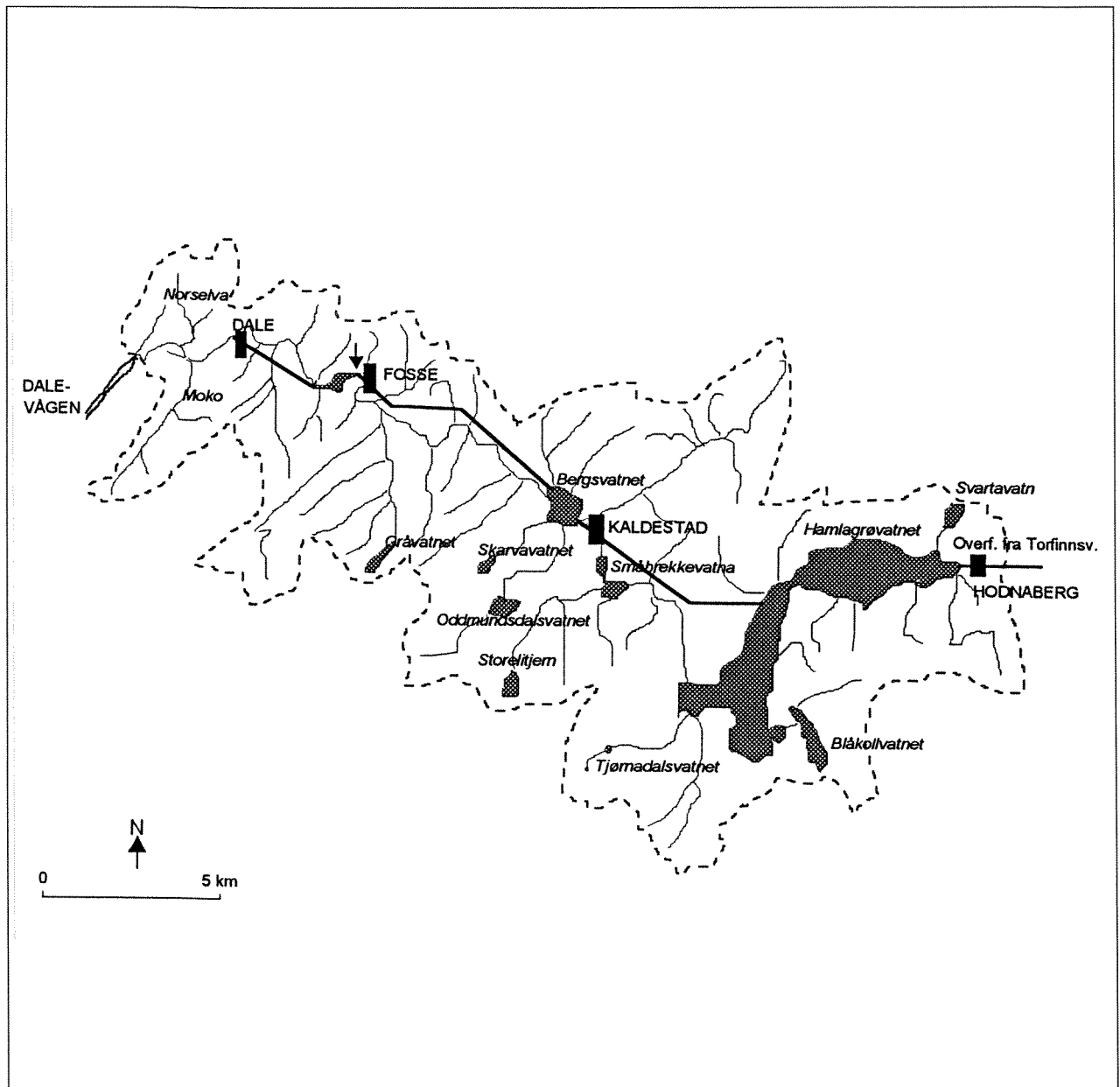


Kalkingsplan for Daleelva i Vaksdal kommune i Hordaland



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Kalkingsplan for Daleelva i Vaksdal kommune i Hordaland	Løpenr. (for bestilling) 3898-98	Dato 010698
	Prosjektnr. Undernr. O-97237	Sider Pris 39
Forfatter(e) Vilhelm Bjerknes Atle Hindar Åse Åtland	Fagområde Kalking	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

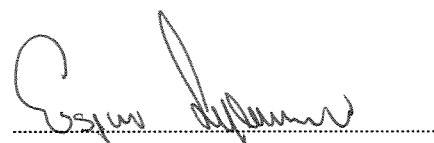
Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hordaland	Oppdragsreferanse Kjell Hegna
--	----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Bakgrunnen for rapporten er usikkerhet omkring vannkvaliteten i Bergsdalsvassdraget, og effekter av forsuring på de anadrome fiskebestandene i Daleelva, som utgjør nedre del av vassdraget. Kalking vurderes som et mulig tiltak for å bedre forholdene for anadrom fisk. Rapporten munner ut i en plan for kalking av Daleelva, basert på en oversikt over hydrologi, regulering, vannkjemi, fiskestatus og bunndyrstatus. Den inneholder strategier, oversikt over tekniske løsninger og kostnader. Det er også foretatt vannkemiske undersøkelser i Daleelva våren 1998, og vurderingene og beregningene har bl.a. dette datamaterialet som grunnlag. Som hovedelementet i en kalkingsplan for vassdraget foreslås et doseringsanlegg plassert mellom Fosse kraftverk og Storefosdammen, og at en bør fortsette den igangsatte virksomheten med utlegging av kalksteinsgrus i et par av de viktigste sideelvene til Daleelva. Et vannprøveprogram bør iverksettes for å få bedre oversikt over variasjonene i vannkvaliteten i vassdraget.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forsuring 2. Vassdragsregulering 3. Anadrome fiskebestander 4. Kalking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acidification 2. River regulation 3. Anadromous salmonids 4. Liming
---	--


Vilhelm Bjerknes
Prosjektleder

ISBN 82-577-3484-5


Kjell Hegna
Forsknings sjef

**Kalkingsplan for Daleelva,
Vaksdal kommune i Hordaland**

Forord

Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i Daleelva indikerer forsurening og forsureningsskader på fiskebestander og bunndyr. På denne bakgrunn har Fylkesmannen i Hordaland i brev av 24. november 1997 bedt NIVA om å oppsummere de viktigste resultatene av undersøkelsene, og på dette grunnlag utarbeide en kalkingsplan for vassdraget.

Et forprosjekt som oppsummerer tidligere undersøkelser og påpeker behovet for supplerende undersøkelser ble levert 15. januar 1998. Det er foretatt supplerende innsamlinger og analyser av vannprøver våren 1998, og det er foretatt en befaring av vassdraget for vurdering av kalkingsstrategi og utpeking av gunstige lokaliteter for dosering av kalk.

Dale Jakt- og Fiskelag har stått for innsamling av vannprøver. Arbeidet med kalkingsplanen er finansiert av Fylkesmannen i Hordaland. Vi takker for oppdraget og for samarbeidet underveis.

Bergen, juli 1998

Vilhelm Bjercknes

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	9
2.1 Områdebeskrivelse	9
2.2 Hydrologi og regulering	10
2.3 Vannkvalitet	11
2.4 Fisk og bunndyr	11
2.5 Kultiveringsarbeid og kalkingsvirksomhet	11
3. Resultater	12
3.1 Vannkvalitet	12
3.2 Fisk og bunndyr	16
3.3 Kalkingsvirksomhet og kultiveringsarbeid	17
4. Diskusjon og konklusjon	18
5. Kalkingsplan	21
5.1 Beregning av kalkdoser	21
5.2 Kalking av Daleelva	22
6. Litteratur	23
Vedlegg A.	25

Sammendrag

Effektene av sur nedbør har i flere år vært entydige i de sørligste delene av landet, med omfattende fiskedød og skader på en rekke laksebestander. På Vestlandet er det også registrert vannkvaliteter som betraktes som direkte skadelige, eller med mulig skadevirkning på individ- eller bestandsnivå. Den økte oppmerksomheten på forsuringssituasjonen på Vestlandet skyldes bl.a. kunnskap som er blitt ervervet om vannkvalitetskriterier for laksesmolt (*Salmo salar* L.) og den ustabile aluminiumskjemien (blandsoner) som kan forekomme når ulike vannkvaliteter blandes. Sjøaure (*Salmo trutta* L.) er mindre følsom for surt vann og aluminium enn laks, men vi har mindre kunnskap om vannkvalitetskravene til denne arten.

Vannkvaliteten i enkelte vassdrag i Hordaland har i tidligere undersøkelser vist seg å være uakseptabel, og det er påvist biologiske effekter av uakseptabel vannkvalitet. Samspill mellom vassdragsregulering og forsuring kan i enkelte tilfelle slå negativt ut, f.eks. gjennom overføringer og utslipp av vann fra ulike delfelt og med ulik vannkvalitet. Dette er bl.a. tilfellet i det sterkt regulerte Bergsdalsvassdraget som behandles i denne rapporten.

Bergsdalsvassdraget har et naturlig nedbørfelt på 198.5 km². Til dette kommer et overført felt fra Vosso (Torfinnsvatn) på ca. 50 km³. Bergsdalsvassdraget er regulert med to store reguleringsmagasin, Torfinnsvatn og Hamlagrøvatn og ialt 4 kraftverk. Det nederste, Dale kraftverk, har avløp ca. 3.5 km ovenfor utløpet i Dalevågen. Den anadrome strekningen er 5.5 km. Denne delen av vassdraget kalles Daleelva.

Kalkrik og lett forvittrbar fyllitt og glimmerskifer gir en gunstig vannkvalitet i de øvre delene av feltet, mens sure tilførsler fra sidefeltene skaper en gradvis surere vannkvalitet nedover i vassdraget. Regulering av Hamlagrøvatnet og tilbakeholding av vann i magasinet i sommerhalvåret gjør at de sure delfeltene dominerer avrenningen til nedre del av vassdraget, med stor innflytelse på vannkvaliteten i sommerhalvåret. Utslipet fra Dale kraftstasjon (slukeevne 43 m³/s) er det dominerende bidrag til vannføringen på nedre del av lakseførende strekning i vinterhalvåret. Vannanalyser og bunndyrundersøkelser indikerer en bedre vannkvalitet oppstrøms Dale kraftstasjon sammenliknet med situasjonen nedstrøms. Vannkvaliteten i Daleelva kan være kritisk om våren. Det er målt uorganisk aluminium på 47 µg/L i mai. Forsuringsindeksen for bunndyr nedstrøms Dale kraftverk er 0. Vannanalyser fra ulike deler av Daleelva våren 1998 viser mindre dramatiske variasjoner enn det som er påvist tidligere.

Det finnes bestander av både laks og sjøaure i Daleelva, og det pågår utsetningsvirksomhet basert på lokale stammer av de to artene.

Det foreslås etablert et doseringsanlegg for kalk mellom Fosse kraftstasjon og Storefosdammen, som er inntaksmagasin for Dale kraftstasjon. Dette vil sikre vannkvaliteten for hele lakseførende strekning, også ved overløp over Storfosdammen. For de mindre sideelvene som renner ut i anadrom strekning kan man finne tilleggs løsninger for optimalisering av vannkvaliteten, enten i form av terrengekalking eller utlegging av kalkgrus. Små felt, små innsjøer og liten oppholdstid gjør at innsjøkalking i disse feltene synes lite aktuelt.

Summary

Title: Liming Plan for river Daleelv in Vaksdal municipal in Hordaland, western Norway.

Year: 1998

Authors: Vilhelm Bjercknes, Atle Hindar, Åse Åtland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3484-5

Effects of acidification have been documented in the southernmost parts of Norway for several years, and have resulted in extensive death and damage to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations. Based on increased knowledge on water quality criteria for smolts of Atlantic salmon, even the water quality in the western parts of Norway is now regarded as potential toxic to individual fish or populations. Zones of unstable aluminium chemistry, created by mixing waters of different quality, may increase the toxicity. In general migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) is regarded less sensitive to acidification than Atlantic salmon. However, water quality criteria for this species is less clear.

Biological and water chemical monitoring reveal unacceptable water quality to salmonids in a number of watercourses in Hordaland. Furthermore, water impoundments and regulations often contribute to suboptimal water qualities in anadromic part of rivers. This also seems to be the case in Daleelva, the anadromic stretch of Bergsdalen watercourse (Bergsdalsvassdraget). The original catchment area of Bergsdalsvassdraget was 198,5 km². An additional subcatchment of 50 km² has been transferred from a neighboring catchment of river Vosso. Two water reservoirs, Torfinnsvatn and Hamlagrøvatn are situated in the upper part of the catchment, supplying 4 power stations. The lowest is Dale power station. Water from this station is discharged to the Dale river about 3.5 km above the river outlet, and 2 km below the fish migrating hindrance.

Easy weatherable lime rich rocks in the upper part of the catchment contribute to good water quality in the upper parts of the river. Gradual increase in acidity occurs downstream, because of more slowly weatherable rocks (granite) in these areas. Acid water from the subcatchments below the regulation basins dominates the water chemistry during the summer, while water from the Dale power station dominates the lower 3.5 km river stretch at wintertime. Both the benthic community and water analyses indicate a better water quality upstream the power station compared to the downstream situation. Concentrations of inorganic aluminium up to 47 µg/L has been registered in the lower range.

Atlantic salmon and anadromous brown trout still exist in Daleelva, enhanced by stocking of local fish from a local hatchery. It is uncertain to which extent the fish stocks in Daleelva today derives from natural spawning.

A lime doser is recommended upstream Storefosdammen, the reservoir of Dale power station. The smaller tributaries running into Daleelva downstream Storefosdammen should also be limed, either by catchment liming or spreading of lime gravel on the river beds.

1. Innledning

Effektene av sur nedbør har i flere år vært entydige i de sørligste deler av Sør-Norge, med omfattende fiskedød og skader på en rekke laksebestander. På Vestlandet er det også registrert vannkvaliteter som betraktes som direkte skadelige, eller med mulig skadevirkning på individ- eller bestandsnivå. Den økte oppmerksomheten på forsuringssituasjonen på Vestlandet skyldes bl.a. kunnskap som er blitt ervervet om vannkvalitetskriterier for laksesmolt og den ustabile aluminiumskjemien (blandsoner) som kan forekomme når ulike vannkvaliteter blandes.

Det er åpenbart flere forhold som kan være medvirkende årsaker til den negative utviklingen av laksebestandene på Vestlandet, bl.a. rømt oppdrettsfisk, sykdommer og parasitter, vassdragsregulering og miljøendringer i havet. Også forusuring anses som en viktig årsak til nedgang i laksebestander i en rekke vassdrag. Dette gjelder bl.a. flere vassdrag i Hordaland med lav syrenøytraliserende kapasitet (ANC). Imidlertid er det store lokale forskjeller også innen et vassdrag, primært p.g.a. lokale variasjoner i geologi, og dermed også ANC.

Når en vurderer forsuring av vassdrag som årsak til fiskedød og reproduksjonssvikt, er det også viktig å påpeke at mengden sterke syrer (primært svovelsyre) i nedbøren har avtatt med 40-60% over hele landet i perioden 1980 til 1996 (Tørseth & Manø 1997). Dette har også bidratt til forbedring av vannkvaliteten i elver og innsjøer. I NIVA's 1500 sjøers undersøkelse inngikk 94 innsjøer på Vestlandet (Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane). I perioden 1985 til 1996 har det i disse innsjøene vært en gjennomsnittlig nedgang i sulfatkonsentrasjonen på 25%. Samtidig har det funnet sted en signifikant økning i pH og i vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og en signifikant nedgang i konsentrasjonen av giftig aluminium, LAI (Skjelkvåle *et al.* 1997). Denne markerte tendensen sees i alle elver og feltforskningsområder som inngår i NIVA's overvåkingsprogram. Når en allikevel snakker om forsuring på Vestlandet på 1990-tallet, betyr dette ikke at vassdragene er blitt surere i denne perioden, sammenliknet med situasjonen på 70- og 80-tallet. Imidlertid er flere vassdrag fortsatt så sure at dette kan være en viktig årsak til de svake bestandene av laks og aure i mange vestlandsvassdrag.

Til forskjell fra Sør-Norge, finnes det i de fleste forsuringsskadete vassdrag på Vestlandet fortsatt restbestander av anadrom laksefisk. Målet med å kalke slike vassdrag er først og fremst å sikre fortsatt reproduksjon og livsvilkår for de ferskvannslevende stadiene til disse bestandene. Smoltstadiet regnes som det mest følsomme stadiet hos laks. I de fleste kalkete vassdrag er kalkingsmålet fastsatt på basis av vannkvalitetskriterier for dette stadiet.

Sjøauren påvirkes også av surt vann, men vanligvis på opprettholder sjøauren et stabilt bestandsnivå i lang tid etter at det er registrert reduksjoner i laksebestandene. Dette skyldes bl.a. at ulike stadier hos sjøaure har større motstandskraft mot forsuring enn tilsvarende stadier hos laks, med bl.a. bedre overleving på rogn- og yngelstadiet (Grande *et al.* 1978), mindre ionetap i surt vann hos sjøareparr (Rosseland & Skogheim 1984), mindre avsetning av aluminium på gjeller hos sjøauresmolt (Bjerknes *et al.* 1997). Det er likevel en rekke indikasjoner på reproduksjonssvikt i sjøaurebestander i forsurete vassdrag. Mens man for laks har relativt god kunnskap om vannkvalitetskrav, er det fortsatt høyst uklart hvilke vannkvalitetskrav sjøaure har. Dette gjør det enkelt å fastsette vannkvalitetsmål for kjemiske tiltak (kalking) i vassdrag der begge arter forekommer, mens det fortsatt er vanskelig å angi dette når en skal kalke rene sjøaurevassdrag. I denne rapporten har vi benyttet veiledende retningslinjer fra DN for pH-styring i kalkete laksevassdrag (DN 1995), dvs. at vannkvalitetskrav for laksesmolt er lagt til grunn for valg av kalkingsmål (Tabell 1).

Tabell 1. Etterprøvbare kalkingsmål for laks.

Periode	pH-verdi anadrom strekning
15. februar - 31. mars	6.2
1. april - 31. mai	6.4
1. juni - 14. februar	6.0

Det foregår et relativt intensivt kultiveringsarbeid i Daleelva med årlige utsetninger av både lakse- og sjøaureyngel. Det er ikke kjent i hvilken grad dagens fiskebestand i vassdraget er et direkte resultat av disse utsettingene eller naturlig reproduksjon. Uansett må en anta at kalking vil bidra til økt overlevning og utvandring av smolt.

De vannkjemiske og biologiske vurderingene av Bergsdalsvassdraget og Daleelva bygger på diverse undersøkelser (bl.a. Dale Jakt- og Fiskelag 1997; Fjellheim og Raddum 1996; Hellen *et al.* 1996; Johnsen 1995; Johnsen *et al.* 1996; Kålås *et al.* 1996; Vasshaug & Grøndahl 1990). I tillegg ble det gjennomført et eget program for prøvetaking og vannanalyser våren 1998. Resultatene av denne undersøkelsen er mindre dramatiske enn det som har framkommet ved tidligere undersøkelser, noe som trolig bekrefter de store variasjonene i vannkvalitet. Prøveresultatene er allikevel nyttet til vurdering av kalkmengder, driftskostnader og tekniske løsninger. Fortsatt prøvetaking og analyse av vannprøver anbefales for å styrke beslutningsgrunnlaget om kalking.

Kalkingsplanen som presenteres i denne rapporten er primært rettet mot anadrom strekning, dvs. de nedre 5.5 km av vassdraget. Rapporten angir kun en hovedplan for tiltak. Det vil være behov for nærmere detaljering av doseringsteknikk, lokalisering, strøm- og telefonframføring og avklaring av grunneierforhold. Rapporten vil imidlertid være tilstrekkelig som grunnlag for søknad om kalkingstilskudd.

2. Materiale og metoder

2.1 Områdebeskrivelse

Bergsdalsvassdraget ligger i Voss, Kvam og Vaksdal kommuner, og har avløp til Dalevågen ved Sørfjorden/Veafjorden i Vaksdal kommune. Tabell 2 gir en del nøkkeldata for vassdraget.

Tabell 2. Nøkkeldata for Bergsdalsvassdraget.

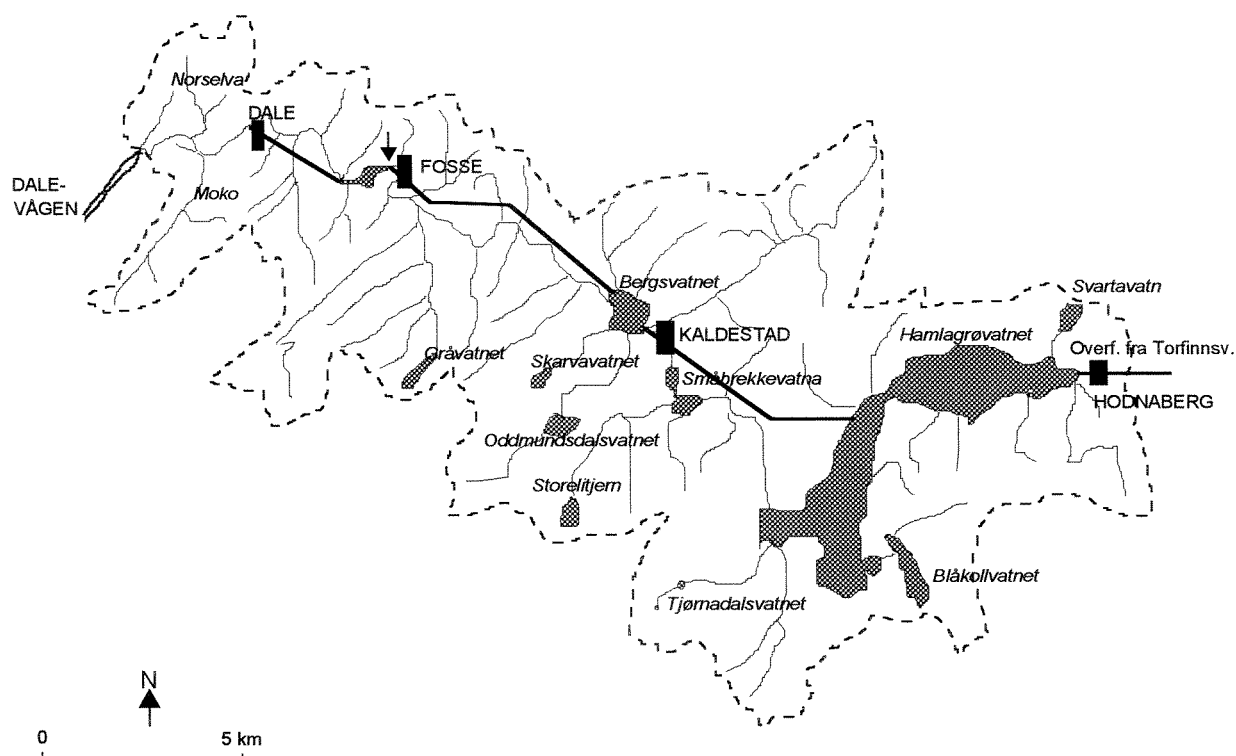
<i>Vassdragsnummer</i>	061.Z
<i>Kartreferanse utløp</i>	32VLN233203
<i>Areal uregulert nedbørfelt</i>	198.5 km ²
<i>Areal nåværende nedbørfelt</i>	248.2 km ²
<i>Årsnedbør</i>	2647 mm (ved Fosse)
<i>Spesifikk avrenning</i>	85 l/s km ²
<i>Middelvannføring</i>	21 m ³ /s
<i>Gjennomsnittlig årsavløp</i>	638.1 mill. m ³
<i>Anadrom strekning</i>	5.5 km
<i>Kalking</i>	Skarvavatn, Brekkegråvatn (Gråvatn), Tjørnadalsvatn og Norselv

Figur 1 viser et kart over vassdraget der reguleringer og overføringer er skissert. Det meste av nedbørfeltet ligger over 400 m.o.h. Høyeste punkt er Hamlagrøhorn på 1083 m o.h. Den største innsjøen i vassdraget er Hamlagrøvatn (HRV 588 m o.h.). Med tanke på kalking for anadrom laksefisk kan vassdraget deles inn i tre hoveddeler:

- Strekningen oppstrøms Storefossen
- Den naturlige vannveien fra Storefossen til utløpet fra Dale kraftstasjon, hvorav ca. 2 km er lakseførende strekning
- Strekningen nedstrøms Dale kraftstasjon (ca. 3.5 km).

Den 5.5 km lange lakseførende strekningen kalles Daleelva. Flere mindre sideelver renner ut i Daleelva, hvorav Moko (nedbørfelt 6 km²) og Norselva (nedbørfelt 4.5 km²) er de to største.

Bergsdalen har en uvanlig profil, med en bratt nedre del og en slakere øvre del. De nedre deler av dalen domineres av gneis, og er en del av grunnfjellsområdet som dekker store deler av midtre og nordlige Hordaland. Mellom Fosse og Berge dominerer skifrige bergarter med mye glimmer, som har gitt opphav til et rikt jordsmonn. Nord og øst for Berge er det et område med lett forvittrbar gabbro. Sør for dalen ligger et granittområde, mens begge sider av dalføret fra Berge til Hamlagrø domineres av kvartsitt. Langs Hamlagrøvatn ligger en sone med fyllitt eller glimmerskifer. Denne utgjør en del av en sammenhengende sone som strekker seg fra Sognefjorden til Kvamskogen, og gir grunnlag for godt jordsmonn og rik plantevekst. Det er lite løsmasser i de høyere liggende deler av feltet, mens det i de nedre deler finnes en del forvittringsjord.



Figur 1. Bergsdalsvassdraget. Nedbørfelt og regulering. Pil nedstrøms Fosse kraftverk angir foreslått plassering av kalkdoserer (se kap. 5 nedenfor).

2.2 Hydrologi og regulering

Vassdraget er sterkt regulert med ialt 4 kraftverk (Tabell 3). Det øverste, Hodnaberg kraftverk, var ferdig i 1953. Kraftverket eies av Voss kommune, og utnytter fallet mellom det overførte Torfinnsvatn (HRV 893 m.o.h.; nedbørfelt 47.3 km²) og Hamlagrøvatn (HRV 588 m.o.h.; nedbørfelt 161.2 km²). De tre andre kraftverkene eies av Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK). Kaldestad kraftverk var ferdigbygd i 1964 og utnytter fallet mellom Hamlagrøvatn og Bergsvatn (500 m.o.h.). Fosse kraftverk var ferdig i 1954 og utnytter fallet fra Bergsvatn og fram til Storefossen (402 m.o.h.). Herfra tappes vannet til Dale kraftverk, som sto ferdig i sin nåværende form i 1990, og utnytter et fall på 379 m fra Storefossdammen.

Nedstrøms Dale kraftverk er det fastsatt minste vannføring på 3.0 m³/s. Dimensjonerende avløpsflom ved Storefossen er beregnet til 288 (245) m³/s, og påregnelig maks avløpsflom til 421 (378) m³/s (Lundquist 1996). Tallene i parentes angir vannføring oppstrøms Dale kraftverk når kraftverket går.

Tabell 3. Kraftverkene i Bergsdalsvassdraget (Samla Plan for vassdrag 1987; BKK).

Kraftverk	Magasin	Nedbørfelt km ²	Produksjon GWH/år	Avløp mill. m ³ /år	Maks. slukeevne m ³ /s
Hodnaberg	Torfinnsvatn	47.3	86	133.6	
Kaldestad	Hamlagrøvatn	161.2	75	418.6	37.9
Fosse	Bergsvatn	206.2	107	510.6	26.6
Dale	Storefossdammen	248.6	568	638.1	43

Reguleringen medfører overføringer av vann til Hamlagrøvatn fra en rekke ulike felt. Iflg. manøvreringsreglement for Bergsdalsvassdraget tillates tapping fra Hamlagrøvatn i perioden 15. mai - 15. august bare for å opprettholde minstevannføringen nedstrøms Dale kraftverk. I perioden 15. august - 1. september kan tapping skje uten at vannstanden i Hamlagrøvatn reduseres, men slik at minstevannføringen opprettholdes. I praksis vil minstevannføringen om sommeren bli opprettholdt gjennom tilsig fra restfeltet nedstrøms Hamlagrøvatn. Bergsdalselvas flomvannføring må så vidt mulig ikke forøkes. Forøvrig kan vannslippingen foregå etter kraftselskapets behov.

I 1996 ble bygget 5 terskler i Daleelva. I tillegg ble det foretatt omfattende forbygningsarbeider ved Veiholen i 1997, bl.a. for å bote på skader etter flom i 1995. Det er vannspeil i det naturlige elveleiet mellom Dale kraftstasjon og Besshølen, men gytefisk har problemer med å ta seg opp denne strekningen når det ikke er overløp ved Storefossen (Dale Jakt- og Fiskelag 1997).

2.3 Vannkvalitet

Det vannkjemiske bakgrunns materialet fra Bergsdalsvassdraget er relativt sparsomt. Innsjøen Oddmundsdalsvatn som drenerer til Bergsvatn inngår i Statlig program for forurensningsovervåking i regi av SFT, med prøvetaking hver høst. Johnsen (1995) foretok månedlige pH-målinger i nedre del av vassdraget i 1994-95. Hellen *et al.* (1996) og Kålås *et al.* (1996) har samlet inn en del høst- og vårprøver i nedre del av vassdraget i årene 1994-96. Laboratorium for analytisk kjemi ved Norges Landbrukshøgskole har analysert vannprøver fra Dale klekkeri (avløpsvann fra Dale kraftverk) våren 1996 og -97 (Finstad pers. komm.). I tillegg er det våren 1998 innsamlet og analysert vannprøver fra Daleelva oppstrøms og nedstrøms Dale kraftverk, utløp fra Dale kraftverk og fra sideelvene Norselv og Moko. Innsamlingen er foretatt av Dale Jakt- og Fiskelag etter forespørsel fra NIVA. Prøvene er analysert ved NIVA for pH, Alk, Ca, TOC og Al-fraksjoner.

2.4 Fisk og bunndyr

De fiskeribiologiske vurderingene i rapporten bygger på Dale Jakt- og Fiskelag (1997), Hellen *et al.* (1996), Johnsen *et al.* (1996), Kålås *et al.* (1996) og Vasshaug og Grøndahl (1990), mens vurderinger av bunndyr (forsuringsindekser) er hentet fra Fjellheim & Raddum (1996).

2.5 Kultiveringsarbeid og kalkingsvirksomhet

Informasjon om pågående kalking i vassdraget er innhentet fra Fylkesmannen i Hordaland (Hegna pers. komm.). Opplysninger om kultiveringsarbeid er hentet fra Dale Jakt- og Fiskelag (1997).

3. Resultater

3.1 Vannkvalitet

Det har vært sporadisk vannprøvetaking i vassdraget de siste årene, med unntak av Oddmundsdalsvatn, en mindre innsjø på i vassdraget. Denne inngår i SFT's overvåkingsprogram, og har vært overvåket siden 1986, med prøvetaking hver høst. I februar 1998 satte NIVA igang prøvetaking på fem punkter i vassdraget for månedlig prøvetaking fram til mai.

Tabell 4 gir vannkvalitetsdata fra Oddmundsdalsvatn, som drenerer til Bergsvatn fra sør-vest. Vannet er surt og ionefattig, med lavt kalsium, og med moderate konsentrasjoner av reaktivt og labilt aluminium. Generelt sett er det en svak vannkjemisk forbedring i overvåkingsperioden fra 1986 til 1997.

Tabell 4. Analyser av høstprøver fra Oddmundsdalsvatn 1986-97 (SFT). Analysert av NIVA.

Årstall	Dato	pH	Kond. mS/m	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L
1986	14.10	4.97	1.21	0.15	0.10	0.69	0.06	1.4	1.0
1987	05.10	4.97	1.10	0.15	0.10	0.73	0.05	1.3	0.9
1988	28.10	4.92	1.19	0.16	0.10	0.68	0.04	0.9	1.1
1989	28.09	4.96	1.02	0.10	0.08	0.56	0.05	0.9	0.8
1990	03.09	5.08	1.00	0.10	0.07	0.56	0.04	0.9	0.7
1991	22.10	5.12	1.27	0.19	0.14	1.01	0.07	1.9	0.9
1992	20.10	5.19	0.74	0.21	0.12	0.82	0.07	1.4	0.8
1993	11.10	5.18	1.30	0.28	0.19	1.39	0.10	2.3	1.0
1994	14.10	5.12	1.05	0.15	0.12	0.89	0.07	1.5	0.7
1995	16.09	5.32	0.62	0.09	0.06	0.43	0.03	0.8	0.5
1996	23.10	5.13	1.00	0.15	0.11	0.68	0.06	1.2	0.8
1997	15.10	5.28	1.06	0.15	0.11	0.85	0.06	1.7	0.6

Årstall	Dato	NO ₃ -N µg/L	Alk mmol/L	TOC mg/L	R/Al µg/L	L/Al µg/L	TOT-N µg/L
1986	14.10	78		0.33	26	16	
1987	05.10	87		0.66	31	21	
1988	28.10	111		0.54	30	20	
1989	28.09	96		0.44	13	3	
1990	03.09	99		0.48	20	10	141
1991	22.10	82		0.90	25	15	110
1992	20.10	95		0.38	25	14	153
1993	11.10	124		0.44	25	14	160
1994	14.10	92	0.028	0.59	13	3	149
1995	16.09	65	0.030	0.20	13	3	93
1996	23.10	130	0.027	0.34	29	19	165
1997	15.10	87	0.031	0.33	20	15	125

Analyser av vannprøver fra 1994-96 (Hellen et al. 1996; Kålås et al. 1996) viser stor forskjell i vannkjemi i de to prøvene fra Daleelva oppstrøms kraftverket (Tabell 5). Konsentrasjonene av labilt aluminium (LAl) er imidlertid lave i begge prøver. I den ene av prøvene av kraftverksvann og av Daleelva nedstrøms kraftverket ligger LAl i overkant av det akseptable for laks (Kroglund & Staurnes 1993; Kroglund m. fl. 1994; Staurnes m.fl. 1993).

Tabell 5. Analyseresultater av vårprøver fra Daleelva nedstr. Dale kraftverk (mai 1995) og i innsjøene Vatnastølsvatn og Norsvatn (juni 1996), som drenerer til henholdsvis Moko og Norselv. Analysert av Chemlab Services AS.

Prøve-lokalitet	Dato	pH	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L
Daleelv	02.11.95	6.67	1.14	0.23	1.97	0.51	2.7	1.89
oppstr.	29.05.96	6.32	0.40	0.17	1.77	0.41	3.6	1.90
kraftverk								
Inntak Dale	09.05.94	-	0.75	0.37	2.84	0.35	5.0	1.89
kraftverk								
Daleelv	06.05.95	5.76	0.78	0.24	2.14	0.23	3.6	1.65
nedstr.	02.11.95	6.10	0.76	0.18	0.99	0.33	2.1	1.31
kraftverk	29.05.96	5.99	0.43	0.18	1.26	0.54	3.2	1.60
Vatnastølsv.	04.06.96	5.35	0.27	0.15	1.52	0.51	2.0	1.00
Norsvatn	18.06.96	5.27	0.22	0.13	1.55	0.28	2.0	1.80

Prøve-lokalitet	Dato	NO ₃ -N µg/L	Alk mmol/L	Farge mg Pt/L	R/Al µg/L	L/Al µg/L
Daleelv	02.11.95	155	-	-	60	10
oppstr.	29.05.96	240	-	-	29	8
kraftverk						
Inntak Dale	09.05.94	143	-	-	55	25
kraftverk						
Daleelv	06.05.95	130	<0.02	9	65	25
nedstr.	02.11.95	95	-	-	35	5
kraftverk	29.05.96	230	-	-	34	14
Vatnastølsv.	04.06.96	60	<0.005	48	55	21
Norsvatn	04.06.96	110	<0.005	29	110	80

De to viktigste sideelvene til Daleelva, Norselva og Moko er begge meget sure (pH: 5.27 i Norsvatn og 5.35 Vatnastølsvatn). Labilt aluminium i prøven fra Norsvatn anses som høyt, og skadelig for fisk (Lien *et al.* 1992). Innlandsaurebestanden i Norsvatn er imidlertid oppgitt som god/overbefolket (Johnsen *et al.* 1996).

Det har forekommet dødelighet på smolt i klekkeriet på Dale, som har vanninntak fra kraftverksavløpet (Kroglund pers. komm.). Tabell 6 angir vannkvalitet i prøver fra avløp fra Dale kraftverk tatt i klekkeriet til Dale Jakt- og Fiskelag (Finstad pers. komm.).

Tabell 6. Analyseverdier av vårprøver i avløpsvann fra Dale kraftstasjon. Prøvene er tatt i klekkeriet, og analysert av Laboratorium for analytisk kjemi (LAK).

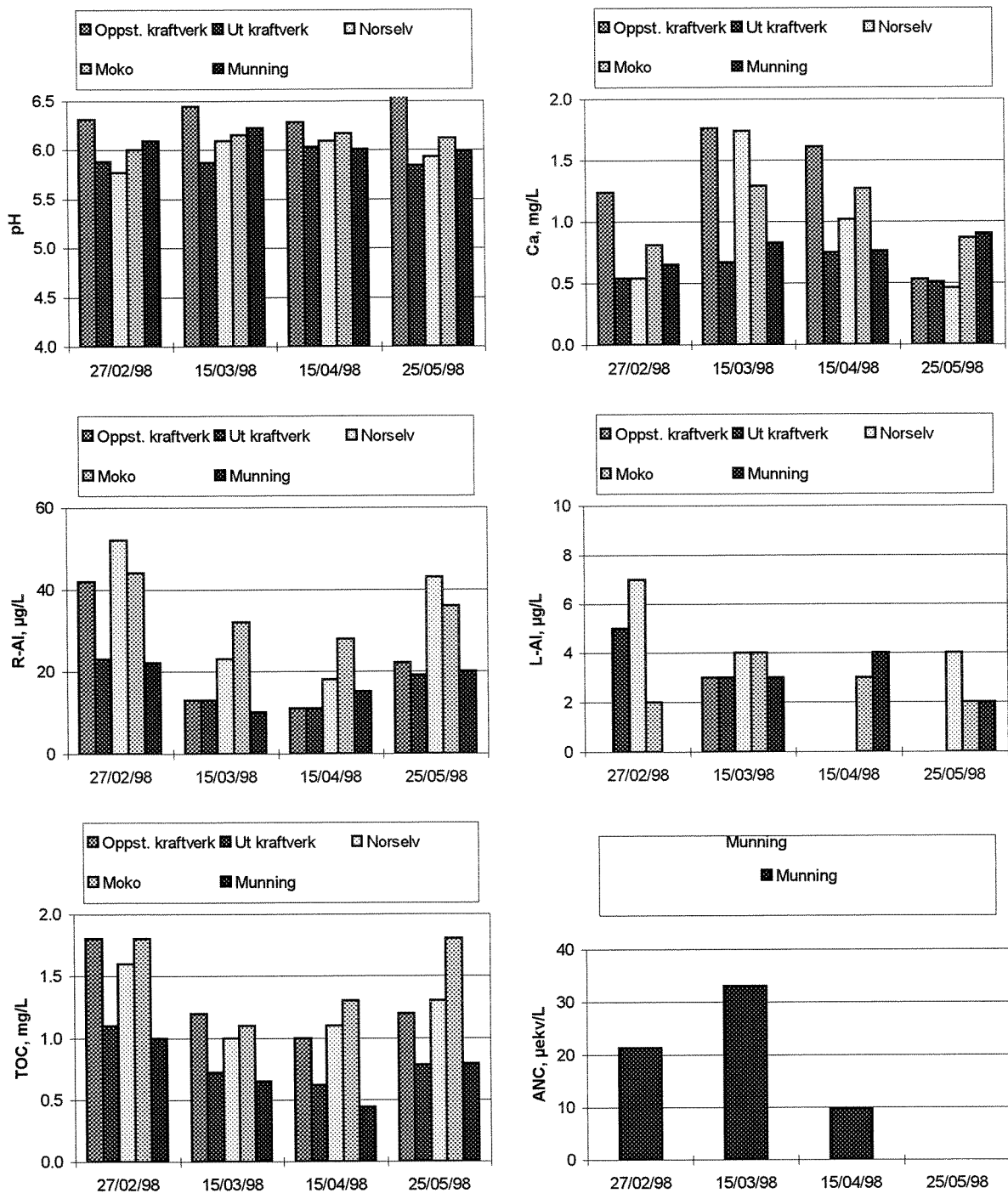
Årstall	Dato	pH	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L	NO ₃ mg/L
1996	08.05	5.77	0.26	0.22	0.72	1.2	2.2	0.63	0.2
1997	07.05	6.06	1.10	0.36	2.3	0.2	4.0	0.4	0.12

Årstall	Dato	Alk mmol/L	TOC mg/L	R/Al µg/L	Al _i * µg/L	Fe mg/L
1996	08.05	-	1.10	109	47	0.05
1997	07.05	0.046	-	56	12	39**

* Al_i=uorganisk aluminium, tilsvarer labilt aluminium. **Oppgitt i µg/L

Forskjellen i analyseverdiene av kraftverksvannet fra 1996 og 1997 (Tabell 6) avspeiler variasjonen i vannkvalitet. Uorganisk aluminium på 47 µg Al_i/L er klart skadelig for laksefisk (Staurnes *et al.* 1993).

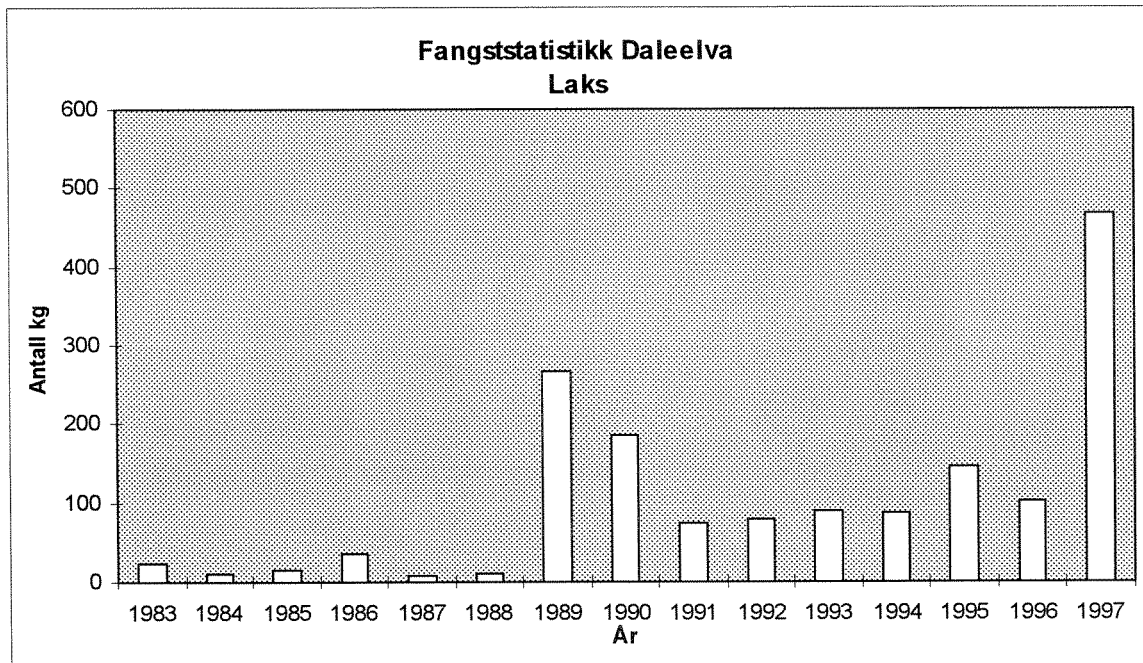
Resultater fra vannkvalitetsundersøkelsen våren 1998 er vist i Figur 2. Prøvene gir uttrykk for en noe bedre og mindre variabel vannkvalitet enn det som er registrert tidligere. Vannkvaliteten er som ventet best oppstrøms Dale kraftverk, med pH>6.0 ved alle prøvetakinger. pH i kraftverksvannet ligger i underkant av 6.0, men uten dramatiske variasjoner fra prøve til prøve. For de andre stasjonenes vedkommende svinger pH omkring 6.0. Svingningene i kalsiumverdiene i Norselv og Moko fra omkr. 0.5 til >1.5 mg/l skyldes nok mobiliseringen av kalk fra kalkgrusen som er utlagt i elveleiet. Denne mobiliseringen vil gi ulik konsentrasjon av Ca på grunn av variasjoner i vannføring som følge av snøsmelting og nedbør. De høyeste verdiene av reaktivt og labilt aluminium finner vi i Moko og Norselv ved alle prøvetakinger. Høyeste verdi av labilt aluminium i denne prøveserien, 7 µg/l ble registrert i Moko 27. februar. ANC i munningen varierer mellom 10 og 30 µekv/l, noe som er i underkant av hva som er akseptabel vannkvalitet for laksefisk (Lien *et al.* 1993).



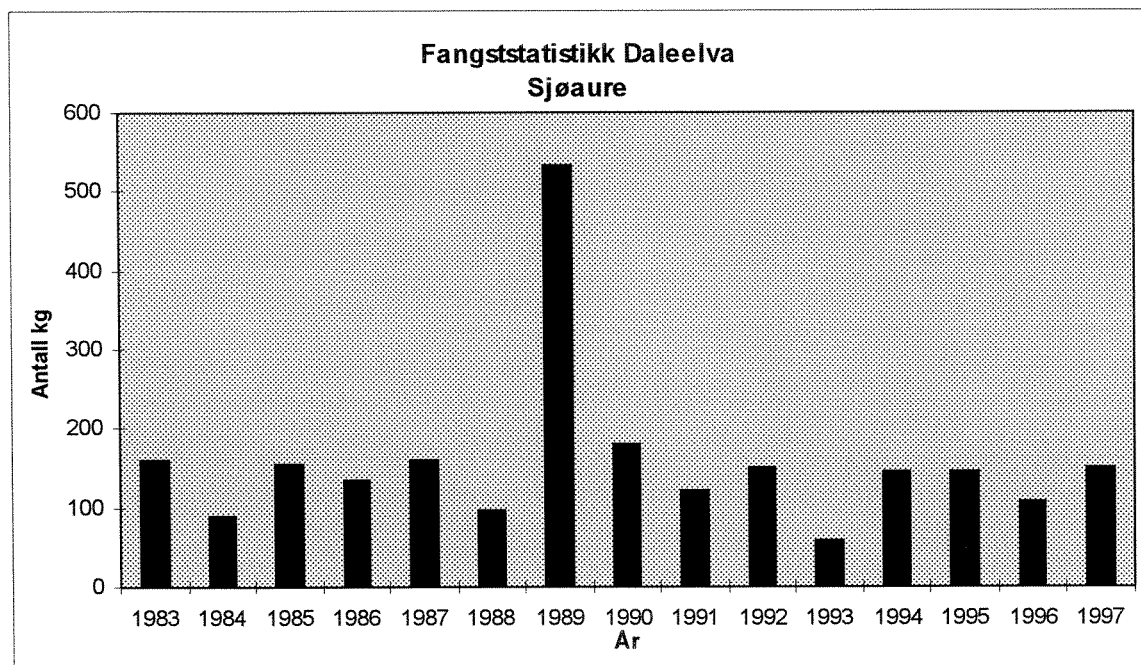
Figur 2. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Daleelva våren 1998.

3.2 Fisk og bunndyr

Norges Offisielle Statistikk viser en klar nedgang i totalfangstene av laks og sjøaure i Daleelva i 1980-årene sammenliknet med tiåret før. På 1990-tallet har laksefangstene tatt seg noe opp igjen, mens sjøaurefangstene har holdt seg relativt stabile bortsett fra topp-året 1989, med en totalfangst på omkr. 800 kg. Snittfangstene for perioden 1990-95 ligger mellom 100 og 200 kg for begge arter (Figur 2 og 3).



Figur 3. Fangst av laks i Daleelva 1983-97 (Data innhentet fra DN).



Figur 4. Fangst av sjøaure i Daleelva 1983-97 (Data innhentet fra DN).

Vasshaug og Grøndahl (1990) fant hverken årsyngel (0^+) av laks eller aure ved elektrofiske i Daleelva høsten 1989. Tettheten av lakseunger (1^+ og eldre) var svært lav. Ved elfiske i Daleelva og sideelvene Moko og Norselva 2. desember 1994 ble det registrert bra tettheter av begge arter i hovedelva, inkl. årsyngel av begge arter (Johnsen et. al. 1996). Det er ikke oppgitt om noe av årsyngelen kan ha vært utsatt fisk. Det ble fanget aure i begge sideelvene, men med adskillig lavere tettheter i Norselva enn i Moko. Innslaget av årsyngel var beskjedent i begge sideelver.

Ved elfiske i Daleelva 2. november 1995 (Kålås et. al. 1996), ble fisketettheten anslått til 49 aure og 50 laks pr 100 m² i gjennomsnitt, inkludert utsatt fisk. De høyeste tetthetene ble funnet oppstrøms Dale kraftstasjon, de laveste nederst i vassdraget. Innslaget av utsatt fisk i fangstene ble anslått til 35% for laks og 14% av aure. Innslaget av årets yngel (0^+) ble anslått til 8.6 individer pr 100 m² for aure og 6.2 for laks. Det ble ikke påvist fargereaksjon for metaller på gjeller. Histologiske undersøkelser av gjeller viste mindre endringer på fisk nedstrøms kraftverket, og ingen forandringer på fisk ovenfor.

Iflg. Dale Jakt- og Fiskelag (1997) er sideelvene viktige gyteområder og oppvekstområder for yngel (sjøaure). I hovedelven er gode gyte- og oppvekstområder blitt ødelagt ved utfylling av tunnelmasser i forbindelse med ombyggingen av Dale kraftverk. Terskel- og forbygningsarbeider i de senere år har endret elveleiet. Iflg. Dale Jakt- og Fiskelag (op. cit.) er det naturlige elveleiet mellom Dale kraftverk og Besshølen (øverst i anadrom strekning) et viktig oppvekstområde for yngel og småfisk. Imidlertid har oppgangsfisk problemer med å ta seg fram på denne strekningen når det ikke er overløp ved Storefossen. Nedstrøms Dale kraftverk er Skarvhølen et viktig gyteområde for laks og sjøaure.

Det er gjort beregninger av forsuringsindeks for Daleelva nedstrøms og oppstrøms avløpet fra Dale kraftstasjon (Fjellheim & Raddum 1996). De to prøvene viste store forskjeller i faunasammensetning, med Forsuringsindeks 1 og 2 på henholdsvis 1,0 (uforsuret) og 0,75 (noe forsuret) ovenfor, og 0,0 (sterkt forsuret) for begge indekser nedenfor kraftstasjonen. På den øverste stasjonen ble det bl.a. registrert stort innslag av den forsuringsfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani*. Sett på bakgrunn av vannanalysene (Tabell 5) er resultatene fra øvre del av elva noe overraskende. En mulig tolkning er at episodisk forsurening forekommer, men med så lav hyppighet at bunndyrsamfunnet får tid til gjenoppbygging. Rapporten (Fjellheim og Raddum op. cit.) konkluderer med stort behov for kalkingstiltak. Dette standpunktet er kommentert i kap. 4 nedenfor.

3.3 Kalkingsvirksomhet og kultiveringsarbeid

Pågående kalkingsvirksomhet i Bergsdalsvassdraget er begrenset. I Skarvatnet (760 m o.h.; LN 341 160), som drenerer til Bergsvatn, startet kalking i 1996 med utlegging av 3.6 tonn kalkgrus. Dette ble gjentatt i 1997 med 4.5 tonn. Samme mengde kalkgrus ble i 1997 også utlagt i Brekkegråvatnet (788 m o.h.; LN 310 161) og Tjørnadalsvatn (890 m.o.h.; LN 312 147). På anadrom strekning ble det lagt ut 5.4 tonn og 7.5 tonn kalkgrus i Norselva i henholdsvis 1996 og -97 (Hegna, Fylkesmannen i Hordaland, pers. komm.).

Dale Jakt- og Fiskelag har drevet kultiveringsarbeid i Daleelva siden 1952, basert på stedefisk. Fram til 1985 ble det satt ut plommeseckyngel. Nytt klekkeri og settefiskanlegg sto ferdig i 1985. Etter dette er all utsatt yngel startforet (0^+). I perioden 1992-97 ble det i gjennomsnitt satt ut 18.500 startforet laks og 15.000 sjøaure pr år. 3-5000 yngel (vesentlig laks) holdes i klekkeriet over vinteren for utsetting neste vår. I tillegg produserer klekkeriet 5-10.000 yngel av innlandsaure pr år. Vannforsyningen til klekkeriet er basert på avløpsvann fra Dale kraftstasjon.

4. Diskusjon og konklusjon

De vannkjemiske forholdene i Bergsdalsvassdraget er variable, både over året og mellom ulike områder. I øvre deler er berggrunnen relativt gunstig og vannkvaliteten trolig akseptabel for laksefisk. Nedover vassdraget endres dette bildet som følge av tilførsler av surt vann. Fra vandringshinderet øverst på anadrom strekning og ned til utløpet fra Dale kraftverk kan vannkvaliteten være god, men samtidig kan det være så lite vann at reproduksjonsforholdene likevel er ustabile. Nedstrøms kraftverket kommer flere sidebekker inn, hvorav iallfall to, Moko og Norselva, er moderat sure, slik at også kritiske konsentrasjoner av aluminium kan opptre.

Bergsdalsutbyggingen er i hovedsak for produksjon av vinterkraft. Fra lavvannsperiodens slutt (seinest 15. mai) og fram til 15. august (i praksis 1. september) slippes vann fra Hamlagrø-magasinet kun for opprettholdelse av minstevannføringen på 3 m³/s nedstrøms Dale kraftverk. I denne perioden vil derfor det surere vannet fra sidefeltene ha stor innflytelse på vannkvaliteten nedstrøms Dale kraftverk, mens øvre del av anadrom strekning vil være preget av det beskjedne tilsiget på strekningen mellom kraftverket og inntaket i Storefossdammen. Månedlige pH-målinger i 1994-95 (Johnsen 1995) bekrefter dette bildet. De laveste pH-verdiene ved Fosse og i Daleelva nedstrøms kraftverket forekommer i mai og juni (pH~5.5). Variasjonsmønsteret som sådan er vanlig, men manøvreringen bidrar utvilsomt til en forsterket pH-reduksjon i nedre del av hovedvassdraget om våren.

Prøveserien fra våren 1998 gir et mindre dramatisk bilde enn det som har vært dokumentert tidligere i Dalevassdraget. Dette kan trolig tas til inntekt for en generell vannforbedring på 1990-tallet, som følge av reduksjoner av surt nedfall (Skjelkvåle *et al.* 1997). Setter vi sammen alle analyseresultatene fra vassdraget får vi likevel totalt sett et bilde av et vassdrag med store variasjoner i vannkvalitet både mellom ulike lokaliteter og mellom ulike år og tidspunkt, og der regulering og kraftverksmanøvrering bidrar til å redusere forutsigbarheten.

Både vannanalyser og bunndyrundersøkelser tyder på en atskillig bedre vannkvalitet oppstrøms Dale kraftstasjon sammenliknet med nedre del av Daleelva. Forsuringsindeks 0 for bunndyr nedstrøms kraftverket viser også klart at vannkvaliteten er kritisk på den nedre delen av anadrom strekning. Dette bekreftes også av de problemene man har hatt med dødelighet på yngel i Dale klekkeri om våren. Overløp over Storefossdammen kan gi episodisk dårligere vannkvalitet, også oppstrøms kraftverket.

De to viktigste sideelvene, Moko og Norselva renner ut i Daleelva nedstrøms Dale kraftstasjon, og produserer vesentlig sjøaure. I kraftverksvannet og Norsvatn (i Norselva-feltet) er det målt konsentrasjoner av labilt aluminium på hhv. 47 µg/L (Laboratorium for analytisk kjemi; Al_i) og 80 µg/L (Chemlab Services AS). I Norsvatn og Vatnastølvatn (i Moko-feltet) er det målt reaktivt Al på hhv. 110 og 55 µg/L, samtidig som pH-verdiene var nær 5.3. Høye fargetall (29 og 48 mg Pt/L) tidlig i juni i 1996 viser imidlertid at en viss avgiftningseffekt er sannsynlig i disse vannene.

Den store forskjellen i fisketetthet i de to sideelvene kan tyde på at Norselvas vannkvalitet er begrensende for sjøaure. De siste to årene er det utlagt kalksteinsgrus i Norselva. Giftige blandsoner i Daleelva nedstrøms Moko og Norselva vil være mest utpreget i situasjoner med minstevannføring i Daleelva og flom i sideelvene.

Daleelva har forholdsvis høy vannføring i nedre del om vinteren på grunn av kraftproduksjonen. Overgangsperioden til minstevannføring bør overvåkes spesielt. Her må en forvente en endring i vannkvaliteten, samtidig som vi befinner oss i utvandingsperioden for smolt.

Hovedproblemene i vassdraget anses å være følgende:

- 1) Vannet fra det regulerte feltet er sannsynligvis for surt og aluminiumsholdig for anadrom fisk i perioder.
- 2) Sure tilløp direkte til den anadrome strekningen kan være betydelige og dermed øke surheten på anadrom strekning.
- 3) Tilførsel av uorganisk aluminium til vannet på anadrom strekning om våren kan omgjøre den anadrome strekningen til en blandsonne, som i perioder kan tenkes å forsterke problemene.
- 4) Etter 15. mai vil minstevannføring på 3 m³/s i elva nedstrøms kraftverket være vanlig, og dominans av sur tilrenning fra sidefelt (Norselva og Moko) kan forekomme.
- 5) Hvorvidt sjøsaltepisoder også kan forsterke forsureningen i vassdraget er lite kjent, men det er svært sannsynlig at slike episoder kan forekomme (Hindar *et al.* 1993).

Noen av disse forholdene kan forsterkes hvis kraftverksvannet domineres av avrenning fra nedre deler og ikke det store reguleringsmagasinet Hamlagrøvannet.

For å redusere faren for tilførsler av surt, aluminiumsholdig vann til anadrom strekning er det trolig nødvendig med avsyring av både kraftverksvannet og de sure bekkene i nedre del. Det vil også være av betydning at denne avsyringen stabiliserer aluminium før det Al-holdige vannet når anadrom strekning. En måte å oppnå dette på vil være å kalke i terrenget i de deler av det regulerte feltet som avgir surt, aluminiumsholdig vann. Et alternativ ville være en omfattende etablering av mindre kalkdoserere. I tillegg bør Norselva og Moko kalkes. Siden nedre del av disse tilløpene også er del av anadrom strekning, kan dosererkalking være uegnet for å avgifte aluminium før anadrom strekning. Terrengekalking kan derfor også her være den beste strategien. Utlegging av kalkgrus, slik det foregår idag er et positivt bidrag, men ikke noe fullgodt alternativ til fullkalking.

Det finnes bestander av både laks og sjøaure i Daleelva. Det er likevel uvisst i hvor stor grad en opprettholdelse av bestandene avhenger av det pågående kultiveringsarbeidet. Dette spørsmålet bør stå sentralt når en vurderer kalking av vassdraget.

I møte i DN 8.-9- desember 1997 om overvåking av kalkete vassdrag ble det bestemt generelle retningslinjer for pH-styring i kalkete laksevassdrag (se Tabell 1). Det vil være naturlig å legge disse retningslinjene til grunn i en kalkingsplan for Daleelva.

Av hensyn til stabilisering av vannkvaliteten bør en eventuell totalkalking skje oppstrøms Storefossen. Både terrengekalking og dosering i ulike kombinasjoner kan være aktuelle strategier her. Totalkalking vil sikre vannkvaliteten for hele lakseførende strekning i hovedelven, mens man må finne tilleggsløsninger for sideelvene på denne strekningen.

Dersom man ser bort fra totalkalking som et realistisk alternativ kan kalking av hovedelven mellom Storefosdammen og Dale kraftverk tenkes som et alternativ. Imidlertid vil man også her risikere ustabil vannkjemi, særlig i perioder med overløp ved Storefossen. Av hensyn til overløpssituasjonene vil et slikt tiltak kreve relativt store investeringer i doseringsutstyr i forhold til de totale vannmengder som skal behandles.

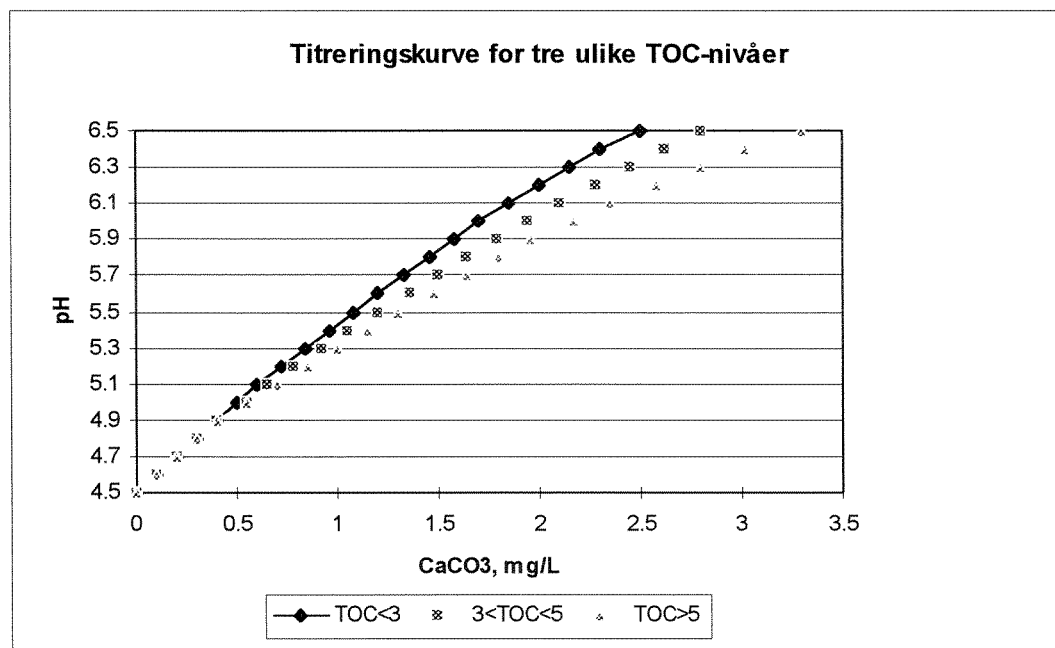
Resultatene fra vannprøveserien fra våren 1998 indikerer isolert sett en relativt stabil og gunstig vannkjemi. Tidligere undersøkelser viser imidlertid at vannkvaliteten i vassdraget kan variere sterkt, og at den i perioder er uakseptabel for laks.

Foreliggende biologisk og vannkjemisk datamateriale gir en sprikende og lite enhetlig oppfatning av vassdragets forsuringmessige status. Vi anbefaler en fortsettelse av vannprøvetakingsprogrammet i Dalevassdraget for å styrke beslutningsgrunnlaget om kalking og om kalkingsstrategi for vassdraget. Samtidig bør både naturlig reproduksjonssuksess for laksefisk og bunndyrstatus (forsuringsindeks) undersøkes nærmere.

5. Kalkingsplan

5.1 Beregning av kalkdoser

Beregningsgrunnlaget for å komme frem til riktige kalkdoser for Daleelva er basert på titreringskurve fra vassdrag med TOC-konsentrasjoner <3 mg/L, se Figur 4. Til beregning av kalkmengder for Dalevassdraget er det nytt data om nedbørfeltareal og spesifikk avrenning, samt tilgjengelige data om vannkvalitet.



Figur 5. Titreeringskurver som representerer vannkvaliteter med TOC-konsentrasjoner i området <3 mg TOC/L, 3<TOC<5 mg/L og TOC>5 mg/L.

De doser av kalsiumkarbonat (CaCO₃) i g/m³ som framkommer ved bruk av Figur 3 er vist i Tabell 7.

Tabell 7. Beregningsgrunnlag for kalkdoser (<3 mg TOC/L).

Utgangs-pH	Kalkbehov (g CaCO ₃ /m ³) ved ulike pH-mål for kalking		
	Mål-pH: 6.0	Mål-pH: 6.2	Mål-pH: 6.4
5.0	1.2	1.5	1.8
5.1	1.1	1.4	1.7
5.2	1.0	1.3	1.6
5.3	0.9	1.2	1.5
5.4	0.7	1.0	1.3
5.5	0.6	0.9	1.2
5.6	0.5	0.8	1.1
5.7	0.4	0.7	1.0
5.8	0.2	0.5	0.8

Tabellen bygger på forutsetningen $\text{TOC} < 3 \text{ mg/L}$. For å komme fram til kalkdose antas at kalken inneholder 80 % CaCO_3 og har en løselighet på 70 %. Den faktiske kalkdosen i selve kalkdosereren framkommer deretter ved å korrigere med en nedbørfeltfaktor som tar hensyn til hvor i nedbørfeltet dosereren er plassert. I Tabell 7 har vi satt opp 3 ulike alternativ m.h.t. mål-pH, basert på DN's generelle retningslinjer for laksevassdrag (se kap. 1 ovenfor).

5.2 Kalking av Daleelva

Hvis vassdraget skal fullkalkes vil det være naturlig å sette opp en kalkdoserer ved Fosse kraftstasjon, dvs. oppstrøms Storefosdammen. Denne dosereren må da avsyre både vannet som passerer kraftstasjonssystemet, og vannet som kommer til fra sidefeltene. Storefosdammen har et magasin på 700.000 m^3 og en oppholdstid på minimum 5-6 timer. Den gunstigste plasseringen av doseringsanlegget vil trolig være på nedsiden av veien nærmest mulig avløpet fra Fosse kraftverk. Uregelmessig kjøring av de ovenforliggende kraftverkene gjør det mindre aktuelt å plassere dosereren høyere oppe i vassdraget. Tabell 8 nedenfor angir beregnede kalkmengder og kostnader for å oppnå DN's vannkvalitetskrav for laks.

Tabell 8. Beregning av kalkdoser, lagerbehov og forbruk i Daleelva. Anslått kalkpris er 700 kr/tonn.

Periode	Utgangs-pH	Mål-pH	Kalkdose g/m^3	Tonn kalk	Kostnad 1000 kr.
0106-1402	5.8	6.0	0.4	202	141
1502-3103	5.7	6.2	1.2	98	69
0104-3105	5.7	6.4	1.7	192	134
Pr år				492	344

Teoretisk kalkbehov ved flom ($422 \text{ m}^3/\text{s}$) blir 62 tonn pr døgn for perioden 1. april-31. mai. Denne kalkmengden er nyttet som dimensjoneringsgrunnlag for siloen til doseringsanlegget (Tabell 9). Investerings- og driftskostnader for doseringsanlegget er anslått i Tabell 9.

Tabell 9. Anslåtte kostnader til innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg ved Fosse.

Utgiftspost	Sum (1000 kr)	Enhetspris/kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	800	60 tonns anlegg
Vegframføring		1000 kr./m
Strømtilførsel		100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	200	Anslag
Kalk pr år	344	700 kr/t; 492 t
Serviceavtale	100	Anslag

Plassering av dosereren ved Fosse vil gi minimale investeringskostnader m.h.t. vei, strøm og telefon.

Kalking av innsjøer i nedbørfeltene til Moko og Norselva anses som lite aktuelle tiltak fordi små nedbørfelt og begrenset vannvolum gir kort oppholdstid, og dermed kortvarig effekt. Terrengekalking i sidefeltene til Daleelva kan utredes som et mulig tiltak. Inntil videre vil fortsatt utlegging av kalksteinsgrus i Moko og Norselva være det mest aktuelle tiltaket. Selv om effekten av dette vil være begrenset for Daleelvas vedkommende, kan tiltaket ha gunstig effekt lokalt i de aktuelle sideelvene. Som påpekt i kap. 4 anbefales grundigere biologisk og kjemisk dokumentasjon før omfattende kalking vedtas.

6. Litteratur

- Dale Jakt- og Fiskelag 1997. Driftsplan for Daleelva. 36 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 1995. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. DN-rapport Nr. 1995-8. 74 s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1996. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med vassdragskalking i Hordaland. LFI, Zoologisk Institutt, UiB. Rapport nr. 91. 18 s.
- Grande, M., Muniz, I. P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. Verh. Int. Verein. Limnol., 20, pp. 2076-84.
- Hellen, B. A., Johnsen, G. H. & Kålås, S. 1996. Vannkjemisk undersøkelse av vassdrag i Hordaland våren/sommeren 1996. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 240. 17 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport nr. 2917. 42 s.
- Johnsen, G. H. 1995. Tilstanden i Bergsdalsvassdraget 1994-1995. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 158. 90 s.
- Johnsen, G. H., Kålås, S. & Bjørklund, A. E. 1996. Kalkingsplan for Vaksdal kommune 1995. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 175. 51 s.
- Kroglund, F. & Staurnes, M. 1993. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 84-92. I: Kalking i vann og vassdrag 1991. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1991. DN-notat 1993-1.
- Kroglund, F., Staurnes, M. & Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Kålås, S., Johnsen, G. H., Sægvog, H. & Hellen, B. A. 1996. Fisk og vasskvalitet i ti Hordalandselvar med bestandar av anadrom fisk. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 243. 152 s.
- Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1992. Critical loads for surface water - invertebrates and fish. Acid Rain Research Report no. 21. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 s.
- Lundquist, D. 1996. Bergsdalsvassdraget. Flomberegning. Glommens og Laagens Brukseierforening. Rapport. 8s.
- Rosseland, B. O. & Skogheim, O. 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.
- Samla Plan for vassdrag. 1987. Bergsdalsvassdraget. Tilleggsoverføringer til Bergsdalsvassdraget. Miljøverndepartementet.

Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A. K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo, Rapport 667/96, 71 s.

Staurnes, M., Blix, P. & Reite, O.B. 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.

Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo, Rapport 703/97, 203 s.

Vasshaug, Ø. & Grøndahl, H. 1990. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Hordaland fylke i 1989. Fylkesmannen i Hordaland, rapport nr. 3/90. 80 s.

Vedlegg A.

Kalking - faglig bakgrunnsmateriale

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.

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 inlandsfisk (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 forsuringfase. 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).

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 villfiskbestander i elver, og i forsøk med kontrollert vannkvalitet. Plommesekkyngel 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 plommesekkyngel 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 "blandsonekjemien" 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 unngåelsesadferd 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 Ali/L hadde ikke skader. Registreringer utført på laksesmolt i Vosso antydte at omkring 10 µg Ali/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 antydde 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).

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 forsurening. 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 smoltifiseringsperioden 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. Terrengkalking (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 terrengkalking.

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 Högvasån 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	4	-	-	-
Doserer; elv	12	37	29	24
Traktor; våtmark og strandsone	19	-	-	-
Helikopter; våtmark	-	-	23	31
Traktor; jordbruksland	13	-	-	-
Totale mengder (tonn)	10446	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 sjøaltepisoder 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. Dosereere 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 for 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 (målpH), 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 gjenskape 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.

Mulige vegetasjonsendringer pga. kalking

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 kalk-akkumulasjon 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.

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.

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.

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. 1997) og 2) kalking av strategiske områder med stor/større kalkdose (Hindar m.fl. 1996). 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 lavarter. 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 Røynealandsvatn 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, har vist at de uønskede effektene på vegetasjonen kan være ubetydelige (Eilertsen et al. 1997).

Kostnader

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:	1 km ²	Kalkmengde:	10 tonn/år
Spes. avre	1 m/år	Total kostnad	4000 kr./år
Dose	5 g/m ³ kalk		
Effekt i:	1 år		
Tonnpris	800 kr./tonn		

Doserer

Areal:	1 km ²	Kalkmengde:	3 tonn/år
Spes. avre	1 m/år	Total kostnad	1800 kr./år
Dose	3 g/m ³ kalk		
Effekt i:	1 år		
Tonnpris	600 kr./tonn		

Terreng^{*)}

Areal:	1 km ²	Kalkmengde:	10 tonn/år
		Total kostnad	11000 kr./år
Dose	0.1 tonn/ha		
Effekt i:	1 år		
Tonnpris	1100 kr./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. Nyten ved terrengkalking bør derfor være av en viss størrelse hvis denne kalkingsteknikken skal kunne forsvares.

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 kalkdoserer kan det beregnes en sannsynlig årlig kostnad for kalking av vassdraget.

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 dosereralking. 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/ m^3) 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.

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 underskrides 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.

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 døgnmiddelvannføring (10-20 ganger middelvannføringen, 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 elvevannet 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.

Litteratur

- Abrahamsson, I. 1992. Vattenkemiska resultat av vårmærskalkning 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.
- Eilertsen, O., Stabbetorp, O. E., Aarrestad, P.A. and Bendiksen, E. Counteractions against acidification in forest ecosystems: Vegetation dynamics in a forested catchment after dolomite application in Gjerstad, S Norway. *BIOGEMON 1997. J. Conference abstracts.* p. 167.

- 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. 1996. Liming of wetlands in the acidified Røynelandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. *Can. J. Fisheries. Aquat. Sci.* 53: 985-993.
- Høiland, K. og Pedersen, O. 1994. Virkning på vegetasjon ved områdekalking av myr. Undersøkelse foretatt ved Røynelandsvatn, 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 kalket og surt vann -områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. *TVLF og Naturens Tålegrense-seminar, Stjørdal, februar 1993*: 45-47.
- Kroglund, F. 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 forsurening. *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: Brække, 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).
- Roeolofs, 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. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: an 11-year record. *Water, Air, and Soil Pollut.* 94: 163-180.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

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

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3898-98

ISBN 82-577-3484-5