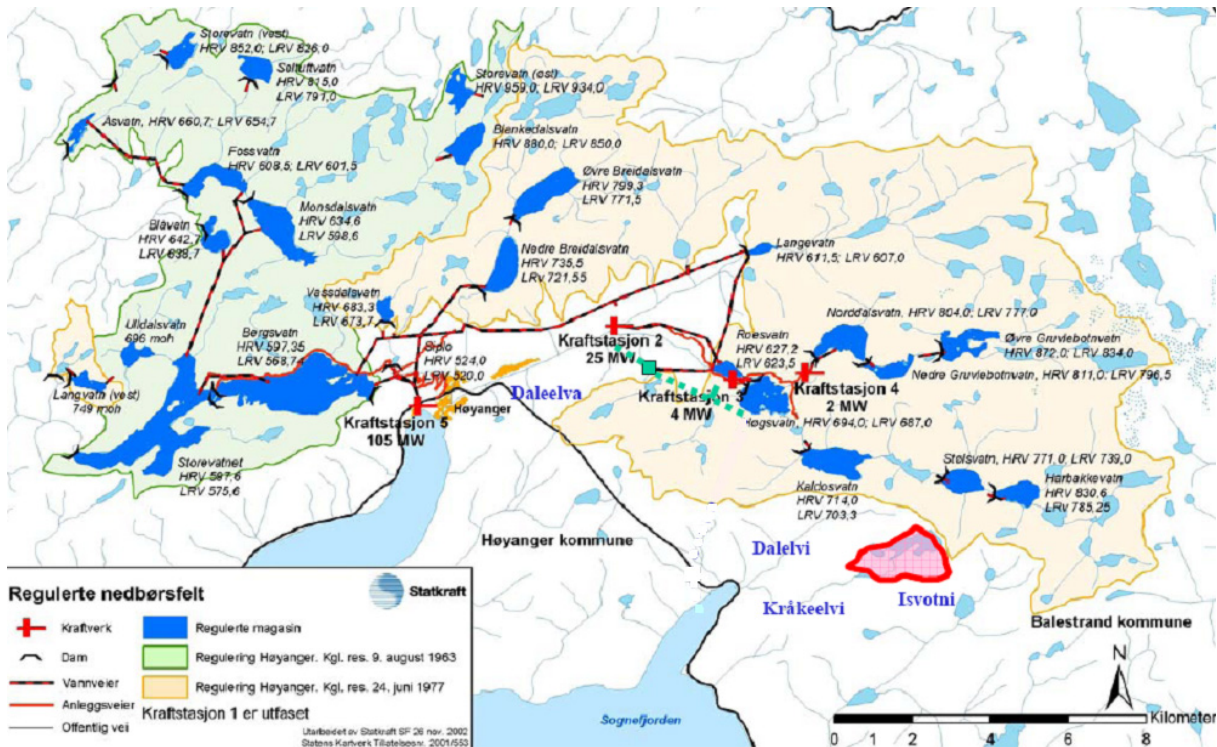
Figur 7: Høyangervassdraget med sitt naturlige nedbørfelt (kart fra NVE). Kraftstasjonen K2 er markert. Vandringshinderet for anadrom fisk er vanligvis utløpet av K 2. Vassdraget er sterkt regulert, se Figur 8.

## 2.2.2 Hydrologi og regulering

Høyangervassdraget ligger i et nedbørrikt område, med en årsnedbør på rundt 3000 mm. Spesifikk avrenning er 88 L/s/km<sup>2</sup> (data fra NVE).

Vassdraget er sterkt regulert (Figur 8). Med nåværende regulering blir store deler av tilløpene overført til Bergsvatnet vest for Høyanger. Gautingsdalsvassdraget oppstrøms utløpet av Langevatn og mindre sidevassdrag på nordsiden av Dalsdalen er overført på denne måten. Vannet fra oppsamlingsmagasinet (Bergsvatnet) går i rør direkte til kraftstasjonen Høyanger (K 5) og deretter til sjøen, og er dermed tatt vekk fra hovedelva. Øvre og nedre Breiddalsvatn i nord er regulert, og vannet føres også til K 5. Eiriksalsgreina er også regulert, og vannet føres til kraftstasjonen K 2. Vannet fra K 2 er med å danne Daleelva. Vann fra reguleringsmagasin i Eiriksalsgreina kan også overføres til Gautingsdalsreguleringen og videre til Bergsvatnet.





Figur 8: Reguleringsinngrep i Høyangervassdraget. Det planlagte Eiriksdal kraftverk er vist med grønt. Kart fra Statkraft.

Vannføringen i Daleelva er i stor grad dimensjonert av dagens reguleringsregime. Elva går i lange perioder med minstevannføring ( $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ) om vinteren og nær driftsvannføringen ( $5\text{-}6,2 \text{ m}^3/\text{s}$ ) om sommeren. I tillegg til minstevannføring og vann fra kraftverket kommer bidrag fra uregulerte felt og overløp. Det måles ikke vannføring i elva. Simuleringer tyder på at sommervannføringen ved utløpet til sjøen stort sett ligger mellom  $5$  og  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  og at det er vanlig med flommer på  $15\text{-}20 \text{ m}^3/\text{s}$  i normale til tørre år (Lura og Ledje 2004). Økningen fra K 2 til utløpet utgjøres da av restfeltbidraget til Dalsdalen, som er på rundt  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  ved flom. Ved overløp, som antas å forekomme hyppig i våte år, blir det større flommer. Disse antas å kunne bli over  $150 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Nye reguleringsplaner innebærer nedleggelse av kraftstasjonen K 2 og kraftstasjonen K 3 i Eiriksdalen, samt bygging av et nytt Eiriksdal kraftverk. Tillatelse til bygging ble gitt i kongelig resolusjon av 19.12.2008, men vil tidligst komme i drift i 2013. Nye Eiriksdal kraftverk vil få inntak i Høgsvatnet og utløp i Gautingsdalskloven omtrent der K 2 ligger i dag. Isvotni (feltstørrelse  $1,9 \text{ km}^2$ ) vil bli overført til Stølsvatnet oppstrøms Høgsvatnet. Flomtap fra Høgsvatnet og tilsig til Roesvatnet vil gå inn på Gautingsdalsoverføringen, forutsatt at denne har ledig kapasitet. Maksimal slukeevne for nye Eiriksdal kraftverk vil være  $12,8 \text{ m}^3/\text{s}$ , sammenlignet med dagens  $6,3 \text{ m}^3/\text{s}$  i K 2.

Denne reguleringen vil fortsatt dimensjonere vannføringen i Daleelva og føre til en betydelig reduksjon av overløpsfrekvens og mengde vann i overløpene sammenlignet med dagens situasjon. Realisering av Eiriksdal kraftverk vil imidlertid øke vannføringen og redusere variasjonen i vannføring i Daleelva sammenlignet med hva som er tilfelle med dagens regulering. Økningen vil bli størst om vinteren i tørre år, da gjennomsnittsvannføringen er beregnet til å ligge i underkant av  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  (Lura og Ledje 2004). Sommervannføringen vil også bli høyere ( $9\text{-}10 \text{ m}^3/\text{s}$  ved utløpet til sjøen i normalår) sammenlignet med nåværende situasjon. Unntaket er sommersituasjonen i tørre år, da vannføringen kan bli litt lavere enn i dag.

Den nye konsesjonen stiller noe skjerpede miljøkrav. Minstevannføringen skal økes fra 0,7 til 1,5 m<sup>3</sup>/s om vinteren (1. november – 30. april) og fra 5 til 6 m<sup>3</sup>/s om sommeren (1. mai – 31. oktober). Det er også stilt krav til hvor raskt vannstandsendringer kan foregå.

### 2.2.3 Kalking i vassdraget

Det er også tidligere blitt utarbeidet en plan for fullkalking av vassdraget (Hindar 1997). Planen ble ikke realisert, men flere tilløpsbekker og forgreininger av hovedelva kalkes med enkle kalkbrønner (se Bremset et al. 2009 for en oversikt). Dette er et dugnadsarbeid som utføres av Høyanger jakt- og fiskelag. Det er også lagt ut kalkgrus i Gautingsdalselva og Eiriksdalselva. Det er antatt at kalkingsaktivitetene påvirker vannkvaliteten (se neste delkapittel). De kalkede sideløpene representerer gyte- og oppvekstområder for sjøaure og laks, og kan være viktige refugier når vannkvaliteten i hovedelva er dårlig.

### 2.2.4 Vannkjemi og konsentrasjoner av aluminium i gjellevev

Høyangervassdraget ble prøvetatt våren og høsten 1997 (Hindar 1997; Åtland et al. 1998a; b). pH lå da i underkant av 6,0, ANC var mellom -5 og 25 µEq/L og konsentrasjonene av labilt aluminium var 10-20 µg/L. Unntaket var vann fra Siplaelva, som i de fleste prøver var surere og hadde betydelig høyere konsentrasjoner av både reaktivt og labilt aluminium enn vann fra de andre lokalitetene.

På den ene prøvetakingsdatoen (23.4.1997) ble det observert død og døende fisk. Fisken hadde vevsskader og mye aluminium i/på gjellene. Det ble konkludert med at aluminiumsforgiftning var årsaken til episoden med fiskedød i Daleelva, til tross for at de målte konsentrasjonene i vannprøvene samme dag ikke tydet på akutt giftig vann (Åtland et al. 1998a). Vannprøvene gir imidlertid bare øyeblikksbilder av vannkvaliteten, og kan dessuten gi misvisende resultater i situasjoner med ustabil vannkjemi. Senere undersøkelser har også påvist svært høye konsentrasjoner av aluminium i/på gjellene (Lund et al. 2004; 2005; Bremset et al. 2008; 2009) hos fisk langs store deler av Daleelva, og det er ingen klare forskjeller mellom fisk fra ulike stasjoner. En sammenfatning av resultatene er vist i Tabell 2. De høye konsentrasjonene av aluminium i gjellevev tyder på at forsurening og aluminium har negative effekter på laks i vassdraget (se avsnitt 2.1.4 for effekter knyttet til ulike nivåer av gjellealuminium).

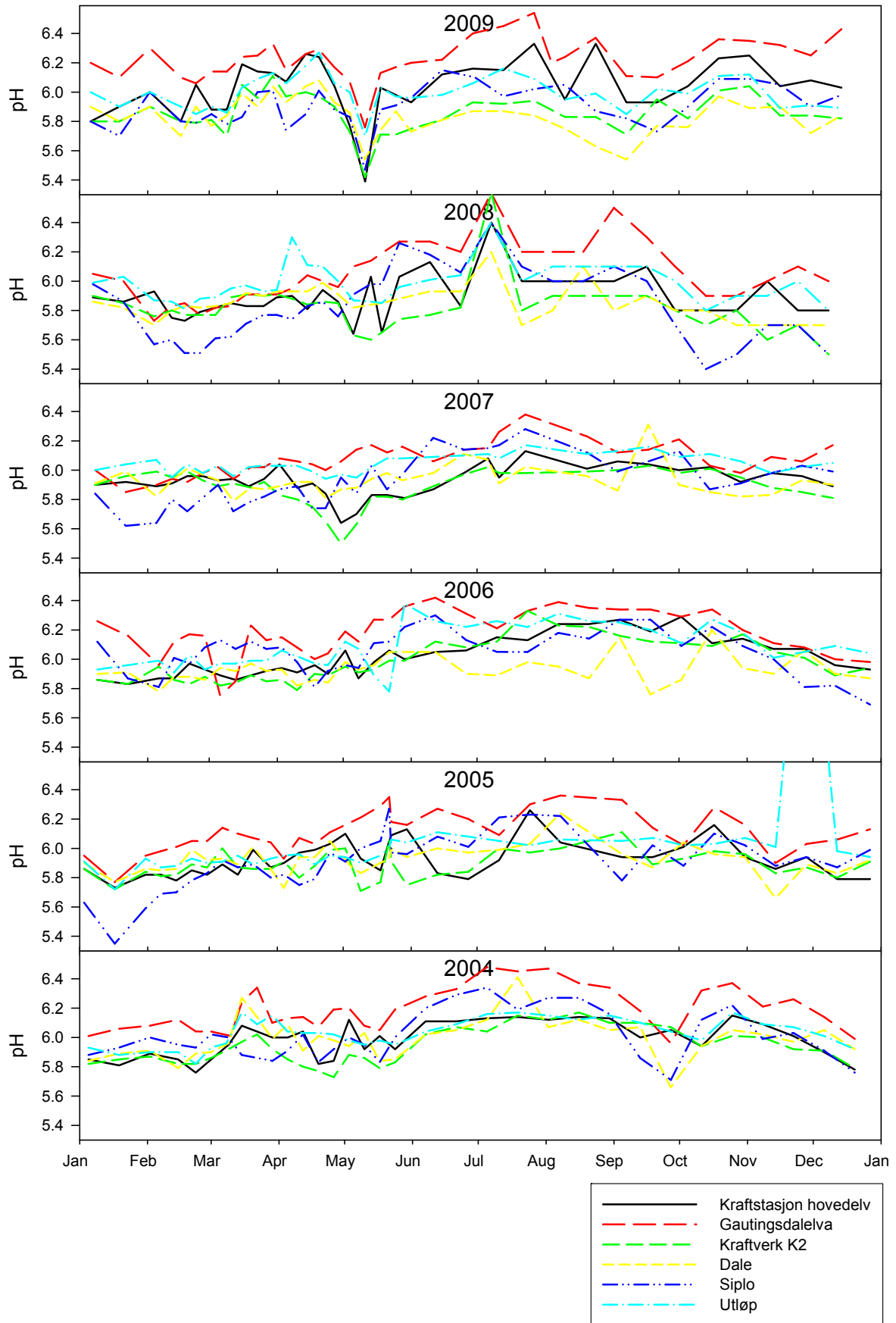
Tabell 2: Konsentrasjoner av aluminium i gjellevev (µg/g tørrvekt) hos laksunger i Daleelva.

Dato	Gjelle-Al Gjennomsnitt	Gjelle-Al Spenn
23. april 1997	945	325-1565
28. april 2004 (3 stasjoner)	169	90-498
28. april 2005 (3 stasjoner)	147	70-238
Tidlig mai 2008 (10 stasjoner)	229-481	171-725
Tidlig mai 2009 (9 stasjoner)	95-197	59-261

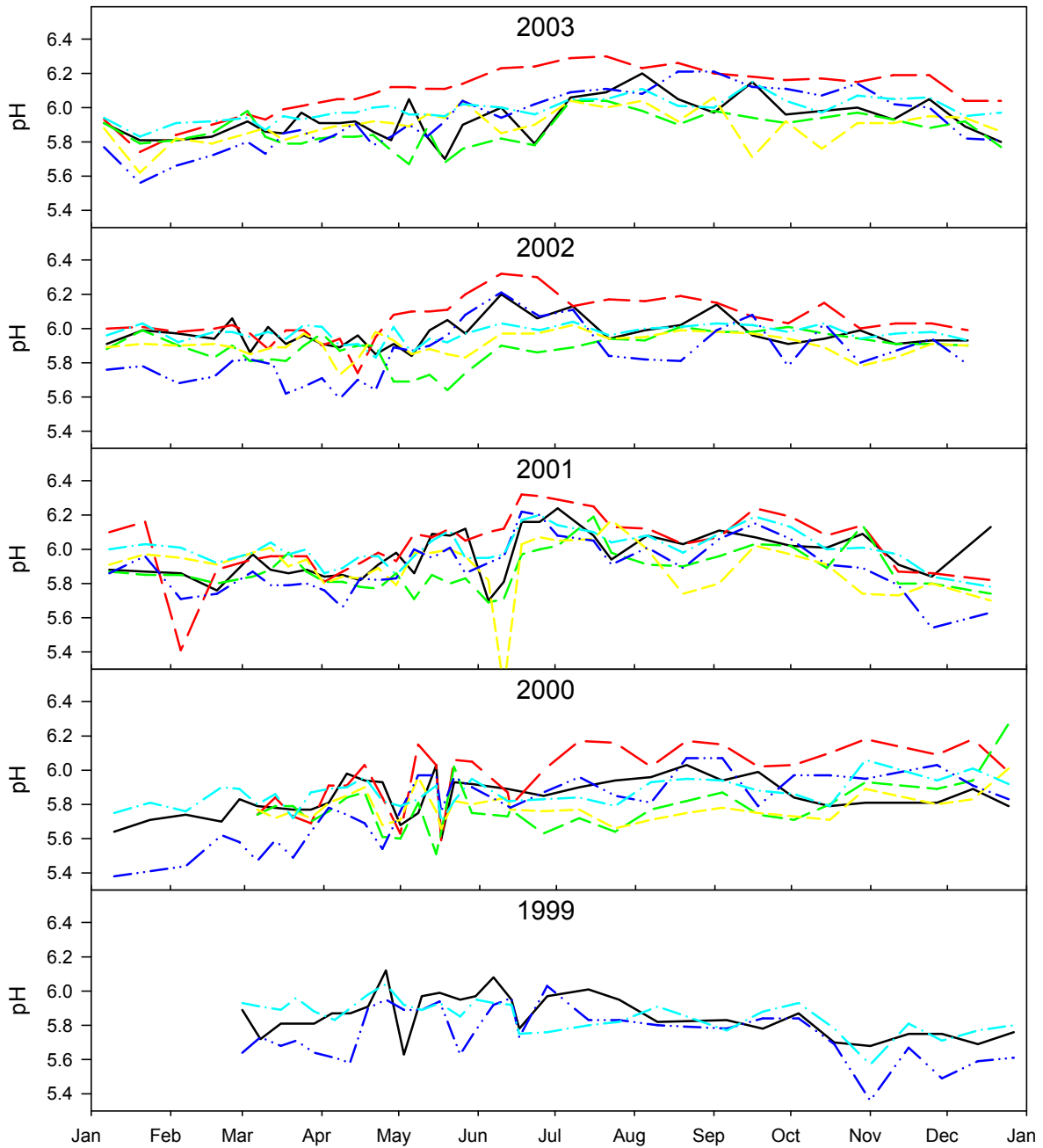
Siden 1999 har det også blitt innhentet prøver fra ulike stasjoner i vassdraget for analyse av blant annet pH og kalsiumkonsentrasjon (figurene I og J). Resultatene viser at Gautingsdalselva vanligvis er minst sur, med pH-verdier som sjelden faller under 5,8, og da kun i korte perioder. Siplaelva er ofte surest, og pH i underkant av 5,4 har blitt målt. Prøver fra de andre stasjonene faller som regel mellom disse ytterpunktene. pH i prøver tatt på samme tidspunkt fra K 2 (utløp av kraftstasjonen) og Dale er som regel nokså lik fordi mye av vannet i elva går gjennom K 2. Forskjeller nedstrøms samløpet mellom vannet fra Gautingsdalselva og K 2 kan tilskrives Eiriksdalselva og restfelter på begge sider av Dalsdalen. Det er ingenting som tyder på at vannkvaliteten var mye dårligere enn vanlig forut for prøvetakingen av fiskegjeller i 2004, 2005, 2008 og 2009. Dette tyder på at vannkvaliteten om våren generelt ikke er optimal for laks, som er svært følsom for surt vann og aluminium på denne tiden av året. Senere i mai 2009 var det dessuten en episode med spesielt surt vann. Kalsiumkonsentrasjonene

varierer veldig, særlig om vinteren, noe som trolig kan tilskrives variabel effekt av kalkingsaktiviteter på ulik vannføring. Det er imidlertid liten korrelasjon mellom kalsiumkonsentrasjon og pH.

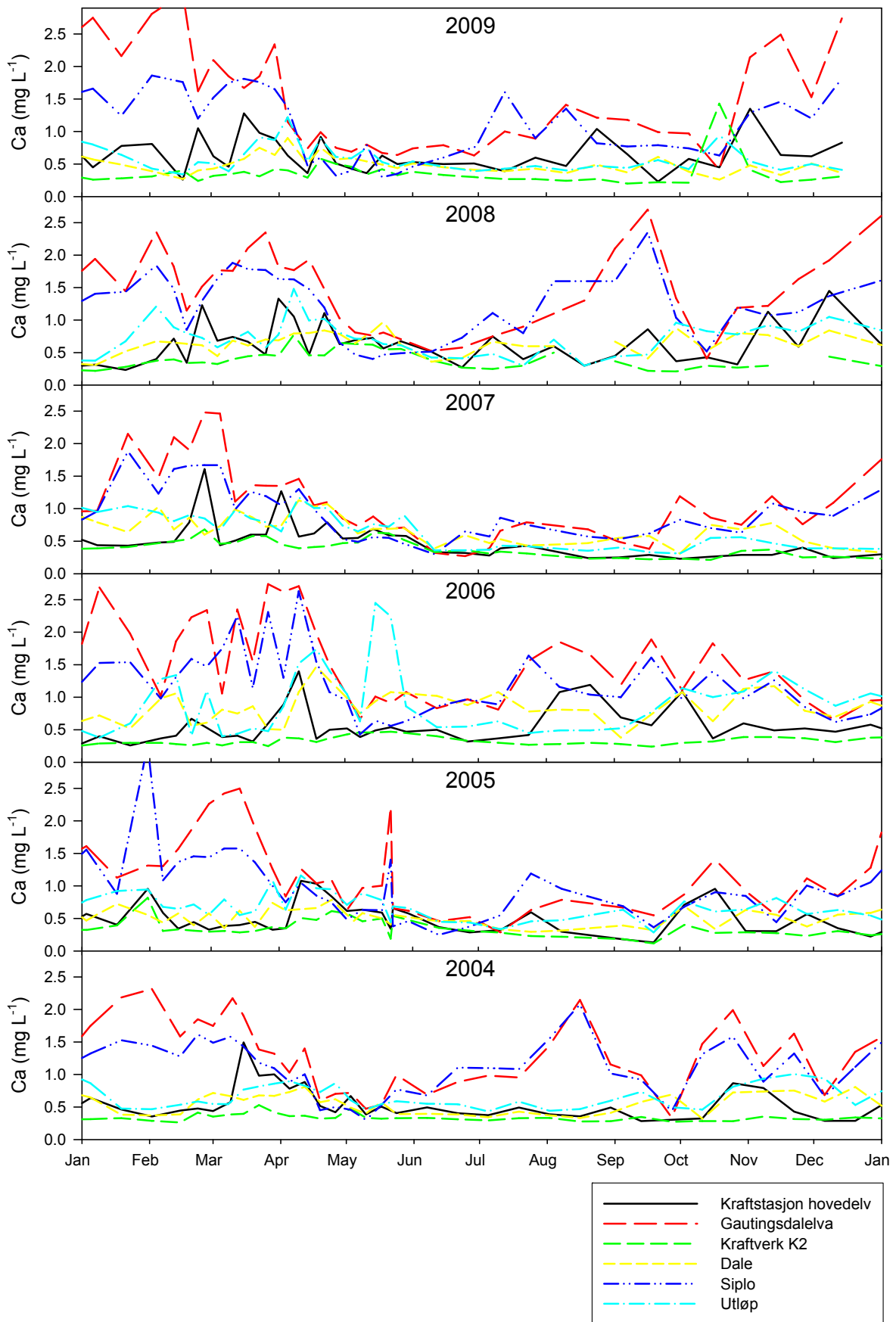
Ambio Miljørådgivning vurderte hvilken effekt Eiriksdal kraftverk vil ha på pH etter samløp av vann fra kraftverket og Gautingsdalselva (Lura og Ledje 2004). De tok utgangspunkt i gjennomsnitts- og minimums-pH i Gautingsdalselva (henholdsvis 6,14 og 6,04) og utløpet fra K 2 (5,87 og 5,77) registrert i tidsrommet 16.09.2003-31.05.2004, og simulerte vannføringer med nytt regime. De fant at pH maksimalt ville senkes med 0,04-0,1 enheter som følge av nytt kraftverk. Det må tilføyes at pH i Gautingsdalselva nok var påvirket av kalking i 2003-2004 (se figur 9), slik at beregningen er basert på at kalkingsaktiviteten i Gautingsdalselva fortsetter som før.

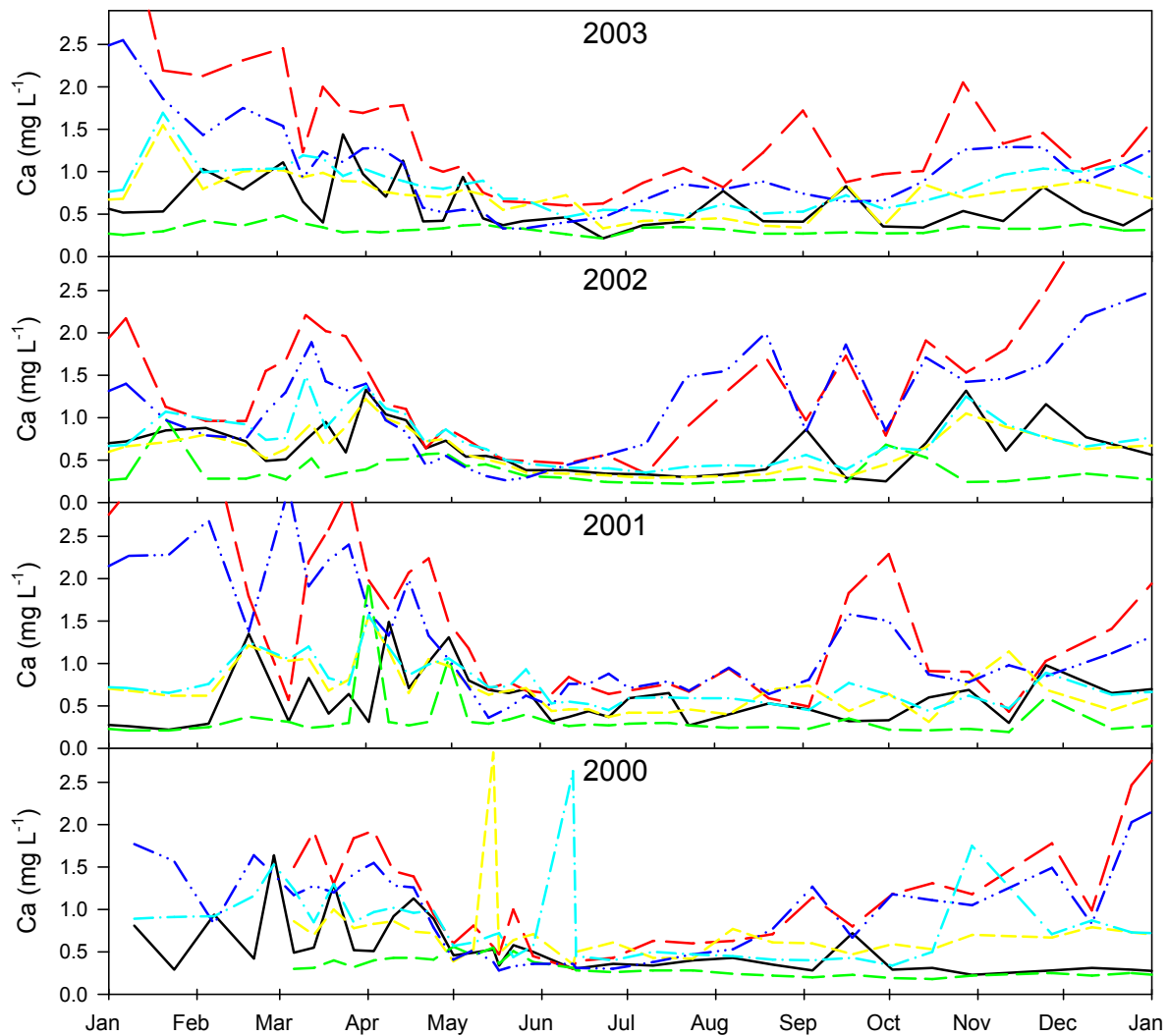






Figur 9: Målte pH-verdier i prøver tatt i tidsrommet 1999-2009 fra stasjoner i Høyangervassdraget. Prøver har blitt innhentet ukentlig i perioden februar-mai og annenhver uke resten av året (data fra M-lab AS)





Figur J: Målte kalsiumkonsentrasjoner i prøver tatt i tidsrommet 1999-2009 fra stasjoner i Høyangervassdraget. Prøver har blitt innhentet ukentlig i perioden februar-mai og annenhver uke resten av året (data fra M-lab AS)

### 2.2.5 Biologisk status

**Fisk.** Tilstanden til bestandene av laks og sjøaure i Daleelva har siden 1997 blitt undersøkt jevnlig (Åtland et al. 1998a; b; Urdal og Hellen 1999; Hellen et al. 2001; Lund et al. 2004; 2005; 2006; Bremset et al. 2008; 2009). Fangsten av laks i Daleelva har økt fra et lavt nivå på 1970-tallet. Fangstøkningen etter årtusenskiftet skyldes trolig først og fremst rømt oppdrettslaks og utsetting av laks. Fangsten av sjøaure har avtatt siden 1971, og det var fangstforbud på denne arten mellom 1998 og 2002. Fangsten av sjøaure har deretter vært svært lav. Lignende utvikling har vært observert i andre sjøaurebestander rundt Sognefjorden, og det antas at bestandsregulerende faktorer i sjøfasen spiller en rolle (Bremset et al. 2009). Ungfiskundersøkelser etter 1990 tyder på sviktende rekruttering av både laks og aure, selv om enkelte årsklasser av laks er betydelig sterkere enn andre. Gyteforholdene i øvre del av anadrom strekning er begrenset, og fisketettheten i dette området er lav. Høye konsentrasjoner av aluminium i/på gjellevev tyder på at forurengning er en viktig årsak til rekrutteringssvikt hos laks. Negative konsekvenser av vassdragsreguleringen og store flommer kan også være medvirkende årsaker.

**Bunndyr.** Siden 1997 har det blitt foretatt hyppige bunndyrundersøkelser i Høyangervassdraget (Åtland et al. 1998b; Urdal og Hellen 1999; Hellen et al. 2001; Lund et al. 2004; 2005; 2006; Bremset et al. 2008; 2009). Den forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani* er registrert på de fleste stasjoner i alle undersøkelsene, men det er funnet få andre forsuringfølsomme arter. Tetthetene og artsantall av bunndyr har generelt vært lave. I senere undersøkelser har dette blitt tilskrevet en kombinasjon av forsuring og store flommer (Bremset et al. 2008; 2009).

## 3. Kalkingsplan

Det skal være god økologisk tilstand i norske vassdrag. Det er i tråd med EUs vanndirektiv og vannforskriften, og er også innarbeidet som mål for kalkingsvirksomheten. Norge har dessuten et særlig ansvar for å ta vare på den atlantiske villaksen, og kalking av forsurede, lakseførende vassdrag har høy prioritet. Endringer i kalkingsstrategi for pågående tiltak i laksevassdrag kan gjøres hvis endringer i belastningen av sur nedbør tilsier det, men endringene skal ikke gå på bekostning av oppnådde biologiske resultater.

For Guddalsvassdraget må det først tas stilling til om dagens forsuringssituasjon er blitt så tilfredsstillende at kalking kan opphøre. Hvis det fortsatt er behov for kalking, må det tas stilling til om dagens tiltak samlet sett gir tilstrekkelig beskyttelse eller om det bør skje endringer i strategien.

Laksen i Høyangervassdraget har åpenbart hatt problemer på grunn av forsuring i mange år. Her er det selve behandlingsstrategien som blir viktig.

### 3.1 Guddalsvassdraget

Det er nå god naturlig rekruttering av laks i vassdraget, og utviklingen i bunndyrfaunaen har vært positiv etter at kalkingen tok til. Fangsten av sjøaure har holdt seg på et lavt, men relativt stabilt nivå. Kalkingsstrategien i Guddalsvassdraget antas å ha bidratt til dette og kan derfor anses som vellykket. I senere år har imidlertid syretilførselen til vassdraget sunket betydelig, og det er grunn til å vurdere endringer som innebærer mindre kjemikaliebruk enn med gjeldende behandlingsstrategi.

**Anbefaling.** Vi anbefaler at det gjøres tiltak for å sikre stabilt god vannkvalitet i Hovlandselva og Espedalselva. Aktuelle framgangsmåter er nærmere beskrevet nedenfor. Robuste tiltak i disse sideelvene kan kombineres med prøvestans av dosering fra Tuland under forutsetning av at utviklingen følges nøye opp. Vi understreker at det er en risiko for at stans av Tulandsdosereren kan føre til redusert marin overlevelse av laks, men vurderer det slik at skader kan forhindres/minimeres dersom kalking kan gjenopptas på kort varsel. Et passende tidspunkt å stanse dosering på vil være rett etter smoltutvandring om våren. Kalking som ikke er en del av behandlingsstrategien for laks kan avsluttes.

**Begrunnelse.** Den største vannkjemiske trusselen mot laks og sjøaure utgjøres nå av sure sideelver som i perioder også har betydelig innvirkning på vannkvaliteten i nedre del av hovedelva. De viktigste av disse er Espedalselva, Hovlandselva og greina fra Langevatna. De to førstnevnte representerer også viktige gyte- og oppvekstområder, og bør derfor prioriteres. Kalking fra Tuland kan vanskelig sikre god vannkvalitet i anadrom strekning uten god behandling av vannet i sideelvene. Fallene i pH som observeres i anadrom strekning i hovedelva vil reduseres dersom det lykkes å holde vannkvaliteten god i Espedalselva og Hovlandselva. Det samme vil risikoen for skader på laksebestanden ved nedtrapping av dosering fra Tuland.

Det er usikkert om det er hensiktsmessig med fortsatt kalking fra Tuland etter tiltak i sideelvene. Vannets oppholdstid i Hovlandsdalsvatnet sikrer at episoder med dårlig vannkvalitet som gjør seg gjeldende oppstrøms vil ha mindre betydning nedstrøms innsjøen, uavhengig av om vannet kalkes eller ikke. Gjennomsnittlig konsentrasjon av uorganisk monomert Al oppstrøms Tuland er relativt lav (10-20 µg/L for tidsrommet 1996-2008). Kalking fra Tuland bidrar nå til å dempe effekten som episodisk dårlig vannkvalitet i sideelver i nedre del har på vannkvaliteten i anadrom strekning, men direkte tiltak i sideelvene vil redusere betydningen av dette aspektet. Kalking fra Tuland bidrar dessuten til at gjennomsnittskonsentrasjonen av uorganisk monomert Al i vann som renner ut av Hovlandsdalsvatnet er enda lavere enn det som renner inn, men det er usikkert om dette er av betydning for fisk i anadrom strekning. Med det lave syretrykket som nå gjør seg gjeldende i vassdraget, er trolig biologien i den øvre delen av vassdraget (oppstrøms Harefossen) tilstrekkelig beskyttet uten kalking. Det kan imidlertid diskuteres om innsjøkalking av Markhusvatnet, som sist ble gjort i 2003, bør gjenopptas av hensyn til vannkvaliteten i anadrom strekning. Den vannkjemiske overvåkingen av Slokedalselva ble avsluttet i 2001, men bunndyrundersøkelsene i 2007 registrerte ikke forsuringsskader. Vi anbefaler å analysere vannprøver fra Slokedalselva i den kritiske perioden om våren (mars-mai) for å bedre beslutningsgrunnlaget.

Prøvestans av dosering fra Tuland vil gi lavere pH i anadrom strekning. Det at pH faller under 6,0 er imidlertid ingen sikker indikator på at vannet er skadelig for laks (Fivelstad et al. 2004; Kroglund og Rosseland 2004). Før forsuringen startet har det trolig mange steder vært pH under 6,0 og god økologisk status fordi aluminiumskonsentrasjonene har vært ubetydelige (Hindar og Wright 2002). Etter at tiltak i sideelvene er gjennomført kan man forsøke å stanse doseringen fra Tuland i en prøveperiode under forutsetning av at utviklingen overvåkes. Det er viktig at oppfølgingen går over tid fordi effekten av kalking kan vedvare i flere år (Hindar og Skancke 2008) og fordi den biologiske responsen kan være forsinket (se under). De relativt lave konsentrasjonene av uorganisk monomert aluminium i vann som renner inn i Hovlandsdalsvatnet gjør det lite sannsynlig at prøvestans av Tulandsdosereren vil resultere i akutte effekter. Redusert marin overlevelse av laks er et utfall som kan inntreffe selv ved marginal forverring av vannkvalitet, men effekten (reduert tilbakevandring) vil ikke kunne registreres før tidligst ett år etter at eksponeringen skjedde. Undersøkelser bør inkludere ”hurtigresponser” som analyse av aluminium på gjeller om høsten og våren slik at kalking raskt kan gjenopptas dersom nivåene øker betydelig. For aluminium på gjeller eksisterer det allerede et datasett som gjør at man kan dokumentere eventuelle konsekvenser av kalkstans (Tabell 1). Det bør vurderes om overvåking av bunndyr og vannvegetasjon skal trappes opp til årlige undersøkelser etter prøvestans.

**Tiltak og kostnader.** Tre tiltaksalternativer er beskrevet nedenfor og sammenfattet i Tabell 3.

A) En god løsning er å terrengkalke Hovlandsfeltet og Espedalsfeltet med en dobling av dosen (2 tonn/ha i stedet for 1 tonn/ha) som ble brukt i Hovlandsfeltet forrige gang (områdene som kalkes vil i praksis få en dose som er noe høyere enn 2 tonn/ha hvis man, som sist, lar være å kalke myrområder). Dette vil avsyre vannet tilstrekkelig selv under kraftige sjøsaltepisoder (Hindar et al. 2003; Hindar 2005) og eliminere behovet for god drift av forholdsvis små kalkdoserere. Terrengkalking vil gi god beskyttelse i en årrekke (10-30 år). Delfeltene Hovland og Espedalen er på ca 10 km<sup>2</sup> hver. Det betyr at det trengs ca 4000 tonn kalk for å oppnå en dose på 2 tonn/ha.

B) Et alternativ er kontinuerlig dosering av kalk helst både i Espedalselva og Hovlandselva. Da er det viktig med tekniske løsninger som gir bedre driftssikkerhet enn Espedalsdosereren har i dag. En eventuell doserer i Hovlandselva bør plasseres så langt oppstrøms vandringshinderet som mulig. Det vil være en fordel å bruke svært finmalt kalk (Teien og Kroglund 2009) hvis vannet bruker kort tid mellom doserer og vandringshinder (fordi det gir rask effekt). Vi anbefaler at man opprettholder pH-mål for sideelvene på 6,2 hele året dersom man velger kontinuerlig dosering av kalk. Gjennomsnittlig tilsig er ca 30 millioner m<sup>3</sup>/år i både Espedalselva og Hovlandselva. Gjennomsnittlig pH er 5,0-5,1 (DN 2004-2008). Basert på sammenhengen mellom kalsiumkonsentrasjon og pH i Espedalselva må

kalsiumkonsentrasjonen økes med ca 0,7 mg/L for å heve pH fra 5,0 til 6,2. Dette tilsvarer at 1,75 g kalsiumkarbonat må løses i gjennomsnitt per m<sup>3</sup> i vann, eller ca 52,5 tonn årlig i hver elv. Hvor mye kalkprodukt som faktisk må doseres for å oppnå dette avhenger av kalsiumkarbonatinnhold og løselighet av kalken, men man må regne med å multiplisere med en faktor mellom 1,6 og 1,8. Estimatenes av kalkmengde er forbundet med betydelig usikkerhet knyttet til årsvariasjoner i vannmengder og vannkvalitet. Det er nødvendig med befarings for å finne den beste måten å styre doseringen på (det samme gjelder for alternativ C under).

C) Silikatlut avgifter aluminium raskere enn kalk og vil være et godt alternativ hvis man ser bort fra økonomiske hensyn. Siden vannmengden som må behandles er stor vil imidlertid behandling med silikatlut bli vesentlig mye dyrere enn kalking. En vannføringsstyrt dosering som øker silisiumkonsentrasjonen med 1 mg/L vil tilsvare en årlig mengde på ca 170 m<sup>3</sup> silikatlut per elv.

Tabell 3: Anslåtte kostnader (eks. mva.) forbundet med forskjellige alternativer

Alter- nativ	Tiltak	Dose	Pris	Kommentar
A	Terrengkalking med 2 tonn/ha av Hovlandsfeltet og Espedalsfeltet som hver er på ca 10 km <sup>2</sup>	2×2000 tonn	2×4.000.000	Engangskostnad. Antar 2000,- per tonn (Forutsetter < 1,5 km flyavstand og at varen leveres som grovdolomitt 0,2-2 i storsekk fra Ballangen). Kostnadene forbundet med hvert delfelt antas å være ca like store. Antar man at virkningen varer i 20 år, blir total kostnad for dette tidsrommet ca 4.000.000 per delfelt.
B	Kontinuerlig kalking	2×95 tonn per år	Kalk 2×42.750 Transport 2×28.500 Strøm/vedlikehold/service 2×75.000 Operatør 2×25.000 Kalkdoserer Hovland 3.250.000	Kalkpris: 450,- per tonn Transport: 300,- per tonn  Antar at det ikke er nødvendig med ny doserer i Espedalen. Prisen er for liggende anlegg. Et stående anlegg er billigere (pris ca 2 mill). For et tidsrom på 20 år blir total kostnad ca 10.100.000 pluss eventuell prisstigning
C	Kontinuerlig silikatdosering	2×170 m <sup>3</sup> per år	Silikat 2×272.000 per år  Strøm 2×30.000 Vedlikehold 2×5.000 Operatør 2×25.000 Silikatdoserere (2 stk.) m/styring 2×500.000	Antar 1600,- per m <sup>3</sup> inkl. frakt. Mesteparten av strømmen vil gå til oppvarming.  Anslag  For et tidsrom på 20 år blir total kostnad bli ca 14.280.000 pluss eventuell prisstigning

### 3.2 Høyangervassdraget

**Anbefaling.** Vi anbefaler å gjennomføre tiltak for å redusere konsentrasjonen av giftige aluminiumsformer på anadrom strekning. Tre alternative framgangsmåter er beskrevet under. Av disse er trolig alternativ A, kontinuerlig kalking, det mest realistiske. Alternativ B, vårbehandling med silikat, forutsetter bedre kjennskap til hvordan konsentrasjonene av giftig aluminium varierer gjennom året. Alternativ C, helårsdosering av silikat, kan være tiltaket som vil gi best vannkvalitet for fisken, men vil bli forholdsvis dyrt. Pågående kalkingsaktiviteter i sideløp som representerer gyte- og oppvekstområder for laks og sjøaure bør videreføres uansett alternativ.

**Begrunnelse.** Nytt reguleringsregime, med økt vannføring i Daleelva, vil sannsynligvis gi bedre gyteforhold for laks og økt smoltproduksjon (Johnsen et al. 2004). Det er imidlertid dokumentert at vannkvaliteten om våren ikke er tilfredsstillende for laks. Tilførsel av mer vann fra Eiriksdalsgreina ved bygging av nytt kraftverk vil sannsynligvis også føre til at vannet i Daleelva blir noe surere sammenlignet med dagens situasjon (se avsnitt 2.2.4), men det er ikke klart hva som vil skje med aluminium. Det er imidlertid ingen grunn til å forvente at vannkvalitetsproblemene vil forsvinne med nytt reguleringsregime.

**Tiltak og kostnader.** To tiltaksalternativer er beskrevet nedenfor og sammenfattet i Tabell 5.

A) En hensiktsmessig måte å oppnå vannkvalitetsmålet for laks på er kontinuerlig dosering av kalk til vannet som går gjennom nye Eiriksdal kraftverk. Inntaket til nye Eiriksdal kraftverk vil ligge langt inne i fjellet, og det vil derfor trolig være vanskelig å få kalket innløpsvannet. I så fall bør vannet kalkes så tidlig som mulig etter at det kommer ut fra kraftverket. På grunn av en potensielt giftig blandsoner, er det ikke optimalt med direkte dosering til vann der fisken går, men det er bedre enn ikke å kalke i det hele tatt. Doseringen bør være stor nok til å avgifte vann fra kraftverket, vann som kommer fra Gautingsdalen og bidrag fra restfelt mellom utløpet av kraftverket og sjøen. Det er nødvendig med befaring for å finne beste måten å styre doseringen på (det samme gjelder for alternativ B og C under). Et alternativ kan være å styre doseringen etter vannføringen i utløpet av kraftverket og vannføringen i Gautingsdalen. Det kan være nødvendig å justere dosering i tilfeller hvor restfeltet bidrar forholdsvis mye til den totale vannføringen. Det bør i så fall etableres en stasjon for sanntidsovervåking av pH i elva for å kontrollere at doseringen fungerer optimalt. Denne bør ligge så nær utløpet av elva som mulig, men ikke så nært at det påvirkes av sjøvann. Det kan la seg gjøre å styre doseringen etter pH nedstrøms kalking dersom det finnes et egnet sted for plassering av styringsstasjonen tilstrekkelig nært dosereren. Befaring er nødvendig for å avgjøre dette. Det er vanlig å operere med et sesongavhengig pH-mål fordi laksens sårbarhet varierer gjennom året. Vi foreslår at man tar sikte på å følge DN's veiledende retningslinjer for pH-styring i kalkede laksevassdrag (Tabell 4). Dersom vannet bruker kort tid fra doserer til områder som er viktige for laks, anbefales bruk av en finmalt kalktype (Teien og Kroglund 2009). Med utgangspunkt i titreringskurven fra Hindar (1997), gjennomsnittlig vannføring på 10 m<sup>3</sup>/s (ved utløp til sjø) og pH på 5,8, må det løses kalsiumkarbonat tilsvarende en konsentrasjonsøkning på 0,54 g/m<sup>3</sup> i periode 1, 1,9 g/m<sup>3</sup> i periode 2 og 0,27 g/m<sup>3</sup> i periode 3. Dette tilsvarer 20,5 tonn i periode 1, 100 tonn i periode 2 og 61 tonn i periode 3 og gir en totalmengde kalsiumkarbonat på 181 tonn. Multipliserer man med en faktor på 1,8 for å korrigere for kalsiumkarbonatinnhold og løselighet av kalkproduktet, blir estimert kalkforbruk 326 tonn per år. Estimatenes av kalkmengde er forbundet med betydelig usikkerhet knyttet til årsvariasjoner i vannmengder og vannkvalitet.

B og C) En alternativ strategi kan være å ta sikte på kun å avgifte vannet om våren når laksen er på sitt mest sårbare (periode 2). Da kan silikatlut være et godt alternativ fordi den virker raskt og fordi slik behandling gir god beskyttelse mot eventuelle blandsonereffekter både i ferskvann og brakkevann. Kjennskap til konsentrasjonen av aluminium og organisk karbon i elva, og saltgradienter mellom elv

og fjord ved ulike vannføringer er nødvendig for vurdere betydningen av den marine blandsonen. Tilsats av 1 milligram silisium per liter vann i tidsrommet 1. april til 31.mai vil kreve ca 300 m<sup>3</sup> silikatlut per år (gitt gjennomsnittlig vannføring på 10 m<sup>3</sup>/s). Dersom konsentrasjonen av giftig aluminium er høy også utenom vårsesongen, er det imidlertid trolig at helårsdosering (Alternativ C) vil gi best resultat. For å få bedre kjennskap til belastningen gjennom året, bør bestemmelse av aluminiumsfraksjoner inkluderes i overvåkningsprogrammet for vann fra kraftstasjonen K 2. Bestemmelse av gjellealuminium fra fisk samlet inn utenom vårsesongen kan også gi verdifull informasjon.

Uansett hvilket tiltak som velges er det viktig å følge opp med jevnlig undersøkelser for å evaluere om ønsket effekt oppnås.

Tabell 4: pH-mål

Periode	Tidsrom	Stadium	pH-mål i anadrom strekning
1	15. februar – 31. mars	Øyerogn og presmolt	6,2
2	1. april – 31. mai	Smoltifisering, smoltutvandring, klekking	6,4
3	1. juni – 14. februar	Yngel, parr, gyting	6,0

Tabell 5: Anslåtte kostnader (eks. mva.) forbundet med forskjellige alternativer.

Alter-nativ	Tiltak	Dose	Pris	Kommentar
A	Kontinuerlig kalking	325 tonn per år	Kalk 146.250 per år Transport 97.500 per år Strøm/vedlikehold/service 75.000 per år Operatør 25.000 per år Kalkdoserer 3.250.000	Antar 450,- per tonn Anter 350,- per tonn      Liggende anlegg
	Online-stasjon for pH-overvåking		Etablering 120.000 Drift/vedlikehold 100.000 per år	Anslag
B	Vårdosering av silikat	300 m <sup>3</sup> per år	Silikat 480.000 per år  Strøm 15.000 per år Vedlikehold 5.000 per år Operatør 25.000 per år Silikatdoserer m/ styring 500.000	Antar 1600,- per m <sup>3</sup> inkl. frakt     Anslag
C	Helårsdosering av silikat	1900 m <sup>3</sup> per år	3.040.000 per år Strøm 40.000 per år Vedlikehold 10.000 per år Operatør 50.000 per år  Silikatdoserer m/ styring 500.000	Antar 1600,- per m <sup>3</sup> inkl. frakt og konstant dosering hele året  Anslag



## 4. Referanser

- Anon. (2009) Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene, p 357, Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1b, Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, Trondheim.
- Bremset, G., Johnsen, B. O., and Bongard, T. (2008) Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger: Resultater fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i 2008 og 2009, p 51, NINA-rapport 512, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Bremset, G., Johnsen, B. O., and Bongard, T. (2009) Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger: Resultater fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i perioden 2003-2008, p 66, NINA-rapport 396, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Cronan, C. S., and Schofield, C. L. (1979) Aluminum leaching response to acid precipitation: Effects on high-elevation watersheds in the northeast, *Science* 204, 304-306.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. (2009) Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften, p 127, Direktoratets gruppa for gjennomføringen av vanndirektivet - Veileder 01:2009
- DN. (2000) Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999, Notat 2000-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2001) Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2000, Notat 2001-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2001) Terrengekalkingsprosjektet - Årsrapport 2000. Terrengekalking for å avgifte surt overflatevann, Notat 2001-4, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN. (2002) Kalking i vann og vassdrag. Resultatkontroll av større prosjekter i 2001, Notat 2002-1, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2003) Kalking i vann og vassdrag – effektkontroll 2002, Notat 2003-3, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2004) Kalking i vann og vassdrag – effektkontroll 2003, Notat 2004-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2005) Kalking i vann og vassdrag – effektkontroll 2004, Notat 2005-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2006) Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2005 , Notat 2006-1, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2007) Kalking i vann og vassdrag - Effektkontroll av større prosjekter 2006, Notat 2007-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2008) Kalking i laksevassdrag - Effektkontroll av større prosjekter i 2007 , Notat 2008-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- DN. (2009) Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll i 2008, Notat 2009-2, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.

- Fivelstad, S., Olsen, A. B., Stefansson, S., Handeland, S., Waagbo, R., Kroglund, F., and Colt, J. (2004) Lack of long-term sublethal effects of reduced freshwater pH alone on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts subsequently transferred to seawater, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 511-518.
- Gensemer, R. W., and Playle, R. C. (1999) The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29, 315-450.
- Hellen, B. A., Kålås, S., Sægrov, H., and Kurt Urdal. (2001) Fiskeundersøkingar i 13 laks-og sjøarevassdrag i Sogn & Fjordane hausten 2000, p 161, Rådgivende biologer rapport 491, Rådgivende biologer AS, Bergen.
- Henriksen, A., Hindar, A., Tørseth, K., and Lien, L. (1993) Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993, p 42, NIVA-rapport OR-2917, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Hesthagen, T., Fiske, P., and Skjelkvåle, B. (2008) Critical limits for acid neutralizing capacity of brown trout (*Salmo trutta*) in Norwegian lakes differing in organic carbon concentrations, *Aquatic Ecology* 42, 307-316.
- Hindar, A. (1997) Kalkingsplaner for Nausta, Gaular-, Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane, p 51, NIVA-rapport OR-3756, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Hindar, A. (2005) Whole-catchment application of dolomite to mitigate episodic acidification of streams induced by sea-salt deposition, *Science of The Total Environment* 343, 35-49.
- Hindar, A., and Skancke, L. B. (2008) Vannkjemisk utvikling i innsjøer etter avsluttet kalking, p 32, NIVA-rapport OR-5628, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Hindar, A., and Wright, R. F. (2002) Beregning av opprinnelig vannkjemi i forsurrede innsjøer - uttesting av en regnemodell, p 22, NIVA-rapport OR-4546, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K., and Semb, A. (1994) Acid water and fish death, *Nature* 372, 327-328.
- Hindar, A., Kroglund, F., and Skiple, A. (1995) Kalkingsplan for Guddalsvassdraget i Sogn og Fjordane, p 20, NIVA-rapport OR-3388, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Hindar, A., Wright, R. F., Nilsen, P., Larssen, T., and Høgberget, R. (2003) Effects on stream water chemistry and forest vitality after whole-catchment application of dolomite to a forest ecosystem in southern Norway, *Forest Ecology and Management* 180, 509-525.
- Johnsen, B. O., Lund, R. A., and Bekkby, T. (2004) Høyangeranleggene - konsekvensutredning, p 55, NINA-oppdragsmelding 862, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Kroglund, F., and Finstad, B. (2003) Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon, *Aquaculture* 222, 119-133.
- Kroglund, F., and Rosseland, B. O. (2004) Effekter av episoder på parr og smoltkvalitet til laks, p 45, NIVA-rapport OR-4797, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Kroglund, F., Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B. O., Hektoen, H., van Berkum, T., and Iversen, M. (1995) Vannkvalitetskrav til laksesmolt: undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag, DN-notat ikke trykt.

- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S. O., Nilsen, T. O., Kristensen, T., Rosseland, B. O., Teien, H. C., and Salbu, B. (2007) Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival, *Aquaculture* 273, 360-373.
- Kroglund, F., Rosseland, B. O., Teien, H. C., Salbu, B., Kristensen, T., and Finstad, B. (2008) Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes, *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 491-507.
- Kroglund, F., Wright, R. F., and Burchart, C. (2002) Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers, p 61, NIVA-rapport OR-4501, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., and Henriksen, A. (1996) A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses, *Science of The Total Environment* 177, 173-193.
- Lund, R. A., Johnsen, B. O., and Bongard, T. (2006) Tilstanden for laks- og sjørretbestanden i et regulert og forsuringspåvirket vassdrag på Vestlandet med fokus på tiltak: Undersøkelser i Daleelva i Høyanger i årene 2003-2005, p 106, NINA-rapport 189, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Lund, R. A., Johnsen, B. O., Kvellestad, A., and Bongard, T. (2004) Fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva i Høyanger 2003-2004, p 49, NINA-oppgagsmelding 836, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Lund, R. A., Johnsen, B. O., Kvellestad, A., and Bongard, T. (2005) Fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva i Høyanger 2003-2005, p 100, NINA-rapport 75, Trondheim.
- Lura, H., and Ledje, U. P. (2004) Konsekvenser for hydrologi og fysiske og kjemiske forhold i vassdragene ved opprustning og utvidelse av Høyangervassdragene, p 39, *Ambio miljørådgivning rapport 25602-3*, Ambio miljørådgivning AS, Stavanger.
- Lyche-Solheim, A., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A. K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H. O., and Engebretsen, A. (2008) Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemisk parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerintresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering, p 77, NIVA-rapport OR-5708, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Raddum, G. G. (1995) Undersøkelser av laks, aure og bunndyr i Guddalsvassdraget, p 15, LFI-rapport 87, Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Bergen.
- Sandøy, S., and Langåker, R. M. (2001) Atlantic salmon and acidification in Southern Norway: A disaster in the 20th century, but a hope for the future?, *Water Air and Soil Pollution* 130, 1343-1348.
- Skjelkvåle, B. L., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G., and Røyset, O. (2008) Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, Del I: Vannkjemi. Status for forsurening, næringssalter og metaller, p 119, NIVA-rapport OR-5548; Statlig program for forurensningsovervåking (SPFO)-rapport 1011/2008; SFT-rapport TA-2361/2008, Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.
- Teien, H. C., Standring, W. J. F., Salbu, B., Marskar, M., Kroglund, F., and Hindar, A. (2004) Mobilization of aluminium and deposition on fish gills during sea salt episodes - catchment liming as countermeasure, *Journal of Environmental Monitoring* 6, 191-200.
-

- Teien, H., and Kroglund, F. (2009) Komparative studier mellom kalksteinsmel (Miljøkalk VK3, Miljøkalk NK3) og kalkslurry BOKALK 75, p 38, UMB-rapport, Universitet for miljø- og biovitenskap (UMB), Institutt for plante- og biovitenskap, Ås.
- Teien, H., Salbu, B., Heier, L., Kroglund, F., and Rosseland, B. (2005) Fish mortality during sea salt episodes - catchment liming as a countermeasure, *Journal of Environmental Monitoring* 7, 989-998.
- Urdal, K., and Hellen, B. A. Ungfiskundersøkingar i Dale- Hovlands- og Ytredalselva, Høyanger kommune, hausten 1998, p 1999, Rådgivende biologer rapport 394, Rådgivende biologer AS, Bergen.
- Åtland, Å., Bjerknes, V., Barlaup, B., Gabrielsen, S. E., Hindar, A., Kleiven, E., Raddum, G. G., and Skiple, A. (1998) Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane, p 53, NIVA-rapport OR-3891, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo.
- Åtland, Å., Bjerknes, V., Barlaup, B., Kvellestad, A., Raddum, G. G., and Sundt, R. (1998) Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane, p 72, NIVA-rapport OR-3812, Oslo.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)