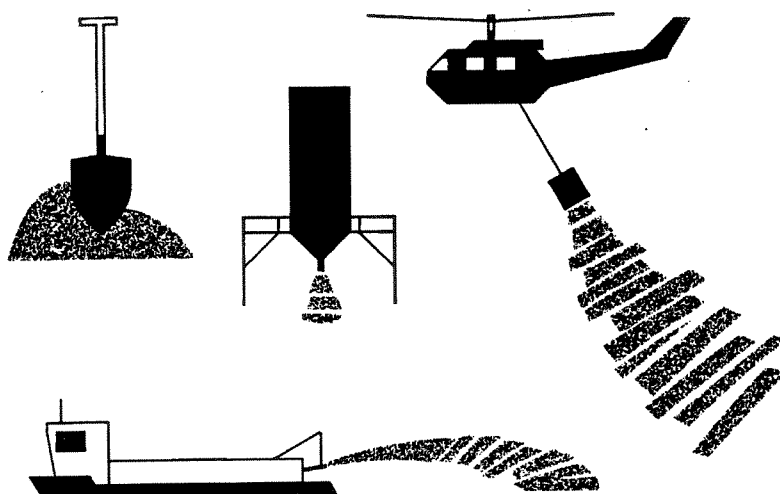


O-94236

Tiltak mot forsuring i Suldalslågen

KALKINGSPLAN



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Underrn:
O-94236	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3256	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Tiltak mot forsuring av Suldalslågen. Kalkingsplan.	Dato: 27.4.95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Kalking	
Forfatter(e): Øyvind Kaste, Atle Hindar, Frode Kroglund, Inngard Blakar, Erik Holmqvist, Tor Erik Brandrud, Stein W. Johansen	Geografisk område: Rogaland	
	Antall sider: 33 + vedl	Opplag: 125

Oppdragsgiver: Suldal Elveeigerlag og Forsuringsprosjektet i Suldalvassdraget	Oppdragsg. ref.:
---	-------------------------

Ekstrakt:

På bakgrunn av forsuringssituasjonen i Suldalslågen er det utarbeidet en kalkingsplan for vassdraget nedenfor Suldalsvatnet. Det er foreslått 4 kalkdoserere i vassdraget som tilsammen skal sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks på den lakseførende strekningen i elva. Innkjøp og etablering av doserere vil beløpe seg til anslagsvis 2,9 mill. kr. Ved normal avrenning er det beregnet et samlet årlig kalkforbruk i anleggene på 2400 tonn kalk. Dette innebærer årlige driftsutgifter på omkring 1,9 mill. kr.

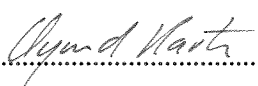
4 emneord, norske

1. Vassdrag
2. Sur nedbør
3. Laksefisk
4. Kalkingsplan

4 emneord, engelske

1. Water course
2. Acid precipitation
3. Salmonidae
4. Liming plan

Prosjektleder



Øyvind Kaste

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN-82-577-2772-5

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen

O-94236

TILTAK MOT FORSURING AV SULDALSLÅGEN

Kalkingsplan

Grimstad

26. april 1995

Saksbehandler:

Øyvind Kaste

Medarbeidere:

Atle Hindar

Anja Skiple

Frode Kroglund

Tor Erik Brandrud

Stein W. Johansen

Erik Holmqvist, Statkraft Eng.

Inngard Blakar, NLH

Forord

På grunn av økende uro omkring forsuringssituasjonen i Suldalslågen tok Suldal Elveeigerlag i juni 1994 kontakt med NIVA for å få et pristilbud på en kalkingsplan for vassdraget. NIVA utarbeidet et prosjektforslag som ble oversendt elveeigerlaget den 27. juni. Det ble etablert en styringsgruppe for prosjektet, bestående av representanter fra elveeigerlaget, kommunen, Statkraft og Direktoratet for naturforvaltning. Finn R. Gravem, Statkraft Engineering har vært sekretær for styringsgruppen. Suldal elveeigerlag ble valgt som formell oppdragsgiver for prosjektet, og i brev av 17. november 1994 fikk NIVA i oppdrag å utarbeide en kalkingsplan for Suldalslågen. Kontaktperson i elveeigerlaget har vært Lars Veka.

Den hydrologiske delen av rapporten er utarbeidet av Erik Holmqvist, Statkraft Engineering, mens kapittelet om vannkjemi er skrevet av Inggard Blakar, Norges landbrukshøgskole. Forekomst av vannplanten krypsiv i Suldalslågen og eksisterende kunnskap om effekter på krypsiv av kalking er beskrevet i rapporten av Stein W. Johansen og Tor-Erik Brandrud ved NIVA, Oslo. Leif Lillehammer, Universitetet i Oslo, har gitt en oversikt over bunndyrundersøkelser i Suldalslågen. Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har tidligere gjennomført foreløpige vurderinger av de kalkingstekniske sidene ved gjennomføring av tiltak i Suldalslågen.

Kommunen, grunneigerlaget og andre lokalkjente har bidratt med nødvendig lokalkunnskap for å få utført planene. Kommunen har også være behjelpelig med å kostnadsberegne grunnarbeider, samt framføring av vei, telefon og strøm til planlagte doseringsanlegg. Øyvind Vårvik, Suldal elveeigerlag, har vært behjelpelig med å samle inn vannprøver til titreringsanalyse. Kostnadsoverslag for kalk, samt priser for innkjøp av kalkdoseringsanlegg er innhentet fra tidligere gjennomførte prosjekter i Rogaland, Aust- og Vest-Agder.

Kalkingsplanen er finansiert av Forsuringsprosjektet i Suldalsvassdraget (FS) og Suldal Elveeigerlag.

Grimstad 26. april 1995

Øyvind Kaste

INNHOLDSFORTEGNELSE

Forord.....	2
INNHOLDSFORTEGNELSE	3
1. SAMMENDRAG.....	4
2. INNLEDNING.....	5
2.1. Bakgrunn.....	5
2.2. Mål for kalkingsplanen.....	5
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE	7
3.1. Vassdragsavsnitt, hydrologi og reguleringer	7
3.2. Vannkvalitet	13
3.3. Titreringskurver	18
3.4. Forekomst av vannplanten krypsiv	19
3.5. Bunndyr og fisk.....	20
4. KALKINGSPLAN.....	21
4.1. Mål	21
4.2. Forslag til kalkingsalternativer	21
4.3. Kalkmengder og kostnader ved hovedalternativ I	24
4.4. Kalkmengder og kostnader ved hovedalternativ II.....	27
4.5. Forslag til eksperimentelle kalkingsforsøk	29
4.5.1. Terrengkalking	29
4.5.2. Dosering i elv	29
4.5. Vannkvalitetsforhold i Suldalsvatnet.....	31
4.6. Anbefalinger.....	31
5. REFERANSER	32
6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.....	34

1. SAMMENDRAG

Suldalslågen er sterkt regulert gjennom Røldal/Suldal-utbyggingen og Ulla/Førre-utbyggingen. Suldalslågen fører i dag vann fra restfeltet nedenfor Suldalsvatnet, samt en pålagt minstevannføring. Suldalslågen har til tross for reguleringene vært en av landets beste lakseelver. Vannkvalitet og biologiske forhold i Suldalsvassdraget er godt dokumentert gjennom flere konsekvensutredninger og forskningsprosjekter. Det har i den senere tid forekommet meget lave pH-verdier i avløpet fra restfeltet (ned mot 4,8), og også i selve Suldalslågen er det målt pH-verdier ned mot 5,0.

På bakgrunn av økende uro omkring forsyningssituasjonen i Suldalslågen er det tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for elva. Kalkingsplanen skal utrede tiltak for å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet i elva for reproduksjon av laks på den lakseførende strekningen. Ut fra nåværende kunnskap om laksens vannkvalitetskrav, anbefales et pH-nivå i den lakseførende strekningen på omkring 6,5 i smoltifiseringsperioden, som er satt til tidsrommet 1. februar - 15. juni. Ellers i året anbefales et pH-mål på omkring 6,2.

Kalkingsplanen for Suldalslågen inneholder en utredning av 2 alternative strategier for å oppnå det kjemiske og dermed det biologiske målet:

- Alternativ I:
 - pH-styrt doserer ved Osvad
 - Doserere i Steinsåna og Tjøstheimsåna
 - Doserer i Suldalslågen, styrt etter vannføring i Mosåna

- Alternativ II
 - pH-styrt doserer ved Osvad
 - 2 doserere i Suldalslågen, styrt etter vannføring i hhv. Tjøstheimsåna og Fossåna.

Av hensyn til den praktiske gjennomføringen av tiltakene anses alternativ I å være det mest realistiske alternativet. Begge alternativene vil sikre akseptabel og stabil pH i elva under ulike vannføringsforhold.

Gjennomsnittlig kalkbehov i forbindelse med alternativ I er beregnet til 2400 tonn årlig. Av dette er omkring 1650 beregnet å gå med til avsyring av vann ut fra Suldalsvatnet og 750 tonn til avsyring av surt vann fra lokalfeltet omkring Suldalslågen. Det første året vil utgiftene til innkjøp og opparbeiding av doseringsanlegg beløpe seg til omlag 2,9 mill. kr. Dette forutsetter at en ikke kommer i gang med kalking det første året. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til omlag 1,9 mill. kr.

For å tilpasse kalkforbruket ved anleggene til vassdragets avsyringsbehov er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av elva de første årene. Som en del av driftsoppfølgingen foreslås en stasjon med kontinuerlig pH-måling nær utløpet av Suldalslågen.

I tillegg til den ordinære kalkingsplanen er det foreslått eksperimentelle kalkingsforsøk i Suldalslågen. Som en del av dette foreslås det å opprette 1-2 forsøksfelter for terrengkalking innenfor vassdraget. I tillegg til forsøkene med terrengkalking foreslås det eksperimentelle forsøk knyttet til doseringsanlegg i to sidevassdrag. Ved valg av kalkingsalternativ I vil det ikke være behov for å etablere ekstra doseringsanlegg i forbindelse med de eksperimentelle forsøkene.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn.

Suldalslågen er sterkt regulert gjennom Røldal/Suldal-utbyggingen og Ulla/Førre-utbyggingen. Suldalsvassdraget har et naturlig nedbørfelt på 1466 km² og et lokalt nedbørfelt nedstrøms Suldalsvatn på 135 km². Suldalslågen fører i dag vann fra sistnevnte restfelt (figur 1), samt minstevannføring ut fra Suldalsvatn.

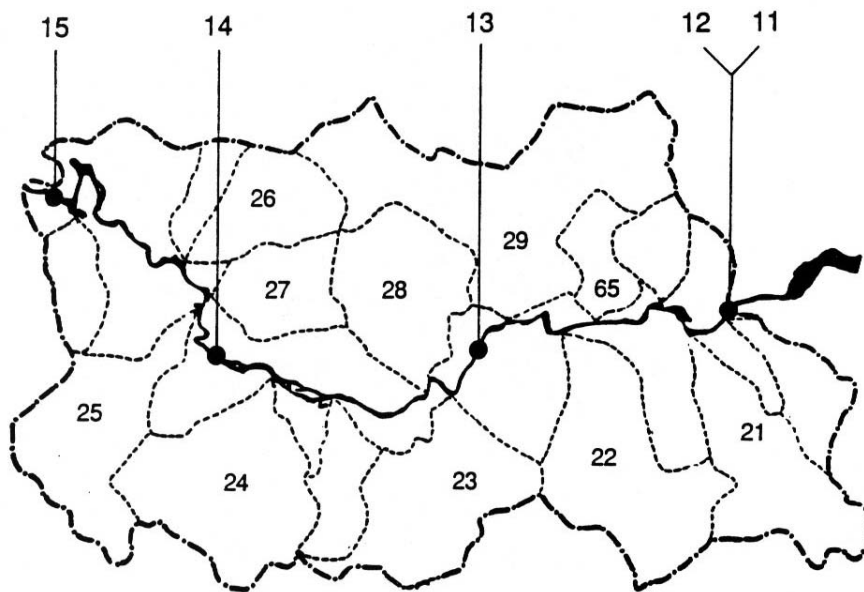
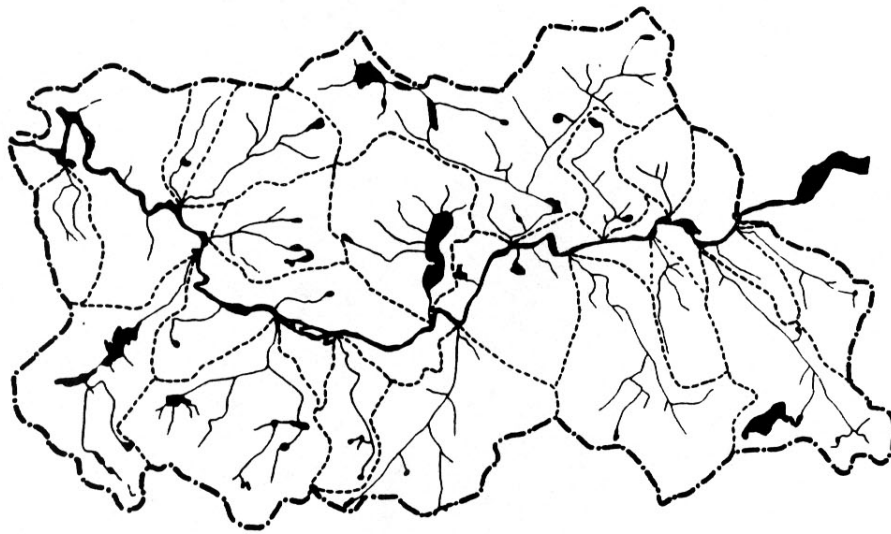
Vannkvalitet og biologiske forhold i Suldalsvassdraget er godt dokumentert gjennom flere konsekvensutredninger i forbindelse med vannkraftutbygging. Forsuringsutviklingen i vassdraget er fra 1991 og fram til i dag fulgt gjennom prosjektene FUS (Forsuringsutviklingen i Suldalsvassdraget) og FS (Forsuringssprosjektet i Suldalsvassdraget). Det har i den siste tiden forekommet meget lave pH-verdier i avløpet fra restfeltet (ned mot 4,8), og også i selve Suldalslågen er det målt pH-verdier ned mot 5,0.

Et kalkslurry-anlegg ved Osvad, ved innløpet til Suldalslågen, kalker vannføringen ut av Suldalsvatn når pH synker under 6,0. Ved flom i restfeltet nedstrøms Suldalsvatn utgjør den kalkede minstevannføringen bare en liten del av den totale vannføringen i elva. Suldalslågen har til tross for reguleringene vært en av landets beste lakseelver. Forsuringssituasjonen i vassdraget tilsier imidlertid at det er aktuelt med kalkingstiltak for å sikre laksebestanden. Status og utvikling for fiskebestanden i Suldalslågen er grundig undersøkt i forbindelse med utbyggingen i vassdraget (se Heggberget *et al.* 1994, for referanser)

På bakgrunn av foruringssituasjonen i Suldalslågen har en styringsgruppe bestående av representanter fra Suldal elveeigerlag, kommunen, Statkraft og Direktoratet for naturforvaltning tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan.

2.2. Mål for kalkingsplanen.

Kalkingsplanen skal inneholde forslag til tiltak for å sikre en tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks. Det foretas en vurdering av ulike kalkingsalternativer og metoder, deriblant dosererkalking, innsjøkalking og terrengkalking. Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg baseres på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.



Figur 1. Suldalslågen med uregulert restfelt. Nedbørfeltene til sidebekkene (nederst) er nummerert som i tabell 1 (Blakar)

Tabell 1. Undersøkte lokaliteter i Suldalslågen med sidebekker (jf. figur 1).

11	Suldalslågen v/Osvad ovenfor kalking
12	Suldalslågen oppstrøms Torkebekken
13	Suldalslågen oppstrøms Mosåna
14	Suldalslågen oppstrøms Hiimsåna
15	Suldalslågen v/Larvika
21	Stråpsåna
22	Tjøstheimsåna
23	Mosåna
24	Fossåna (instrumentert referansefelt)
25	Himsåna
26	Brommelandbekken
27	Grovabekken
28	Ritlandsåna
29	Steinsåna
65	Prestabekken

3. VASSDRAGSBESKRIVELSE

3.1. Vassdragsavsnitt, hydrologi og reguleringer

Naturlig nedbørfelt

Suldalsvassdraget har et naturlig nedbørfelt på 1466 km². Figur 2 viser den naturlige vannføringsvariasjonen over året ved utløpet av Suldalsvatnet. Vassdraget har markert vårflom, mens vannføringen vinterstid er moderat. Figuren viser median-vannføring midlet over 5 døgn (50 % av observerte vannføringer er lavere og 50 % høyere enn median-verdien). Vintervannføringen i Suldalslågen kunne variere mye også før regulering: I perioder kunne vannføringen gå helt ned mot 3 m³/s, nesten årlig var den lavere enn 10 m³/s. På den annen side var enkelte høst- og vinterflommer ut av Suldalsvatnet naturlig oppe i 600-700 m³/s som døgnmiddel.

Reguleringer

Røldal-Suldal-Kraft (RSK, Hydro Energi) har regulert de øvre delene av vassdraget siden 1968. Reguleringen omfatter ialt 795 km², eller 54 % av vassdragets naturlige areal. Omkring halvparten av dette arealet ligger høyere enn 1200 m.o.h. og over 80 % høyere enn 900 m.o.h. Det er kun i de to nederste kraftstasjonene, Suldal I og II, hvor driftsvannføringen går direkte til Suldalsvatnet. Samlet magasinivolum er 834 mill m³. Den viktigste endringen i vannføringsregimet fra naturlig til etter RSK var en betydelig økning av vintervannføringen i vassdraget samtidig som vårflommen ble kraftig redusert (figur 2).

Ulla-Førre-utbyggingen (Statkraft) består av 5 kraft-, pumpekraft- og pumpestasjoner samt flere store og små magasiner og en rekke bekkeinntak. Første kraftstasjon, Hylen ble satt i drift i 1980. På 600 meters nivå er Sandsavatn hovedmagasin. Vanligvis utnyttes vannet til produksjon i Kvilldal kraftstasjon, men kan ved pumping gjennom Saurdal pumpekraftstasjon lagres i Blåsjø på 1000 meters nivå. Blåsjø er hovedmagasin i Ulla-Førre-utbyggingen. Ved HRV dekker Blåsjø et areal på 82 km² og har et magasinivolum på 3105 mill m³. Det tar 3 år å fylle magasinet hvis det er tomt. Vannet utnyttes i Saurdal og Kvilldal kraftstasjoner. Kvilldal har utløp i Suldalsvatnet. Mellom Suldalsvatnet (68 m.o.h.) og Hylsfjorden utnyttes fallet i Hylen kraftstasjon.

Totalt er det overført vann fra et areal på 677 km² som ikke naturlig drenerte til Suldalslågen. Men viktigste årsak til endringene i vannføringsforholdene i Suldalslågen i forhold til etter RSK er driften av Hylen kraftverk og fastsettelsen av et manøvreringsreglement for Suldalslågen (se nedenfor). En viktig effekt av Hylen kraftverk er reduserte flommer i Suldalslågen. Maksimal driftsvannføring gjennom kraftverket er 273 m³/s. I tillegg kan en tappe drøyt 330 m³/s direkte til Hylsfjorden. I månedene juni og juli skal imidlertid Hylen kraftverk etter gjeldende reglement normalt stå, men når vannføringen i Suldalslågen overstiger 350 m³/s kan Hylen benyttes.

Restfeltene

Restfeltet til Suldalsvatnet er 357,7 km², eller snaut 30 % av det naturlige nedbørfeltet. Nær halvparten av restfeltet ligger lavere enn 600 m.o.h. og over 20 % lavere enn 300 moh.. Restfeltet til Suldalslågen er 134,2 km². Mosvatn-feltet (23,8 km²) er overført til Sandsavatn. Suldalslågens naturlige nedbørfelt er 1466 km². Av restfeltet ligger over 70 % lavere enn 600 m.o.h. og drøyt 30 % lavere enn 300 m.o.h. Det er få vann av betydning i restfeltene (bortsett fra Suldalsvatnet). Feltene er bratte og responsen på nedbør er rask. Avrenningsmønsteret i restfeltene er mye mer lavlandspreget/ kystpreget enn i de regulerte områdene. Regnflommer vinterstid er ikke uvanlig.

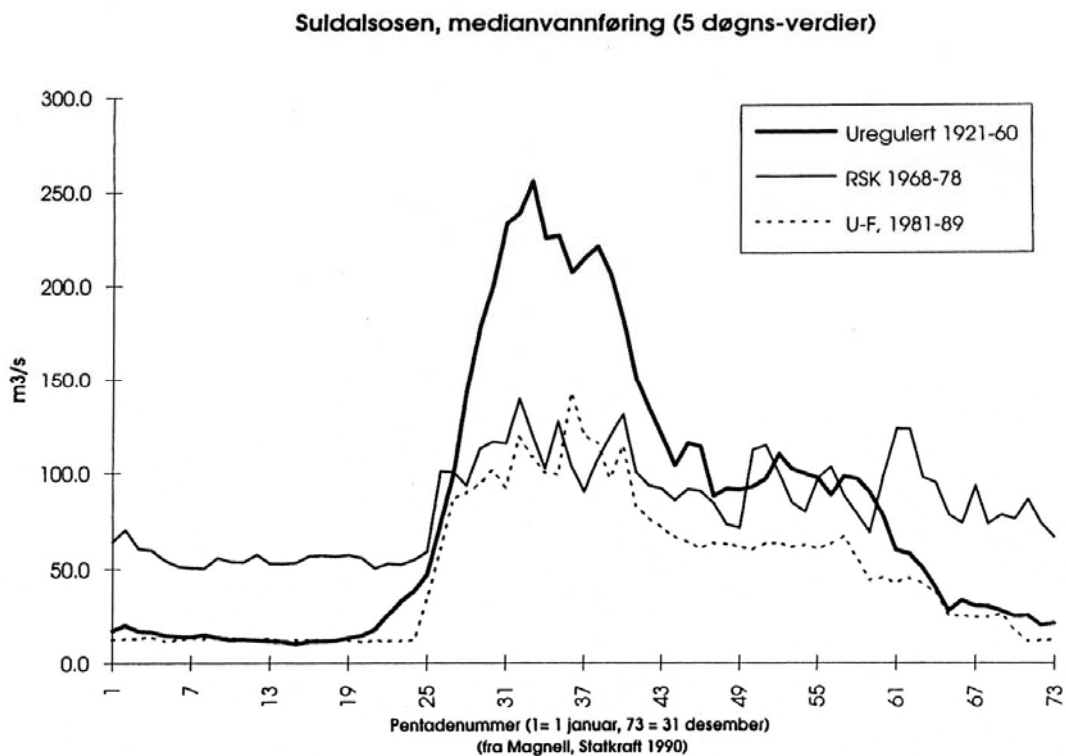
I juni 1990 ble det vedtatt et nytt manøvreringsreglement for Suldalslågen (figur 3). De viktigste endringene fra forrige til nåværende reglement er:

- Referansepunkt for minstevannføring er flyttet fra nederst i Suldalslågen til utløp av Suldalsvatnet.
- Vannføringen ved utløp av Suldalsvatnet skal ikke underskride 12 m³/s (tidligere 10 m³/s).
- Vannføringen i første halvdel av oktober er redusert med gjennomsnittlig 12 m³/s.

Manøvreringsreglementet sikrer blant annet en stabil vintervannføring øverst i Suldalslågen på 12 m³/s. Nedover i Suldalslågen er vannføringen bestemt av summen av tilsig fra restfeltet og det en slipper fra Suldalsvatnet. Overløp fra Mosvatn betyr lite.

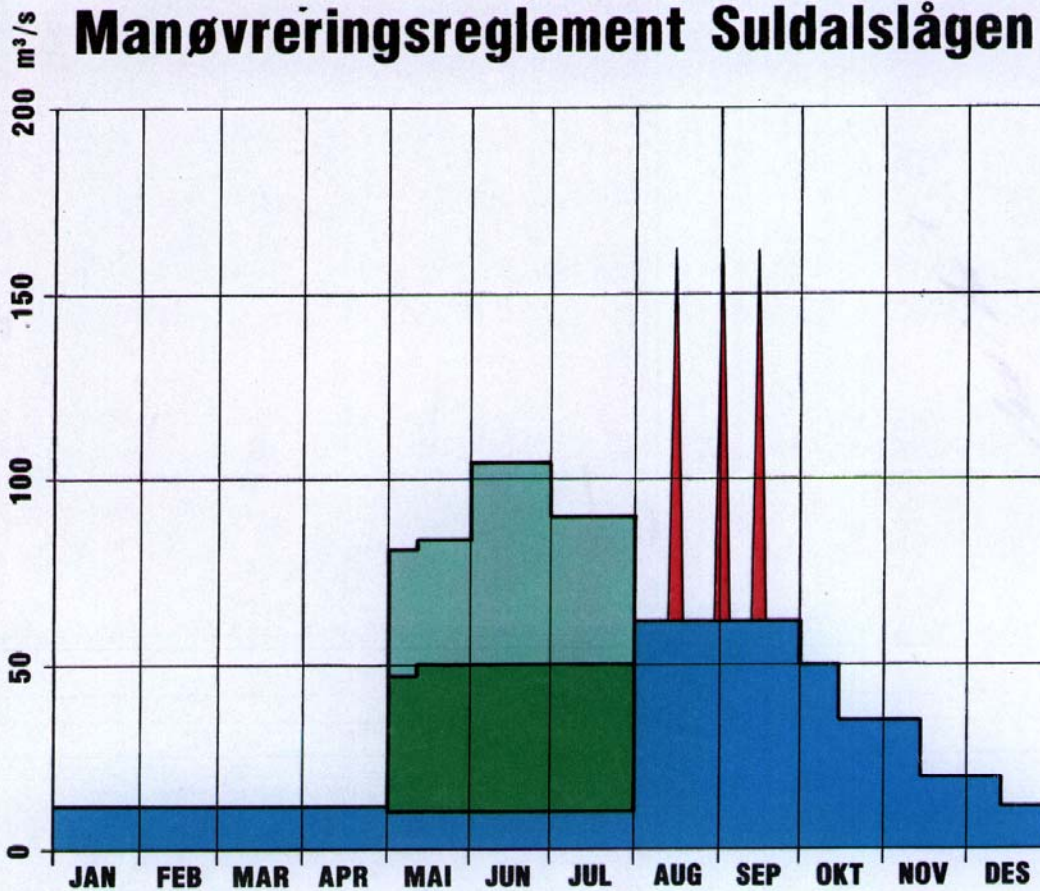
Hydrologiske forhold i Suldalslågen 1989-93

Restfeltet til Suldalslågen er kjennetegnet av høy avrenning vinterstid. Avrenning i perioden 1989-93 er sammenlignet med tilsvarende data for perioden 1963-85 (figur 4). I månedene januar til mars er avrenningen i perioden 1989-93 svært mye høyere enn i sammenligningsperioden. Fra september til november er imidlertid avrenningen merkbart redusert. I tillegg er det en markert reduksjon i mai-verdiene (mindre snøsmelting). I vår 5-års periode er det kun vinteren 1990/91 hvor en ikke har betydelig høyere vinteravrenning enn i middel for sammenligningsperioden. Generelt har det vært en sterk forskyvning av tyngdepunktet i avrenningen fra høst mot vinter.



Figur 2. Medianvannføring ved Suldalsosen ved de ulike reguleringene (Statkraft)

Manøvreringsreglement Suldalslågen

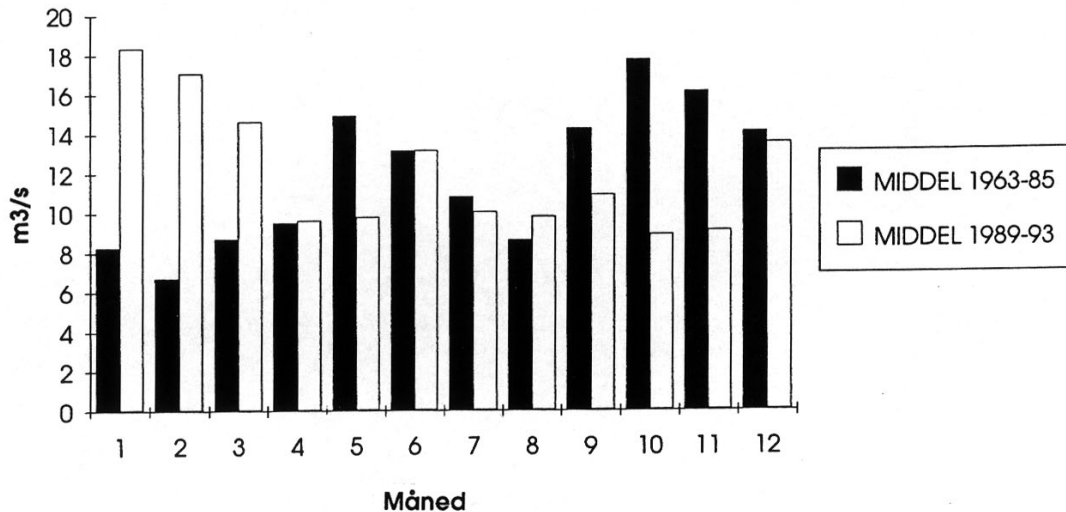


	1. august - 30. september	62 m ³ /s
	1. oktober - 14. oktober	50 m ³ /s
	15. oktober - 14. november	35 m ³ /s
	15. november - 14. desember	19 m ³ /s
	15. desember - 30. april	12 m ³ /s
	1. mai - 31. juli	9 m ³ /s
	RSK	
	Uregulert tilsig Suldalsvatn	
	1. mai - 14. oktober	50 mill.m ³ (lokkeflom)

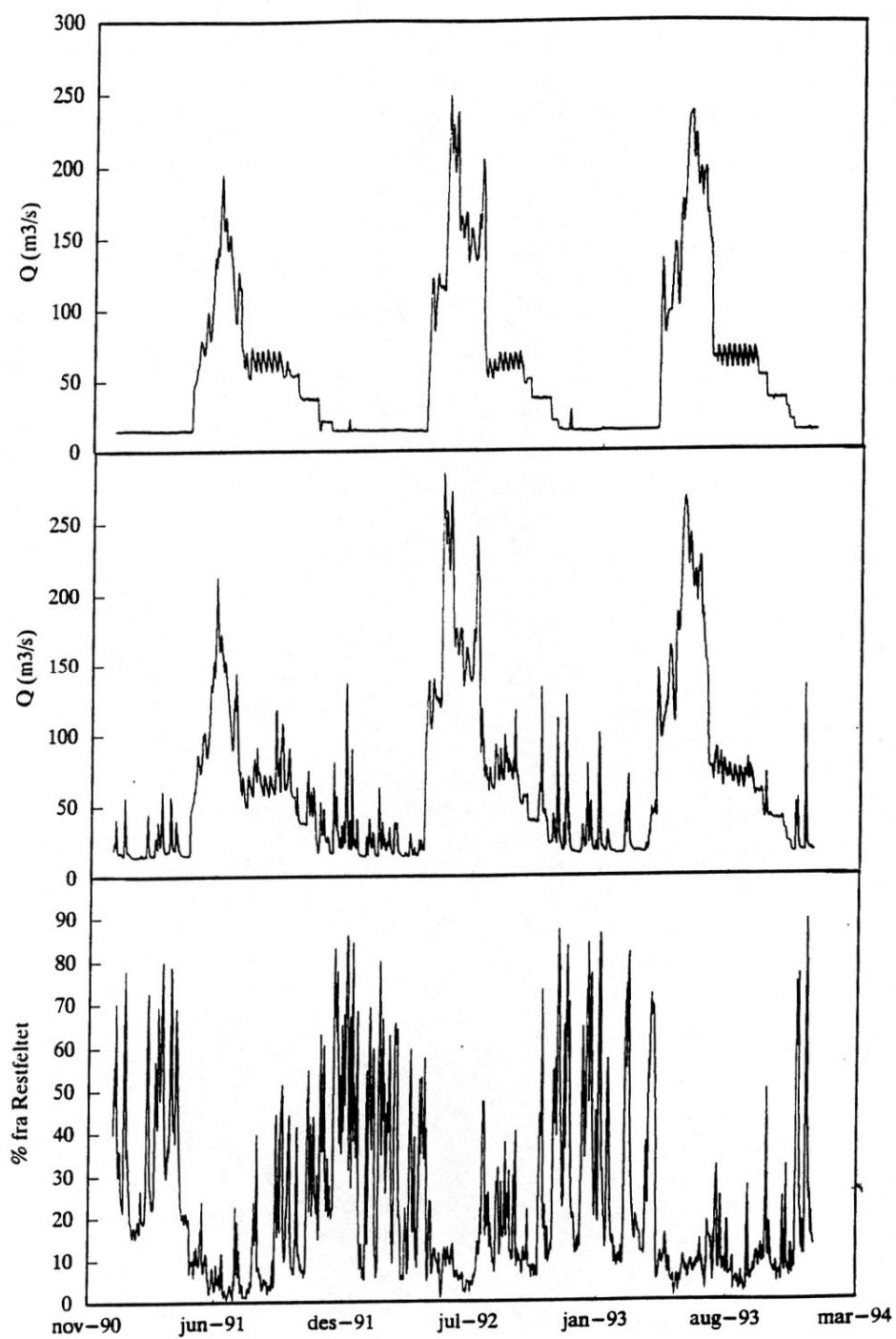
Figur 3. Manøvreringsreglement for Suldalslågen (Statkraft).

Januar-89 og februar/ mars-90 skiller seg ut som spesielt vannrike i restfeltet til Suldalslågen med henholdsvis 32, 29 og 29 m³/s. En har hatt 7 episoder hvor avrenningen fra restfeltet i løpet av et døgn har vært på 100-140 m³/s. Alle episodene har vært fra desember til mars. Til sammenligning var vannføringen større enn 100 m³/s kun 3 ganger vinterstid i perioden 1963-85. Men i denne perioden er det en rekke eksempler på døgn-vannføringer fra 100 til 300 m³/s i de øvrige månedene. Høyeste beregnede vannføring fra Suldalslågens restfelt hadde en i oktober 1963, da kulminerte den med et døgnmiddel nær 300 m³/s. Laveste månedsmiddel i perioden 1989-93 hadde en i november 1993 med 3 m³/s. I enkelt-døgn er det beregnet en vannføring fra restfeltet på i underkant av 1 m³/s.

En ser av figur at en i perioden 1991-93 har hatt en vannføring i Suldalslågen ved Stråpa (utløp Suldalsvatnet) som harmonerer godt med manøvreringsreglementet. De største avvikene har en i juni og juli hvor vannføringen har vært en del høyere enn det en ville forvente utfra figur 6. Det skyldes for det første at Hylen kraftverk normalt står i disse månedene. Eventuelt "ekstra" vann vil derfor renne til Suldalslågen. RSK har i juni og juli hatt en gjennomsnittlig driftsvannføring som er omkring 20 m³/s høyere enn de er forpliktet til (ca. 60 isteden for 41 m³/s). I tillegg har det vært betydelige flomtap disse månedene.



Figur 4. Middelvannføring i restfeltet til Suldalslågen, periodene 1963-85 og 1989-1993. (Statkraft).



Figur 5. Vannføring øverst (A) og nederst (B) i Suldalslågen samt bidrag fra uregulert restfelt i prosent av vannføring nederst (C). Data fra NVE.

3.2 Vannkvalitet

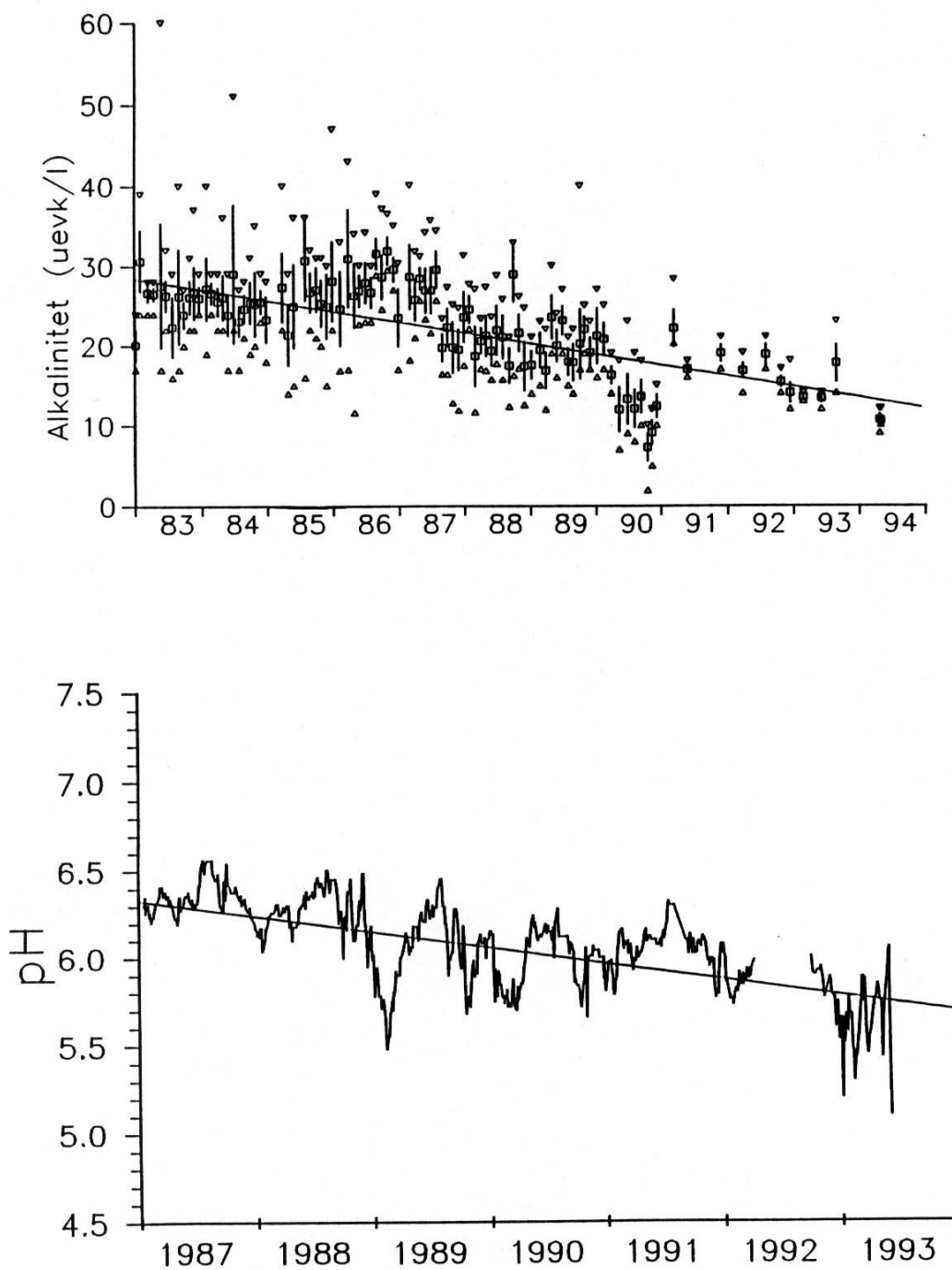
Utviklingen av alkaliteten i Suldalsvatnet for perioden 1983-94 er vist i figur 6 (øverst). Suldalsvatnet hadde i perioden 1983-94 lav alkalitet (20-30 $\mu\text{ekv/l}$). Slike vannmasser har liten evne til å motstå forsuring. Fra 1986 til 1994 har alkaliteten blitt redusert med 15-20 $\mu\text{ekv/l}$. Avtaket i alkalitet har sammenheng med tapping fra Blåsjømagasinet som etter hvert har fått dårlig vannkvalitet. Vinteren 1987-88 var den første driftssesongen hvor betydelige mengder Blåsjøvann ble tilført Suldalsvatn. En svært omfattende tapping fra Blåsjøen vinteren 93/94 førte til at alkaliteten i Suldalsvatnet avtok til bare 10-12 $\mu\text{ekv/l}$. Samtidig sank pH til under 6. Utover sommeren og høsten 94 økte alkaliteten igjen til 14-16 $\mu\text{ekv/l}$ etter avsluttet tapping av Blåsjø.

Surhetsgraden i utløpet fra Suldalsvatn har i perioder vært noe lavere enn på hovedstasjonene i Suldalsvatnet. Suldalsvatnet har et relativt grunt og smalt basseng nedenfor Suldalsporten. I perioder med minstevannføring til Suldalslågen (desember-april) og samtidig stor tapping via Hysten, blir vannkvaliteten i de nedre deler av Suldalsvatnet påvirket av sure, lokale tilførsler fra delfeltene nedenfor Suldalsporten. Lav pH og alkalitet i utløpet (pH < 5.8 og alkalitet < 10 $\mu\text{ekv/l}$) viser at påvirkningen fra disse delfeltene kan bli betydelig, særlig i flomperioder.

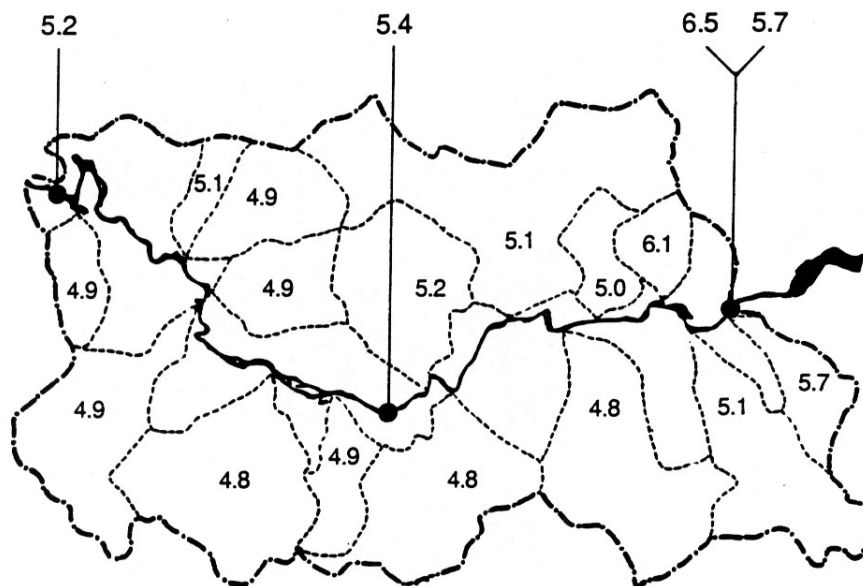
Figur 6 (nederst) viser pH-målinger fra Suldalslågen ovenfor kalkingsanlegget fra 1988 til 1993. Elva ble kalket når pH sank under 6.0. pH-verdiene i utløpet av Suldalsvatnet viser en fallende tendens de siste årene. Regresjonsanalyse gir et pH-avtak på nesten 0.1 pH-enheter per år. Forklaring på dette er at den sure avrenningen fra restfeltet nedstrøms Suldalsporten har fått økt betydning for pH i Suldalslågen. Faretruende lave verdier (pH 5.2-5.8) ble registrert både vinteren 1988-89 og 1992-93.

Suldalslågen med uregulert restfelt er vist i figur 1. Nummererte lokaliteter er oppført i tabell 1. I denne delen av landet er nedbørepisodene ofte korte og intense, som ofte fører til raske og store variasjoner i vannføring (figur 5). I perioder med minstevannføring ut av Suldalsvatnet (desember-april) er det vanligvis mange flommer hvor det uregulerte restfeltet kan bidra med 70-90% av vannføringen nederst i Suldalslågen. I 1990-93 ble det imidlertid bare registrert fem større flommer hvor avrenningen fra restfeltet var 100-120 m^3/s som døgnmiddel (Erik Holmqvist, pers. medd.). Tidligere er det registrert vesentlig større flommer fra restfeltet (Blakar og Digernes 1990). Figur 7 viser en flomepisode hvor en vannføring på opptil 200 m^3/s fra det uregulerte restfeltet hadde betydelig negativ effekt på vannkvaliteten i Suldalslågen (den 16.3.90).

Minimum-, middel-, maksimumsverdi og standardavvik for noen analyseparameter for perioden 1991-93 er vist i figur 8 og 9. Lokalitetene er ordnet etter hvor de munner ut i Suldalslågen (fra øverst til nederst). Den stiplede linjen binder sammen lokalitetene i Suldalslågen (11, 12, 13, 14 og 15). Det framgår av figurene at de uregulerte delfeltene som drenerer til de øvre deler av Suldalslågen har relativt god vannkvalitet, mens de nedre delfeltene preges av surt, aluminiumsrikt vann i flomperioder (pH ned mot 4.5 og mer enn



Figur 6. Utviklingen av alkalitet i Suldalsvatn (øverst) og utviklingen av pH i innløpet til Suldalslågen (nederst) (Blakar).

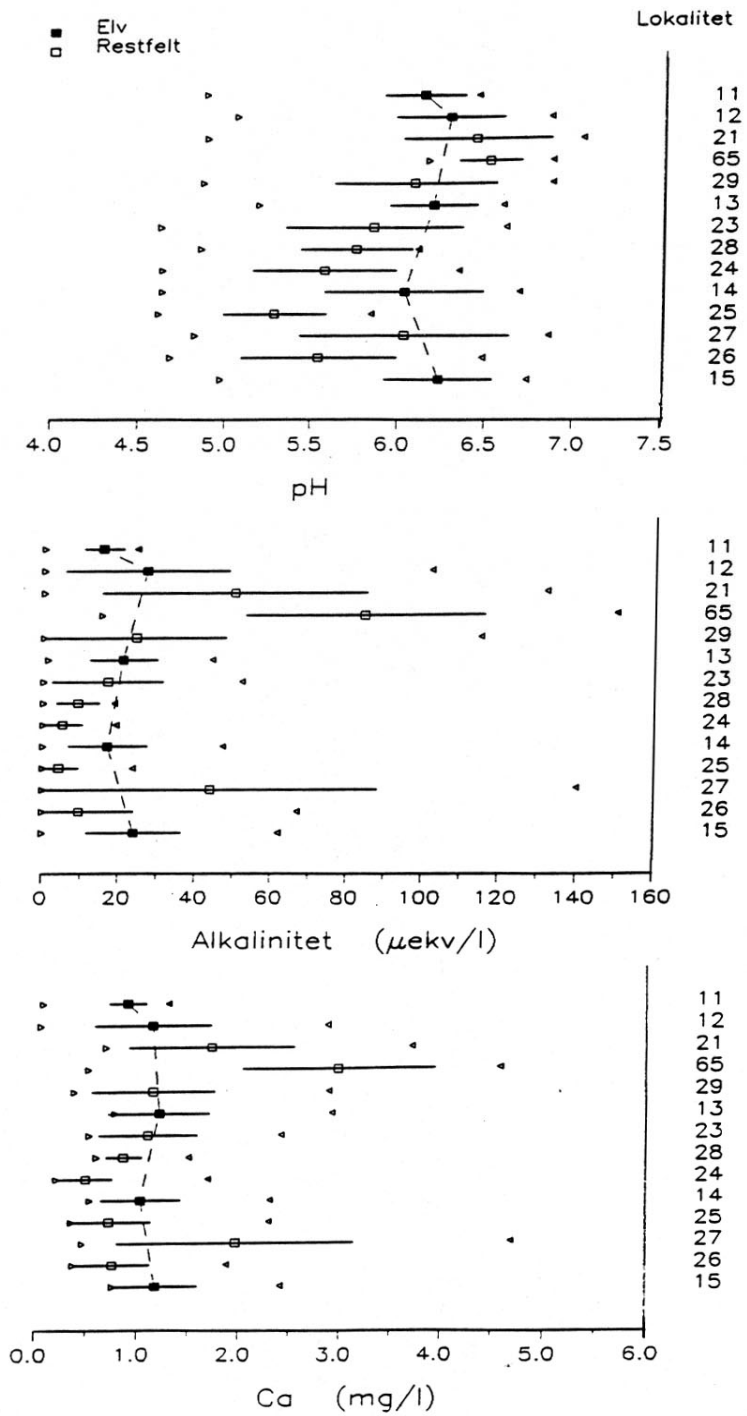


Figur 7. pH på undersøkte lokaliteter under flomepisoden den 16.3.90 (Blakar).

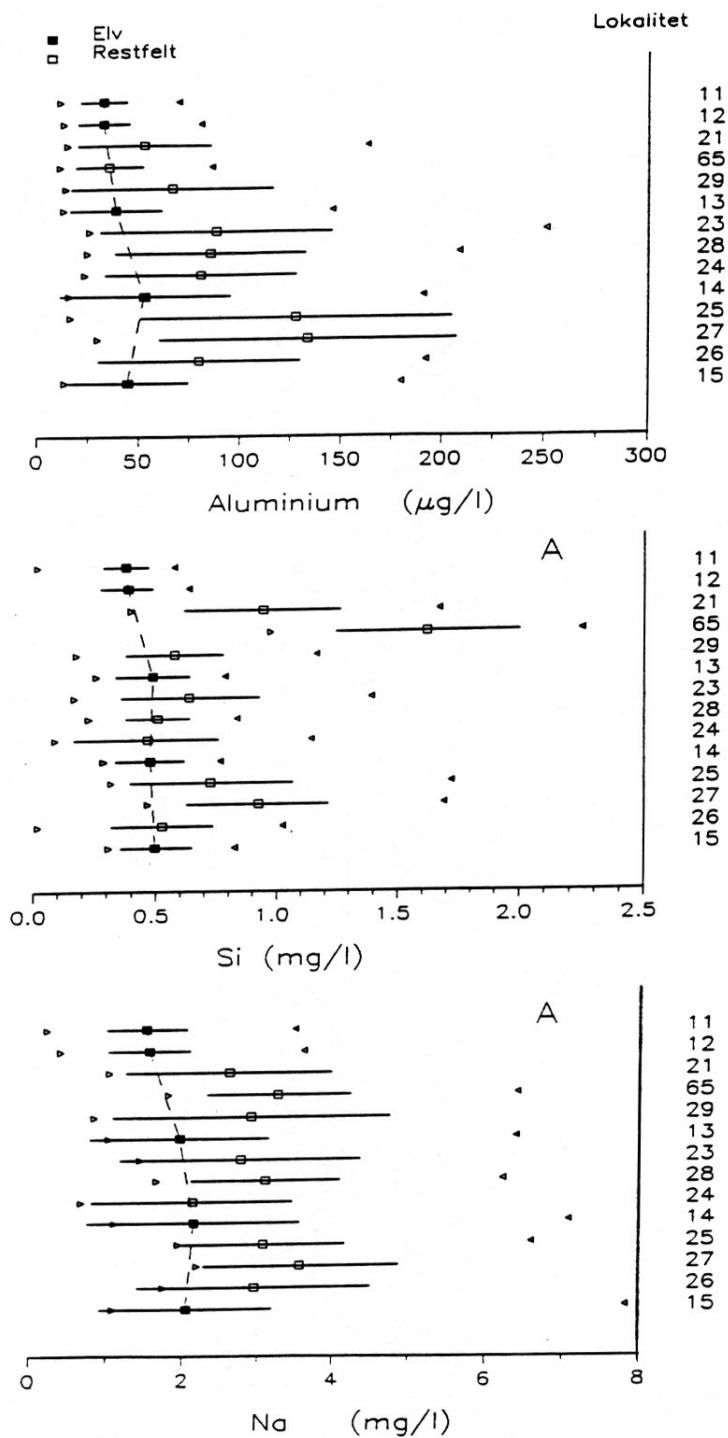
100 $\mu\text{g Al/l}$). Flere episoder med faretruende lav pH (4.8-5.5) og relativt høye konsentrasjoner av aluminium ($> 100 \mu\text{g Al/l}$) har blitt registrert nederst i Suldalslågen de siste årene. I flomperioder vil tilførsler av aluminium fra restfeltet medføre fare for giftige blandsoner i Suldalslågen (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland *et al.* 1992).

De siste årene har det blitt registrert sure episoder i Suldalslågen og flere sidevassdrag i forbindelse med vinterstormer. Samtidig har nedbøren vært relativt lite sur, men betydelig anrikt på marine salter. Noen sure episoder i vassdragene kan derfor skyldes ionebyttestrukturer hvor marint tilført natrium i nedbør byttes med H^+ ioner i nedbørfeltet slik at avrenningen blir sur (Blakar 1995). De fleste undersøkte lokaliteter har lave konsentrasjoner av silisium i flomperioder (ofte mindre enn 1 mg Si/l), noe som øker giftvirkningen av aluminium (jf. Birchall *et al.* 1989). Generelt økte konsentrasjonen av syreaktivt aluminium når pH avtok.

Et kalkingsanlegg ved Suldalsosen har vært i drift siden 1986. Vannet ut av Suldalsvatnet blir her kalket når pH synker under 6.0. Fram til idag har dette stort sett bare skjedd i perioder med minstevannføring (12 m^3/s fra Suldalsvatnet). Vannet kalkes opp til en alkalitet på 50 $\mu\text{ekv/l}$. Ved små vannføringer (20 m^3/s) bruker vannet ca. 15 timer på sin vei fra Suldalsosen til havet (Sand). Nevnte elvestrekning er 22 km. Oppholdstiden i elva avtar til ca. 9 timer når vannføringen øker til 100 m^3/s (A. Tvede, pers.medd.). I ekstreme flomepisoder bidrar avrenningen fra det uregulerte restfeltet rundt Suldalslågen med 80-95% av vannføringen ved Sand. I slike flomperioder blir effekten fra kalkingsanlegget ved Suldalsosen svært liten, dvs. vannkvaliteten nederst i Suldalslågen blir vesentlig bestemt av de sure tilførslene fra elvas uregulerte restfelt.



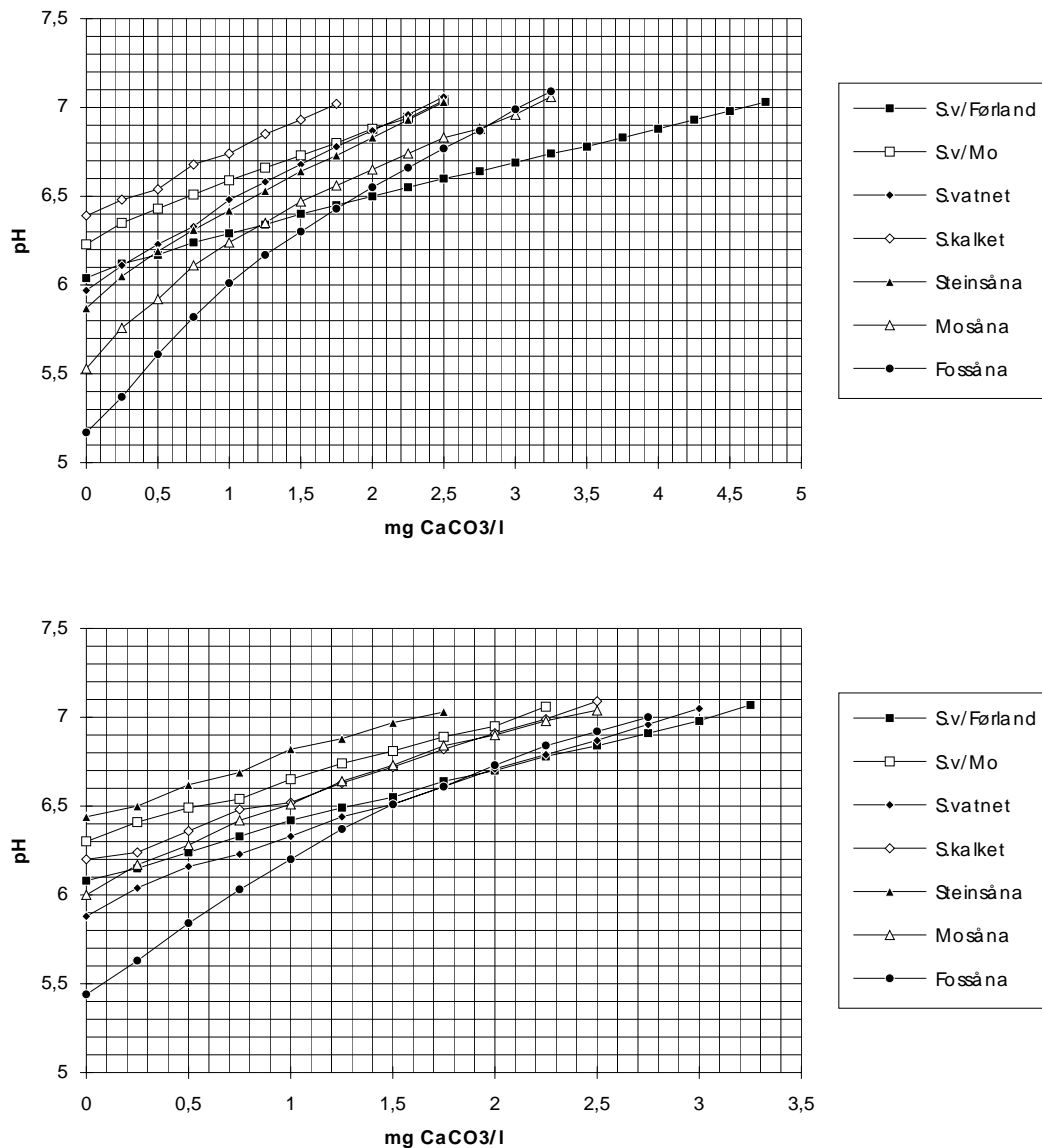
Figur 8. pH, alkalitet og kalsium (Ca) i Suldalslågen med sidebekker. Minimum-, maksimum-, middelværdi og standardavvik for perioden 1991-93 er avsatt for hver lokalitet (jf. figur 2). Stiplet linje binder sammen lokalitetene i Suldalslågen (Blakar).



Figur 9. Syrereaktivt aluminium, silisium (Si) og natrium (Na) i Suldalslågen med sidebekker. Minimum-, maksimum-, middelværdi og standardavvik for perioden 1991-93 er avsatt for hver lokalitet (jf. figur 2). Stiplet linje binder sammen lokalitetene i Suldalslågen (Blakar).

3.3 Titreringskurver

Det er innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Suldalslågen i desember 1994 og januar 1995 (figur 10). Analysemetoden er omtalt nærmere i vedlegg 6.5. Titreringskurvene gir et mål på kalkbehovet i ulike deler av vassdraget for å nå ulike pH-mål. Kalkbehovet i elva var størst i desember 1994, og det er derfor gått ut fra disse verdiene i kalkingsplanen (tabell 2).



Figur 10. Titreringskurver for Suldalslågen med sidevassdrag, 12. desember 1994 (øverst) og 27 februar, 1995 (nederst).

Tabell 2. Kalkbehov (mg CaCO₃/l) ved oppnåelse av aktuelle målnivåer i Suldalslågen. Tallene er basert på titreringskurver i figur 10.

Lokalitet	pH 6,0	pH 6,2	pH 6,5
Osvad		0,4	1,05
Steinsåna		0,9	1,6
Mosåna		0,9	1,6
Fossåna		1,3	1,9

3.4 Forekomst av vannplanten krypsiv

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) ble med sikkerhet observert i Suldalslågen i 1974 og vokste den gang spredt i hele vassdraget med små bestander (Rørslett og Skulberg 1975). Mer omfattende undersøkelser i 1988 viste at krypsiv fortsatt var til stede, men hadde sannsynligvis ikke økt i omfang i forhold til de tidligere registreringer (Rørslett m. fl. 1989). I 1988 utgjorde deknningen av klovasshår (*Callitriche hamulata*) og krypsiv til sammen mindre enn 4% av elvebunnen hvorav klovasshår var den klart dominerende av disse to artene. Krypsivet vokste da i enkelte mindre spredte tuer og det ble ikke observert antydninger til større sammenhengende bestander. Begroingsutviklingen i Suldalslågen er videre fulgt opp i perioden 1990-1994 i forbindelse med LFS-prosjektet (Lakseforskningsprosjektet i Suldalslågen). I denne perioden synes det som om krypsiv fortsatt holder seg på et beskjedent nivå og har ikke økt i omfang på de undersøkte lokaliteter (Johansen 1995).

I forbindelse med LFS-prosjektet har det vært mest fokusert på begroingselementene moser og alger. Det har således ikke vært foretatt en fullstendig befarings av elva med tanke på spesielt å kartlegge krypsivforekomstene. Det kan derfor ikke utelukkes at det finnes enkelte elveavsnitt hvor krypsivet har større forekomster og et bedre fotfeste enn det som fremgår av det etablerte nett av overvåkningsstasjoner.

Undersøkelser i Otra og Mandalselva har vist at krypsiv trives svært godt i relativt surt vann hvor egnet substrat og stabile strømforhold, gjerne som følge av regulering, har gitt svært gode vekstbetingelser. Videre er det gjort en rekke observasjoner i innsjøer på Sørvestlandet, som antyder økt krypsivvekst i forbindelse med kalking (Roelofs *et al.* 1994). Når det gjelder effekter av kalking på krypsiv i rennende vann, finnes det svært liten erfaring fra norske elver. Dersom en ved kalking ikke endrer den kjemiske vannkvaliteten i retning av en mer næringsrik vannkvalitet, er det ingen grunn til å anta endringer i krypsivveksten. Om en likevel skulle få en noe gunstigere vannkvalitet for krypsivvekst, vil trolig temperaturen sammen med vannføringsregimet være en begrensende faktor i Suldalslågen.

3.5 Bunndyr og fisk

Det er blitt gjennomført bunndyrundersøkelser i Suldalslågen fra 1960 og utover. Disse har i stor grad vært relatert til andre problemstillinger enn forsuring (effekt av regulering etc.). Imidlertid viste studier fra 1960-tallet at surhetsfølsomme døgnfluearter var tilstede (Lillehammer 1965, 1984, Lillehammer og Saltveit 1984). De samme artene var enten ikke forekommende eller opptrådte sporadisk (bl.a. *Baetis rhodani*) i bunndyrundersøkelsene fra Førlandskanalen i 1990-1991. Under disse undersøkelsene lå pH i vannet på mellom 5,5 og 6,0 (Lunde 1994). Tilnærmet fravær av døgnflueartene i 1990-1991 gav indikasjoner på en forsuringseffekt.

Dominerende fiskearter i Suldalslågen er laks og aure. Det er gjennomført undersøkelser på ungfiskbestanden av laks og sjøaure i Suldalslågen siden 1976 i forbindelse med reguleringene i vassdraget og i regi av LFS-programmet. Tetthet og vekst av laks- og aureunger i Suldalslågen er karakterisert som lav, og sistnevnte forhold knyttes i vesentlig grad til den lave vanntemperaturen i vassdraget (Saltveit 1995). For nærmere beskrivelse av ungfiskundersøkelsene i elva vises det til Saltveit (1995 m. referanser).

4. KALKINGSPLAN

4.1. Mål

Kalkingsplanen er knyttet til selve Suldalslågen, nedenfor Suldalsvatn og er basert på følgende mål:

Å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks på den lakseførende strekningen.

Ut fra nåværende kunnskap om laksens vannkvalitetskrav, anbefales et pH-nivå i den lakseførende strekningen på omkring 6,5 i smoltifiseringsperioden, som er satt til tidsrommet mellom 1. februar og 15. juni. Ellers i året anbefales et pH-mål på omkring 6,2. Disse målnivåene bør gjøre det kalkede vassdragsavsnittet levelig for laks hele året, samt gi tilstrekkelig god vannkvalitet i smoltifiseringsperioden.

4.2. Forslag til kalkingsalternativer

Ved kalking av lakselver vil det være en rekke faktorer, først og fremst vannkjemiske og hydrologiske, som påvirker lokalisering av tiltak og valg av metoder. Suldalslågen må, med sine utallige små, tidvis sterkt sure sidebekker, karakteriseres som svært utsatt for innblanding av surt, aluminiumsholdig vann og for giftige aluminiums-blandsoner. Kombinasjonen av at Suldalsvatnet demper vannføringen fra den øvre delen av vassdraget og reguleringene fører til at sidevassdragene til tider kan dominere vannføringen i hovedelva. Faren for innblanding av surt, aluminiumsholdig vann i Suldalslågen er en av de viktigste premisene for valg av kalkingsstrategi.

Den mest ideelle kalkingsstrategien mht. å redusere problemer med tilførsel av giftig aluminium vil være å kalke hele nedbørfeltet (terrengkalking) langs Suldalslågen. Tidligere erfaringer med terrengkalking har vist langvarige positive effekter på avrenningsvannet med sterkt redusert aluminiumskonsentrasjon og høy pH (Hindar *et al.* 1995; Traaen *et al.* 1995). På Vestlandet kan terrengkalking være enda bedre egnet enn i Agder/Telemark fordi kontakten mellom kalk og vann antas å være bedre. Terrengkalking kan imidlertid også ha negative effekter ved at det oppstår vegetasjonsendringer og skader på enkelte lav- og mosearter. Vegetasjonsforhold og kalkingsmetodikk må derfor vurderes nøye før eventuelle tiltak settes inn. Det er foreslått å gjennomføre eksperimentelle forsøk med terrengkalking i 1-2 delfelt til Suldalslågen.

En mulig strategi for å redusere omfanget av giftige blandsoner er å plassere kalkdoserere i de tilløpsbekkene som antas å bidra mest med giftig aluminium. På grunn av terrenget og veinettet i dalen er det imidlertid ikke praktisk mulig å plassere doseringsanlegg mer enn ca. 0,1-1 km opp i de fleste sidevassdragene. Dette er trolig for kort avstand til å avgifte alle de skadelige aluminiumsforbindelsene før de når hovedelva

(Frode Kroglund, pers. medd.). For å undersøke dette nærmere er det foreslått eksperimentelle forsøk med dosererkalking i to sidebekker til Suldalslågen.

Kalkingsplanen for Suldalslågen inneholder en utredning av 2 alternative strategier for å oppnå det kjemiske og dermed det biologiske målet som er gitt i avsnitt 4.1:

Alternativ I

- pH-styrt doserer ved Osvad
- Doserere i Steinsåna og Tjøsheimsåna
- Doserer i Suldalslågen, styrt etter vannføring i Mosåna

Alternativ II

- pH-styrt doserer ved Osvad
- 2 doserere i Suldalslågen, styrt etter vannføring i Tjøsheimsåna og Fossåna.

På bakgrunn av befaringer i vassdraget synes alternativ I å være det mest realistiske alternativet. Innenfor alternativ II kan det bli vanskelig å plassere de to nederste anleggene: Ved Tjøsheim vil et doseringsanlegg bli lett synlig i det åpne landskapet, og det vil bli problematisk å legge vei inntil Suldalslågen uten å lage vesentlige inngrep. Det er dessuten liten strøm i elva på stedet, slik at oppløsningsforholdene for kalk er begrensede. Plassering av en doserer i Suldalslågen ved Foss vil kunne gjennomføres, men et sannsynlig minikraftverk i Fossåna vil kunne påvirke vannføringsforholdene. Det kan derfor bli vanskelig å styre et doseringsanlegg etter vannføringen i dette sidevassdraget.

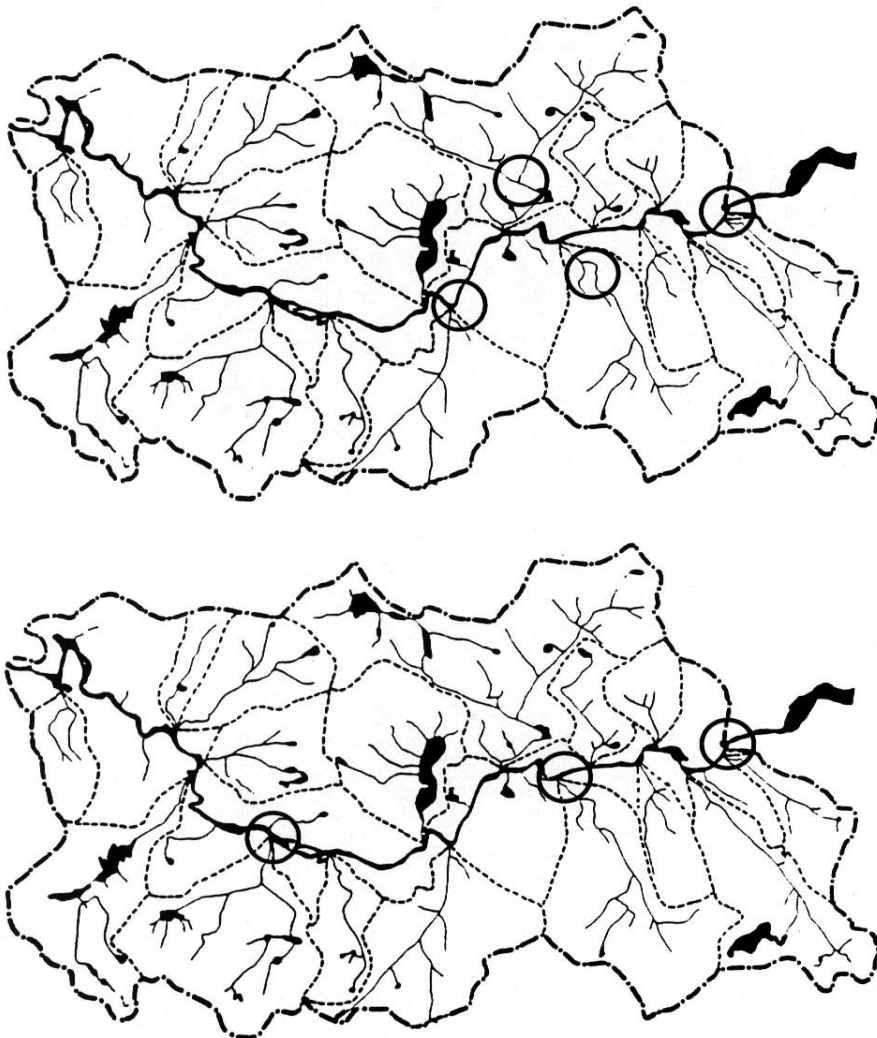
Begge alternativene inkluderer et doseringsanlegg ved utløpet av Suldalsvatnet (Osvad). Dette anlegget må styres etter vannføring og pH, slik at en til enhver tid sikrer tilfredsstillende vannkvalitet ut av Suldalsvatnet. De øvrige dosererne i vassdraget skal tilsammen avsyre all tilrenning fra lokalfeltet langs elva. Under alternativ I er det foreslått to mindre doseringsanlegg plassert i sidevassdragene Steinsåna og Tjøsheimsåna, samt et større anlegg i Suldalslågen ved Mo som styres etter vannføringen i sidevassdraget Mosåna. Ved at tiltakene innenfor alternativ I fordeles på 4 anlegg vil konsekvensene ved en eventuell driftsstans ved et av anleggene være mindre enn ved alternativ II, som innebærer 3 kalkdoseringsanlegg. Begge alternativene vil sikre akseptabel og stabil pH i elva under ulike vannføringsforhold.

Med hensyn til det ovenstående anbefales alternativ I ved kalking av Suldalslågen.

I tillegg til den ordinære kalkingsplanen er det foreslått eksperimentelle kalkingsforsøk i Suldalslågen. Som en del av dette foreslås det å opprette 1-2 forsøksfelter for terrengekalking innenfor vassdraget. Dette er som tidligere nevnt den beste metoden for å

hindre utlekking av giftig aluminium i forbindelse med sur nedbør. Forsøk i mindre skala gjør det mulig å vurdere metoden mht. kalkutnyttelse, kostnader, samt effekter på vegetasjon og avrenningsvann. Det kan være aktuelt å gjennomføre fiskeforsøk i vannet fra de terrengkalkede feltene, for å sammenligne resultatene med tilsvarende forsøk i dosererkalkede og ukalkede sidebekker.

I tillegg til forsøkene med terrengkalking foreslås det eksperimentelle forsøk knyttet til doseringsanlegg i to sidevassdrag. En doserer plasseres høyt opp i et sidevassdrag og en langt nede i et annet. Formålet med dette er å registrere hvor lang tid det tar før vannkjemien (aluminiumskjemien) er stabilisert etter en kalkdosering og hvordan dette påvirker vannets giftighet for fisk i utløpet av de to sidebekkene. Resultatene vil være nyttige for å vurdere kalking i sidebekker som en strategi for å unngå giftige aluminiumsblandsoner i hovedelva. Dersom kalkingsalternativ I velges, er det ikke nødvendig å etablere ekstra doserere til de eksperimentelle forsøkene.



Figur 9. Forslag til plassering av doserere under alternativ I (øverst) og II (nederst).

4.3. Kalkmengder og kostnader ved hovedalternativ I.

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Alternativ I innebærer plassering av i alt 4 doserere i vassdraget. Den øverste dosereren anlegges ved utløpet av Suldalsvatnet (Osvad). De tre øvrige foreslåtte anleggene i Steinsåna, Tjøstheimsåna og i Suldalslågen ved Mo dimensjoneres for å avsyre hhv. 20, 20 og 55 % av tilsiget fra lokalfeltet langs Suldalslågen. De resterende 5% av nedbørfeltet forutsettes å være avsyret allerede ved jordbrukskalking.

Kalkdoseringsanlegget ved Osvad foreslås lagt til samme sted som det eksisterende kalkslurryanlegget. Plassering av et doseringsanlegg høyere oppe, i det nederste smale partiet av Suldalsvatnet, vil være vanskelig mht. kalkoppløsning og vannføringsmåling. Dagens kalkslurryanlegg ved Osvad var opprinnelig ment som et midlertidig anlegg. Det foreslås at dette rives og erstattes med et moderne doseringsanlegg for kalksteinsmjøl (se spesifikasjon i vedlegg 6.5). Utdoseringen av kalk ved Osvad bør styres etter vannføring ut av Suldalsvatnet, samt pH i vannet før kalking.

Doseringsanlegget i Tjøstheimsåna foreslås plassert ved kryssingspunktet mellom bekken og en privat gårdsvei, omlag 500 m før utløpet i Suldalslågen. Det kan bli nødvendig å opprette en snuplass for kalkbil i nærheten av anlegget og evt. også å forsterke den eksisterende veien fram til stedet.

Anlegget i Steinsåna foreslås plassert drøyt 2 km oppe i sidevassdraget i samløpet mellom Steinsåna og Tveitliåna. Det går vei fram til stedet, og det er sannsynligvis ikke behov for bygging av ekstra snuplass (Lars Veka, pers. medd.). Anleggene i Tjøstheimsåna og Steinsåna styres etter vannføring i de respektive sidevassdragene, men dosen tilpasses et større nedbørfelt slik som nevnt over.

Det nederste doseringsanlegget i Suldalslågen foreslås plassert i tilknytning til eksisterende avkjørsel rett ovenfor innløpet av Mosåna. Anlegget bør, om mulig, bygges i sammenheng med et eksisterende pumpehus på stedet. Det må i så fall benyttes en liggende silo med kledning som tilpasses det eksisterende bygget. Det er noe usikkert om veien fram til pumpehuset tåler tungtransport. Dersom bæreevnen viser seg å være for dårlig, kan et alternativ til å forsterke veien være å strekke et rør for kalkpåfylling opp til fylkesveien 50-100 m unna. Telefon/strøm finnes like i nærheten.

Anlegget styres etter vannføring i Mosåna. Dette kan løses i praksis ved å etablere en vannstandsmåler i sidevassdraget og overføre signalene via kabel til kalkdosereren som står ved selve hovedvassdraget. Kostnader til doseringsanlegg med dette styringsprinsippet vil være omlag som ved andre vannføringsstyrte anlegg, men med et tillegg for kabelstrekking mellom måleenheten og doseringsenheten. Overløp fra Mosvatn til Mosåna forekommer av og til, men det vil vanligvis dreie seg om små vannmengder i løpet av et år (Kåre Paulsen, pers. medd.). Ved overløp vil det bli en overdosering av kalk i forhold til kalkbehovet i resten av det feltet anlegget skal avsyre. Det bør etableres

varslingsrutiner for langvarige/store overløp fra Mosvatn, slik at dette kan tas hensyn til ved kalkingsanleggene og unødig overdosering unngås.

Kalkbehov og kostnader

Kalkbehovet ved Osvad vil variere med hvor store vannmengder som går i overløp fra Suldalsvatnet det enkelte år. Dersom overløpet begrenses til bestemmelsene i manøvreringsreglementet, tilsvarer dette ca. 1460 mill m³/år. I perioden 1989-1993 varierte det årlige overløpet ved Osvad mellom 1595 og 1835 mill. m³/år. Dersom en bruker middelverdien for de fem årene (1702 mill m³/år) samt titreringskurven fra avsn. 3.3 som utgangspunkt, tilsvarer dette et årlig kalkbehov på 1650 tonn ved dette anlegget (tabell 3).

Basert på vannføringsdataene fra perioden 1989-1993 utgjorde avrenningen i smoltifiseringsperioden (1. februar-15. juni) omlag 30% av årsavrenningen. Dersom en går ut fra manøvreringsreglementet vil det uten ytterligere overløp kreves omlag 1400 tonn kalk årlig til å avsyre vannføringen ved Osvad. Basert på manøvreringsreglementet skal vannføringen over demningen ved Osvad ikke overstige 350 m³/s. Ved vannføringer høyere enn dette skal det tappes til Hysten kraftverk eller via overløp til Hylsfjorden. Ved en vannføring på 350 m³/s må anlegget ha en doseringskapasitet på inntil 2,1 tonn/time eller omlag 50 tonn/døgn. Med de kalkmengdene som er beregnet anbefales det en doserer med en silokapasitet på rundt 100 tonn.

I lokalfeltet nedstrøms Suldalsosen varierte det årlige tilsiget fra lokalfeltet mellom 315 og 450 mill. m³/år i perioden 1990-1993. Midlere tilsig for tidsrommet er beregnet til 380 mill. m³/år. Det er dokumentert episoder i vassdraget hvor lokalfeltet nedstrøms Suldalsosen har bidratt med en vannføring på opptil 300 m³/s. Ved å bruke middelvannføringen for årene 1989-1993, samt titreringskurvene for sidevassdragene (avsn. 3.3) er det beregnet et gjennomsnittlig årlig kalkbehov ved de to anleggene i Steinsåna og Tjøstheimsåna på omlag 150 tonn (tabell 3). Beregningene er basert på at 40% av årsavrenningen kommer i den gitte smoltifiseringsperioden fra 1. februar til 15. juni (gjennomsnittstall for perioden 1989-1993).

Med en antatt maksimal vannføring på 20 ganger middelvannføringen (250 m³/s) ut fra lokalfeltet, må anleggene ha en doseringskapasitet på 0,5 tonn/time (10 tonn/døgn). Med de kalkmengdene som er beregnet, anbefales det anlegg med en silokapasitet på rundt 30-40 tonn i de to sidevassdragene. Kalkdosen i Steinsåna og Tjøstheimsåna vil maksimalt bli hhv. 5 og 6 g/m³. Dette er moderate doser som ikke bør skape vesentlige problemer med partikkeltransport og sedimentasjon av kalk nedenfor anleggene.

I anlegget ved utløpet av Mosåna vil det være behov for like i underkant av 500 tonn kalk årlig ved normal vannføring (tabell 3). Ved flom bør anlegget ha kapasitet til å dosere minst 1,6 tonn kalk/time (35 tonn/døgn). Med de kalkmengdene som er beregnet, anbefales det anlegg med en silokapasitet på rundt 70 tonn. Kalkdosen i Suldalslågen nedenfor anlegget vil være såpass lav at en ikke forventer vesentlige ulemper med partikkeltransport og sedimentasjon av kalk. Ved lav vannføring vil kalkdosen være ned

mot 1 g/m³ i selve elva, mens den ved flom i sidevassdragene maksimalt kan komme opp i ca. 3 g/m³.

Tabell 4 viser de samlede kostnadene knyttet til kalkingsalternativ I. Det første året vil utgiftene til innkjøp og opparbeiding av doseringsanlegg beløpe seg til omlag 2,9 mill. kr. Dette forutsetter at en ikke kommer i gang med kalking det første året. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til omlag 1,9 mill. kr.

Tabell 3. Kalkbehov i doseringsanleggene innenfor alternativ I, basert på middelvannføring i perioden 1989-1993, samt titreringskurver (avsn. 3.3). Spesifikasjon av kalktype er gitt i vedlegg 6.5.

	Osvad	Steinså	Tjøsth	v. Moså
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	1650	140	140	490
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	1,7 / 0,7	5,0/2,9*	5,6/3,2*	24,6/15,7*
Maks. doseringskap. (tonn/time)	2,1	0,5	0,5	1,6
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	50	10	10	35

* Kalkdosene (smoltifiseringsperiode / ellers i året) er beregnet i forhold til vannføringen i sidebekkene.

Tabell 4. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	v. Osvad	Steinså	Tjøsth	v. Moså	Sum
Kalk	600 kr/t.	990	85	85	295	1455
Doseringsanlegg, innkjøp		800	400	400	700	2300
- vegframføring	1000 kr/m			50		50
- strømtilførsel	100 kr/m		30	30	10	70
- telefon	100 kr/m		30	30	10	70
- fundamentering	fast pris		100	100	200	400
- serviceavtale etc.	fast pris	100	100	100	100	400
Investeringer, 1. år		800	560	610	920	2890
Årlige driftskostnader		1090	185	185	395	1855

4.4. Kalkmengder og kostnader ved hovedalternativ II

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Alternativ II inneholder et forslag om å plassere 3 doserere i vassdraget. Det øverste av disse anleggene plasseres ved Osvad, som under hovedalternativ I. Kalkbehov og kostnader for doseringsanlegget ved Osvad blir identisk med det som er beskrevet under alternativ I. De to andre doseringsanleggene er foreslått plassert i selve Suldalslågen i nærheten av utløpet av hhv. Tjøsheimsåna og Fossåna. Dosereren ved Tjøsheimsåna bør dimensjoneres for å avsyre all tilrenning fra sidevassdragene ned til Fossåna, dvs. omlag 65% av lokalfeltet nedstrøms Suldalsosen. Anlegget ved Fossåna skal avsyre resten av tilrenningen ned mot utløpet i sjøen. For å oppnå dette må kalkdoseringen styres etter vannføringen i sidevassdragene.

Anlegget ved Tjøsheimsåna foreslås plassert i hovedelva like ved eksisterende vei til gården Tjøsheim, men plassert så nær Tjøsheimsåna som mulig for å redusere avstanden på kabelstrekking. Det må påregnes bygging av atkomstvei ved dette alternativet, med snuplass i nærheten av anlegget. Anlegget ved Fossåna kan enten plasseres i hovedelva rett nedstrøms utløpet av sidevassdraget, eller evt. trekkes ca. 0,5 km opp i elva for å komme nær eksisterende bilvei. Dersom anlegget plasseres rett ved utløpet av Fossåna må det etableres en ca. 250 m lang kjørevei ned til elva. Dette kan muligens komme i konflikt med jordbruksarealer i området. Ved å trekke anlegget et stykke opp i hovedelva må signalene fra vannføringsstasjonen i Fossåna overføres via kabel.

Kalkbehov og kostnader

Det er beregnet et gjennomsnittlig årlig kalkbehov i anleggene ved Tjøsheimsåna og Fossåna på hhv 465 og 330 tonn (tabell 5). Ved flom bør anleggene ha en doseringskapasitet på 1-1,5 tonn/time eller omlag 25-40 tonn/døgn. Med de kalkmengdene som er beregnet anbefales det anlegg med en silokapasitet på rundt 70 tonn i Tjøsheimsåna og 50 tonn i Fossåna. Tabell 6 viser de samlede kostnadene knyttet til kalkingsalternativ II. Det første året vil utgiftene til innkjøp og opparbeiding av doseringsanlegg beløpe seg til omlag 2,4 mill. kr. Dette forutsetter at en ikke kommer i gang med kalking det første året. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til omlag 1,8 mill. kr.

Tabell 5. Kalkbehov i doseringsanleggene innenfor hovedalternativ II, basert på middelvannføring i perioden 1989-1993, samt titreringskurver (avsn. 3.3). Spesifikasjon av kalktype er gitt i vedlegg 6.5.

	Osvad	v Tjøsth.	v. Fossåna
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	1650	465	330
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)*	1,7 / 0,7	18,3 / 10,6*	11,1 / 7,8*
Maks. doseringskap. (tonn/time)	2,1	1,5	1
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	50	40	25

* Kalkdosene (smoltifiseringsperiode / ellers i året) er beregnet i forhold til vannføringen i sidebekkene.

Tabell 6. Anslåtte årlige kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (i 1000 kr. inkl. mva).

Utgiftspost	Merknad	Osvad	v. Tjøsth.	v. Fossåna	Sum
Kalk	600 kr/tonn	990	280	200	1470
Doseringsanlegg, innkjøp	100/70/50 t. anl.	800	700	500	2000
- vegframføring	1000 kr/m		100		100
- strømtilførsel	100 kr/m		10	10	20
- telefon	100 kr/m		10	10	20
- fundamentering	fast pris		100	100	200
- serviceavtale etc.	fast pris	100	100	100	300
Investeringer, 1. år		800	920	620	2340
Årlige driftskostnader		1090	380	300	1770

4.5. Forslag til eksperimentelle kalkingsforsøk

4.5.1. Terrengekalking

Det foreslås etablert 1-2 forsøksfelter for terrengekalking i den nedre delen av vassdraget. Aktuelle områder kan være: Bekk fra Hornsmyrane, bekk som renner via Hanakamvatn, eller Grovabekken. Kalkbehov og kostnader ved tidligere gjennomførte terrengekalkingsprosjekter er omtalt i vedlegg 6.4.

4.5.2. Dosering i elv

Dersom kalkingsalternativ I velges slik som anbefalt, vil de eksperimentelle forsøkene kunne legges til Steinsåna og Tjøstheimsåna uten ekstra kostnader til kalk og oppføring av doseringsanlegg. Under kalkingsalternativ II må det settes opp to ekstra doserere i sidevassdrag for å få gjennomført forsøkene. Teksten videre i dette avsnittet (4.5.2) er derfor kun relevant ved valg av det siste kalkingsalternativet.

Det foreslås i dette tilfellet utplassering av doserere i Steinsåna og Brommelandsbekken. Anlegget i Steinsåna bør plasseres omlag 2 km oppe i sidevassdraget, som foreslått under hovedalternativ I. Anlegget ved Brommeland plasseres ved første kryssing av eksisterende veg, ca 400 meter fra selve Suldalslågen. Det vil ikke være behov for ekstra vegframføring til de to dosererne i Steinsåna og Brommelandsbekken.

Fordi de to anleggene settes i gang i forbindelse med forsøk, bør ikke kalkdosene reduseres i de øvrige dosererne i vassdraget. Det foreslås forholdsvis enkle, mekaniske doseringsanlegg som styres etter vannføring. I og med at anleggene er beregnet til eksperimentelle forsøk, kan det være en fordel om de er forholdsvis mobile, dvs. at de evt. kan flyttes til andre vassdrag senere. Anleggene må være driftssikre og ha stabil drift i de perioder forsøkene pågår. Eventuelle driftsstopp vil imidlertid ikke få konsekvenser for vannkvaliteten i hovedelva.

Årsavløpet i Steinsåna og Brommelandsbekken er anslått til hhv. 38 og 15 mill. m³/år. Dette tilsvarer gjennomsnittlige vannføringer på 1,7 og 0,5 m³/s (Blakar og Digernes 1992). Det er da antatt at omlag 5 km² av Steinsånas nedbørfelt drenerer til Ritlandsåna. Beregningene er basert på en spesifikk avrenningskoeffisient på 100 l/s/km² i de to sidevassdragene.

På bakgrunn av de oppgitte avrenningstallene, samt titeringskurver for Steinsåna og Fossåna, er det beregnet et årlig kalkbehov i de to anleggene på 70 tonn (Steinsåna) og 40 tonn (Brommelandsbekken) (tabell 7). Beregningene er basert på at 40% av årsavrenningen kommer i den gitte smoltifiseringsperioden fra 1. februar til 15. juni (gjennomsnittstall for perioden 1989-1993). Dersom en regner at maksimal vannføring kan være 20 ganger middelvannføringen i de to feltene, bør anleggene ha kapasitet til å

dosere 0,1-0,3 tonn kalk i timen (3-5 tonn kalk i døgnet). Det foreslås doserere med lagerkapasitet på 10-20 tonn i de to sidebekkene.

Basert på antatte utgifter til innkjøp- og etablering av doseringsanlegg er det anslått investeringskostnader på kr. 800.000,- det første året dersom en skal kjøpe inn nye doserere (tabell 8). Det bør imidlertid undersøkes om det finnes dosere andre steder som kan benyttes i en forsøksperiode. De årlige kalkutgiftene vil anslagsvis bli kr 65.000,- i de to dosererne, dersom de skal drives på helårsbasis.

Tabell 7. Eksperimentelle forsøk: Kalkbehov i doseringsanleggene, basert på middelvannføring i perioden 1989-1993, samt titreringskurver (avsn. 3.3). Spesifikasjon av kalktype er gitt i vedlegg 6.5.

	Steinsåna	Brommelandsbk.
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	70	40
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	2,5 / 1,4*	3,0 / 2,1*
Maks. doseringskap. (tonn/time)	0,3	0,1
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	5	3

* Kalkdose ved utløp av sidebekkene (smoltifiseringsperiode / ellers i året).

Tabell 8. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Steinsåna	Brommel.	Sum
Kalk	Kalkpris (600 kr/tonn)	40	25	65
Doseringsanlegg, innkjøp		300	300	600
- vegframføring	1000 kr/m			
- strømtilførsel	100 kr/m			
- telefon	100 kr/m			
- fundamentering	fast pris	100	100	200
- serviceavtale etc.	fast pris			
Investeringer, 1. år		400	400	800
Årlige driftskostnader		40	25	65

4.5. Vannkvalitetsforhold i Suldalsvatnet

Laksen kan i perioden før gyting vandre over dammen ved Suldalsosen og oppholde seg i selve Suldalsvatnet. Tidligere undersøkelser tyder på at gytelaks kan være like sårbar for surt vann som smolt (Skogheim *et al.* 1984). Vannkvalitetsforholdene i Suldalsvatnet kan derfor være nær tålegrensene hos gytemoden laks. Omfattende tapping fra det sure, kalkfattige Blåsjømagasinet kan dessuten forverre vannkvalitetsforholdene i innsjøen (Blakar og Digernes 1992, 1993, Mejdell Larsen og Schartau 1993). Et annet forhold er at det grunne, smale utløpspartiet i Suldalsvatnet i perioder kan være fullstendig dominert av surt vann fra lokaltilsiget mellom Suldalsporten og Suldalsosen (I. Blakar, pers.medd.). Disse periodene er kjennetegnet av stor vannføring i restfeltene og full drift ved Hylen kraftverk. Tiltak rettet mot vannkvaliteten i Suldalsvatnet bør vurderes, men er ikke utredet videre i denne rapporten, i og med at kalkingsplanen er avgrenset til selve Suldalslågen.

4.6. Anbefalinger

Alternativ I peker seg ut som det mest realistiske kalkingsalternativet i Suldalslågen. Ved valg av dette alternativet vil det dessuten ikke være behov for å etablere ekstra doseringsanlegg til de eksperimentelle forsøkene som er foreslått.

Det må settes høye krav til doseringsanleggene, hva gjelder driftssikkerhet og presisjon på utdoseringen. Dette gjelder spesielt anleggene ved Osvad og ved Mo som skal dosere ut forholdsvis store mengder kalk. Det er derfor viktig å inngå gode drifts- og serviceavtaler med leverandøren av doseringsanleggene, som sikrer rask handling ved driftsavbrudd eller forstyrrelser ved anleggene.

For å tilpasse kalkforbruket ved anleggene til vassdragets avsydingsbehov er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av elva de første årene. Som en del av driftsoppfølgingen foreslås en stasjon med kontinuerlig pH-måling nær utløpet av Suldalslågen. Denne kan evt. knyttes til eksisterende informasjonstavle ved Sandsfossen som idag gir opplysninger om vannføringen i elva.

For å øke kunnskapen om kalkingsstrategier i laksevassdrag, er det foreslått eksperimentelle undersøkelser med terrengkalking og dosererkalking i Suldalslågen. Det anbefales at den kjemiske oppfølgingen av eksperimentene kombineres med fiskeforsøk.

5. REFERANSER

- Birchall, J.D., C. Exley, J.S. Chappell og Phillips, M.J. 1989. Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in siliconrich acid waters. *Nature* 338:146-148.
- Blakar, I.A. 1995. Vannkvaliteten i Ulla-Førre og Suldalsområdet 1991-93. FUS prosjektet. 64 s.
- Blakar, I.A. og Digernes, I. 1990. Vannkvalitet i restfeltet til Suldalslågen. DN-rapport 1990, 20 s.
- Blakar, I.A. og Digernes, I. 1992. Vannkvalitet i Røldal-Suldal og Ulla-Førre området. Årsrapport 1991, FUS-prosjektet, 39 s.
- Blakar, I.A. og Digernes, I. 1993. Vannkvalitet i Suldalsområdet. Årsrapport 1992, FUS-prosjektet, 40 s.
- Heggberget, T.G., Blaker, I.A., Nordland, J., Saltveit, S.J. og Johnsen, B.O. 1994. Ulla-Førre reguleringen. Rapport frarådgivende arbeidsgruppe for vurdering av undersøkelser og tiltak. NINA utredning O 64, 51 s.
- Hindar, A., Kverner, J. og Kraft, P. 1994. Kalking av myrområder ved Røyneilandsvatn. Vannkjemi, hydrologi og jordkjemi. I: Kalking i vann- og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. DN-notat 1994-14, s. 75-95.
- Johansen, S.W. 1995. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen. Begroing og effekter av spyle- og lokkeflaumar. Sluttrapport 1990-1994. - NIVA-rapport O-90150.
- Lillehammer, A. 1965. Bottomfauna investigations in a Norwegian River. The inflence of ecological factors. *Nytt Mag. Zool.* 13. 10-29.
- Lillehammer, A. 1984. Ecology of the Suldalslågen river in Western Norway before its regulation. *Fauna norv. Ser. A* 5. 22-30.
- Lillehammer, A. og Saltveit, S.J. 1984. The effect of the regulation on the aquatic macroinvertebrate fauna of the river Suldalslågen Western Norway. I *Regulated Rivers*. (red.) Lillehammer, A. og Saltvvei, S.J. 201-210.
- Lunde, V. 1994. Tettheter og diversitet av makrobenthos i en oppvekstkanal for laksunger i Suldal. Hovedfagsoppgave, Zoologsk Museum, UiO. 36 s.
- Mejdell Larsen B. og Schartau, A.K.L. 1993. Vannkjemiske undersøkelser i Blåsjø 1988-1992. Sluttrapport inklusive primærdataba 1991-1992. FUS-prosjektet 1993, 34 s + vedlegg.
- Roelofs, J.G.M., Brandrud, T.E. and Smolders, A.J.P. 1994. Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. - *Aquat. Bot.*, 48, pp 187-202.
- Rosseland, B.O. and Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? Pages 161-172. In: *International lake and watershed liming practices* (Olem, H., Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.B., eds.). Terrene Inst., Washington, DC.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.* 78: 3-8.
- Rørslett, B. og Skulberg, O.M. 1975. Høyere vegetasjon og vassdragsregulering i Suldalslågen. - NIVA-rapport O-181/71, 16 sider.

- Rørslett, Bjørn; Johansen, Stein W; Blakar, Inggard A. 1989. Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-Førre utbyggingen. Problemidentifisering og tiltak. - NIVA-rapport O-88050 (OR-2235), 172 sider.
- Saltveit, S.J. 1995. Overvåking av ungfiskbestanden i Suldalslågen. Tetthet og vekst hos laks- og ørretunger. Rapport innen LFS-prosjektet, under trykking.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., Hafsund, F., Kroglund, F. og Hagenlund, G. 1984. Eksponering av bleke, aure og bekkerøye til surt vann. Rapport fra Fiskeforskningen 2/84, 14 s.
- Traaen, T.S. 1994. Terrengkalkingsprosjektet Tjønnsstrond. Vannkjemisk overvåking. I: Kalking i vann- og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. DN-notat 1994-14, s. 96-104.

6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.

6.1. Innledning.

Denne fagdelen er utarbeidet som et supplement til kalkingsplaner for å utdype en del av de usikkerheter som er forbundet med planene og for å redegjøre for noe av den nye kunnskapen vi gjør bruk av. Usikkerhet om hvilke vannkvalitetskriterier som gjelder for laksens ulike livsstadier og spesielt i de "tynne" vannkvalitetene på Sørvest- og Vestlandet kan føre til at de anbefalinger som gis her kan endres. Økte kunnskaper om effekter ved kalking i terreng vil kunne endre både holdning til tiltaket (i både positiv og negativ retning) og dermed slike tiltaks plass i en total kalkingsstrategi.

En del av stoffet er supplert med referanser, mens andre deler er skrevet uten samme vekt på referanser. Teksten kan derfor synes noe ubalansert, men få referanser betyr enten at det ikke finnes så mye arbeid på området eller at teksten har en mere generell karakter, basert på erfaringer.

6.2. Vannkvalitetskrav og kalkingsstrategier for laks.

Forsuring er en av en rekke trusler de gjenlevende laksebestandene er stilt overfor. Fram til 1977 var surhetsgraden (pH) og ioneinnholdet i vannet antatt å være de to viktigste faktorer som bestemte effektene av surt vann på fisk (Leivestad m.fl. 1976). Først i 1977 ble aluminiumets (Al) betydning for giftigheten kjent (Schofield 1977, Dickson 1978), og i 1980, at det er de uorganiske Al-forbindelsene (Driscoll m.fl. 1980) som er giftige. I 1989 ble det oppdaget at "ustabile" former av uorganisk aluminium var spesielt giftige for fisk (Rosseland m.fl. 1992).

På tross av en økende kjennskap til forsuringens skader på fisk, hadde man fram til 1990 kun vage forestillinger om hvor "sur" en vannkvalitet kunne være uten at den skadet laksen. Man visste at laks var den minst tolerante av våre fiskearter (Grande m.fl. 1978, Rosseland og Skogheim 1987) og at smoltstadiet var det mest følsomme stadiet (Rosseland og Skogheim 1982, 1984), men det var ikke fastslått noen kritisk kjemisk vannkvalitet slik som for innlandsfisk (Lien m.fl. 1992). Det innebærer at man ikke hadde fastslått noen kritisk konsentrasjonsgrense for H^+ og Al, ei heller hvordan denne grensen blir modifisert av kalsium, ionestyrke og temperatur. Kunnskapen om forsuringsskader på laks var for det meste fremskaffet fra kronisk sure sørlandselver, ikke fra ionesvake vestlandsvassdrag i tidlig forsuringssfase. Forskingen var i hovedsak rettet mot ferskvannsstadiet til fisken, og man visste lite om at sjøvannsegenskapene ble skadet som følge av forsuringen. I dag vet man at selv lave aluminiumskonsentrasjoner skader smoltens sjøvannstoleranse (Kroglund og Staurnes 1993, Kroglund m.fl. 1994b, Staurnes m.fl. 1993).

6.2.1. Vannkvalitetskrav

Fiskeskader

Dødelighet, redusert bestandsstørrelse eller fravær av fisk ble og er ofte benyttet som kriterium for skade, f.eks. ved forsuring. Kjennskap til artenes økologiske krav, fysiologi og adferd gjør det mulig å fastslå sannsynlighet for skader på fiskebestander på et vesentlig

lavere skade-nivå (Exley og Phillips 1988, Rosseland og Staurnes 1994). Dersom skade på individer kan oppdages tilstrekkelig tidlig, kan ulike tiltak (kalking) forhindre eller redusere endringer på populasjonsnivå. Ved bruk av indikatorskader på individnivå kan sannsynligheten for skade på fiskebestander fastsettes før vesentlig endring i økosystemet har inntruffet.

Skade bestemmes av konsentrasjon, eksponeringstid, temperatur, fiskens fysiologiske stadium og adferd. Ikke alle forhold kan holdes konstante i forsøk, og er det heller ikke i naturen. Ulike forsøk vil ha forskjeller i forsøksoppsett, gjennomføring og eksponering. Vurdering av skadeomfang er også avhengig av hvilke parametre som er undersøkt. Nøyaktige grenser vil derfor ikke kunne fastsettes for vannkvalitet.

På grunnlag av kjennskap til effekt av skader på individnivå og populasjonsnivå vil akseptabelt skadenivå kunne sannsynliggjøres. Akseptabel skade må vurderes for hele livsløpet til fisken, og da særlig i forbindelse med endringer i habitat, f.eks. ved utvandring til sjøvann som smolt eller ved tilbakevandring som tert eller gytefisk. Likeledes må det fastsettes i hvilken grad fisken kan restitueres etter skade dersom årsaken (giftig eller utilfredsstillende vannkvalitet) opphører. Det foreligger pr. nå ingen definisjon av "akseptabel skade", hverken for vill- eller for oppdrettsfisk.

Skader kan defineres på et økologisk (populasjon), fysiologisk (individ) eller patologisk (cellulært) nivå og kan også påvirke fiskens atferd (Rosseland og Staurnes 1994). Avhengig av hva som benyttes som kriterium for skade; dødelighet eller skader på enzym; skader på hormon- eller vevsnivå, kan derfor samme fisk bli definert som både skadd og uskadd avhengig av definisjon. Tidligere ble kun dødelighet, evt. reduksjon i blodplasmaklorid benyttet til å evaluere status. I dag vet vi at f.eks. Al skader alle utviklingsstadier fra egg til kjønnsmoden fisk, skader gjellene, hemmer oksygenopptak, skader saltreguleringsenzymet Na-K-ATPase, skader saltreguleringsevnen i sjøvann m.m. Det finnes en rekke referanser knyttet til denne kunnskapen, men vi velger å referere til avsnitt "3.4 Fiskens fysiologi og adferd" i utredningen: "Forsuring i Norge" (Kroglund m.fl. 1994a). Skader som tidligere ville blitt bagatellisert får i dag stor oppmerksomhet. Det foreligger derimot lite kunnskap om restitueringshastigheter etter skade.

Ulike livsstadier til laks har ulik toleranse for surt vann. Man ble tidlig oppmerksom på at smoltstadiet er det mest følsomme stadiet med hensyn til surt vann (se f.eks. Rosseland og Skogheim 1982), målt som endring i blodkjemi og dødelighet. Dette er bekreftet både gjennom observasjoner på villfiskebestander i elver, og i forsøk med kontrollert vannkvalitet. Plommeseekkyngel er likeledes følsom for surt vann, mens yngel (parr) er relativt tolerant (Rosseland og Skogheim 1984). Vannkvaliteter som skader sjøvannstoleransen til smolt trenger ikke påvirke overlevelsen til parr (Kroglund m.fl. 1994b). Det er derfor mulig å opprettholde en tilnærmet normal yngelproduksjon (tetthet) under forsuringsfasen, mens det kan registreres stor reduksjon i antall tilbakevandrende voksen laks på grunn av stor smoltdødelighet etter utvandring til sjøvann. Etterhvert vil redusert antall gytefisk også gjenspeiles i lavere yngeltetthet.

På tross av at parr og plommeseekkyngel er mer tolerante enn smolt, har disse stadiene ikke blitt undersøkt like detaljert som smolt. Deres toleranse kan derfor også være betydelig overdrevet. Leivestad m.fl. (1987) påviste redusert vekst hos yngel i forsøk dersom pH ikke ble hevet til over pH 6.3. Lacroix et al (1993) påviste akutte gjelleskader på 0.3 g lakseunger som ble eksponert for moderat surt vann med lave aluminiumsverdier, dog ble det ikke registrert dødelighet over en 14 dagers periode. På dette grunnlag bør pH kanskje være høy hele året, men grunnlaget for en slik konklusjon er neppe godt nok.

Fisk som har vært utsatt for skadelig vannkvalitet vil "komme seg" dersom skaden ikke har vært for stor, og hvis vannkvaliteten forbedres. Aluminium avsatt på gjeller fjernes relativt raskt (Lacroix m.fl. 1993), mens skadene på vevsnivå leges vesentlig saktere. Det er antydning en "legingshastighet" på 2 uker ved 10 grader vanntemperatur. Ved lavere vanntemperatur vil reparasjonene gå vesentlig tregere. Når man vet at selv meget korte episoder, ned til 10 minutter, med surt Al-holdig vann kan skade gjellevevet, kan faren for å være i en permanent "legingsprosess" være stor.

Blandsoner

Aluminium i surt vann går fra enkle lavmolekylære former til høymolekylære komplekser etter at vannet blandes med vann av høyere pH (Rosseland m.fl. 1992, Kroglund m.fl. 1993a, Lydersen m.fl. 1995). I den første blandingsfasen har det vist seg at fisk kan skades selv om pH er høy (>6.3). Dette skyldes at Al i en viss periode er i ulikevekt og derfor er ekstra giftig for fisk. Endringen fra lav- til høymolekylære Al-former er både pH- og temperaturavhengig (Lydersen m.fl. 1990, Lydersen 1990). Reaksjonshastigheten vil være treg ved lave temperaturer og rask ved høye temperaturer. Aluminium i blandsoner kan i verste fall drepe fisk iløpet av få timer, men selv kortvarig eksponering skader viktige kroppsfunksjoner og vev.

Giftigheten av blandsonen avtar med tid. Varigheten av "blandsonesjokket" er ikke fastlagt, men det er påvist skader på fisk holdt i vann som er 15 minutter gammelt (alder på blandingen). Dersom dette hadde vært i en elv, ville området med giftig vann fått en lang utstrekning, avhengig av vannhastigheten. Det er derfor grunn til å tro at blandsoner vil skade fiskebestandene i elver hvis fisken ikke kan unngå området. Faren for skadelige blandsoner for smolt vil være størst om våren, både fordi vanntemperaturen er lav og fordi fisken er i et svært sårbart livsstadium. Det er ikke registrert at fisk har unngikelsesadferd for blandsoner.

Vannkvalitetskrav - surt vann

Det er påvist at selv meget lave aluminiumsverdier (ned mot deteksjonsgrensen på 10 µg/L) skader laksesmolt (se f.eks. Kroglund m.fl. 1994b). Skadene kan registreres ved enzymmålinger eller som svekket sjøvannstoleranse. Dødeligheten trenger ikke inntreffe før etter utvandring fra elvene, men vil kunne påvises som redusert tilbakevandring og redusert elvefangst.

Forsøk utført på Ims i perioden 1989-1994 demonstrerte klart at laksesmolt eksponert for moderat surt, aluminiumsholdig vann (pH 5.8-6.2; 10-30 µg uorganisk Al/L) tilsynelatende

kunne se "frisk" ut, men at fisken ikke lengre hadde de sjøvannskvalitetene man skal forvente av en smolt. Likeledes viste forsøk, samt prøver tatt av villfisk i Vikedalselva i 1991 og i 1992, at selv meget lave konsentrasjoner av aluminium (mindre enn 15 µg uorganisk Al/L) skader både gjellevev, kroppsfunksjoner og sjøvannsegenskapene til laksesmolt. Skader på sjøvannsegenskapene til utvandrende smolt kan være en av de første skadene med økologisk betydning i en tidlig forsøringsfase.

Redusert sjøvannstoleranse etter eksponering for aluminium skyldes blant annet inaktivering av enzymet Na-K-ATPase i gjellevev (Staurnes m.fl. 1993). Man har senere forsøkt å fastsette en nedre akseptabel økologisk grense for uorganisk aluminium. Det er til nå påvist skader både på laksesmolt i ferskvann, samt redusert sjøvannstoleranse etter 4 dagers eksponering ved 10-20 µg uorganisk Al/L og pH 6.2-6.3. Fisk eksponert til pH 6.8-6.9 og <10 µg Al/L hadde ikke skader. Registreringer utført på laksesmolt i Vosso antyder at omkring 10 µg Al/L kunne skade sjøvannstoleransen (Kroglund m.fl. 1993b). Forsøk utført på utvandrende laksesmolt viste at smolten vandrer på tross av svekket sjøvannstoleranse. Dette kan tyde på at forsuring i liten grad påvirker vandreadferd, men at smolten vil skades i sjøvann.

Upubliserte data fra Finnstad, Pethon og Kroglund viser at det er en relativt god overensstemmelse mellom skader påvist i karforsøk og skader påvist på villfisk, se også Kroglund m.fl. (1994b).

Vannkvalitetskrav - kalka vann

Et vannkvalitetsmål ved kalking er ofte et pH-mål. Siden det er en vesentlig forskjell mellom ikke-forsuret og forsuret vann pga aluminiumsinnholdet, må dette pH-målet være høyere enn det som er tilstrekkelig i en ikke-påvirket vannkvalitet. Høy pH kan i visse tilfeller (blandsoner) være utilstrekkelig, og det bør en være oppmerksom på ved planlegging av kalkingstiltak.

Resultatene fra karforsøk og villfisk-registreringer i Vikedal antyder at et kalkingsmål på pH 6.2 resulterte i en ikke-optimal vannkvalitet for smolt sammenliknet med kalking til pH 6.5, sannsynligvis på grunn av at giftig aluminium fortsatt var tilstedeværende. Forbedringen i "status" fra pH 6.2 til pH 6.5 kan også skyldes økningen i kalsiumkonsentrasjon eller i ionestyrke (Kroglund og Staurnes 1993). Ustabil aluminiumskjemi kan være en tilleggsfaktor (Rosseland m.fl.1992, Rosseland og Hindar 1991). Forbedret biologisk respons etter pH-heving fra pH 6.2 til pH 6.5 er også påvist ved bunndyrundersøkelser (Raddum upublisert).

I Sverige er det dokumentert fiskedød umiddelbart nedstrøms kalkdosering (Dickson 1979), men dette er ikke observert i Norge. Andre strategier enn direkte kalking kan være nødvendige (Henrikson og Brodin 1995, Birchall m.fl. 1989).

6.2.2. Kalkingsstrategier

Kalkingsstrategien skal gi en god nok bedring i vannkvalitet for fisk og andre ferskvannsorganismer for lavest mulig kostnad og uten for store uønskede effekter, se

f.eks. Hindar (1992a). Målet er å skape miljøbetingelser etter kalking som er mest mulig lik forholdene før forsuring. Hvis laksen gis gode nok leveforhold regner vi med at også de andre forsuringfølsomme organismene i vann får gode levevilkår. Noe dårligere vannkvalitet vil være akseptabelt for andre fiskearter.

I takt med ny kunnskap om skader og krav til smoltkvalitet, er det nødvendig å tilpasse kalkingsstrategiene. Blandsoner ble for første gang omtalt i 1990 (Rosseland og Hindar 1991), og ble for første gang tatt hensyn til ved utarbeidelsen av kalkingsplan for Kvina (Hindar 1992b). Kalkingsstrategien for Vikedalselva ble endret ved at mål-pH ble økt fra 6.2 til 6.5 i smoltfiseringsperioden fordi undersøkelser viste at det ville bedre sjøvannstoleransen hos smolt.

Den generelle regel vi fortsatt holder oss til er at laksesmolt bør ha den beste vannkvaliteten og at det bør tilsvare en pH-verdi på 6.5 i perioden 15.2-15.6. I resten av året vil pH 6.2-6.3 sannsynligvis være tilstrekkelig, men vi tror at en heller bør være nær 6.3 enn 6.2. En skulle kanskje ikke tro at det var så viktig å holde mål-pH så lav som mulig, men det skyldes at kalk er et bufferstoff og at en liten pH-økning i dette området tilsvarer relativt mye kalk og dermed mye penger. En økning i mål-pH fra 6.2 til 6.5 kan tilsvare en økning i kalkmengden på 50 % hvis utgangs-pH var 5.5.

Kalkingsstrategien må ha som mål å resultere i lavest mulig konsentrasjon av uorganisk aluminium og dessuten hindre at det skapes områder med ustabil Al-kjemi. Terrengekalking (Hindar 1994a, Hindar m.fl. 1995) bør derfor vurderes fordi konvensjonell dosererkalking ikke stanser tilførsler av aluminium til vassdragene. Aluminiumstilførsler gjennom bekker og diffuse tilførsler vil kunne skape blandsoner som det kan være vanskelig å gjøre noe med uten terrengekalking.

I Sverige har man etterhvert valgt å satse på våtmarkskalking, også i større kalkingstiltak (Henrikson og Brodin 1995), se tabell 6.1. Formålet er å skape stabil vannkvalitet og tilførsel av aluminium til vassdragene reduseres. Våtmarkskalking synes å gi bedre kalkingsresultat enn doseringskalking.

Tabell 6.1. Endring i kalkingsstrategi i Högvadsån i Sverige (etter Henrikson og Brodin 1995). Tabellen viser prosentvis fordeling på ulike kalkingsstrategier som er eller vil bli gjennomført og endringen i totale kalkmengder.

Kalkingsstrategi	1978-81	1982-86	1987-91	1992-96
Lastebil; strandsone i innsjøer	32	12	1	.
Båtspredning; innsjø	15	44	47	45
Lastebil; elv	5	7	.	.
Grovkalk fra traktor; elv	2	.	.	.
Doserer; elv	12	37	29	24
Traktor; våtmark og strandsone	19	.	.	.
Helikopter; våtmark	.	.	23	31
Traktor; jordbruksland	13	.	.	.
Totale mengder (tonn)	10440	12001	16490	19970

Situasjonen i Vestlandsvassdrag er slik at terrengkalking bør forsøkes i større skala enn hittil. Det er tre forhold som tilsier det:

- Stor avrenning og dermed hyppigere endringer i vannmengde og vannkvalitet. Det gir større fare for episodisk surt vann og stiller større krav til teknisk utstyr.
- Vanskeligere å basere kalkingstiltak på innsjøkalking og elvekalking fordi innsjøenes oppholdstid er kort og fordi vanntilførslene til den lakseførende strekningen skjer i korte og sterkt hellende sidevassdrag der dosererkalking er vanskelig og der aluminiumskjemien ikke får lang nok tid til å stabilisere seg før vannet når laksen.
- Faren for sjøsaltepisoder kan føre til større endringer i vannkvalitet enn normalt. Når dette kombineres med raskt endret vannmengde er faren for dårlig vannkvalitet økt.

Hvis terrengkalking ikke kan gjennomføres, må andre kalkingstiltak tilpasses spesielt. Doserere bør trekkes oppover i det lakseførende vassdraget slik at vannkvaliteten kan stabiliseres før vannet når laksen. En innsjø nedstrøms dosereren vil være gunstig fordi vannet får en viss oppholdstid slik at aluminiumskjemien stabiliseres og raske vannkvalitetssvingninger hindres.

Innsjøkalking alene vil ikke være tilstrekkelig fordi surt smeltevann renner oppunder isen og ut av innsjøen ved snøsmelting (Hindar 1994b). Fram mot rekalking kan vannkvaliteten dessuten avta raskere enn antatt fordi vannmengden kan ha vært større enn det ble regnet med. Det vil derfor være vanskelig å vite hvilken vannkvalitet som til enhver tid hersker i innsjøens utløp. Dosererkalking i innsjøens innløp eller utløp kan gjøre vannkvaliteten i utløpet langt mer stabil, men det forutsetter god planlegging og god driftskontroll.

I enkelte tilfeller vil både innsjøkalking og dosererkalking av tilløp være vanskelig. Da må en ty til mere tradisjonelle dosereløsninger i selve hovedelva. Også da vil det være fornuftig å legge doseringspunktene så høyt opp i vassdraget som mulig, men i tillegg må en sikre riktig vannkvalitet i den lakseførende strekningen. En kalkdoserer som kan justere vannkvaliteten til det fastsatte målet før vannet når den lakseførende strekningen vil i de fleste tilfeller være en betingelse. Denne dosereren bør være pH-styrt slik at kalkmengden til enhver tid er riktig, dvs. verken for liten eller for stor.

Det kan være flere grunner til at utstyr for pH-styring ikke ønskes, f.eks. at det er utsatt for driftsproblemer, at det kreves vedlikehold av fagpersonell og at det øker investeringskostnadene. Vi er imidlertid av den oppfatning at pH-styring sikrer den vannkvalitet som er tilstrekkelig for fisken (mål-pH), at en dessuten kan "treffe" den vannkvaliteten temmelig presist og at en stor sikkerhetsmargin (og dermed et ekstra kalkforbruk) ikke er nødvendig. På den måten unngås overdosering og da er det relativt store summer som kan spares inn. Økte ressurser til styring og kontroll kan dermed forsvares. Hvis vi sier at pH 6.3 er tilstrekkelig, men at det doseres i forhold til en teoretisk beregnet pH = 6.4 fordi pH-styring ikke benyttes, vil det si at det brukes 15 % mere kalk enn ved pH-styring når

utgangs-pH er 5.5. I et vassdrag der det brukes 1000 tonn kalk per år vil en da bruke 150 tonn kalk for mye og det koster kr. 90.000.- per år med en tonnpris på kr. 600.-. Hvis en også regner med at en teoretisk beregnet pH = 6.6 velges i smoltperioden framfor 6.5 fordi det ikke er valgt pH-styring, er prislappen oppe i godt over kr. 100.000.- per år. Siden et kalkforbruk på 1000 tonn per år tilsvarer forbruket i 150 km² i Vest-Agder eller under 100 km² i Rogaland og nordover på Vestlandet, kan en forsvare å installere pH-styring i de fleste mellomstore og større vassdragskalkingstiltak i Norge.

Kalking vil forbedre levevilkårene og oppvekstmulighetene for fisk, men ikke nødvendigvis gjenspeile forholdene slik de var før forsuring (Henrikson og Brodin 1995). I tillegg til kalking bør en også drive annet kultiveringsarbeid for å få en attraktiv fiskebestand. Det har vi ikke behandlet her.

6.3. Mulige vegetasjonsendringer pga. kalking

6.3.1. Innsjøer

Flere typer vegetasjonsendringer er registrert etter kalking:

- Økt tilgroing med krypsiv (og i noen tilfeller undersjøiske torvmosematter).
- Økt forekomst av grå, skorpeaktige algefiltmatter på bunnen.
- Redusert forekomst/bortfall av trådformete grønnalger (påvekstalger) som danner "grønne skyer" (sly) på vegetasjon, tauverk o.l. etter forsuring.
- En viss økning i biologisk mangfold ved re-etablering av forsuringfølsomme arter (vanlig tusenblad, tjønnaks-arter).

Bortfall av kraftig algebegroing må sees på som en udelt fordel ved kalking. Denne typen begroing er ikke naturlig, og ansees også å ha uheldige brukermessige konsekvenser (sly på garn og annen fiskeredskap, osv.).

Økning i biologisk mangfold etter kalking er i liten grad observert i Rogaland, trolig pga. at de forsuringfølsomme artene står meget svakt med få intakte spredningssentra i vassdragene. Derimot kan en på lengre sikt frykte en nedgang i biologisk variasjon og mangfold i innsjøer med betydelige tilgroingsproblemer med krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*).

Krypsiv er en grasaktig vannplante som øker sin forekomst i de fleste innsjøer etter kalking, se f.eks. Roelofs m.fl. (1994). Dette behøver i seg selv ikke være negativt. Krypsiv finnes naturlig i 80-90% av alle lavlandsinnsjøer på Sør- og Sørvestlandet, og opptrer normalt med kortvokste, uanselige skudd (ca. 20-40 cm lange) i dybdesonen 1-1.5 m (mellom botnegras- og brasmegrasbeltene) eller i beskyttede bukter og inn- og utløpsområder.

De forsurete vassdragene vest for Lyngdal, og spesielt vassdragene i Dalane har imidlertid opplevd en mer omfattende og stedvis problematisk tilgroing. Problemområdene er små til middelstore innsjøer som er direkte kalket i (minst) 4-5 år, gjerne med en kalkakkumulasjon i sedimentet i gruntområdene. Krypsivet danner i disse innsjøene unormalt

kraftige, flerårige skudd som utvikler søyleformete, opp til 3 m høye såter. Disse når gjerne overflaten etter 2-4 år, og kan danne kompakte overflatematter, som stort sett har overlevd de siste 4-5 vintrene med varierende islegging. Etterhvert fortettes bestandene, slik at det blir mer eller mindre kompakte krypsivbevoksninger fra land og ut til 3-4 meters dyp. I grunne innsjøer kan disse bestandene dekke store arealer, og fenomenet ligner i omfang og utseende på vasspest-invasjonen de seinere årtier i visse Østlandsinnsjøer.

Tilgroingen med krypsiv skaper problemer for bading, båttrafikk og utøvelse av fisket. Det ser foreløpig ikke ut til å være påvist negative effekter på fiskebestanden, i hvert fall ikke når det gjelder gyting. En kan imidlertid tenke seg at gyteområdene gradvis vil gro til med krypsiv og derved også nedslammes.

Reint økologisk er tilgroingen med krypsiv meget betenkelig. Bunnforholdene blir sterkt endret (økt produksjon, mer organisk materiale, reduserende forhold) og mer ensartede. De opprinnelige, og internasjonalt sett sårbare biosamfunnene forsvinner, og det er fare for en utarming av flora og fauna. Forsøk indikerer at det kan være vanskelig å restaurere innsjøen, dvs. re-etablere de opprinnelige bunnforholdene etter at krypsivet har tatt fullstendig over.

Tilgroingen av krypsiv ser primært ut til å skyldes en økning i karbondioksid, dernest en økning i redusert nitrogen som frigis fra sedimentet etter kalking. Problemene ser ut til å være små/ubetydelige ved indirekte kalking der en unngår en kalk-anrikning i sedimentet i gruntområdene. Det ser videre ut til å være betydelig år-til-år variasjon i vekstforholdene for krypsiv. Kraftigst vekst er registrert i regnfulle sommerhalvår, hvor betydelig tilsig av surt vann fører til økt produksjon av karbondioksid. Når først planten har dannet overflatematter er den mer uavhengig av klimatiske år-til-år variasjoner.

En kan derfor trekke følgende konklusjoner når det gjelder kalkingsrelaterte vegetasjonsendringer i Rogaland:

- En må i forbindelse med nye kalkingsprosjekt som inkluderer direkte innsjøkalking forvente problemvekst med krypsiv i små til middelstore innsjøer, i hvert fall i de sørøstlige delene av fylket (sørøst for moreneområdene på Jæren). Det er ennå ikke kjent tilsvarende problemer lengre nord og vest i fylket.
- Problemene synes å være av langvarig karakter, og det er tvilsomt om utviklingen kan reverseres ved opphørt kalking.
- Krypsivproblemene kan reduseres, kanskje unngås ved indirekte kalking eller innsjøkalking der en så langt det er mulig unngår å (over)kalke gruntområdene.

6.3.2. Rennende vann

Det har ikke vært foretatt undersøkelser av kalkingsrelaterte vegetasjonsendringer i elver. Vurderinger av kalkingeffekter i rennende vann må derfor primært basere seg på teoretiske betraktninger. Spredte observasjoner fra kalkede elver antyder imidlertid at (korttids-) endringene overveiende er små. Felles for innsjøer og elver gjelder at visse typer algebegroing ser ut til å gå tilbake etter kalking.

Det bør understrekes at det på Sør- og Sørvestlandet er registrert kraftig framvekst av krypsiv også i endel stilleflytende vannforekomster, særlig i innløps/utløpsområder og gjennomstrømningsinnsjøer. Men dette er områder som i utgangspunktet har en for plantene gunstig karbondioksid-husholdning pga. bevegelse i vannet, og denne typen framvekst ser ut til primært å være relatert til andre forhold enn kalking. Trolig kan spesielle klimaforhold være endel av forklaringen på denne framveksten. I mange tilfeller er forøvrig stabilisert vannstand pga. regulering hovedforklaringen på krypsivframvekst i rennende vann.

En kan imidlertid tenke seg at kalking, sammen med gunstig klima og hydrologi, kan bidra til en krypsivekspansjon. Dette kan skje dels ved endringer i sedimentet (det er påvist endel akkumulering av kalk nedstrøms doserere, etc.), og dels ved endringer i vannfasen. Hvis det er slik at det oppstår forhøyete karbondioksid-konsentrasjoner der surt vann møter kalket vann, og hvis det videre er slik at krypsiv også i stilleflytende vann kan være karbonbegrenset, kan man tenke seg en form for blandsoneseffekt med forøket krypsivvekst.

Sammenfatningsvis kan en anta at kalking av elvestrekninger ikke vil føre til betydelige vegetasjonsendringer, men at en kalking kan komme til å forsterke allerede pågående tilgroingsendringer. Vassdragsavsnitt med krypsivproblemer bør derfor vurderes med dette for øyet.

6.4. Terrengkalking.

I en del tilfeller vil både direkte innsjøkalking og kalkdosering være mindre hensiktsmessig.

Innsjøkalking vil nær sagt alltid kunne gi surt avløp pga. temperatursjiktning under isen. Det kalde og sure smeltevannet vil legge seg som et 2-3 meter tykt lag oppunder isen og derfor også dominere avrenningen fra innsjøen helt fram til isløsning. Hvis vannets oppholdstid er for kort, dvs. < 0.3 år, vil innsjøkalking måtte gjentas oftere enn en gang per år og det er i de fleste tilfeller lite ønskelig eller praktisk vanskelig.

Kalkdosering kan være vanskelig å gjennomføre hvis det ikke er ført fram veg eller strøm til steder i vassdraget som ellers kunne egne seg.

Terrengkalking framstår i slike tilfeller som et tredje alternativ i valget mellom ulike kalkingsteknikker. Det vil ofte være fornuftig å kombinere ulike teknikker for å få et best mulig resultat. Terrengkalking kan da også være et supplement.

6.4.1. Hva er terrengkalking ?

Siden det kan være ulike syn på hvor riktig det er å legge kalk i terrenget er det helt nødvendig å presisere hva vi egentlig legger i dette begrepet. Det er framfor alt viktig å ha helt klart for seg hva som er målet med terrengkalking (Hindar 1994a). Med de erfaringer vi har hittil kan disse målene oppsummeres som følger:

- Avsyre tilrenning i områder der innsjøkalking og kalkdosering av ulike grunner ikke kan eller bør være eneste kalkingsteknikk eller der disse teknikkene av praktiske grunner ikke kan brukes.
- Stabilisere vannkvaliteten på et gunstig nivå i områder der andre kalkingsteknikker ikke gir et godt nok resultat. Surt, aluminiumsholdig smeltevann skal ikke komme ut i innsjø eller vassdrag.
- Holde aluminium tilbake i terrenget for å redusere faren for giftig vannkvalitet i nedenforliggende vassdrag.

Av disse grunner skiller denne formen for terrengkalking seg fra skogkalking, der målet bl.a. er å redusere surheten i jordsmonnet og der effektene på avrenningsvannet ikke er klarlagt, men under utredning.

Vi kan skille terrengkalking i to hovedtyper; 1) kalking av hele nedbørfeltet med lav kalkdose Traaen m.fl. 1995) og 2) kalking av strategiske områder med stor/større kalkdose (Hindar m.fl. 1995). I det første tilfellet tar en sikte på å gi en langvarig effekt, f.eks. 10 år. I det andre tilfellet, der en som regel legger kalken i små myrområder, tar en sikte på en effekt i 2-4 år.

Det kan fortsatt være vanskelig å beregne de optimale kalkdosene for norske forhold fordi vi bare har erfaring fra første gangs kalkinger. Ved første gangs kalking vil en del av kalken brukes til å avsyre sure overflater i det aller øverste humus/jord/torvmose-lag. På den måten øker det vi kaller basemetningsgraden, dvs. den evnen jord/myr har til å avsyre sur tilrenning. Ved neste gangs kalking vil sannsynligvis basemetningsgraden fortsatt være høy, slik at en større del av den tilførte kalken kan være tilgjengelig for avsyring. Ved neste gangs kalkinger kan det derfor også være mulig å redusere kalkdosen.

Våre erfaringer hittil er hentet fra Sør- og Østlandet, der avrenningen er langt mindre enn på Vestlandet. Det kan være at kalking i hele terrenget vil være en svært gunstig kalkingsteknikk for vestlandsvassdrag pga den gode kontakten det vil være mellom avrenningsvann og kalk.

Uønskede virkninger er først og fremst knyttet til skadeeffekter på torvmoser og lavararter. For å redusere slike virkninger av kalktilførselen kan det være gunstigere å kalke ofte med lave kalkdoser enn med lengre intervaller og store doser.

Kalking i nedbørfeltet til Røynelandsvatn ved Grimstad resulterte i massiv utdøing av torvmoser på de kalkede myrene (Høiland og Pedersen 1994). De kalkede myrene utgjorde imidlertid bare 4-5 % av nedbørfeltet. Utdøingen skyldes trolig både at torvmosene ikke trives i et miljø med høy pH, men kan også skyldes at den økte kalsiumtilførselen påvirker magnesiuminnholdet i mosenes klorofyll. Lavere dose (hyppigere kalktilførsel), dolomitt framfor vanlig kalkstein og grovere kalk enn mel av typen 0-0.2 mm kan kanskje dempe skadevirkningene.

Etter kalking av hele Tjønnsstrondfeltet i Telemark i 1983 forsvant så godt som all lav fra de synlige mineraloverflatene i terrenget. Tilførsel av grovere kalk enn kalksteinsmel av typen 0-0.2 mm og en spredning der utsatte områder ekskluderes vil hindre at dette skjer i et slikt omfang.

Skogkalking i Gjerstad med samme arealdose som på Tjønnsstrond, men der det ble brukt grovdolomitt, vil trolig kunne vise om de uønskede effektene på vegetasjonen kan reduseres.

6.4.3. Kostnader ved terrengkalking

Det er prisen på den kalkmengde som skal til for å holde en stabil vannkvalitet per tidsenhet og arealenhet som gir det riktige bildet av kostnaden ved kalking. I denne kostnaden ligger også utgifter til transport, spredning, dosering og drift av doseringsutstyr.

Mens en ved dosering direkte i elv kan "treffe" den riktige kalkdose direkte, vil kalking av innsjø innebære at avrenningsvannet fra innsjøen i tiden etter kalking først vil ha en høy kalkkonsentrasjon og deretter en avtakende konsentrasjon fram til rekalking. Det vil si at det skjer en overkalking. Ved terrengkalking er denne kontrollen langt vanskeligere fordi en rekke faktorer spiller inn på kalkingsresultatet. Årlig, eller iallfall relativt hyppig, kalking i terreng er gjennomført i Sverige (Abrahamsson 1992) og dermed blir også kontrollen på tiltaket slik at dosen kan justeres til et riktigere nivå.

Kostnadene ved terrengkalking vil sannsynligvis alltid være større enn ved innsjøkalking og dosering. Det skyldes både at selve spredningen med helikopter er dyrere per tonn kalk og at kalkutnyttelsen er dårligere. Dette er vist i tabell 6.2.

Tabell 6.2. Tenkte eksempler på kostnadene ved terrengkalking sammenliknet med innsjøkalking og dosering.

Innsjøkalking

Areal:	km ²	Kalkmengde:	1tonn/år
Spes. avre	m/år	Total kostnad	400kr./år
Dose	g/m ³ kalk		
Effekt i:	år		
Tonnpris	800kr./tonn		

Doserer

Areal:	km ²	Kalkmengde:	tonn/år
Spes. avre	m/år	Total kostnad	1800kr./år
Dose	g/m ³ kalk		
Effekt i:	år		
Tonnpris	600kr./tonn		

Tabell fort neste side

Terreng^{*)}

Areal:	km ²	Kalkmengde:	1tonn/år
		Total kostnad	1100kr./år
Dose	0.tonn/ha		
Effekt i:	år		
Tonnpris	1100kr./tonn		

^{*)} Data for dose er hentet fra Abrahamsson (1992), men det kan være at dosen i Norge, særlig på Vestlandet, må være høyere pga større avrenning og annet avrenningsmønster.

I eksempelet over vil kostnaden ved å kalke i terreng være i størrelsesorden 3-6 ganger dyrere enn annen form for kalking. Nyttene ved terrengkalking bør derfor være av en viss størrelse hvis denne kalkingsteknikken skal kunne forsvares.

6.5. Kalking med doserer

Kalkingsstrategi er bl.a. kombinasjonen av kalktyper, kalkingsteknikker og kalkmengder som til sammen sikrer tilstrekkelig vannkvalitet for fisken. Lokalisering av doserer og kalkingsintervaller blir også en del av strategien. På grunnlag av årlig kalkbehov og kostnader ved kjøp eller leie og drift av kalkdosere kan det beregnes en sannsynlig årlig kostnad for kalking av vassdraget.

6.5.1. Kalktyper og kalkoppløsning

Ikke alle kalkprodukter egner seg til kontinuerlig dosering i rennende vann. Finkornige krittprodukter (kategori 1 i tabell 6.3) gir større fare for driftsproblemer enn bruk av noe grovere vassdragskalk. Dolomitt gir dårligere oppløsning enn kalksteinsmel med tilsvarende malingsgrader. Dårligere oppløsning må kompenseres med finere maling av kalken og det anses ikke som en fordel for driften av doseringsanlegg. Kalktyper som er for grove anbefales ikke brukt. Det er fordi en ønsker at så mye løses at det oppnås akseptabel kalkingseffekt et visst stykke nedover i vassdraget. Dårlig oppløsning må kompenseres med store kalkdoser. Det vil gi ytterligere redusert oppløsning og økt nedslamming nedstrøms anlegget. Vanligvis anbefales kalk innenfor kategori 2 eller 3 (tabell 6.3) ved dosererkalking. Kalk innenfor kategori 2 er vanligvis noe dyrere enn kategori 3 kalk, delvis pga. et begrenset distribusjonsnett.

Tabell 6.3. Sortering av kalktyper etter kornfordeling (DN 1994).

Kategori	50 % av kalken mindre enn:
1	0-3 µm
2	4-9 µm
3	10-19 µm
4	20-39 µm

Det anbefales å bruke så ren kalk som mulig. Vektandel av kalsiumkarbonat (CaCO_3) bør være omkring eller større enn 90 %, spesielt hvis det velges av de groveste kalktypene. Den andelen av kalken som ikke er kalsiumkarbonat består ofte av kvarts som er tungt nedbrytbart. Hvis det velges både grov kalk og kalk med lav andel kalsiumkarbonat, vil nedslammingen kunne bli betydelig nedstrøms kalkdoseringen.

Kalk løses opp over tid. Oppløsning skjer i vannfasen og fra kalk som blir liggende på bunnen. Kalkoppløsningen henger først og fremst sammen med kalkens finmalingsgrad, vannets pH og vannets bevegelse nedstrøms doserer. Ved lav dosering (opp til 20 g kalk/m³) til ukalket vann, med bruk av relativt finmalt kalk (minst 50 % mindre enn 10 µm) og ved god vannbevegelse nedstrøms doserer (ikke bassenger eller dype stilleflytende partier) vil oppløsningen i løpet av et år sannsynligvis ligge nær 100 %.

Kalk løses bedre i en turbulent elv enn i en stilleflytende elv fordi oppslemmingen av kalk i vann bedres og fordi det karbondioksidet som brukes under oppløsningen av kalk erstattes raskere. Stryk og fosser nedstrøms doseringsanlegget vil derfor bedre oppløsningen av kalken.

6.5.2. Kalkdoseringsanlegget og driften av det

Stående kalkdoseringsanlegg for store vassdrag vil ruve i landskapet. Men det utvikles for tiden siloanlegg som ikke skiller seg vesentlig fra mellomstore driftsbygninger. Ved anlegget må det være tilstrekkelig plass for kalkbil, slik at den kan fylle på kalk og snu uten for store ulemper.

Driftsoppfølging av et kalkdoseringsanlegg er avhengig av graden av automatisering og doseringsprinsipp. Det må innarbeides rutiner for ettersyn, med alarmer for avbrudd, påfylling og service. Alarm bør monteres hos lokal kontakt og helst flere steder. Alarm bør bl.a. knyttes til kalknivå i doserer. Avstand til kalkleverandør vil være av betydning for hvor raskt etterfylling kan skje. Det bør utarbeides en detaljert drifts- og serviceavtale med leverandøren. Det bør skaffes et visst reservelager for rask utskifting av deler.

Leverandør bør være forpliktet til å produsere en avtalt vannkvalitet. Ved misligholdelse bør det påløpe mulkt etter et avtalt system. Misligholdelse kan være at avtalt vannkvalitet underskrider utover en fastsatt tidsperiode. Dette bør innarbeides i en drifts- og serviceavtale. Alle disse momentene er viktige for å hindre lange driftsavbrudd og hører med i kontraktsforhandlinger om levering og dosering av kalk.

Driftskontroll bør innføres for mellomstore og store anlegg. Det kan være kontroll på at skruer går rundt, at det er turbiditet i vannet fra blandekaret og/eller at pH-verdien nedstrøms er det som er fastlagt. Kontroll av pH bør inkluderes i større vassdrag og iallfall i forbindelse med kalking av laks- og sjøaureførende strekninger.

6.5.3. Beregning av kalkdose og -mengder

Kalkmengdene avhenger først og fremst av vannmengder, kalkkvalitet og vannkvalitet. Årlige kalkmengder er basert på kalkdoseberegning og hydrologiske data for vassdraget. Det må tas hensyn til at ikke all kalk løses opp og at kalk også inneholder andre stoffer enn karbonat. I kalkingsplanene det regnet med at 70% av tilført kalkmengde løses opp. Videre er det regnet med at kalken inneholder 90% kalsiumkarbonat (udefinert kalktype og leverandør). Nødvendig doseringskapasitet og lagerkapasitet på kalkdoserere er beregnet i forhold til en beregnet maksimal døgnmiddelvanntføring (10-20 ganger middelvanntføringen, geografisk avhengig).

Kalken skal avsyre sterke syrer og svake syrer slik som aluminium og organiske syrer og dessuten gi vannet en viss bufferkapasitet. Kalkdosen er ikke kun avhengig av pH. I et komplekst vassdragssystem og i marginale vannkvaliteter, slik som på Vestlandet, er pH egentlig ikke en tilstrekkelig god variabel for å vurdere verken giftighet eller kalkbehov. I mangel av en bedre styreparameter er imidlertid pH brukt som en ledetråd for beregningene.

Som grunnlag for beregning av kalkbehov kan vann fra vassdraget titreres med Na_2CO_3 . Titrering vil i dette tilfellet si å tilsette en økende mengde svak base av karbonat til ellevannet samtidig som pH måles. På den måten kan vi finne fram til hvor mye karbonat som skal til for å øke pH til forskjellige nivåer. Den mengden vi kommer fram til kan omregnes til kalkmengde.

Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg er i kalkingsplanene basert på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.

6.6. Litteratur

- Abrahamsson, I. 1992. Vattenkemiska resultat av vårmarskalkning i Jönköpings län. Jönköpings län, rapport 7/92.
- Birchall, J.D., Exley, C., Chappel, J.S. and Phillips, M.J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338, 146 - 148.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 851-856
- Dickson, W. 1979. Exempel på metalltoxicitet vid försurning och kalkning. (Examples of metaltoxicity related to acidification and liming) *Aquannalen* 1, 2-7. (In Swedish)
- DN 1994. Register over leverandører av kalk, utstyr og tjenester for kalking av vann og vassdrag. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 18 s.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P. Bisogni, J.J.Jr. & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164.
- Exley, C. og M.J. Phillips. 1988. Acid rain: implications for the farming of salmonids. I: Muir, J.F. og R.J. Roberts (red), *Recent Advances in Aquaculture*, London: Croom Helm, 225-341.

- Grande, M., Muniz, I.P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 20, 2076- 2084.
- Henrikson, L. and Brodin, Y.W. 1995. Liming of acidified surface waters - a swedish synthesis. Springer Verlag, Berlin. 458 p.
- Hindar, A. 1992a. Hvordan kalker man økonomisk og økologisk riktig? Vassdragskalking - strategi og effekter, FoU-seminar på Finse 9. - 12. mars 1992. Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1992-5. s. 43-54.
- Hindar, A. 1992b. Kalkingsplan for Kvina-vassdraget og Litleåna. O-92084, NIVA-Sørlandsavdelingen, Grimstad. 34 s.
- Hindar, A. 1994a. Potential effects of forest liming on soil-and streamwater quality and on aquatic organisms, pp. 22-24. In Nilsen, P. (ed.) Proceedings from an international seminar on counteractions against acidification in forest ecosystems. March 3-4, 1994, Mastemyr Norway. *Aktuelt fra Skogforsk* 14-94, Ås, NLH.
- Hindar, A. 1994b. Store Hovvatn, vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992, s. 136-144. Direktoratet for naturfovaltning, DN-notat 1994-2.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. and Høgberget, R. 1995. Liming of wetlands in the acidified Røyneilandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. (Accepted *Can. J. Fisheries. Aquat. Sci.*).
- Høiland, K. og Pedersen, O. 1994. Virkning på vegetasjon ved områdekalking av myr. Undersøkelse foretatt ved Røyneilandsvatn, Birkenes, Aust-Agder. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992, s. 44-71. Direktoratet for naturfovaltning, DN-notat 1994-2.
- Kroglund F., E. Lydersen og B.O. Rosseland. 1993a. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kaltet og surt vann -områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. *TVLF og Naturens Tålegrense-seminar*, Stjørdal, februar 1993: 45-47.
- Kroglund, F. og M. Staurnes. 1993. Vannkvalitetskriterier for laks etter kalking av Vikedalselva. I: Kalking i vann og vassdrag 1991. Fou-årsrapporter 1991. DN-notat 1993-1: 84-92.
- Kroglund, F. Å. Åtland, M. Berntssen og B.O. Rosseland. 1993b. Er laksen truet selv ved svært moderat forsuring. Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993. NIVA-rapport 2947. 38 sider.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. og Sandøy, S. 1994a. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1994-10. 97 s.
- Kroglund, F., M. Staurnes og A. Kvellestad. 1994b. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Lacroix, G.L., Peterson, R.H., Belfry, C.S. and Martin-Robichaud, D.J. 1993. Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquatic toxicology*, 27, 373-402.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P. & Snekvik, E. 1976. Effect of acid precipitation on freshwater organisms. In: Braekke, F.H. (ed.), *Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway*, 87-111, SNSF-project, FR 6/76.

- Leivestad, H., Jensen, E., Kjartansson, H. & Xingfu, L. 1987. Aqueous speciation of aluminium and toxic effects on Atlantic salmon. *Annls. Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 387-398.
- Lien, L., G.G. Raddum, og A. Fjellheim. 1992. Critical loads for surface water - invertebrates and fish. Acid Rain Research Report no. 21. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 sider.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S. and Muniz, I.P. (1990). The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water, Air, and Soil Pollut.* 51, 203 - 215.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. *Nordic Hydrol*, 21: 195-204.
- Lydersen, E., F. Kroglund, M.N. Pedersen, A.B.S. Poléo, B.O. Rosseland, G. Riise og B. Salbu. 1995. The importance of "in situ" measurements to reveal the extreme toxicity to fish when pH is raised in acid aluminium-rich fresh-waters. (Submitted).
- Roelofs, J.G.M, Brandrud, T.E. and Smolders, A.J.P. 1994 Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1982. Physiological stress and mortality of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in acid water with high levels of aluminium. *Inter. Council for Exploration of the Sea. C.M.1982/M:29*, 15 p.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61, 186-194.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1987. Differences in sensitivity to acidic soft water among strains of brown trout (*Salmo trutta* L.) *Annls Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 258-265.
- Rosseland, B.O. og Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? In: *International lake and watershed liming practices.* Terrene Inst. Washington, DC: 161-172.
- Rosseland, B.O. og M. Staurnes. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance. An ecophysiological and ecotoxicological approach. I: *Acidification of Freshwater Ecosystems (I:C.E.W. Steinberg og R.W. Wright, red).* John Wiley: 227-246.
- Rosseland, B.O., I. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Staurnes, og R. Vogt. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollution* 78: 3-8.
- Schofield, C.L. 1977. Acid snow-melt effects on water quality and fish survival in the Adirondack Mountains of New York State, U.S. *Research Technical Completion Report A-072-NY* Office of Water Research and Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C: 27 sider.
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1993. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:1816-1827.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. and Wright, R.F. 1995. Whole-catchment liming at Tjønnstrond, Norway: an 11-year record. (Subm. *Water, Air, and Soil Pollut.*)