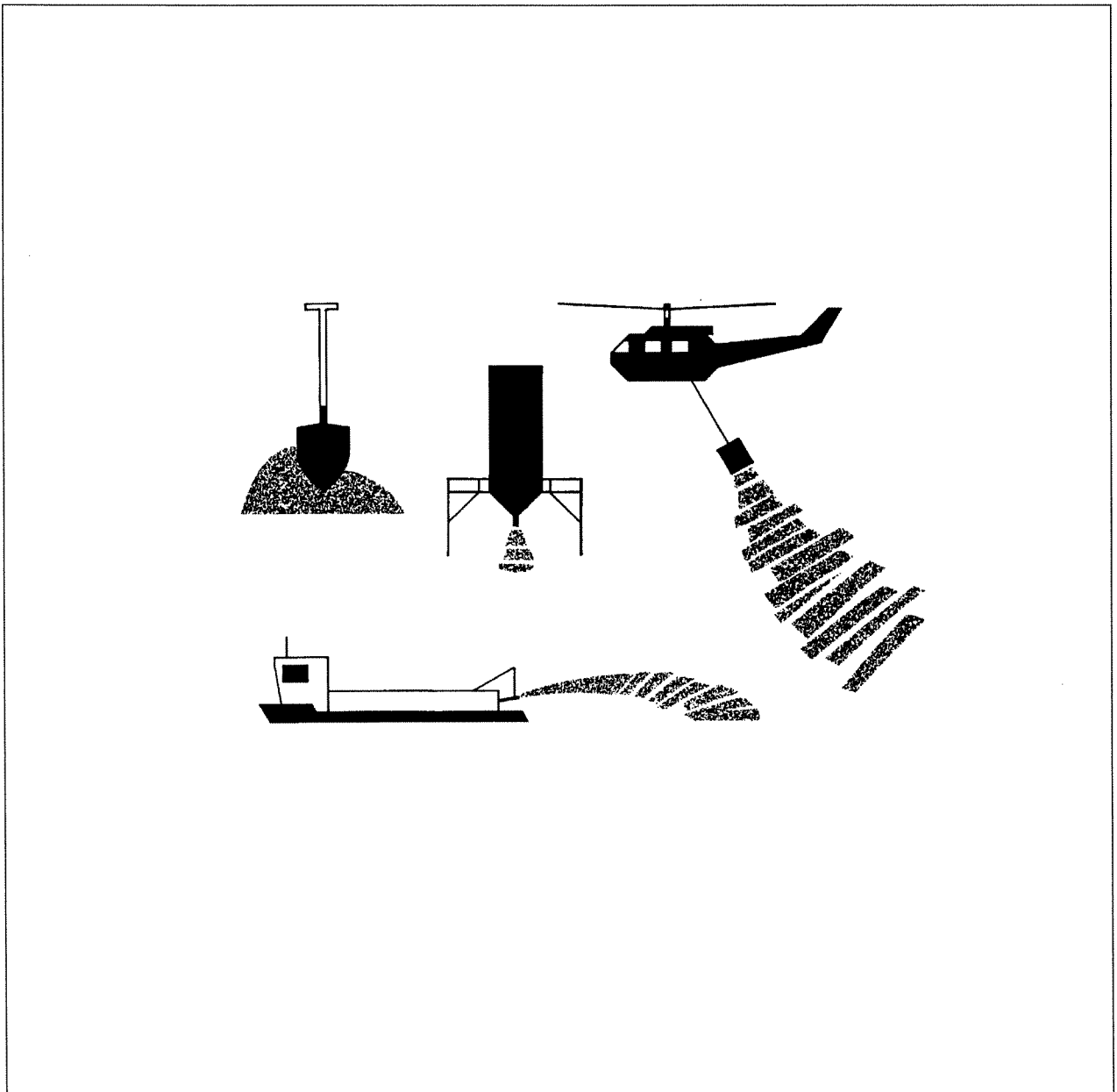


RAPPORT LNR 3756-97

Kalkingsplaner
for Nausta, Gaular-
Høyanger- og
Ortnevikvassdraget
i Sogn og Fjordane



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 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
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Kalkingsplaner for Nausta, Gaular-, Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane	Løpenr. (for bestilling) 3756-97	Dato November 1997	
	Prosjektnr. Underr. O-96281	Sider 51	Pris 75
Forfatter(e) Hindar, Atle	Fagområde Sur nedbør og kalking	Distribusjon	
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sogn og Fjordane	Oppdragsreferanse 1996/04366
---	---------------------------------

Sammendrag

Rapporten er en plan for kalking av fire vassdrag i Sogn og Fjordane. Den inneholder strategier, oversikt over tekniske løsninger, kalkmengder og kostnader ved ulike alternativer. Bakgrunnen for kalkingsplanen er usikkerhet omkring vannkvaliteten i disse moderat til lite sure vassdragene og at kalking vurderes som et mulig tiltak for å bedre forholdene for anadrom fisk. Det er også foretatt vannkjemiske undersøkelser i vassdragene; i 1994/95 for Nausta og Gaularvassdraget og våren 1997 for alle vassdragene. Vurderingene og beregningene har bl.a. dette datamaterialet som grunnlag. Planen konkluderer med at fullkalking bør settes igang i Høyanger- og Ortnevikvassdraget, mens enkelte sidefelt bør kalkes i Nausta og Gaularvassdraget. Intensiv skogplanting og fare for sjøsaltepisoder forsterker behovet for kalking.

Fire norske emneord 1. Forsuring 2. Vassdrag 3. Vannkjem 4. Kalking	Fire engelske emneord 1. Acidification 2. Water-course 3. Water chemistry 4. Liming
---	---



Atle Hindar

Prosjektleder

ISBN 82-577-3326-1



Bjørn Olav Rosseland

Forsknings sjef

O-96281

Kalkingsplaner for Nausta, Gaular-, Høyanger- og
Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane

Forord

På bakgrunn av omfattende vannkjemiske og biologiske undersøkelser av Vestlandsvassdrag og som resultat av et møte i Leikanger den 21.11.96, ble NIVA i brev av 27.11.96 bedt om å utarbeide kalkingsplaner for fire vassdrag i Sogn og Fjordane. Prosjektforslag ble oversendt den 03.12.96 og akseptert av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane i brev av 05.12.96.

I forbindelse med prosjektet ble det gjennomført befarings i tre av vassdragene i april 1997.

Vi takker lokale prøvetakere for prøveinnsamling i perioden mai/juni 1997.

Arbeidet er finansiert av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Vi takker for oppdraget og samarbeidet underveis.

Grimstad, oktober 1997

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
2. Vassdrag og metodikk	9
2.1 Vassdragene, prøvetakingsstasjoner og analyser	9
2.1.1 Nausta (084.7Z)	10
2.1.2 Gaularvassdraget (083.Z)	11
2.1.3 Høyangervassdraget (079.Z)	12
2.1.4 Ortnevikvassdraget (070.2Z)	13
2.1.5 Prøvetakingsstasjoner	14
2.1.6 Prøvetaking og analyser	14
2.2 Hydrologi og regulering	15
2.2.1 Høyangervassdraget	15
2.2.2 Øvrige vassdrag	16
2.3 Kalkingsaktiviteter	16
2.3.1 Høyangervassdraget	16
2.3.2 Øvrige vassdrag	16
3. Resultater	17
3.1 Nausta	17
3.2 Gaularvassdraget	17
3.3 Høyangervassdraget	20
3.4 Ortnevikvassdraget	23
3.5 Diskusjon av målt vannkvalitet	23
4. Kalkingsplaner	25
4.1 Mål	25
4.2 Avgrensninger	25
4.3 Strategier og tekniske løsninger	26
4.3.1 Nausta	26
4.3.2 Gaularvassdraget	26
4.3.3 Høyangervassdraget	27
4.3.4 Ortnevikvassdraget	27
4.4 Kalkmengder og kostnader	27
4.4.1 Nausta	28
4.4.2 Gaularvassdraget	30
4.4.3 Høyangervassdraget	30
4.4.4 Ortnevikvassdraget	32

5. Referanser	33
6. Vedlegg	34
6.1 Vannkjemiske data fra våren 1997	34
6.2 Kalking - faglig bakgrunnsmateriale	38
6.2.1 Innledning.	38
6.2.2 Vannkvalitetskrav og kalkingsstrategier for laks.	38
6.2.3 Mulige vegetasjonsendringer pga. kalking	43
6.2.4 Terrengekalking.	45
6.2.5 Kalking med doserer	47
6.2.6 Litteratur	49

Sammendrag

Effektene av sur nedbør har i flere år vært entydige og omfattende i de sørligste deler av landet. Forsuringssituasjonen har ført til omfattende fiskedød og skader på en rekke laksebestander. På Vestlandet er det også registrert vannkvaliteter som en de siste årene har betraktet som direkte skadelige, eller med en mulig skadevirkning på enkeltindivider eller bestander. Den økte oppmerksomheten omkring 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 sammen.

Vannkvaliteten i enkelte vassdrag og sidefelt til vassdrag nord for Sognefjorden har i tidligere undersøkelser vist seg å være uakseptabel, og NIVA har anbefalt tiltak og/eller nærmere undersøkelser i enkelte lokaliteter (Hindar m.fl. 1997). Generelt dårlig vannkvalitet, sidefeltenes beliggenhet i forhold til anadrom strekning (blandsoneproblemer) og fare for episodisk forsuring ved stort nedfall av sjøsalter er brukt som kriterier for tiltak.

Nye vannkjemiske undersøkelser våren 1997 viser at vannkvaliteten kan være uakseptabel for laks i hovedvassdraget (Høyanger- og Ortnevikvassdraget) eller at det er fare for aluminiumsmobilisering i sidefelt (Nausta og Gaularvassdraget).

Rapporten inneholder generelle vurderinger av de enkelte vassdrag, både når det gjelder vannkvalitet og egnethet for tiltak. På den bakgrunn er det utformet konkrete forslag til tiltak og omfang, både tekniske løsninger, mengder kalk og antatte kostnader.

I Nausta anbefales kalking i sidefeltene Trodøla (innsjøkalking) og Hyelva (terrengkalking, subsidiært kalkdosering). I Gaularvassdraget anbefales terrengkalking i både Årøy- og Stordalenfeltet, subsidiært kalkdosering i Årøyelva. I Høyangervassdraget anbefales en større kalkdoserer ved kraftverket K 2 innerst i Dalsdalen og opprusting av småskalakalking i sidebekker på elvesletten ned mot Høyanger. I Ortnevikvassdraget anbefales kalkdosering i begge sidegreiner, Veslelva og Storelva.

Ved at sidefelt kan kalkes framfor hele vassdrag, vil kostnaden reduseres vesentlig. I de tilfeller terrengkalking er foreslått, vil gjennomsnittskostnaden pr. år være usikker fordi det ikke er gjennomført undersøkelser av slik kalking i denne delen av landet.

Summary

Title: Liming Plans for River Nausta and the Gaular-, Dale- and Ortnevik watercourses in Sogn og Fjordane County.

Year: 1997

Author: Atle Hindar

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3326-1

The effects of acidification have been clear-cut over large areas in the southernmost parts of Norway for several years, and resulted in extensive death and damage to salmon populations. As a result of increased knowledge on water quality criteria for smolts of Atlantic salmon, also 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 when water of different quality is mixed, may increase this toxicity.

Water quality of subcatchments in rivers north of the Sognefjord may be unacceptable and NIVA has recommended liming or monitoring in some localities (Hindar et al. 1997). A general marginal water quality, the situation of subcatchments relative to anadromic parts of the main river and the risk of episodic acidification due to sea salt deposition have been used as criteria for liming measures.

Examination of water chemistry in the spring of 1997 has shown that the water quality may be unacceptable for Atlantic salmon in the main river of the Høyanger and Ortnevik watercourses and that there may be a risk of Al-mobilization in subcatchments of River Nausta and the Gaular watercourse.

The report evaluates the water quality and needs for countermeasures. Suggestions of different kinds of measures, both regarding techniques, amounts of lime and costs have been made. Liming of subcatchments in River Nausta and the Gaular watercourse is recommended, together with liming of the main river of the Høyanger and Ortnevik watercourses.

1. Innledning

Effektene av sur nedbør har i flere år vært entydige og omfattende i de sørligste deler av landet. Forsuringssituasjonen har ført til omfattende fiskedød og skader på en rekke laksebestander. På Vestlandet er det også registrert vannkvaliteter som en de siste årene har betraktet som direkte skadelige, eller med en mulig skadevirkning på enkeltindivider eller bestander. Den økte oppmerksomheten omkring 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 sammen.

Det er åpenbart flere forhold som kan være årsak til den negative utviklingen i laksebestandene på Vestlandet; rømt oppdrettsfisk, sykdommer og parasitter, regulering og miljøendringer i havet. Forsuring kan bidra til, eller være årsak til, de problemene en i dag observerer i en rekke laksevassdrag. Sør for Sognefjorden er skadene stedvis åpenbare. Nord for Sognefjorden går det imidlertid en mer eller mindre klar grense for sannsynlige fiskeskader som følge av forsuring. Hvor denne grensen går har både med mengde forsurende nedfall å gjøre og med den geologi, og dermed motstandskraft, som karakteriserer de forskjellige vassdragene. Det kan derfor heller ikke trekkes en entydig grense fordi det vil være store lokale forskjeller i bl.a. geologi.

Hindar m.fl. (1997) viste at vannkvaliteten i enkelte sidefelt til vassdrag nord for Sognefjorden kan være uakseptabel og anbefalte tiltak og/eller nærmere undersøkelser i noen lokaliteter. Den undersøkelsen var innrettet slik at faren for skadelig aluminiumsmobilisering i utsatte sidevassdrag kunne vurderes. Kriterier for dette var forbundet med generelt dårlig vannkvalitet, beliggenhet i forhold til anadrom strekning (blandsoneproblemer) og fare for episodisk forsuring ved stort nedfall av sjøsalter. På bakgrunn av den rapporten og annen dokumentasjon ble det så avgjort at det skulle utarbeides kalkingsplaner for flere vassdrag i Sogn og Fjordane. De skulle utformes på en slik måte at tiltak skal kunne settes inn i deler av, eller i hele, vassdraget.

Denne rapporten redegjør for nye vannkjemiske undersøkelser våren 1997 og inneholder generelle vurderinger av de enkelte vassdrag, både når det gjelder vannkvalitet og egnethet for tiltak. På den bakgrunn er det utformet konkrete forslag til tiltak og omfang, både tekniske løsninger, mengder kalk og antatte kostnader.

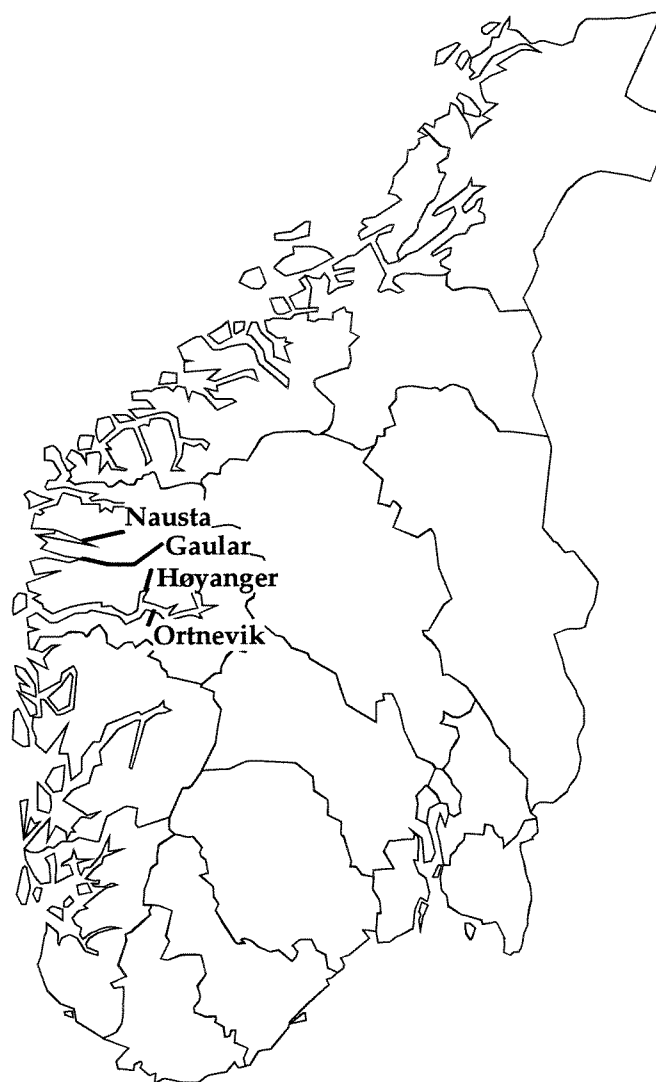
Rapporten kan ses på som en hovedplan for tiltak, og det vil være behov for nærmere detaljering av doseringsteknikk og - plassering, strøm- og telefonframføring samt avklaring av grunneierforhold. Den vil imidlertid være tilstrekkelig som grunnlag for søknad om kalkingstilskudd.

2. Vassdrag og metodikk

2.1 Vassdragene, prøvetakingsstasjoner og analyser

Vassdragene er navngitt og nummerert etter Vassdragsregisterets kartbok (Voksø m.fl. 1990). Derfor brukes f.eks. stort sett Høyangervassdraget framfor Daleelva i denne rapporten.

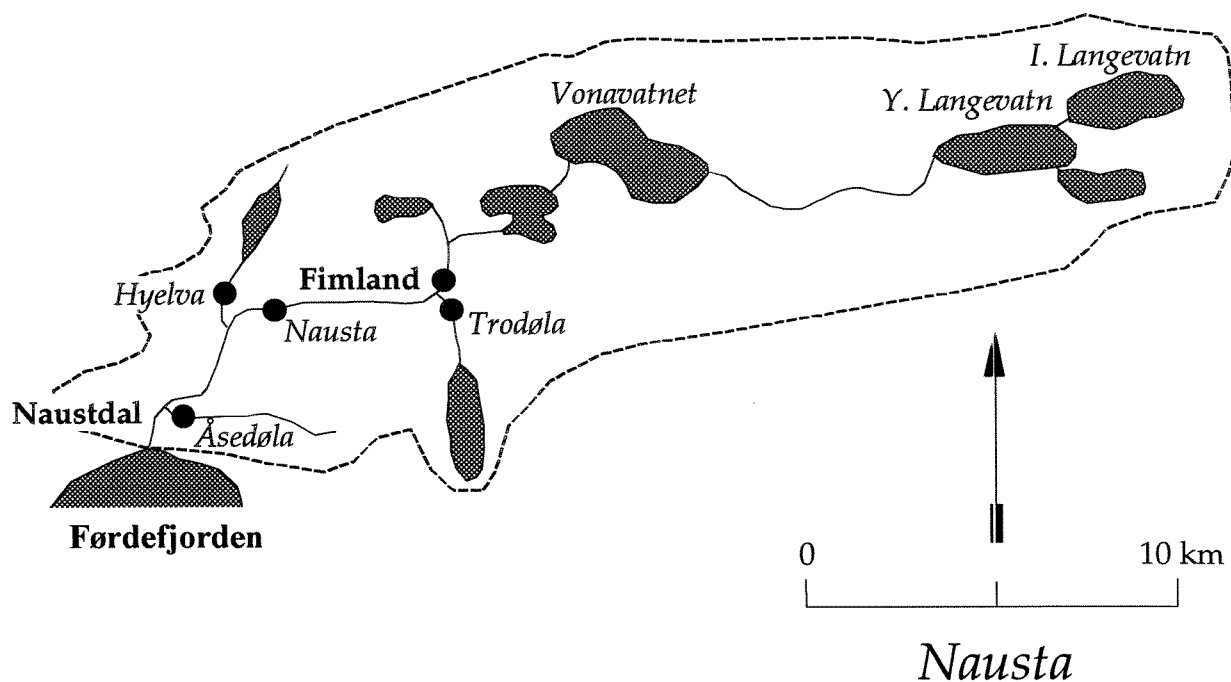
Vannkjemiske undersøkelser i fire vassdrag i Sogn og Fjordane ble gjennomført våren 1997. I **Figur 1** er lokalisering av de enkelte vassdragene vist. Kart for hvert enkelt vassdrag med stasjonsplassering er vist sammen med beskrivelsen av hvert enkelt vassdrag.



Figur 1. Lokalisering av vassdrag som er med i denne undersøkelsen.

2.1.1 Nausta (084.7Z)

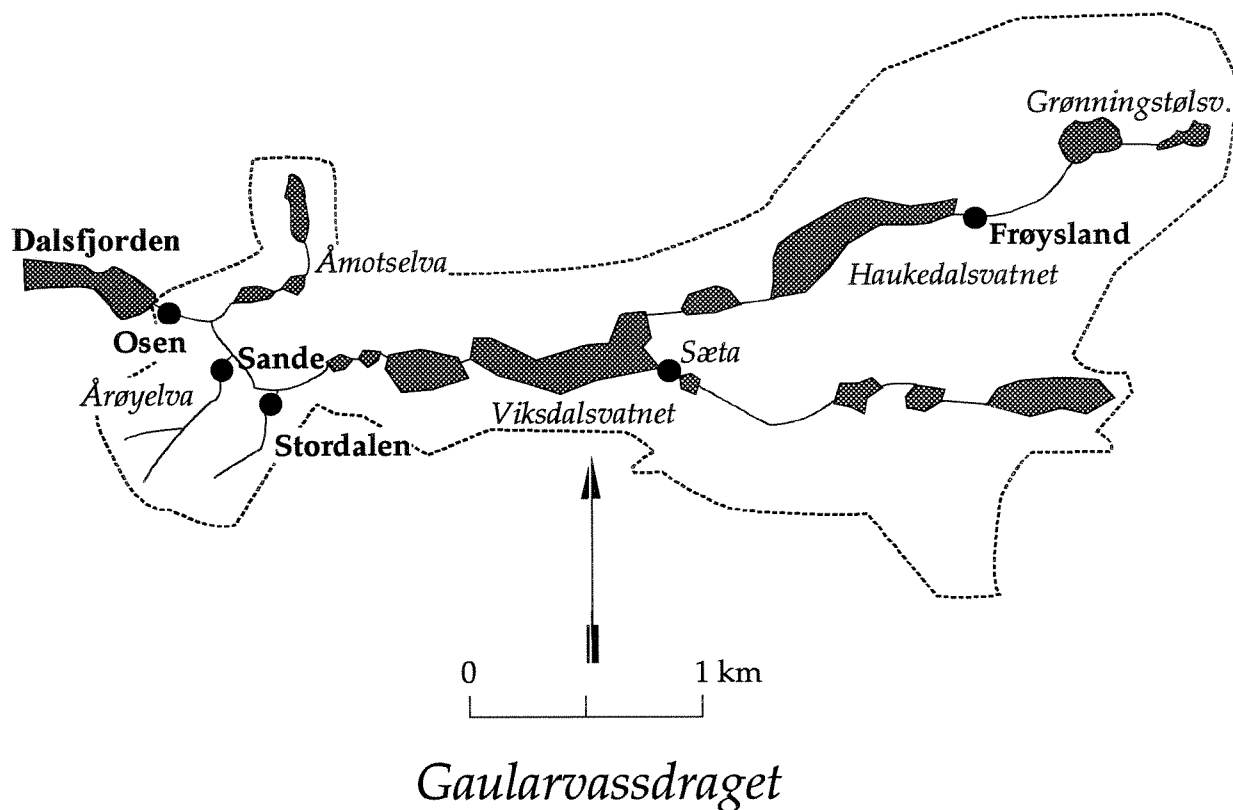
Naustavassdraget (Figur 2) er 281 km² stort, grenser til Jølstravassdraget i sør og renner ut i Førdefjorden. Fjellene som avgrenser vassdraget ligger omkring 1000 moh. Stasjonene Trodøla og Nausta inngår i statlig program for forurensningsovervåking og prøvene på disse stasjonene er tatt to eller tre dager før det som er angitt i Figur 6. Stasjonen ved Fimland fanger opp hele den indre delen av vassdraget. Hyelva og Åsedøla ligger nærmere utløpet.



Figur 2. Naustavassdraget med prøvetakingsstasjoner.

2.1.2 Gaularvassdraget (083.Z)

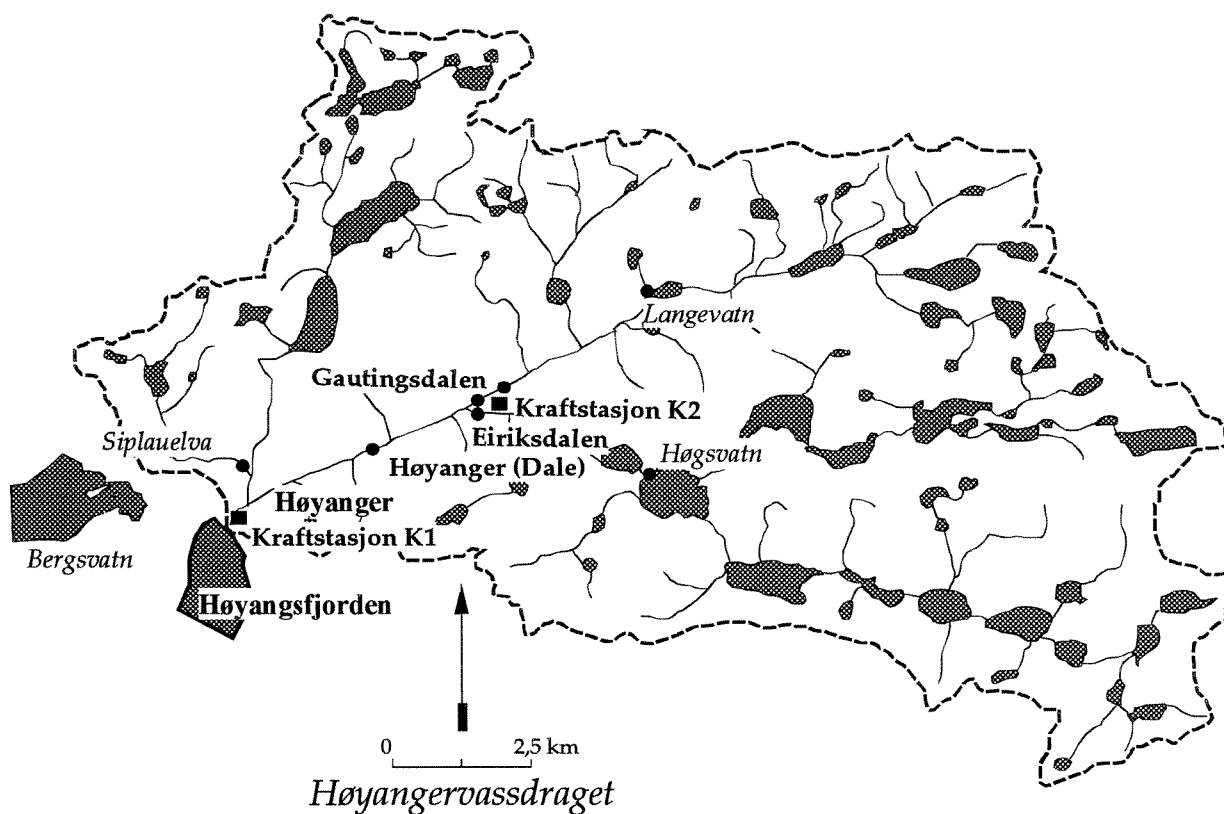
Gaularvassdraget (Figur 3) ligger i Sunnfjord og har et nedbørfelt på 689 km². Elva har sine kilder fra Jostedalsbreen og renner i retning Dalsfjorden. Øvre del består av to vassdragsgreiner og har flere store innsjøer. Sidevassdraget Sæta tilfører surt vann til Viksdalsvatnet. Ved tettstedet Sande kommer sidevassdragene Stordalen og Årøyelva ned fra fjellområdene i sør. I begge disse sidefeltene er det betydelig granskogplanting.



Figur 3. Gaularvassdraget med prøvetakingsstasjoner.

2.1.3 Høyangervassdraget (079.Z)

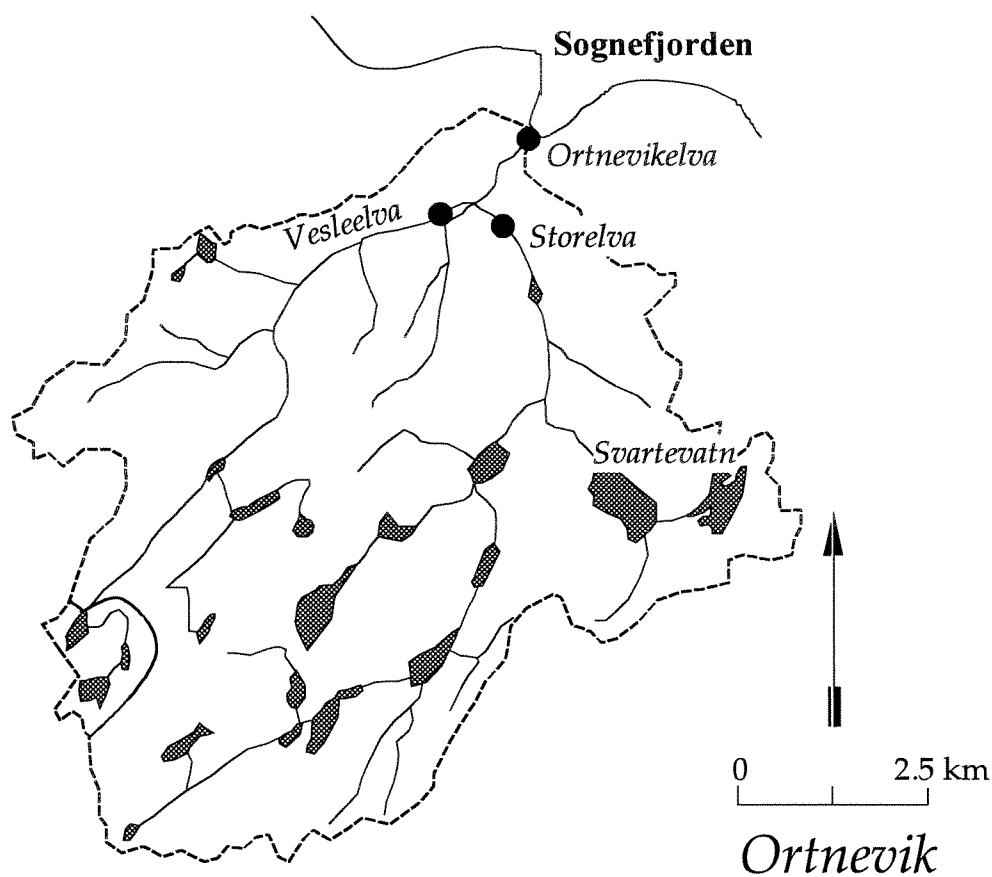
Høyangervassdraget på nordsiden av Sognefjorden grenser i nord mot Gaularvassdraget. Naturlig nedbørfelt for vassdraget er 172 km² (Figur 4), og nesten 9 % av dette er innsjøer. Nedre del kalles Daleelva. To større delfelt danner øvre del av vassdraget, nemlig Eiriksdalsgreina og Gautingsdalsgreina. Begge disse feltene er sterkt regulert, se avsnitt 2.2. Det er også en vestre del av vassdraget, med det regulerte Bergsvatnet som største innsjø og oppsamlingsbasseng for tilrenning fra store deler av vassdraget. Dette feltet er ikke tatt med, mens det 32 km² store Hålandsfeltet, med øvre og nedre Breidalsvatn, er regnet med i totalfeltet.



Figur 4. Høyangervassdraget med prøvetakingsstasjoner.

2.1.4 Ortnevikvassdraget (070.2Z)

Vassdraget er lite (58 km²) og består av to nesten like store sidegreiner i øvre del, Vesleelva (20 km²) og Storelva (32 km²), se **Figur 5**. Samløpet skjer en kilometer fra utløpet til Sognefjorden. Omlag 60 % av nedbørfeltet ligger over 900 moh, og pga seinere snøsmelting i disse områdene er elva kald langt utover forsommeren. Det er betydelig granskogplanting i lavereliggende områder, de første fra 1930-årene.



Figur 5. Ortnevikvassdraget med prøvetakingsstasjoner.

2.1.5 Prøvetakingsstasjoner

I Tabell 1 er det en oversikt over alle prøvetakingsstasjoner med stedfesting.

Tabell 1. Vassdrag med prøvetakingslokaliteter i Sogn og Fjordane. Stasjoner merket med stjerne er del av SFT's overvåking. Kortnavn brukt i figurer er gitt.

	Kortnavn	Kart	UTM-ØV	UTM-NS	Sidefelt
Nausta					
6.*Troedøla	Troedøla				10 km ²
7.Nausta v/ Fimland, nedstr. Tverrelv	Fimland	1218 II	3380	68318	
8.Hyelva (Åmot)	Hyelva	1218 III	3291	68308	15.5 km ²
9.Åsedøla	Åsedøla	1218 III	3275	68261	
10.*Nausta	Nausta				
Gaularvassdraget					
16.Gaula N. v/ utløp Lauvav. v/ Vik	Vik	1217 I	3459	68056	
16.x.Gaula ved Frøysland	Frøysland	1317 IV	3606	68120	ca. 85 km ²
17.*Sæta v/ Eldalen	Sæta	1217 I	3467	68041	
19.Gaula v/ Osen	Osen	1217 IV	3228	68085	
20.Årøyelva	Årøyelva	1217 IV	3251	68051	21.5 km ²
20.x.Stordalen	Stordalen	1217 IV	3271	68028	ca. 13 km ²
Høyangervassdraget					
80. Gautingsdalen oppstr./kraftverk	Gautingsdalen	1217 II	3474	67935	restfelt
80.x. Langevann**	Langevann	1217 I	3503	67957	
81. Gautingsdalen nedstr./kraftverk	Kraftverk	1217 II	3473	67934	
82. Eiriksdalselva	Eiriksdalen	1217 II	3473	67932	restfelt
82.x. Høgsvatn**	Høgsvatn	1217 II	3506	67923	
83. Daleelva	Høyanger	1217 II	3453	67923	
84. Siplaelva	Siplaelva	1217 II	3430	67918	
Ortnevikvassdraget					
85. Storelva	Storelva	1217 II	3454	67775	ca. 32 km ²
86. Vesleelva	Vesleelva	1217 II	3448	67777	20 km ²
87. Ortnevikelva	Ortnevikelva	1217 II	3454	67785	

** Prøvetatt kun en gang

2.1.6 Prøvetaking og analyser

Med unntak av to innsjøprøver i Høyangervassdraget (prøvetatt 1. juli) skjedde prøvetakingen i vassdragene i løpet av en periode på sju uker, i uke 17 (21.-23.04.97), uke 19 (05.-07.05.97), uke 21 (19.-21.05.97) og uke 23 (02.-04.06.97). Dermed var prøvetakingen fordelt over snøsmeltings- og smoltifiseringsperioden.

Vannprøvene ble tatt på NIVA-flasker av lokale kontakter og sendt med post til NIVA-laboratoriet i Oslo. De ble analysert etter standard prosedyrer og metoder. Det ble analysert på følgende parametre: pH, konduktivitet, alkalitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, nitrat, total nitrogen, klorid, sulfat, totalt organisk karbon (TOC), reaktivt aluminium (RAI) og ikke-labilt aluminium (ILAI). Labilt aluminium (LAI) er beregnet som differansen mellom RAI og ILAI.

Organisk N er beregnet som differansen mellom total N og nitrat. Denne differansen inneholder imidlertid også ammonium, men normalt i konsentrasjoner under 50 µg/L. Særlig i rennende vann vil denne konsentrasjonen være lav. Ved avvikende organisk N-konsentrasjoner kan sannsynligheten for at ammonium er tilstede testes ved å se på TOC/organisk N-forholdet. TOC er normalt helt dominert av løst organisk karbon. Hvis dette forholdet er svært lavt (<6-7) indikerer det betydelige bidrag fra ammonium.

Hvis vannprøven tas i en blandsone der det skjer en polymerisering av aluminium, kan den beregnede fraksjonen av løst uorganisk Al bli mindre enn den som var til stede i vannet ved prøvetakingen. Det skyldes at monomere forbindelser polymeriserer og mister sin ladning slik at de ikke fanges opp i ionebytteren ved analyse noen dager etter prøvetaking. Analysen vil i slike tilfeller underestimere den giftige Al-fraksjonen. I denne undersøkelsen har vi imidlertid forsøkt å unngå prøvetaking i blandsoner.

2.2 Hydrologi og regulering

2.2.1 Høyangervassdraget

Spesifikk avrenning i Høyangervassdraget er 88 L s⁻¹ km⁻² (data fra NVE).

Vassdraget er meget sterkt regulert. Avrenningen i store deler av tilløpene er ført over til Bergsvatnet vest for Høyanger. Gautingsdalsvassdraget oppstrøms utløpet av Langevatn (reguleringsdam) og mindre sidevassdrag på nordsiden av Dalsdalen er overført på denne måten. Vannet fra oppsamlingsmagasinet (Bergsvatnet) går i rør direkte til kraftverket Høyanger I (K 1; Øreanlegget) og deretter til sjøen, og er dermed tatt vekk fra hovedelva. Øvre og nedre Breidalsvatn i nord er regulert og vannet føres også til Høyanger I (K 1; Hovlandsanlegget). Eiriksdalsgreina (inkl. Sæbotnselfva) er regulert og vannet føres til kraftstasjonen Høyanger II (K 2; Eiriksdalsanlegget). Vannet fra K 2 er med å danne Daleelva. Vann fra reguleringsmagasin i Eiriksdalsgreina kan også overføres til Gautingsdalsreguleringen og videre til Bergsvatnet.

Den uberørte delen av nedbørfeltet gir en avrenning som er direkte avhengig av nedbørmengden, mens de andre delene gir en avrenning som er avhengig av overføringsrutiner og magasinkapasitet. Overløp fra reguleringsmagasiner kan representere relativt store vannmengder i korte perioder. Spørsmålet er da hvilken kapasitet doserere skal ha og om de regulerte områdene også må kalkes.

Reguleringene produserer energi for ÅSV (Norsk Hydro A/S og Hydro Aluminium A/S), og det produseres derfor kraft hele året, ikke først og fremst vinterstid. Det jevnere forbruket medfører sannsynligvis mindre fare for overløp. Ifølge S. Strandos ved Høyanger Energi er overløp sjelden og kortvarig. De siste årene har overløp om våren hatt en varighet på ca. to døgn. Men da er trolig avrenningen i resten av feltet så stor at vannkvaliteten ikke blir katastrofalt forverret.

Minstevannføring i Daleelva (fra K 2) er 0.7 m³/s i tidsrommet 16.09.-31.05 og 5 m³/s i tidsrommet f.o.m. 01.06. t.o.m. 15.09. Ved full produksjon går det 6.5 m³/s gjennom kraftverket. I tillegg til minstevannføring og vann fra kraftverket kommer bidrag fra uregulert felt og overløp. Normal sommervannføring ligger derfor på omkring 8-9 m³/s. Om våren kan samlet vannføring i Daleelva komme opp i maksimalt 50 m³/s pga avrenning fra ikke-regulert område. Det måles imidlertid ikke vannføring i elva, så tallet er kommet fram ved å benytte arealstørrelse og avrenningsdata for området.

Det antas at høstflommene er større enn vårflommene i elva. Dimensjoneringen av et eventuelt kalkingsanlegg må derfor gjøres på basis av forventet vannføring om høsten. Etter samtaler med Steinar Strandos i Hydro Energi og Ingvar Lange i Høyanger kraftlag er en kommet fram til at kalkingsanlegget ideelt sett bør håndtere en flomvannføring på 120-130 m³/s. En slik vannføring vil trolig inntreffe en eller flere ganger innenfor en femårsperiode. En vannføring på over 250-300 m³/s betraktes som skadeflom.

På grunn av reguleringene er det bygget en rekke terskler på strekningen fra kraftverket K 2 og ned til sjøen. Tersklene representerer ikke vandringshindere for laks og sjøaure hvis de er riktig utformet, men kan fungere som sedimentasjonsbasseng for kalkpartikler hvis dosering kommer igang oppstrøms. Flomvannføring vil trolig renske opp i det slammet som eventuelt legger seg i tersklene.

På elvesletta er det flere bekkeløp som enten er tilløpsbekker eller forgreininger av hovedelva som går parallelt med hovedløpet. Flere av dem kalkes i dag med enkle kalkbrønner. I følge Svein Arne Forfod i Høyanger innlandsfiskeremnd representerer alle disse sideløpene gyte- og oppvekstområder for sjøaure og laks. Siden fisken kan vandre mot vassdragsavsnitt med bedre vannkvalitet, kan disse sideløpene være viktige refugier hvis vannkvaliteten i hovedløpet er dårlig.

2.2.2 Øvrige vassdrag

Spesifikk avrenning for Nausta, Gaularvassdraget og Ortnevikvassdraget er hhv. 81.7 L s⁻¹ km⁻² (NVE-stasjon 1438 Hovefoss), 79.3 L s⁻¹ km⁻² (NVE-stasjon 615 Viksvatnet) og ca. 85 L s⁻¹ km⁻² (NVE 1987).

Disse tre vassdragene er helt eller nærmest uberørt av reguleringer. En svak regulering i sørvestre del av Ortnevikvassdraget (2.3 km² overføres til S. Norddalsvatnet i Moelva) antas å ikke påvirke kalkingsstrategien, selv om sommervannføringen kan bli noe redusert fordi en del av smeltevannet i høyfjellet føres vekk.

2.3 Kalkingsaktiviteter

2.3.1 Høyangervassdraget

10 kalkbrønner er plassert i ulike sidebekker og parallelløp på elvesletta nederst i vassdraget og to er anlagt oppstrøms samløpet mellom Gautingsdalselva og Eiriksdalselva. I 1995 og 1996 ble det spredd ca. 10 tonn kalk (5 tonn/år) vha helikopter i Gautingsdalselva. I tillegg til dette er det ca. 20 kalkbrønner inne på fjellet vest for dalen. Brønnene er utformet ved at et rør ledes vertikalt ned mot brønnens bunn og at en del av bekkevannet dermed virvler opp kalken slik at den knuses til mindre partikler. pH heves både ved oppløsning av kalkpartikler i og utenfor brønnen. Den samlede effekten av disse kalkbrønnene er ikke kjent. Kalkbrønnene kan, ifølge Svein Arne Forfod, øke pH-verdien fra 5.1-5.2. og opp mot 5.7 hvis en tredel av bekkevannet passerer brønnen.

2.3.2 Øvrige vassdrag

I de øvrige vassdrag er det ikke kalkingsaktiviteter av betydning.

3. Resultater

Etter en kort orientering er hvert vassdrag i denne undersøkelsen presentert med en summarisk resultatdel. De vannkjemiske dataene er også presentert som "fingeravtrykk"-figurer der de viktigste parametre for vurdering av vannkvaliteten er satt opp ved siden av hverandre. For hvert enkelt vassdrag er alle data for disse parametrene vist for alle prøvetakingsstasjoner. For nærmere stasjonsangivelse, se **Tabell 1**. Primærdata er vedlagt bak i rapporten.

3.1 Nausta

Resultater fra undersøkelsen våren 1997 er vist i **Figur 6**. Nausta hadde en vannkvalitet som er typisk for Vestlandet; pH noe under 6.0, Ca < 1.0 mg/L og TOC < 1.5 mg/L. Konsentrasjonen av reaktivt Al var ikke over 35 µg/L og den labile fraksjonen var ikke over 10 µg/L.

Trodøla er den klart sureste sidegreina og hadde lavere Ca-konsentrasjon enn de andre delene av vassdraget ved de to første prøvetakingene. Ved de to siste var dette jevnet ut. Trodøla og Hyelva skilte seg litt ut fra de andre stasjonene ved at konsentrasjonen av reaktivt aluminium var relativt høy i Hyelva ved de to første prøvetakingene og at konsentrasjonen av labilt Al var høyest i disse to feltene ved hver prøvetaking. Konsentrasjonen av LAI var 9-17 µg/L i tre av fire prøvetakinger her, men var aldri så høy på de tre andre stasjonene.

3.2 Gaularvassdraget

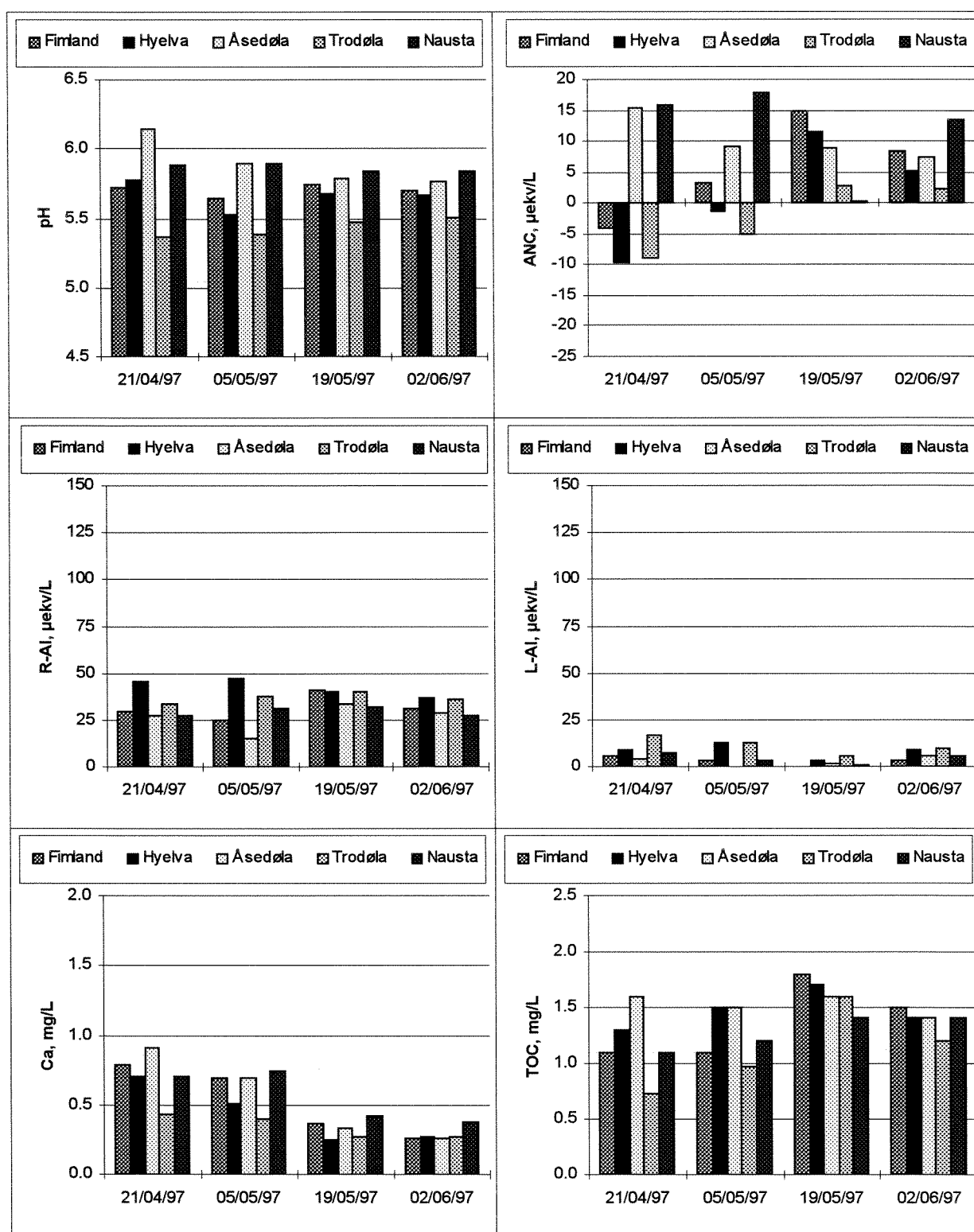
Resultater fra undersøkelsen våren 1997 er vist i **Figur 7**. Vannkvaliteten i Gaularvassdraget ved Osen var god, med pH nær 6.0 og lite (< 8 µg/L) labilt Al. Reaktivt Al var omlag 25 µg/L, noe som tyder på generelt lite Al-mobilisering i vassdraget. Ca-konsentrasjonen lå på noe over 0.5 mg/L i hele perioden og TOC mellom 1.2 og 1.5 mg/L.

Tre sidefelt (Sæta, Årøyelva og Stordalen) utmerket seg imidlertid med lav pH (nær 5.5), relativt høy RAl (omlag 50 µg/L) og relativt høy LAI. Sæta ved Eldalen hadde nær 25 µg/L LAI under snøsmeltingen. De to andre hadde LAI på 9-18 µg/L ved de to første prøvetakingene. Årøyelva og Stordalen hadde svært lave NO₃-konsentrasjoner, 7-30 µg N/L.

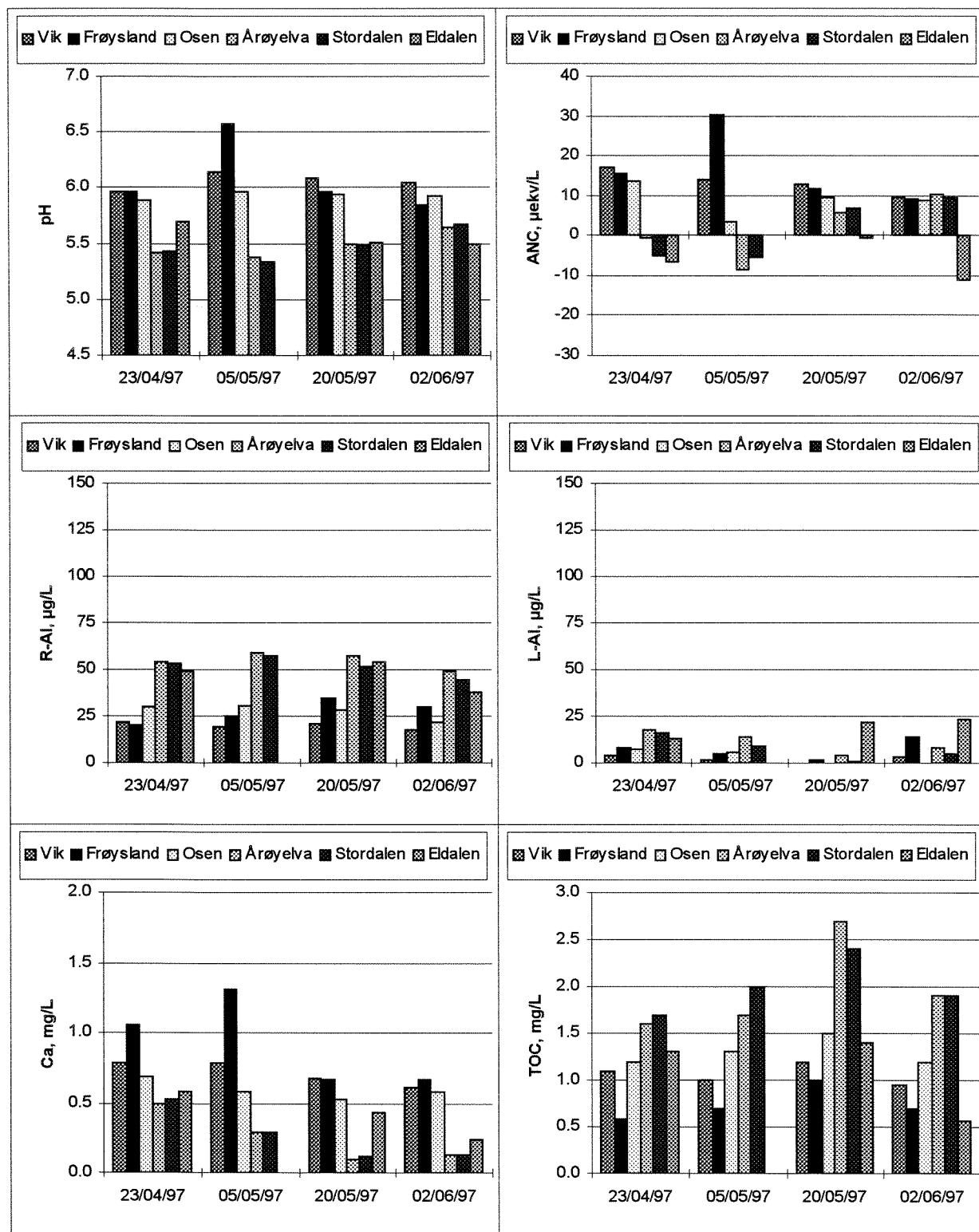
Ved Frøysland, på elvestrengen mellom Grøningstølvatnet og Haukedalsvatnet i nordøst, var det god vannkvalitet; pH nær 6.0, lite mobilisering av aluminium og relativt høy Ca-konsentrasjon (> 1 mg/L). Vannet var imidlertid svært klart (TOC < 1.0 mg/L), og det kan kanskje forklare en LAI-verdi på 14 µg/L i juni. Forholdet Ca/Mg og Ca/K ble brukt i et forsøk på å identifisere påvirkning av kalkingsaktiviteter. De relativt høye Ca-konsentrasjonene sammenfaller med avvikende forhold til de to andre basekationene, og det er derfor sannsynlig at kalkingsaktiviteter påvirker vannkvaliteten.

Ved Vik, i utløpet av denne hovedgreina til Viksdalsvatnet, var også vannkvaliteten god; TOC var økt og RAl var redusert i forhold til Frøysland-stasjonen.

En markant økning i total nitrogen og svært lave org-C/org-N forhold både ved Frøysland og Vik, og uten tilsvarende endring i nitrat og TOC, kan trolig forklares med utvasking av ammonium fra jordbruksarealer eller fra andre ammoniumkilder. Om denne utvaskingen under gitte betingelser kan være større og dermed et problem for vassdraget, er det ikke mulig å svare på.



Figur 6. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Nausta-vassdraget våren 1997. Stasjonene Trodøla og Nausta er prøvetatt i forbindelse med SFT's overvåkingsprogram.



Figur 7. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Gaularvassdraget våren 1997. *Stasjonen Eldalen i Sæta ble prøvetatt 15/4, 19/5 og 17/6 i forbindelse med SFT's overvåkningsprogram.

3.3 Høyangervassdraget

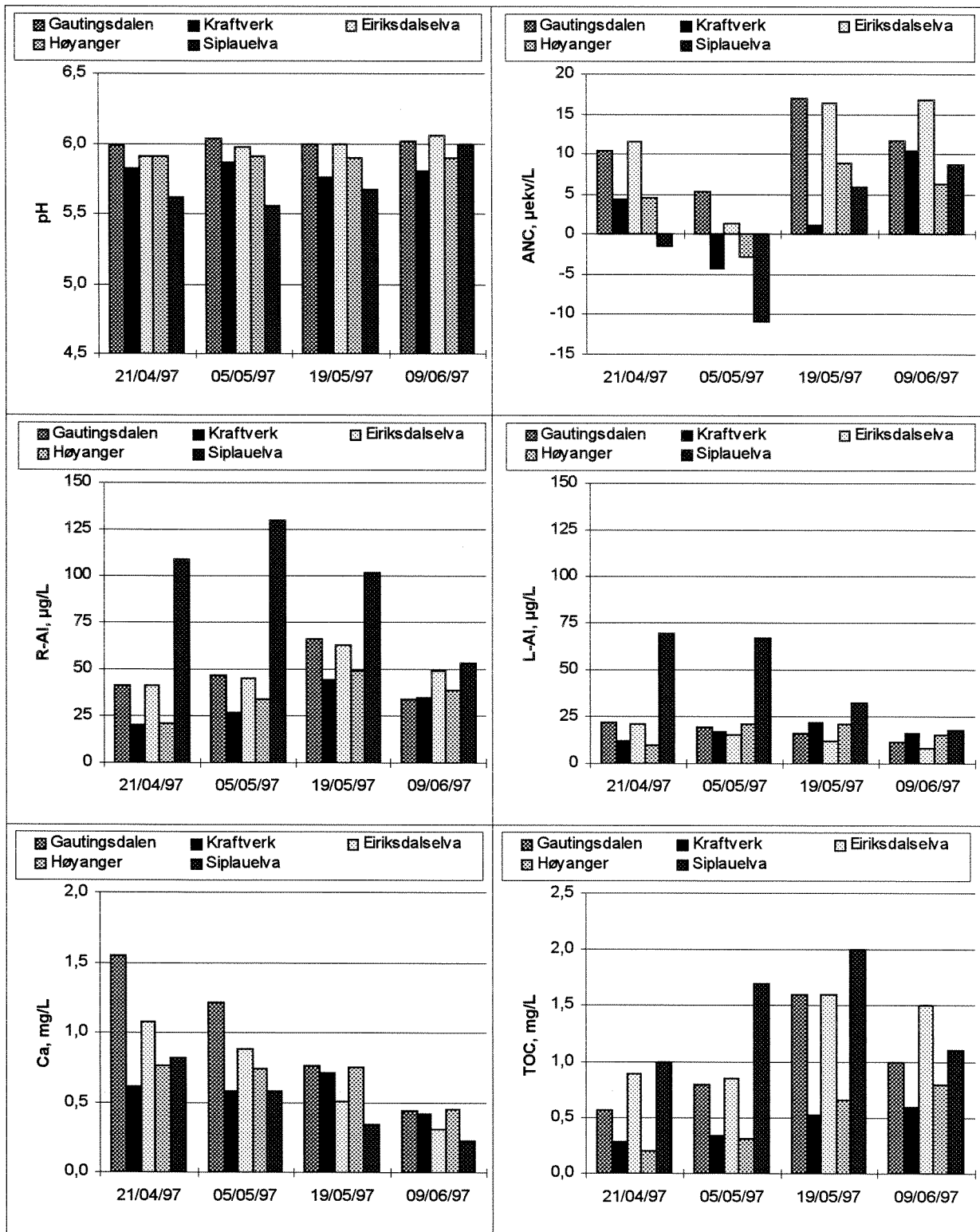
Data fra Høyanger Jakt og Fiskelag, målt ved riksvegbru over hovedelva av Høyanger Vidaregåande Skule i 1995, viser relativt stabil pH i området 5.7-6.0. I oktober 1995 var pH imidlertid 5.5-5.7. Resultatene fra 1996 viser at pH lå mellom 5.58 og 6.08. Antallet observasjoner var hyppigst i perioden januar-mars. pH ved målepunktet K 2 (kraftverket øverst i dalen) var lavere, ned til 5.2-5.3 i april-oktober i perioden 1990-1994.

Resultater fra egne undersøkelser våren 1997 er vist i **Figur 8**. Vannkvaliteten i dette vassdraget varierte ganske sterkt mellom stasjonene, men pH var aldri over 6.06 og (om vi holder Siplaelva utenfor) aldri under 5.75. Det er likevel slik at aluminium mobiliseres i dette vassdraget og konsentrasjonen av labilt Al var mellom 10 og 20 µg/L i elva oppstrøms Høyanger sentrum. Bare to målinger av 20 viste under 10 µg/L av den labile fraksjonen.

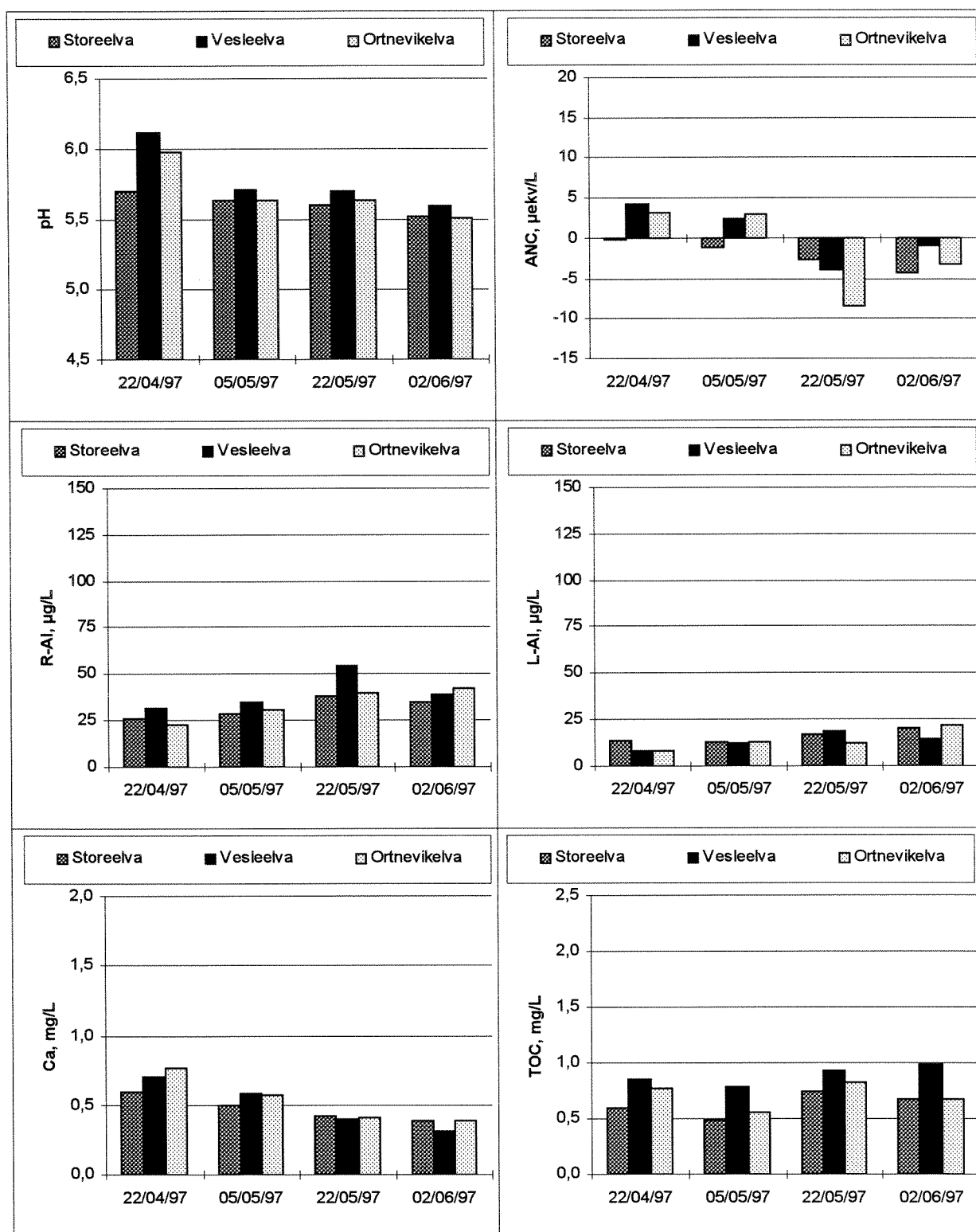
Gautingsdalen hadde noe mere Ca (0.5-1.5 mg/L) enn de andre prøvetakingsstasjonene. Forholdet Ca/Mg og Ca/K ble brukt i et forsøk på å identifisere påvirkning av kalkingsaktiviteter. De relativt høye Ca-konsentrasjonene sammenfaller med avvikende forhold til de to andre basekationene, og det er derfor sannsynlig at kalkingsaktiviteter påvirker vannkvaliteten. Det spres da også omlag 5 tonn kalk/år i dette vassdragsavsnittet. Vannkvaliteten i Langevatn øverst i dalen var imidlertid sur (pH 5.57) og Ca-fattig (0.25 mg/L) og antas å representere den ukalkede vannkvaliteten i denne delen av vassdraget. Overføring av vann fra Høgsvatn i Eiriksdalen bidrar til å bedre vannkvaliteten i Langevatn. Her var pH 5.85 ved prøvetakingen i disse to vannene den 1. juli 1997. Det er også verdt å merke seg at Høgsvatn hadde svært lite reaktivt aluminium, mens både vannet gjennom kraftverket og vannet i Eiriksdalen hadde høyere konsentrasjoner.

Vannet gjennom kraftverket og vannet i hovedelva ved Dale oppstrøms Høyanger var svært klart, med TOC-konsentrasjoner svakt økende fra <0.2 og 0.3 til hhv. 0.6 og 0.9 mg/L. Derimot hadde vannet i Gautingsdalen og vannet fra Eiriksdalen TOC-konsentrasjoner på mer enn det doble av de to andre ved tre av fire prøvetakinger. Vannkvaliteten i Eiriksdalen bidrar trolig lite til vannkvaliteten i hovedelva fordi vannføringen i dette restfeltet er liten.

Siplaelva var surest, hadde høye konsentrasjoner av både reaktivt og labilt Al, men samtidig svært lav Ca-konsentrasjon og relativt høy TOC. Den skilte seg dermed klart ut fra de andre stasjonene.



Figur 8. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Høyangervassdraget våren 1997.



Figur 9. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Ortnevikvassdraget våren 1997.

3.4 Ortnevikvassdraget

Resultater fra undersøkelsen våren 1997 er vist i **Figur 9**. Ortnevikvassdraget er enda mer preget av skrinne fjellområder og snøsmeltingsvann enn de andre vassdragene i denne undersøkelsen.

Konsentrasjonen av Ca var svakt avtakende utover i måleperioden, fra 0.6-0.7 til 0.3-0.4 mg/L på de tre stasjonene, og skyldes trolig økende andel smeltevann. TOC-konsentrasjonen var hele tiden under 1.0 mg/L, og Storelva lå klart lavere i TOC enn Veslelva. Samtidig avtok pH, men var hele tiden i området 5.5-6.0. pH i Storelva lå systematisk lavere enn i Veslelva.

Både RAl og LAl økte svakt i perioden. Veslelva mobiliserte noe mer reaktivt Al enn Storelva, men det var ingen systematisk forskjell i LAl mellom de to vassdragsgreinene. Konsentrasjonen av LAl lå i området 8-22 µg/L.

3.5 Diskusjon av målt vannkvalitet

Omkring 1. juni, ved de to siste prøvetakingene, var det relativt kraftig snøsmelting i fjellet, noe som resulterte i at vannkvaliteten på flere stasjoner ble relativt "tynn". Dette ses som en reduksjon i konsentrasjonen av kalsium i figurene. Dette vannet er også kjennetegnet av at det inneholder relativt mye løst organisk stoff (målt som TOC). Det skyldes sannsynligvis at avrenningen av smeltevann skjer i det humusrike jordlaget rett under snødekket og at organisk stoff vaskes ut.

At snøsmeltingen fortynner vannet kommer i tillegg til det generelt lave saltinnholdet i vassdragene. For hele materialet (n=77) varierte konduktiviteten mellom 0.86 og 3.08 mS/m. De høyeste verdiene sammenfalt med Cl-konsentrasjoner på opp til 6.8 mg/L, som er relativt høyt og skyldes episodisk sjøsaltdeposisjon. Nausta er det vassdraget som er klart mest utsatt for sjøsalter. I tillegg kommer Siplaelva i Høyangervassdraget og de to feltene Årøyelva og Stordalen i Gaularvassdraget. Veslelva i Ortnevikvassdraget var klart mer sjøsaltpåvirket enn Storelva.

Enkelte felt med mye skogplanting avgir svært lite nitrat, selv i vårperioden. Det skyldes opptak i en raskt voksende skogbestand og dermed retensjon av nitrat. Det kan være positivt fordi utpreget nitratlekkasje kan virke forsurende. På den annen side indikerer slike forhold, sammen med lav pH i avrenningsvannet og nærhet til havet, at området kan være svært utsatt for sjøsaltepisoder. Rask skogsvekst kan resultere i at jordforsuringen øker ved at bufrende stoffer tappes fra jorda i et større tempo enn forvitringen kan frigjøre. Ved at den tette skogbestanden fanger opp og konsentrerer forsurende tilførsler fra lufta og sjøsalter, kan intensiv skogplanting i utsatte områder på denne måten være uheldig (Hindar m.fl. 1994; 1995). Også her utmerker Årøyelva og Storelva i Gaularvassdraget seg. Mobiliseringen av basekationer, særlig Ca, var svært lav ved alle prøvetakinger. Ca-konsentrasjonen ble redusert helt ned til 0.1 mg/L og forholdene Ca/Mg og Ca/K var nær 1.0. Disse lavereliggende feltene, der omlag 2/3 av areal ligger under 600 moh og der maksimal høyde over havet er 900 m, hadde neppe snøsmelting av betydning så seint på forsommeren, og den målte vannkvaliteten kan derfor være representativ for tilstanden i feltet.

Forøvrig ligger nitratkonsentrasjonene relativt lavt, noe under 100 µg/L (middelet er 77 µg/L for alle de 77 observasjonene) i disse vassdragene. Det er imidlertid nær det teoretisk mulige om en sammenlikner med nitratdeposisjonen i området. For Nausta er det beregnet at den teoretisk mulige årsmiddelkonsentrasjonen av nitrat, på basis av nitratdeposisjonen, kan være omlag 90 µg/L når deposisjonen er 0.24 g N/m² (deposisjonstallet for Nausta er fra Tørseth og Manø 1997). Noe av nitratkonsentrasjonene kan forklares med tilførsler fra kloakk og jordbruksarealer (ikke beregnet), men for svært mange av stasjonene er det ikke, eller svært få slike kilder.

En regresjonsanalyse med SO_4 mot Cl for hele datasettet viser at variasjonen i klorid kan forklare omlag en tredel av variasjonen i sulfat ($r^2=0.33$, $n=77$). Hvis maksimalverdien for sulfat (3.3 mg/L) og tilhørende Cl-verdi tas vekk fra datasettet, bedres regresjonen ($r^2=0.39$, $n=76$). Sjøsalter er derfor viktig som kilde til sulfat. Den vesentligste delen, fra 40 til 80 %, av sulfaten i elvene er imidlertid av ikke-marin opprinnelse. Om en trekker fra et generelt berggrunnsbidrag på 5 $\mu\text{ekv/L}$, kan en anta at det resterende, 20-70 %, av sulfaten kommer fra langtransportert forurensning.

De vannkjemiske prøvene og beregningene viser at både nitrat og ikke-marin sulfat bidrar til forsuring av vassdragene. Det er imidlertid stor variasjon mellom vassdragene og mellom stasjonene innen hvert enkelt vassdrag. Mens nitrat bare bidrar med 10-15 % i Årøyelva og Stordalen i Gaularvassdraget, er bidraget 30-40 % i Eldalen og ved utløpet. I Ortnevikvassdraget bidrar nitrat med 40-50 % til forsuringen.

Ulike grad av forsuring fører til ulik grad av aluminiumsmobilisering. Den store fortynningen av forvittringsprodukter en har på Vestlandet gir relativt lave konsentrasjoner, mens den totale transporten per areal kan være like høy som i de mest forsurede områder i landet. Konsentrasjon er viktig for toksisiteten. Det er trolig også tilførsler av selv lave konsentrasjoner fordi aluminium kan akkumuleres på fiskens gjelleoverflater over tid og dermed medføre endringer i ioneregulering. Polymerisering av lavmolekylære, uorganiske aluminiumsforbindelser kan skje hvis disse transporteres fra sure sideelver og ut i en hovedelv med høyere pH. På den måten kan aluminiumseffektene forsterkes fordi det er påvist at polymeriseringen kan gi særlig toksisk vann (Rosseland m.fl. 1992; Lydersen m.fl. 1994).

Denne og den tilsvarende undersøkelsen i 1994 (Hindar m.fl. 1997) er lagt opp slik at viktige kilder til aluminium skal identifiseres i vassdragene. Al-tilførsler fra sidevassdrag kan, i perioder med kraftige sjøsaltepisoder og marginal vannkvalitet i hovedelva oppstrøms tilførselen, gi et uakseptabelt resultat for laksesmolt. Indikasjoner på en sammenheng mellom dårlig vannkvalitet og effekter på laksesmolt har en fra Nausta, der det i årene 1989/90 var relativt dårlig vannkvalitet (20-50 $\mu\text{g/L}$ LAI, se figur 10 i Hindar m.fl. 1997) og hvor det to-tre år seinere var lavere fangstresultater for laks enn i treårsperioden både før og etter (fangstdata i Sægrov m.fl. 1996). Det blir anbefalt å kalke slike delfelt hvis de ligger nær lakseførende strekning og en har mistanke om at Al-tilførsler kan være et problem.

Med referanse til klassifiseringen i Hindar m.fl. (1997) er det først og fremst aluminiumsmobilisering i sidefelt som er av betydning i to av vassdragene (Nausta og Gaularvassdraget), mens det i Høyanger- og Ortnevikvassdraget er et generelt aluminiumsproblem i alle vassdragsavsnitt. Vannprøvene fra Nausta i 1994 (Hindar m.fl. 1997) tydet imidlertid på at hele vassdraget kan ha et aluminiumsproblem i perioder. Situasjonen her blir derfor vurdert som svært usikker.

Det må, som nevnt overfor, understrekes at vannkvaliteten i enkelte perioder, spesielt under sjøsaltepisoder, kan forverres radikalt. Dette er det til en viss grad tatt hensyn til i vurderingen av vannkvaliteten, men det er stor usikkerhet forbundet med grad av endring, hyppighet og den mulige skadevirkningen dette vil ha på organismelivet. Det ble kun registrert svake effekter av økt sjøsaltdeposisjon (målt som økning i Cl-konsentrasjon i vassdragene) i slutten av april. I fire småfelt i Suldalslågen i Rogaland (Figur 1) ble det imidlertid i tre måneder fra begynnelsen av februar 1997 registrert en nesten sammenhengende sjøsaltepisode med til dels kraftig mobilisering av aluminium. Det kan derfor være grunn til å tro at vannkvaliteten tidligere på året har vært dårligere enn det som kommer fram i denne undersøkelsen.

Det kan være tvil om vannkvaliteten i enkelte lokaliteter og ved enkelte prøvetakinger virkelig er skadelig for de fiskbestandene som en vil beskytte og dermed om nytten av eventuelle tiltak. Det er lagt

et føre-var prinsipp til grunn for vurderingene av vannkvalitet, idet tiltak i tvilstilfeller anbefales selv om nytten ikke er garantert. Særlig gjelder dette Nausta og Gaularvassdraget. Det vises til Hindar m.fl. (1997) for kriterier og en nærmere vurdering av ulike forhold knyttet til vannkvalitet i Vestlandsvassdrag.

4. Kalkingsplaner

4.1 Mål

Denne delen av rapporten inneholder en oversikt over hvilke kalkingstiltak som kan bedre vannkvaliteten og på den måten gjøre forholdene bedre for fisk og andre forsuringsfølsomme organismer i vassdragene. Hovedmålet er å bedre forholdene for anadrom fisk, særlig laks. Vi er av den oppfatning at akseptabel vannkvalitet for en selvreproduserende laksebestand vil være en god garanti for at også andre forsuringsfølsomme organismer beskyttes. En nærmere redegjørelse for vannkvalitetskriterier og kalking er vedlagt bak i rapporten.

Før vi går inn i nærmere detaljer omkring kalkingstiltak er det behov for å redegjøre for de avgrensninger som er gjort.

4.2 Avgrensninger

Planen er basert på ulike sett med bakgrunnsdata, samt vannkjemiske undersøkelser våren 1997. Vannkvaliteten er i ferd med å bedres som følge av mindre syre nedfall i store deler av landet (Skjelkvåle m.fl. 1997; 1500 sjøers undersøkelsen). Dette antas også å gjøre seg gjeldende på Vestlandet og grunnlaget for kalking kan derfor endre seg med tiden. Langtidstrender for pH og labilt Al fra Sæta i Gaularvassdraget (se figur 15 i Hindar m.fl. 1997) viser at bedringene kan være svært markert selv i områder med betydelige forsuringsproblemer. En nærmere vurdering av sannsynligheten for markerte endringer er ikke gjort i denne planen, men gjøres mer eller mindre regelmessig i andre sammenhenger.

I Høyangervassdraget er det svært omfattende vassdragsregulering. Denne kalkingsplanen er bl.a. basert på opplysninger om den innvirkning dette har på hydrologiske forhold. Selv om vannkvaliteten etter kalking vil bedres, vil kalking alene ikke løse de problemer fiskebestandene i vassdraget står overfor som følge av reguleringene. Nyttene ved å bedre vannkvaliteten kan derfor vise seg å være begrenset. Planen tar ikke stilling til disse begrensningene utover at de omtales.

I vassdrag med avtagende eller utdødde bestander (f.eks. laksen i Ortnevikvassdraget) må det gjennomføres et program for re-introduksjon av fisk. Planen omhandler ikke slike eller andre fiskestelltiltak som eventuelt bør gjennomføres ved siden av en vannkvalitetsbedring.

Som nevnt innledningsvis er dette en form for hovedplan, og den går derfor ikke i detalj når det gjelder teknisk utforming og plassering av kalkdoserere, strøm- og telefonframføring. Det vil også være behov for å innhente tillatelser fra grunneiere om framføring av vei, strøm/tele og for fundament til evt. doserere. Dette må løses lokalt hvis tiltak skal settes iverk.

Kalking kan ha uønskede virkninger i vassdraget, f.eks. ved at kalkpartikler sedimenterer i stille partier umiddelbart nedstrøms en doserer. Det kan utgjøre et problem for fisk og bunnelvende organismer. Planen tar i noen grad hensyn til dette, men det er ikke gjort egne undersøkelser i de aktuelle vassdragene omkring forholdet. Stimulering av krypsivvekst er påvist i enkelte innsjølokaliteter etter kalking, men lite er kjent om dette fenomenet i vassdrag nordover på Vestlandet. Det er heller ikke gjort egne undersøkelser av vegetasjon i de fire vassdragene, noe som selvsagt gjør en vurdering av dette enda vanskeligere.

4.3 Strategier og tekniske løsninger

De resultatene som foreligger her og tidligere målinger (Nausta og Gaularvassdraget i 1994-95) viser at både nitrat og sulfat bidrar til forsuring og at det er grunnlag for å anbefale kalking. Det vil være ulik kalkingsstrategi i vassdragene. Nausta og Gaularvassdraget har en vannkvalitet i lakseførende strekning som, utfra de foreliggende data, ikke kan sies å være så dårlig at hele vassdraget bør kalkes. Enkelte sidevassdrag i disse vassdragene er imidlertid kilder til aluminiumsmobilisering. Nærhet til havet og stedvis tette granskogplantninger kan forsterke denne effekten.

Kalkingsteknikken for sidefelt av den typen som er nevnt over må ta sikte på:

- å redusere tilførselene av aluminium til vann fra det omgivende nedbørfelt og
- å avgifte aluminium i vannet før det når lakseførende strekning.

Både konsentrasjon og tilstandsform av aluminium vil være viktig for om kalkingen er vellykket. Terrengkalking er vist å gi både økt retensjon og en endring i tilstandsform. Denne teknikken vil dessuten avsyre overflatevann i perioder med kraftig nedbør og vil sannsynligvis redusere effekten av sjøsaltepisoder sterkt. Dette er bl.a. vist etter skogsmarkskalking i Sverige (Nyström 1996).

Høyangervassdraget og Ortnevikvassdraget bør fullkalkes for å bedre vannkvaliteten i hovedvassdraget.

4.3.1 Nausta

Hyelva og Trodøla bør kalkes for å redusere faren for episodisk forsuring og tilførsler av aluminium til lakseførende strekning i Nausta. Det kan også være at flere delfelt i den nedre delen av vassdraget kan tilføre giftig aluminium, men det er det idag ingen dokumentasjon på.

Trodøla kan kalkes ved at Trodalsvatn i nedre del behandles. Aluminium får da tid til å stabilisere seg før vannet kommer fram til anadrom strekning. Dosering kan også aksepteres, men kan bare skje helt nederst i dette sidefeltet. Hyelva bør terrengkalkes fordi det ikke er egnede innsjøer i feltet og fordi elva renner direkte ut i lakseførende strekning. Dosering kun en km oppstrøms samløpet kan være uakseptabelt fordi aluminiumskjemien neppe stabiliseres før vannet er ute i hovedelva. Dosering vil likevel være å foretrekke framfor ingen kalking.

4.3.2 Gaularvassdraget

Isolert sett er Sæta et typisk kalkingsobjekt pga den dårlige vannkvaliteten, men det anbefales å ikke gjennomføre tiltak. Det er fordi avstanden til lakseførende strekning nedstrøms Viksdalsvatnet er så lang og fordi vannkvaliteten bedres av det andre hovedtilløpet på denne strekningen og stabiliseres i Viksdalsvatnet.

Det anbefales å terrengkalke nedbørfeltet til Årøyelva og Stordalenfeltet. Disse feltene er sure, og har aluminiumsmobiliserende sideelver som i tillegg er utsatt for sjøsaltepisoder. Det er vist at

sjøsaltepisodene kan forsterkes både pga en viss avstand til havet (Hindar m.fl. 1994) og barskogplantninger (Hindar m.fl. 1995), som er etablert i disse områdene. Sideelvene renner dessuten ut i den lakseførende delen av Gaularvassdraget. Etter terrengkalking vil dette området stå bedre rustet til å nøytralisere sterk syre og hindre aluminiumsmobilisering under sjøsaltepisoder. Det anses som viktig for å hindre områder med ustabil aluminiumskjemi i lakseførende strekning.

Årøyelva kan alternativt avsyres vha kalkdosering 2 km oppe i vassdraget, men det er usikkert om dette vil stabilisere aluminium tilstrekkelig til å unngå effekter på smolt i hovedelva.

4.3.3 Høyangervassdraget

Vassdraget bør fullkalkes for å oppnå en akseptabel vannkvalitet gjennom hele året. Den kalking som skjer idag bidrar positivt til å skape refugier for fisk, men er ikke tilstrekkelig.

Doserer ved kraftverket K 2 må styres etter vannføringen i utløpet av kraftverket og vannføringen i Gautingsdalen. Kapasiteten på denne dosereren bestemmes av den maksimale vannføringen en tar sikte på å avsyre. Denne vannføringen settes til 100 m³/s. Når dosereren går på full kapasitet og vannføringen er over 100 m³/s, vil avsyringen ikke være fullstendig, men en regner ikke med at dette vil være kritisk fordi disse flomvannføringene antas å være relativt kortvarige.

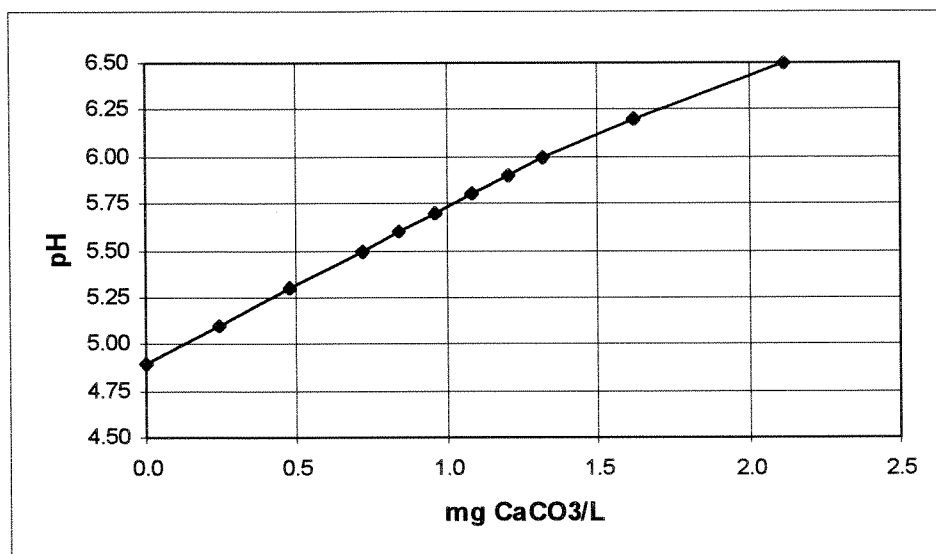
Sideløpene i dalbunnen vil ha betydning som gyte- og oppvekstområde for anadrom fisk, i første rekke sjøaure, men representerer også mulige tilfluktsområder for fiskeunger og voksen fisk når vannkvaliteten i hovedelva er dårlig. Her antas det at vannkvaliteten vil være bedre ved flom fordi det er kalking via ca. 10 mindre kalkbrønner. Disse har ofte en marginal effekt ved store vannmengder, men det kan være et viktig supplement. Dette positive elementet bør bygges videre ut og innlemmes i kalkingsstrategien for elva.

4.3.4 Ortnevikvassdraget

Ortnevikvassdraget bør fullkalkes. Det kan gjøres ved å plassere kalkdoserere i de to hovedgreinene. Innsjøkalking er uaktuelt fordi innsjøenes oppholdstid etter alt å dømme er for kort til å gi en stabil vannkvalitet. Kalking høyest mulig oppe i vassdraget vil være gunstig for å stabilisere aluminiumskjemien før anadrom strekning. Dette lar seg gjøre i Veslelva, men ikke i Storelva. På den annen side vil vannkvaliteten etter samløp av de to greinene være så god at ytterligere stabilisering av aluminium fra Storelva vil kunne gå relativt raskt.

4.4 Kalkmengder og kostnader

Beregningsgrunnlaget for å komme fram til riktig kalkdose er basert på titeringskurver fra åtte vassdrag med tilsvarende TOC-konsentrasjoner som de fire som omfattes av denne undersøkelsen, se **Figur 10**. De doser av kalsiumkarbonat (CaCO₃) i g/m³ som framkommer ved bruk av figuren er vist i **Tabell 2**. I tabellteksten er det også redegjort for videre beregninger av midlere kalkdose for det aktuelle nedbørfeltet og kalkdosen i selve dosereren.



Figur 10. Titreringskurve som representerer vannkvaliteter med en TOC-konsentrasjon i området 1-2 mg TOC/L. Kurven er basert på vannkvaliteter og titreringskurver fra ialt åtte vassdrag som NIVA tidligere har utarbeidet kalkingsplaner for.

Tabell 2. Beregningsgrunnlag for kalkdoser. Tallene er gitt i g CaCO_3/m^3 og er basert på titreringskurver for tilsvarende vannkvaliteter (omlag samme TOC og Al-konsentrasjon) i åtte andre vassdrag. For å komme fram til kalkdose for et helt felt er tabelltallene multiplisert med faktoren 4.5, idet det antas at kalken inneholder 80 % CaCO_3 og at 70 % løser seg. Den faktiske kalkdosen i selve kalkdosereren framkommer deretter ved å korrigere med en nedbørfeltfaktor, idet det tas hensyn til hvor i nedbørfeltet dosereren er plassert.

Utgangs-pH	Kalkbehov (g CaCO_3/m^3) ved ulike pH-mål for kalking	
	pH-mål: 6.2	pH-mål: 6.5
5.4	1.02	1.52
5.5	0.90	1.40
5.6	0.78	1.28
5.7	0.66	1.16
5.8	0.54	1.04

4.4.1 Nausta

Trodøla kan kalkes ved at Trodalsvatnet kalkes. Innsjøens middeldyp er ikke kjent, men hvis det er større enn 10 meter, er den teoretiske oppholdstiden lengre enn 0.5 år og da vil innsjøkalking gi tilstrekkelig stabilitet. Hvis middeldypet er mindre enn 10 meter, noe som ikke er sannsynlig, bør kalking skje ved hjelp av doserer. Endelig beregning av kalkbehov for innsjøkalking kan ikke avgjøres før middeldypet er bestemt, men total kalkmengde for avløpet fra hele dette feltet framgår under.

Et dosereranlegg i Trodøla skal avsyre vannføringen i et felt på 10 km². Avsyringsbehovet er antatt å være omlag 1.5 g CaCO_3/m^3 i smoltifiseringsperioden og 1.0 g CaCO_3/m^3 ellers i året. Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området er det beregnet et årlig kalkforbruk på omlag 140 tonn.

Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen om våren, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0.4 tonn/time eller 9 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på 10-20 tonn. Hvis dosereren plasseres ved bro rett før samløp med hovedelva, skal kalkdosen ved anlegget være hhv. 4.6 og 6.8 g kalk/m³.

Hyelvas felt er 15.5 km². Hyvatnet er ikke egnet til kalking fordi det sannsynligvis har et langt mindre middeldyp enn det som kreves for en forsvarlig innsjøkalking (50-60 m). Plassering av doserer høyt oppe i vassdraget vil ikke være praktisk mulig, men kan alternativt gjøres en drøy kilometer oppstrøms samløpet med hovedelva.

Det som best vil sikre vannkvaliteten er terrengkalking. En førstegangsdose på 1 tonn/ha vil trolig gi positiv effekt i minst fem år, men dette er ikke utprøvet under vestlandsforhold, og det anbefales å avvente resultatene av eventuelle forsøk. Kalking med 1 tonn/ha i gjennomsnitt for hele feltet tilsvarer omlag 1500 tonn til en pris på ca. 1.9 mill. kr. Det er da brukt en tonnpris på kr. 1200.-.

Avsyringsbehovet for et eventuelt doseringsanlegg er antatt å være 1.4 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 0.9 g CaCO₃/m³ ellers i året. Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området er det beregnet et årlig kalkforbruk på omlag 200 tonn. Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0.6 tonn/time eller 15 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på minst 20 tonn. Hvis dosereren plasseres ved en av de to broene over elva rett før samløp med hovedelva, skal kalkdosen ved anlegget være hhv. 4.0 og 6.3 g kalk/m³.

Engangsutgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til omlag 0.3 mill. kr. per doserer. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk for Trodøla vil utgjøre omlag kr. 100.000.- og for Hyelva 140.000.-. I tillegg kommer drift/service av doseringsanlegget. I **Tabell 3** er det gitt en oversikt over de kostnader en må regne med ved doseringsalternativene.

Tabell 3. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.) i Nausta. Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Trodøla	Hyelva	Enhetspris/kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	300	300	20 tonns anlegg
Vegframføring			1000 kr/m
Strømtilførsel			100 kr/m
Telefon			100 kr/m
Fundamentering	50	50	anslag
Kalk	100	140	700 kr/tonn
Serviceavtale etc.	30	30	anslag

Hvis hele Nausta-vassdraget skulle kalkes, ville det medføre et årlig kalkforbruk på omlag 3300 tonn med utgangspunkt i et lavt pH-nivå på 5.7 og samme kalkingsmål, dvs. til 6.5 i smoltifiseringsperioden og 6.2 ellers i året. Prisen ville ligge på 2.0 mill. kr. til kalk. I tillegg ville det være nødvendig med innkjøp og drift av to nye doseringsanlegg.

4.4.2 Gaularvassdraget

Årøyelvas felt er 21.5 km². Ingen innsjøer er egnet til kalking her. Kalkdosering et stykke (2 km) oppe i vassdraget vil trolig ikke være full garanti mot ustabil aluminium, men kan være en akseptabel løsning fordi polymeriseringsprosessen settes igang før vannet når anadrom strekning.

Avsyringsbehovet for et eventuelt doseringsanlegg er antatt å være 1.7 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 1.2 g CaCO₃/m³ ellers i året. Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området er det beregnet et årlig kalkforbruk på omlag 330 tonn. Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0.9 tonn/time eller 22 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på minst 30 tonn. Hvis dosereren plasseres der hovedveien i dalen tar av mot Solåsen, skal kalkdosen ved anlegget være 9.6 og 6.6 g kalk/m³ i hhv. smoltifiseringsperioden og resten av året. Kostnader er gitt i **Tabell 4**.

Det som likevel anbefales er terrengkalking fordi en del av aluminiumstilførselene også vil komme ut i Årøyelva nedstrøms et eventuelt doseringssted. En førstegangsdose på 1 tonn/ha vil trolig gi positiv effekt i minst fem år, men dette er, som tidligere nevnt, ikke utprøvet under vestlandsforhold, og det anbefales å avvente eventuelle forsøk. Kalking med 1 tonn/ha i gjennomsnitt for hele feltet tilsvarer omlag 2100 tonn til en pris på ca. 2.6 mill. kr. Det er da brukt en tonnpris på kr. 1200.-.

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

Utgiftspost	Årøyelva	Kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	500	30 tonns anlegg
Vegframføring		1000 kr/m
Strømtilførsel		100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	50	anslag
Kalk/år	230	Kalkpris (700 kr/tonn)
Serviceavtale etc.	50	anslag

Stordalens felt er 14.0 km². Ingen innsjøer er egnet til kalking her. Plassering av doserer høyt oppe i vassdraget er ikke praktisk mulig. Det som da gjenstår er terrengkalking. Kalking med 1 tonn/ha i gjennomsnitt for hele feltet tilsvarer omlag 1400 tonn til en pris på ca. 1.7 mill. kr.

Hvis hele Gaularvassdraget skulle kalkes, ville det medføre et årlig kalkforbruk på omlag 7200 tonn med utgangspunkt i et lavt pH-nivå på 5.8 og samme kalkingsmål, dvs. til 6.5 i smoltifiseringsperioden og 6.2 ellers i året. Prisen ville ligge på 4.8 mill. kr. til kalk. I tillegg ville det være nødvendig med innkjøp og drift av 2-3 doseringsanlegg i tillegg til den kalking som er anbefalt for Årøyelva og i Stordalen.

4.4.3 Høyangervassdraget

Et doseringsanlegg ved kraftverket K 2 (**Figur 4**) bør, foruten å avsyre vannføringen gjennom kraftverket, også kalke med hensyn på restfeltet til Gautingsdalen og mulige overløp fra reguleringsdammen ved utløpet av Langevatnet. Det er ikke mulig å fastslå hva maksimal vannføring kan være, men beste anslag for hva en bør kunne avsyre fullstendig er satt til 100 m³/s. Det vil si at

maksimalt døgnforbruk, gitt at denne vannføringen kan vare i ett døgn og kun om høsten (kalking til pH 6.2; 0.7 g CaCO₃/m³), er 27 tonn kalk. Kalking til "smoltkvalitet" (pH 6.5; 1.2 g CaCO₃/m³) om våren med det samme kalkforbruket vil kunne avsyre en vannføring på minst 50 m³/s. Denne vannføringen er det sannsynlig at en kan komme opp i om våren.

Kalkdosen ved anlegget skal i prinsippet avsyre det forbi passerende vannet i K 2, vannet fra Gautingsdalen, det sure vannet som tilføres via overløpet i Eiriksdalen og vann fra resten av dalen nedover til Høyanger. Beregningen av denne dosen er avhengig av hvor hovedmengden av vannet kommer fra. Hvis det er stort overløp i øvre del eller stor vannføring i kraftverket i forhold til øvrige deler av feltet, og det alt vesentlige av vannet kommer fra øvre del (her satt til 100 %), må kalkdosen være 5.2 og 2.9 g kalk/m³ i hhv. smoltfiseringsperioden og resten av året. Ved kraftig regn, men nesten uendret vannføring fra kraftverket, vil en relativt stor andel av vannføringen ved Høyanger kunne komme fra lokalfeltet nede i dalen. Da må denne kalkdosen korrigeres, slik at dette forholdet blir tatt hensyn til. Hvis f.eks. halvparten av vannet kommer som tilsig nede i dalen, må kalkdosen i selve anlegget være det dobbelte av den dosen som er gitt over. Doseringsanlegget må utrustes på en slik måte at dette kan justeres. Siden det jevnlig er folk på stedet, kan det være mulig å legge inn en manuell rutine for slik korrigering av kalkdosen, men dette må skje i samarbeid med leverandøren av anlegget.

Hvis en regner med en midlere vannføring på 10 m³/s hele året og en flom på 100 m³/s i to døgn, er det beregnet at årlig kalkforbruk blir omlag 1300 tonn i dosereren i K 2. Med den beregnede kapasiteten vil det være praktisk med et lagervolum i anlegget på omlag 40-50 tonn.

Engangsutgiftene til innkjøp og etablering av et relativt avansert doseringsutstyr for høy dosering vil kunne beløpe seg til omlag 0.7 mill. kr. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk vil også utgjøre omlag 1 mill. kr. I tillegg kommer eventuelt drifts- og serviceavtale. Kostnader er satt opp i **Tabell 5**.

Nede i elvedalen er det flere tilførsler av surt vann som kommer ut på elvesletten før de renner ut i hovedelva. De representerer hver for seg viktige gyte- og oppvekstområder for anadrom fisk, men er sure og dermed samtidig kilder til ustabil aluminiumskjemi i hovedelva. Ved hjelp av avsatte kalkingsmidler bør det stimuleres til en opprusting og et rutinemessig vedlikehold av de mindre kalkdosererne som allerede er anlagt her. Det vil være nødvendig med en mere detaljert gjennomgang av alle tilløp og alle eksisterende kalkbrønner. En slik gjennomgang kan gjøres av den lokale fiskeforeningen, som har bred erfaring med ulike tekniske løsninger, og kan skje parallelt med at kalking ved K 2 forberedes. Det kan også være en fordel å undersøke effekten av en tilsvarende kalkingsaktivitet i fjellområdet vest for elva, men kalking her har neppe avgjørende betydning for Daleelva.

Et alternativ til et dugnadsbasert eller betalt vedlikehold av kalkbrønner kan være å spre kalk i terrenget langs hovedelva. En utprøving av dette bør imidlertid skje før en går inn med store midler.

Tabell 5. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.) i Høyangervassdraget. Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	K II	Kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	700	40-50 tonns anlegg
Vegframføring		1000 kr/m
Strømtilførsel		100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	50	anslag
Kalk/år	950	Kalkpris (700 kr/tonn)
Serviceavtale etc.	100	anslag

4.4.4 Ortnevikvassdraget

Veslelva kan kalkes ved at et doseringsanlegg settes opp innerst i dalen. Denne dosereren skal avsyre vannføringen i eget felt pluss Tverrelvfeltet mellom Veslelva og Storelva, et samlet felt på 23 km². Avsyringsbehovet er antatt å være 1.3 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 0.8 g CaCO₃/m³ ellers i året. Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området er det beregnet et årlig kalkforbruk på omlag 280 tonn. Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0.8 tonn/time eller 19 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på omlag 30 tonn. Hvis dosereren plasseres ved vei innerst i dalen, skal kalkdosen ved anlegget være 8.6 og 5.3 g kalk/m³ i hhv. smoltifiseringsperioden og resten av året.

Storelva kan kalkes ved at et dosereranlegg settes opp ved Brekke, 500 meter før samløp med Veslelva. Denne dosereren skal avsyre vannføringen i et felt på totalt 32 km². Avsyringsbehovet er antatt å være 1.4 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 0.9 g CaCO₃/m³ ellers i året. Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området er det beregnet et årlig kalkforbruk på omlag 440 tonn. Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 1.2 tonn/time eller 30 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på 40-50 tonn. Hvis dosereren plasseres der veien krysser ved Brekke, skal kalkdosen ved anlegget være 6.3 og 4.0 g kalk/m³ i hhv. smoltifiseringsperioden og resten av året.

Samlet vil det derfor være behov for to doserere med noe ulik kapasitet og silovolum. Kalkmengder og kostnader er satt opp i **Tabell 6**.

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

Utgiftspost	Veslelva	Storelva	Sum	Kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	500	700	1200	30/40-50 tonns anlegg
Vegframføring				1000 kr/m
Strømtilførsel				100 kr/m
Telefon				100 kr/m
Fundamentering	100	100	200	anslag
Kalk	200	310	510	Kalkpris (700 kr/tonn)
Serviceavtale etc.	50	50	100	anslag

5. Referanser

- Hindar, A., Henriksen, A., Kaste, Ø. and Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small catchments in southwestern Norway associated with a sea salt episode. *Water, Air, and Soil Pollut.* 85: 547-552.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. and Semb, A. 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372: 327-328.
- Hindar, A., Kroglund, F. og Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. Rapport 3606-97, NIVA, Oslo.
- Kaste, Ø., Henriksen, A. and Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in southwestern Norway. *Ambio* 26: 296-303.
- Lydersen, E., Poleo, A.B.S., Nandrup Pedersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. and Rosseland, B.O. 1994. The importance of 'in situ' measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecol. Chem.* 3: 357-365.
- NVE 1987. Avrenningskart over Norge. Norges vassdrags- og energiverk.
- Nyström, U. 1996. Har skogsmarkskalkning någon effekt på ytvatten? *Vannet i Norden* 2: 3-7.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters; Complex Al chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.* 78: 3-8.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norkse innsjøer. SFT/NIVA. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 677/96. 73 s.
- Sægvog, H. og Johnsen, G.H. 1996. Fisk og vasskvalitet i Gaula, Gaular kommune i 1995. Rapport 232, Rådgivende biologer A/S, Bergen.
- Sægvog, H., Johnsen, G.H. og Langåker, R. 1996. Fisk og vasskvalitet i Nausta, Naustdal kommune i 1993 og 1995. Rapport 231, Rådgivende biologer A/S, Bergen.
- Tørseth, K. og Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1996. SFT/NILU. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 703/97. 204 s.
- Voksø, A., Homstvedt, S., Høifødt, H., Holmqvist, J.F. og Brevik, I.M. 1990. Vassdragsregisterets kartbok. Rapport V24, (9 sider + 61 kartbilag), Norges vassdrags- og energiverk, Oslo.

6. Vedlegg

6.1 Vannkjemiske data fra våren 1997

Vassdrag	Stasjon	Dato	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	RAI µg/l	ILAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3 µg/l	TotN µg/l	ANC µekv/l
Nauستا	Fimland	21/04/97	5.72	0.79	0.035	4	30	24	6	1.1	3.08	0.47	3.25	0.25	6.8	1.6	69	113	-4
Nauستا	Fimland	05/05/97	5.65	0.69	0.036	5	25	22	3	1.1	2.80	0.41	3.11	0.23	6.0	1.5	81	138	3
Nauستا	Fimland	19/05/97	5.74	0.37	0.038	8	41	42	0	1.8	1.50	0.20	1.72	0.14	2.8	0.8	38	105	15
Nauستا	Fimland	02/06/97	5.70	0.26	0.035	4	31	28	3	1.5	1.07	0.13	1.15	0.10	1.9	0.6	26	98	8
Nauستا	Hyelva	21/04/97	5.78	0.70	0.038	8	46	37	9	1.3	2.95	0.44	3.08	0.34	6.5	1.6	104	155	-10
Nauستا	Hyelva	05/05/97	5.53	0.51	0.035	4	47	34	13	1.5	2.40	0.33	2.66	0.26	5.0	1.5	59	114	-2
Nauستا	Hyelva	19/05/97	5.68	0.25	0.037	6	40	37	3	1.7	1.31	0.16	1.52	0.14	2.3	0.8	33	99	11
Nauستا	Hyelva	02/06/97	5.67	0.27	0.037	6	37	28	9	1.4	1.15	0.13	1.25	0.13	2.0	0.9	22	90	5
Nauستا	Åsedøla	21/04/97	6.14	0.91	0.049	20	27	23	4	1.6	2.99	0.52	2.95	0.52	6.3	1.5	78	146	15
Nauستا	Åsedøla	05/05/97	5.89	0.69	0.043	13	15	15	0	1.5	2.62	0.42	2.71	0.41	5.6	1.3	46	126	9
Nauستا	Åsedøla	19/05/97	5.79	0.34	0.037	6	34	32	2	1.6	1.65	0.25	1.84	0.26	3.3	1.0	20	83	9
Nauستا	Åsedøla	02/06/97	5.76	0.26	0.039	9	29	23	6	1.4	1.40	0.19	1.53	0.23	2.5	1.1	5	65	7
Nauستا	Trodøla*	21/04/97	5.36	0.43	0.031	0	34	17	17	0.7	2.51	0.36	2.48	0.29	5.1	1.2	90	132	-9
Nauستا	Trodøla*	05/05/97	5.39	0.40	0.028	0	38	25	13	1.0	2.57	0.33	2.43	0.30	4.7	1.3	81	132	-5
Nauستا	Trodøla*	19/05/97	5.47	0.27	0.033	2	40	34	6	1.6	1.75	0.24	1.86	0.23	3.2	1.1	56	122	3
Nauستا	Trodøla*	02/06/97	5.51	0.27	0.037	6	36	26	10	1.2	1.47	0.20	1.48	0.21	2.6	1.0	47	104	2
Nauستا	Nauستا*	21/04/97	5.88	0.70	0.040	10	27	20	7	1.1	2.46	0.38	2.51	0.36	4.9	1.3	47	120	16
Nauستا	Nauستا*	05/05/97	5.89	0.75	0.045	15	31	28	3	1.2	2.25	0.36	2.29	0.33	4.5	1.2	77	149	18
Nauستا	Nauستا*	19/05/97	5.84	0.42	0.040	10	32	31	1	1.4	1.69	0.25	1.64	0.21	3.3	1.1	26	105	0
Nauستا	Nauستا*	02/06/97	5.84	0.38	0.045	15	27	21	6	1.4	1.40	0.20	1.49	0.19	2.5	0.9	34	104	13
Gaular	Vik	23/04/97	5.97	0.79	0.044	14	22	18	4	1.1	1.86	0.29	1.64	0.33	3.1	1.3	160	205	17
Gaular	Vik	05/05/97	6.14	0.78	0.041	11	19	17	2	1.0	1.94	0.29	1.60	0.34	3.3	1.1	155	450	14
Gaular	Vik	20/05/97	6.09	0.68	0.046	16	21	21	0	1.2	1.76	0.26	1.62	0.33	3.1	1.2	123	240	13
Gaular	Vik	02/06/97	6.04	0.61	0.044	14	18	15	3	1.0	1.48	0.21	1.26	0.27	2.4	1.2	101	175	10
Gaular	Frøysland	23/04/97	5.97	1.05	0.048	19	20	12	8	0.6	1.82	0.24	1.30	0.30	2.5	2.0	121	205	16
Gaular	Frøysland	05/05/97	6.57	1.31	0.062	34	25	20	5	0.7	2.01	0.27	1.34	0.33	2.8	1.7	136	200	30
Gaular	Frøysland	20/05/97	5.97	0.67	0.043	13	35	33	2	1.0	1.51	0.20	1.27	0.28	2.4	1.3	80	370	12
Gaular	Frøysland	02/06/97	5.84	0.67	0.040	10	30	16	14	0.7	1.49	0.20	1.20	0.23	2.4	1.2	88	137	9
Gaular	Osen	23/04/97	5.89	0.69	0.041	11	30	23	7	1.2	1.85	0.29	1.70	0.35	3.2	1.3	145	210	14
Gaular	Osen	05/05/97	5.97	0.58	0.036	5	31	25	6	1.3	1.80	0.26	1.52	0.31	3.0	1.3	127	190	4
Gaular	Osen	20/05/97	5.94	0.53	0.043	13	28	29	0	1.5	1.58	0.23	1.44	0.29	2.6	1.2	108	185	9
Gaular	Osen	02/06/97	5.93	0.58	0.042	12	22	22	0	1.2	1.56	0.22	1.38	0.29	2.6	1.2	106	190	9

Vassdrag	Stasjon	Dato	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	RAI µg/l	ILAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3 µg/l	Tot N µg/l	ANC µekv/l
Gaular	Åroyelva	23/04/97	5.42	0.49	0.033	2	54	36	18	1.6	2.74	0.41	3.07	0.34	5.8	1.7	30	89	-1
Gaular	Åroyelva	05/05/97	5.38	0.29	0.031	0	59	45	14	1.7	2.15	0.27	2.18	0.26	4.2	1.3	17	77	-9
Gaular	Åroyelva	20/05/97	5.50	0.10	0.038	8	57	53	4	2.7	1.12	0.12	1.26	0.16	1.8	0.8	10	99	6
Gaular	Åroyelva	02/06/97	5.64	0.13	0.036	5	49	41	8	1.9	0.89	0.10	0.96	0.14	1.3	0.6	7	84	10
Gaular	Stordalen	23/04/97	5.43	0.53	0.034	3	53	37	16	1.7	2.93	0.44	3.13	0.34	6.3	1.6	23	80	-5
Gaular	Stordalen	05/05/97	5.33	0.29	0.028	0	57	48	9	2.0	2.19	0.28	2.24	0.27	4.3	1.2	17	83	-6
Gaular	Stordalen	20/05/97	5.48	0.12	0.035	4	52	51	1	2.4	1.13	0.13	1.27	0.15	1.9	0.7	10	95	7
Gaular	Stordalen	02/06/97	5.67	0.13	0.040	10	44	39	5	1.9	0.88	0.09	0.96	0.15	1.3	0.6	8	140	10
Gaular	Eldalen*	15/04/97	5.69	0.58	0.037	6	49	36	13	1.3	1.93	0.29	1.77	0.31	3.9	1.3	101	160	-7
Gaular	Eldalen*	19/05/97	5.51	0.43	0.033	2	54	32	22	1.4	1.75	0.24	1.75	0.23	3.4	1.1	72	132	-1
Gaular	Eldalen*	17/06/97	5.49	0.24	0.034	3	38	15	23	0.6	1.29	0.15	1.15	0.13	2.3	0.9	73	140	-11
Dalevassdraget	Gautingsdalen	21/04/97	5.98	1.55	0.040	10	41	19	22	0.6	2.87	0.40	2.25	0.37	4.7	3.3	83	126	10
Dalevassdraget	Gautingsdalen	05/05/97	6.04	1.21	0.040	10	47	28	19	0.8	2.74	0.33	2.16	0.37	4.6	2.4	81	114	5
Dalevassdraget	Gautingsdalen	19/05/97	5.99	0.76	0.048	19	66	50	16	1.6	1.71	0.20	1.58	0.31	2.7	1.7	34	105	17
Dalevassdraget	Gautingsdalen	09/06/97	6.02	0.44	0.044	14	34	23	11	1.0	1.35	0.16	1.35	0.17	2.2	1.0	49	93	12
Dalevassdraget	Langevatn	01/07/97	5.57	0.25	0.033	2	23	14	9	1.0	0.91	0.10	0.75	0.15	1.2	0.9	41	86	2
Dalevassdraget	Kraftverk	21/04/97	5.82	0.61	0.038	8	20	8	12	0.3	1.69	0.27	1.51	0.22	2.9	1.4	120	170	4
Dalevassdraget	Kraftverk	05/05/97	5.87	0.58	0.035	4	27	10	17	0.3	1.77	0.25	1.49	0.24	3.1	1.4	113	190	-4
Dalevassdraget	Kraftverk	19/05/97	5.76	0.71	0.041	11	44	22	22	0.5	1.96	0.31	1.77	0.27	3.7	1.5	114	180	1
Dalevassdraget	Kraftverk	09/06/97	5.80	0.42	0.038	8	35	19	16	0.6	1.51	0.22	1.53	0.19	2.7	0.9	72	119	10
Dalevassdraget	Eiriksdalselva	21/04/97	5.91	1.07	0.043	13	41	20	21	0.9	2.60	0.36	2.46	0.38	5.0	2.1	47	120	12
Dalevassdraget	Eiriksdalselva	05/05/97	5.97	0.88	0.040	10	45	30	15	0.9	2.39	0.30	2.04	0.34	4.5	1.7	33	65	1
Dalevassdraget	Eiriksdalselva	19/05/97	6.00	0.51	0.048	19	63	51	12	1.6	1.35	0.16	1.33	0.26	2.2	1.1	23	83	17
Dalevassdraget	Eiriksdalselva	09/06/97	6.06	0.31	0.045	15	49	41	8	1.5	0.86	0.10	0.85	0.17	1.1	0.8	8	83	17
Dalevassdraget	Høgsvatn	01/07/97	5.85	0.42	0.039	9	13	<10	3	0.5	1.19	0.26	1.07	0.16	1.9	1.0	61	105	14
Dalevassdraget	Høyanger	21/04/97	5.91	0.76	0.037	6	21	11	10	<0.2	1.83	0.26	1.62	0.28	3.1	1.7	134	165	5
Dalevassdraget	Høyanger	05/05/97	5.91	0.74	0.039	9	34	13	21	0.3	2.01	0.26	1.61	0.26	3.3	1.7	129	160	-3
Dalevassdraget	Høyanger	19/05/97	5.90	0.75	0.043	13	49	28	21	0.7	1.89	0.27	1.74	0.30	3.4	1.5	97	150	9
Dalevassdraget	Høyanger	09/06/97	5.90	0.45	0.040	10	39	24	15	0.8	1.38	0.19	1.37	0.19	2.3	1.3	60	99	6
Dalevassdraget	Siplaelva	21/04/97	5.62	0.82	0.038	8	109	40	69	1.0	2.88	0.42	2.96	0.34	6.3	1.6	47	83	-2
Dalevassdraget	Siplaelva	05/05/97	5.55	0.58	0.034	3	130	63	67	1.7	2.45	0.31	2.28	0.30	4.9	1.5	38	89	-11
Dalevassdraget	Siplaelva	19/05/97	5.67	0.34	0.041	11	102	70	32	2.0	1.38	0.17	1.43	0.23	2.5	1.0	25	101	6
Dalevassdraget	Siplaelva	09/06/97	6.00	0.23	0.041	11	53	35	18	1.1	0.98	0.12	1.00	0.11	1.6	0.6	17	68	9

Vassdrag	Stasjon	Dato	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Alk-E µekv/l	RAI µg/l	ILAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3 µg/l	Tot N µg/l	ANC µekv/l
Ortnevikvassdr.	Storeelva	22/04/97	5.70	0.60	0.036	5	26	12	14	0.6	1.77	0.25	1.58	0.25	3.2	1.3	121	150	0
Ortnevikvassdr.	Storeelva	05/05/97	5.63	0.50	0.034	3	28	15	13	0.5	1.71	0.25	1.57	0.23	3.1	1.2	117	150	-1
Ortnevikvassdr.	Storeelva	22/05/97	5.60	0.42	0.046	16	38	21	17	0.8	1.56	0.21	1.40	0.20	2.7	1.1	111	149	-3
Ortnevikvassdr.	Storeelva	02/06/97	5.52	0.39	0.033	2	35	15	20	0.7	1.59	0.22	1.46	0.18	2.8	1.1	115	150	-4
Ortnevikvassdr.	Vesleelva	22/04/97	6.11	0.70	0.046	16	32	24	8	0.9	2.33	0.36	2.40	0.32	4.7	1.5	126	165	4
Ortnevikvassdr.	Vesleelva	05/05/97	5.71	0.58	0.038	8	35	23	12	0.8	2.31	0.36	2.48	0.28	4.9	1.2	112	150	2
Ortnevikvassdr.	Vesleelva	22/05/97	5.70	0.40	0.036	5	54	35	19	0.9	1.91	0.26	2.03	0.23	3.8	1.2	102	175	-4
Ortnevikvassdr.	Vesleelva	02/06/97	5.59	0.31	0.036	5	39	24	15	1.0	1.63	0.21	1.76	0.16	3.1	1.0	86	122	-1
Ortnevikvassdr.	Ortnevikelva	22/04/97	5.98	0.77	0.040	10	23	15	8	0.8	2.14	0.33	1.95	0.34	3.9	1.5	205	235	3
Ortnevikvassdr.	Ortnevikelva	05/05/97	5.63	0.57	0.036	5	31	18	13	0.6	1.91	0.29	1.91	0.27	3.7	1.2	140	175	3
Ortnevikvassdr.	Ortnevikelva	22/05/97	5.63	0.41	0.036	5	40	28	12	0.8	1.68	0.23	1.62	0.21	3.2	1.2	118	155	-9
Ortnevikvassdr.	Ortnevikelva	02/06/97	5.51	0.39	0.030	0	42	20	22	0.7	1.62	0.22	1.59	0.18	2.9	1.2	110	147	-3

6.2 Kalking - faglig bakgrunnsmateriale

6.2.1 Innledning.

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

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

6.2.2 Vannkvalitetskrav og kalkingsstrategier for laks.

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

På tross av en økende kjennskap til forsuringens skader på fisk, hadde man fram til 1990 kun vage forestillinger om hvor "sur" en vannkvalitet kunne være uten at den skadet laksen. Man visste at laks var den minst tolerante av våre fiskearter (Grande m.fl. 1978, Rosseland og Skogheim 1987) og at smoltstadiet var det mest følsomme stadiet (Rosseland og Skogheim 1982, 1984), men det var ikke fastslått noen kritisk kjemisk vannkvalitet slik som for innlandsfisk (Lien m.fl. 1992). Det innebærer at man ikke hadde fastslått noen kritisk konsentrasjonsgrense for H^+ og Al, ei heller hvordan denne grensen blir modifisert av kalsium, ionestyrke og temperatur. Kunnskapen om forsuringsskader på laks var for det meste fremskaffet fra kronisk sure sørlandselver, ikke fra ionesvake vestlandsvassdrag i tidlig forsuringfase. Forskningen 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. Plommeseckkyngel 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 smoltedødelighet etter utvandring til sjøvann. Etterhvert vil redusert antall gytefisk også gjenspeiles i lavere yngeltetthet.

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

Vannkvalitetskrav - surt vann

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

Forsøk utført på Ims i perioden 1989-1994 demonstrerte klart at laksesmolt eksponert for moderat surt, aluminiumsholdig vann (pH 5.8-6.2; 10-30 µg uorganisk Al/L) tilsynelatende kunne se "frisk" ut, men at fisken ikke lengre hadde de sjøvannskvalitetene man skal forvente av en smolt. Likeledes viste forsøk, samt prøver tatt av villfisk i Vikedalselva i 1991 og i 1992, at selv meget lave konsentrasjoner av aluminium (mindre enn 15 µg uorganisk Al/L) skader både gjellevev, kroppsfunksjoner og sjøvannsegenskapene til laksesmolt. Skader på sjøvannsegenskapene til utvandrende smolt kan være en av de første skadene med økologisk betydning i en tidlig forsuringfase.

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

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

Vannkvalitetskrav - kalka vann

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

Resultatene fra karforsøk og villfisk-registreringer i Vikedal antyder at et kalkingsmål på pH 6.2 resulterte i en ikke-optimal vannkvalitet for smolt sammenliknet med kalking til pH 6.5, sannsynligvis

på grunn av at giftig aluminium fortsatt var tilstedeværende. Forbedringen i "status" fra pH 6.2 til pH 6.5 kan også skyldes økningen i kalsiumkonsentrasjon eller i ionestyrke (Kroglund og Staurnes 1993). Ustabil aluminiumskjemi kan være en tilleggsfaktor (Rosseland m.fl. 1992, Rosseland og Hindar 1991). Forbedret biologisk respons etter pH-heving fra pH 6.2 til pH 6.5 er også påvist ved bunndyrundersøkelser (Raddum upublisert).

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

Kalkingsstrategier

Kalkingsstrategien skal gi en god nok bedring i vannkvalitet for fisk og andre ferskvannsorganismer for lavest mulig kostnad og uten for store uønskede effekter, se f.eks. Hindar (1992a). Målet er å skape miljøbetingelser etter kalking som er mest mulig lik forholdene før forsuring. Hvis laksen gis gode nok leveforhold regner vi med at også de andre forsuringfølsomme organismene i vann får gode levevilkår. Noe dårligere vannkvalitet vil være akseptabelt for andre fiskearter.

I takt med ny kunnskap om skader og krav til smoltkvalitet, er det nødvendig å tilpasse kalkingsstrategiene. Blandsoner ble for første gang omtalt i 1990 (Rosseland og Hindar 1991), og ble for første gang tatt hensyn til ved utarbeidelsen av kalkingsplan for Kvina (Hindar 1992b). Kalkingsstrategien for Vikedalselva ble endret ved at mål-pH ble økt fra 6.2 til 6.5 i 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 utgangspH 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 Högvadsån i Sverige (etter Henrikson og Brodin 1995). Tabellen viser prosentvis fordeling på ulike kalkingsstrategier som er eller vil bli gjennomført og endringen i totale kalkmengder.

Kalkingsstrategi	1978-81	1982-86	1987-91	1992-96
Lastebil; strandsone i innsjøer	32	12	1	-
Båtspredning; innsjø	15	44	47	45
Lastebil; elv	5	7	-	-
Grovkalk fra traktor; elv	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 sjøsaltepisoder kan føre til større endringer i vannkvalitet enn normalt. Når dette kombineres med raskt endret vannmengde er faren for dårlig vannkvalitet økt.

Hvis terrengkalking ikke kan gjennomføres, må andre kalkingstiltak tilpasses spesielt. 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 dosererløsninger i selve hovedelva. Også da vil det være fornuftig å legge doseringspunktene så høyt opp i vassdraget som mulig, men i tillegg må en sikre riktig vannkvalitet i den lakseførende strekningen. En kalkdoserer som kan justere vannkvaliteten til det fastsatte målet før vannet når den lakseførende strekningen vil i de fleste tilfeller være en betingelse. Denne dosereren bør være pH-styrt slik at kalkmengden til enhver tid er riktig, dvs. verken for liten eller for stor.

Det kan være flere grunner til at utstyr for pH-styring ikke ønskes, f.eks. at det er utsatt for driftsproblemer, at det kreves vedlikehold av fagpersonell og at det øker investeringskostnadene. Vi er

imidlertid av den oppfatning at pH-styring sikrer den vannkvalitet som er tilstrekkelig for fisken (mål-pH), at en dessuten kan "treffe" den vannkvaliteten temmelig presist og at en stor sikkerhetsmargin (og dermed et ekstra kalkforbruk) ikke er nødvendig. På den måten unngås overdosering og da er det relativt store summer som kan spares inn. Økte ressurser til styring og kontroll kan dermed forsvares. Hvis vi sier at pH 6.3 er tilstrekkelig, men at det doseres i forhold til en teoretisk beregnet pH = 6.4 fordi pH-styring ikke benyttes, vil det si at det brukes 15 % mere kalk enn ved pH-styring når utgangs-pH er 5.5. I et vassdrag der det brukes 1000 tonn kalk per år vil en da bruke 150 tonn kalk for mye og det koster kr. 90.000.- per år med en tonnpris på kr. 600.-. Hvis en også regner med at en teoretisk beregnet pH = 6.6 velges i smoltperioden framfor 6.5 fordi det ikke er valgt pH-styring, er prislappen oppe i godt over kr. 100.000.- per år. Siden et kalkforbruk på 1000 tonn per år tilsvarer forbruket i 150 km² i Vest-Agder eller under 100 km² i Rogaland og nordover på Vestlandet, kan en forsvare å installere pH-styring i de fleste mellomstore og større vassdragskalkingstiltak i Norge.

Kalking vil forbedre levevilkårene og oppvekstmulighetene for fisk, men ikke nødvendigvis 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.

6.2.3 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 gruntnområdene. 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 krypsivbevolksninger 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 tilgroingstendenser. Vassdragsavsnitt med krypsivproblemer bør derfor vurderes med dette for øyet.

6.2.4 Terrengkalking.

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

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

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

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

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 Røyneilandsvatn 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		

Tabell forts. neste side

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. Nyttene ved terrengkalking bør derfor være av en viss størrelse hvis denne kalkingsteknikken skal kunne forsvares.

6.2.5 Kalking med doserer

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

Kalktyper og kalkopløsning

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 underskrives 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 (undefinert 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 ellevannet samtidig som pH måles. På den måten kan vi finne fram til hvor mye karbonat som skal til for å øke pH til forskjellige nivåer. Den mengden vi kommer fram til kan omregnes til kalkmengde.

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

6.2.6 Litteratur

- Abrahamsson, I. 1992. Vattenkemiska resultat av vårmarskalkning i Jönköpings län. Jönköpings län, rapport 7/92.
- Birchall, J.D., Exley, C., Chappel, J.S. and Phillips, M.J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338, 146 - 148.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 851-856.
- Dickson, W. 1979. Exempel på metalltoxicitet vid försurning och kalkning. (Examples of metaltoxicity related to acidification and liming) *Aquannalen* 1, 2-7. (In Swedish)
- DN 1994. Register over leverandører av kalk, utstyr og tjenester for kalking av vann og vassdrag. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 18 s.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P. Bisogni, J.J.Jr. & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164.
- 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. *BIOGEOMON 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 naturforvaltning, 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 naturforvaltning, 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: Braekke, F.H. (ed.), *Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway*, 87-111, SNSF-project, FR 6/76.

- Leivestad, H., Jensen, E., Kjartansson, H. & Xingfu, L. 1987. Aqueous speciation of aluminium and toxic effects on Atlantic salmon. *Annls. Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 387-398.
- Lien, L., G.G. Raddum, og A. Fjellheim. 1992. Critical loads for surface water - invertebrates and fish. *Acid Rain Research Report no. 21.* Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 sider.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S. and Muniz, I.P. (1990). The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water, Air, and Soil Pollut.* 51, 203 - 215.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. *Nordic Hydrol.* 21: 195-204.
- Lydersen, E., F. Kroglund, M.N. Pedersen, A.B.S. Poléo, B.O. Rosseland, G. Riise og B. Salbu. 1995. The importance of "in situ" measurements to reveal the extreme toxicity to fish when pH is raised in acid aluminium-rich fresh-waters. (Submitted).
- 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 Tjønnestrand, 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 3756-97

ISBN 82-577-3326-1