

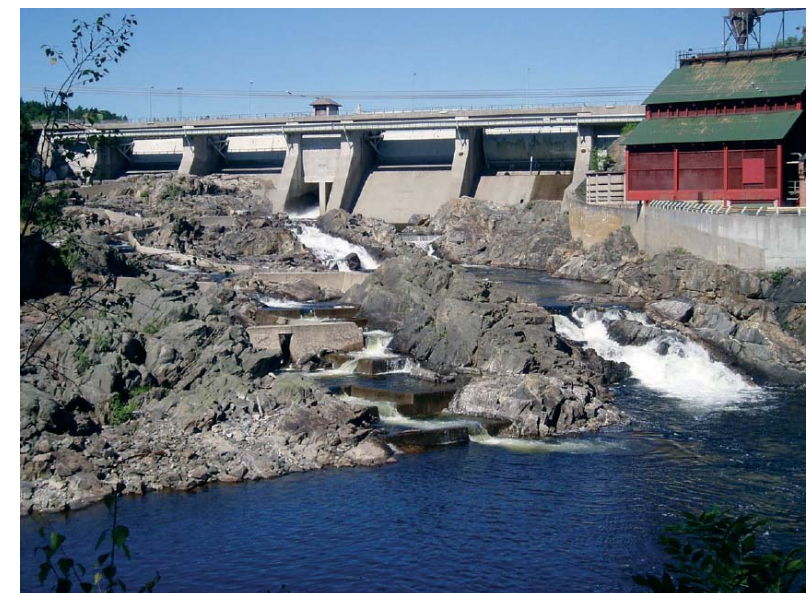


RAPPORT LNR 4873-2004

Forsuringsutvikling og behov for ytterligere kalking i Arendalsvassdraget



Rykenefossen i 1890



Rykenefossen i 2004 (foto: Atle Hindar)

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Forsuringsutvikling og behov for ytterligere kalking i Arendalsvassdraget	Løpenr. (for bestilling) 4873-2004	Dato 2004-08-30
	Prosjektnr. Undernr. O-23425	Sider Pris 35
Forfatter(e) Atle Hindar og Thorjørn Larssen	Fagområde Forsuring	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Aust-Agder	Oppdragsreferanse 2003/2389/DAM
---	------------------------------------

Sammendrag

En rekke kalkingstiltak er hittil gjennomført i Arendalsvassdraget. Opptrapping for å bedre forholdene for laks har imidlertid ikke vært aktuelt før de siste to-tre år. Sterkt reduserte konsentrasjoner av giftig aluminium og pH-økning som følge av redusert surt nedfall, samt den stabile vannkjemien i Nisser og Fyresvatn etter kalking i 1996/1997, gjorde en ny vurdering av kalkingsstrategien nødvendig. Vi har gjennomgått vannkjemisk utvikling, det er samlet nye prøver fra ukalkede sidevassdrag, og vi har beregnet framtidig vannkjemie. Alle nåværende kalkingstiltak er summert for delfelt og det er beregnet effekt på vannkjemie av gjennomført kalking. For de store innsjøene er det også beregnet hvilket bidrag kalking oppstrøms og redusert forsuring gir til den stabile vannkjemien. Data fra Arendalsvassdraget er sammenholdt med tilsvarende fra Tovdalsvassdraget for å komme fram til realistiske pH-mål, ANC-nivåer og kalkmengder. Et mulig forsvarlig minimumsnivå for kalking for laks er antydnet og anbefalinger er gitt.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Kalkingsplan 2. Vassdrag 3. Forsuringsutvikling 4. Laks 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Liming plan 2. Watercourse 3. Acidification scenarios 4. Atlantic salmon
--	---



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

**Forsuringsutvikling og behov for ytterligere kalking
i Arendalsvassdraget**

Forord

Kalking av Arendalsvassdraget ble startet i 1996/97 ved kalking av de store innsjøene Nisser og Fyresvatn. I følge den første planen fra 1989 kunne dette være første fase i fullkalkingen av vassdraget. Planen ble revidert 10 år seinere. Det er også etablert et samarbeid i vassdraget om andre forbedringstiltak for laks.

Fylkesmannen i Aust-Agder tok i oktober 2003 kontakt med NIVA for å få utarbeidet enda en ny plan. Bakgrunnen for dette var vannkvalitetsutviklingen i de store innsjøene, generelle endringer i forsurings-situasjonen og forventninger om ytterligere endringer de nærmeste årene. NIVAs forslag til prosjekt ble akseptert i brev fra Fylkesmannen av 19.11.2003. Kontaktperson hos Fylkesmannen har vært Dag Matzow.

Håkon Halvorsen og Eivind Bjerke ved Høyskolen i Telemark har tatt vannprøver fra vassdragets mellomparti i mars-juni 2004 og analysert de fleste variablene fra disse prøvene som er med i rapporten. Synne Kleiven har vært ansvarlig kontaktperson ved høyskolen.

Tore Høgåsen ved NIVA har laget tålegrensekartene i denne rapporten, mens Liv Bente Skancke har bidratt med tilrettelegging av data og figurmateriale.

Grimstad, 30. august 2004

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Mål med arbeidet	7
3. Materiale og metoder	8
4. Oversikt over kalkingstiltak	9
4.1 Telemarks del av nedbørfeltet	9
4.2 Aust-Agders del av nedbørfeltet	9
5. Vannkjemisk utvikling til idag	11
5.1 De store innsjøene	11
5.2 Mellompartiet	12
5.3 Anadrom strekning	14
5.4 Betydningen av redusert forsurening	15
6. Effekt av gjennomført kalking	18
6.1 Betydning for pH	18
6.2 Oppnådd og nødvendig ANC-nivå på anadrom strekning	19
7. Forsuringsscenarier	20
7.1 Tålegrenser og tålegrenseoverskridelser	21
7.2 MAGIC-modellen	23
7.3 Inngangsdata til modellen	23
7.4 Modellresultater	24
8. Anbefalt kalkingsstrategi	28
9. Referanser	30
Vedlegg A. MAGIC-kalibrering	31
Vedlegg B. Vannkjemidata fra mellompartiet	32

Sammendrag

En rekke kalkingstiltak er gjennomført i Arendalsvassdraget for å gjøre vann og sidevassdrag levelige for fisk og andre forsuringfølsomme organismer. De store innsjøene nord i vassdraget ble i sin tid (1996/1997) kalket som del av en større kalkingsstrategi for også å få laksen tilbake. Videre opptrapping er imidlertid ikke skjedd, dels som resultat av begrensede kalkingstilskudd over statsbudsjettet og dels fordi det var tvil om vassdragets potensial som laksevassdrag.

Da det igjen ble aktuelt å vurdere fullkalking, var det i mellomtiden registrert flere forhold som gjorde sitt til at en revidert kalkingsplan ble anbefalt. En viktig endring har vært en generell nedgang i konsentrasjonen av giftig aluminium og pH-økning i Sør-Norge som følge av redusert surt nedfall. Et annet forhold var den stabile vannkjemien i Nisser og Fyresvatn etter kalking.

I denne rapporten er vannkjemisk utvikling i alle vassdragets deler gjennomgått. Det er samlet nye prøver fra ukalkede elver i vassdragets mellomparti og det er gjennomført beregninger av framtidig utvikling i vannkjemien. Alle kalkingstiltak er summert for delfelt og det er beregnet effekt på vannkjemien av de gjennomførte kalkinger. For de store innsjøene er det også beregnet hvilket bidrag kalking oppstrøms og redusert forsuring gir til den stabile vannkjemien. Vannkjemiske data fra Arendalsvassdraget er sammenholdt med tilsvarende fra Tovdalsvassdraget for å komme fram til realistiske pH-mål, ANC-nivåer og kalkmengder.

På bakgrunn av det innsamlede og analyserte materialet er det beregnet nødvendige kalkmengder for å produsere akseptabel vannkvalitet for laks, og det er diskutert strategier for kalking fra 2004 og framover i tid. Et mulig forsvarlig minimumsnivå er antydnet og anbefalinger er gitt.

For å produsere samme vannkvalitet som i Tovdalsvassdraget, dvs. middel-pH 6,25, trengs 6000 tonn kalk per år i middel i tillegg til de om lag 1850 tonn som totalt brukes i vassdraget i dag. Dette kan doseres fra to doserere i hovedelva, ett nedstrøms Åmli og ett ved Bøylefoss. pH-styrt dosering vil gi det mest optimale tiltaket.

Et minimumsnivå på 3500 tonn vil gi en middel-pH på nær 6,0. Denne kalkmengden kan doseres fra ett doseringsanlegg, som bør plasseres ved Bøylefoss. Dette alternativet vil øke sannsynligheten for dårligere vannkvalitet enn det første, men redusert forsuring og forholdsvis god vannkvalitet i sidevassdragene langs anadrom (lakseførende) strekning kan vise seg å gi tilstrekkelig beskyttelse. Vi vil anbefale at smoltkvaliteten kontrolleres hvis dette alternativet velges. Vannkvalitetsstyrt manøvrering av de store, kalkede reguleringsmagasinene kan vise seg å øke sikkerheten for laksen i særlig kritiske perioder og bør undersøkes nærmere.

Summary

Title: Acidification and need for further liming in the Arendal watercourse

Year: 2004

Author: Atle Hindar and Thorjörn Larssen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4558-8

Liming of several lakes and rivers has been carried out in the Arendal watercourse to make the water suitable as habitat for fish and other acid sensitive organisms. The large lakes up in north were limed in 1996/1997 as part of a liming strategy for reestablishment of an Atlantic salmon population. A follow-up of this strategy never occurred, partly due to the financial situation for liming in Norway, partly because the potential for salmon production was doubtful at the time.

As liming for salmon again came on the agenda, exploration of the effect of two important features of the water chemistry development was recommended. The reduction of acid deposition had resulted in a significant decrease in the concentration of toxic aluminium over the last ten years, and the water chemistry had been remarkably stable after the liming of the two largest lakes in 1996/1997.

The monitored water chemistry in all parts of the river catchment is reviewed in this report. Samples from unlimed rivers in subcatchments were collected and analysed, and calculations of future water chemistry have been made. All liming activities in the catchment have been summarised for single large subcatchments, and their effects on river pH have been calculated. We also calculated the contribution of liming and decreased acid deposition to the stable water chemistry of the largest lakes. Water chemistry of this river was compared with corresponding data from Tovdal River to come up with realistic target pH, ANC and liming amounts.

Based on the collected and analysed material calculations of lime doses for the production of acceptable water quality for Atlantic salmon were made. Strategies for liming at present and in the future are discussed. An anticipated acceptable lower level of liming is suggested and recommendations are given.

1. Bakgrunn

Arendalsvassdraget har vært sterkt preget av forsurening, og det er gjennomført en rekke kalkingstiltak de siste årene. Vassdraget er også sterkt regulert, noe som bl.a. påvirker vannslippet fra de tre store reguleringsmagasinene i øvre del og dermed vannkjemien nedover i vassdraget.

NIVA utarbeidet kalkingsplan for Arendalsvassdraget i 1989 (Hindar 1989). Denne ble revidert 10 år seinere (Hindar m.fl. 1999). I 1995 ble det dessuten utarbeidet en rapport om forurensingssituasjonen i vassdraget fram mot år 2010 (Kaste m.fl. 1995).

Deler av den opprinnelige kalkingsplanen er gjennomført ved at Nisser og Fyresvatn ble kalket i 1996/1997 og ved at avrenningen fra nedbørfeltet til Nesvatn langt på vei må sies å være kalket. Effekten av disse kalkingstiltakene er fulgt i 6-7 år gjennom overvåkingsprogrammet for Arendalsvassdraget (Hindar og Skancke 2003). Forurensingssituasjonen har de siste årene vært i sterk endring pga redusert nedfall av svovel, og er nå langt mer avklart enn f.eks. i 1995. Mye av den forventede forbedringen er skjedd, men ytterligere bedring vil fortsatt kunne skje som følge av de siste internasjonale avtalene om redusert utslipp.

To interessante utviklingstrekk er den dramatiske reduksjonen i giftig aluminium i vann og vassdrag i Sør-Norge pga lavere svoveldeposisjon og den stabile vannkvaliteten som er oppnådd i Nisser og Fyresvatn etter kalking.

2. Mål med arbeidet

Arbeidet med denne rapporten har hatt som hovedmålsetting å gi en ny vurdering av kalkbehovet i nedre del av Arendalsvassdraget. Behovet er basert på laksens vannkvalitetskrav og er beregnet ut fra dagens kalkingsaktiviteter og forurensingsutviklingen.

Delmål har derfor vært å analysere vannkjemiske data, skaffe oversikt over all kalking i vassdraget innenfor Aust-Agder og Telemark og beregne effekten av denne kalkingsvirksomheten. Det har vært særlig fokus på utviklingen i de store, kalkede innsjøene øverst i vassdraget. I tillegg er det gjort beregninger av dagens forurensingseffekter, framtidig endring i forurensingen og tilhørende endring i kalkbehov. Det har også vært et delmål å forsøke å avklare om en kan klare seg med en stor kalkdoserer i hovedelva. Endringer i manøvreringsreglement for vassdraget med bakgrunn i vannkvalitet har ikke vært aktuelt tidligere, og vi har derfor tatt utgangspunkt i dagens praksis.

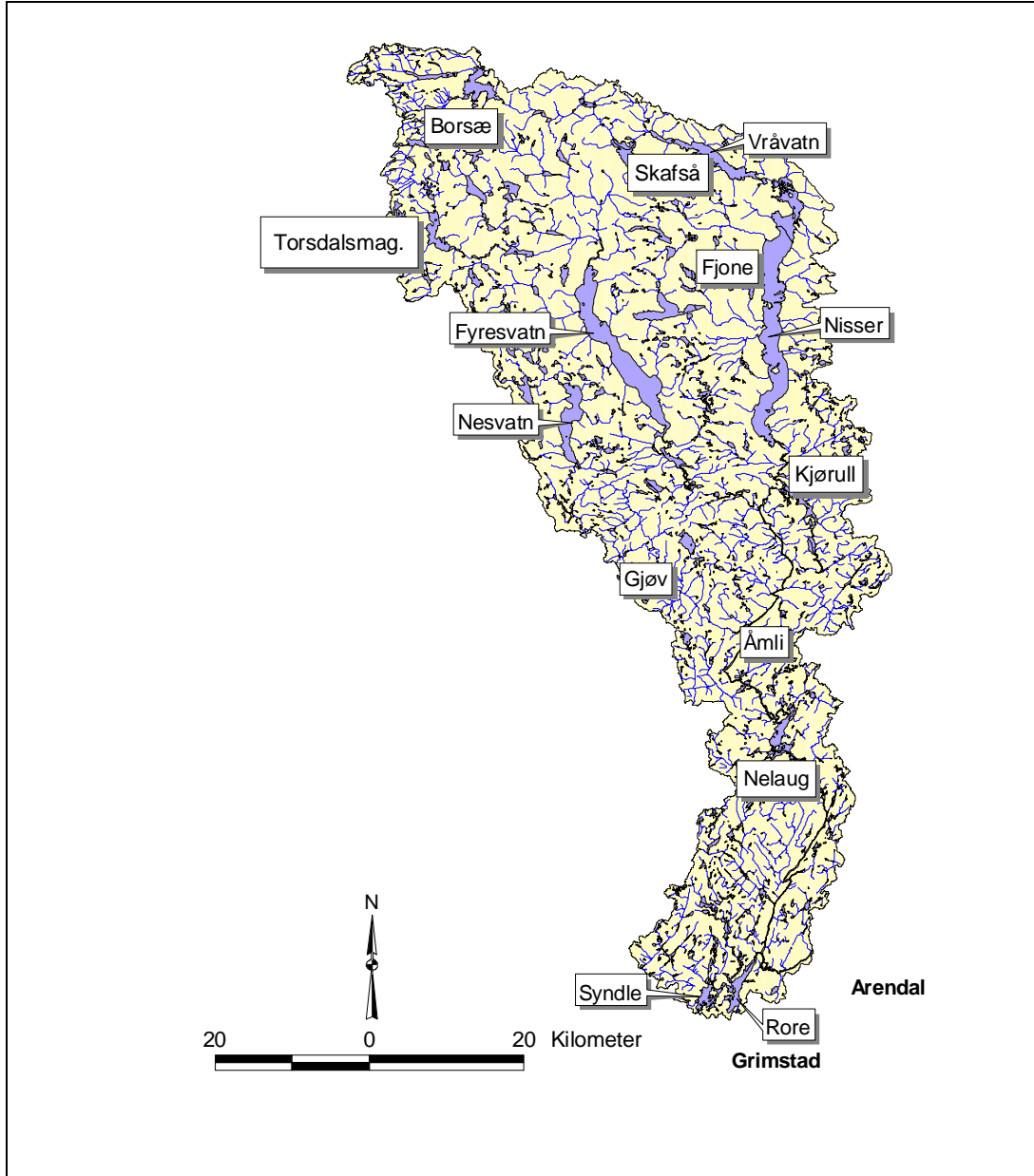
I dette arbeidet har vi ikke hatt som mål å ta stilling til om pågående kalking i øvre deler av vassdraget er nødvendig fordi kalkbehovet for innlandsfisk i utgangspunktet ikke har vært tema. Vi vil imidlertid tro at kalkingsaktiviteten i dette området vil trappes betydelig ned pga bedringer i forurensingssituasjonen. Hvis det skjer vil forutsetningene for beregninger i denne rapporten kunne endres.

Denne rapporten presenterer derfor resultater på følgende områder:

- effekten av pågående kalking
- dagens og framtidig forurensingssituasjon basert på internasjonale avtaler (Gøteborgprotokollen fra 1999 og EUs planer om utslippsreduksjoner fram til 2010)
- kalkbehov for laks og endringer i dette i årene framover
- anbefalinger om endringer i kalkingsstrategi basert på resultatene over

3. Materiale og metoder

Nedbørfeltet til Arendalsvassdraget er vist i **Figur 1**. Det vises til tidligere kalkingsplaner og rapporter (se referanseliste) for ytterligere informasjon om vassdraget.



Figur 1. Nedbørfeltet til Arendalsvassdraget ned til Rykene dam. Vannforekomster og enkelte stedsnavn er avmerket.

For å vurdere situasjonen i Arendalsvassdraget har vi skaffet datamateriale for vannkjemisk utvikling, kalkingstiltak og benyttet ulike tilnærminger og beregningsmåter. Den vannkjemiske overvåkingen i regi av DN og SFT gir data for hhv. de tre store innsjøene og for vassdraget ved Rykene på anadrom

strekning. Data for kalkingstiltak er innhentet fra Fylkesmannen i Telemark og Fylkesmannen i Aust-Agder.

NIVA reviderte i 2003 beregning av tålegrenseoverskridelser for Tovdalselva (fra Hindar og Henriksen 1995), brukte MAGIC-modellen til å beregne forløpet for årene framover og koplet disse til kalkforbruket i elva i perioden 1997-2002 (Larssen m.fl. 2003). Resultatet er interessant, fordi det var god sammenheng mellom modellberegninger og faktisk kalkforbruk. Etter en viss kalibrering kan derfor framtidig kalkforbruk justeres direkte etter modellert forsuringsutvikling. Denne teknikken er også brukt i dette arbeidet.

Vannkjemiske data er hovedsakelig fra de nasjonale overvåkingsprogrammene for sur nedbør og kalking i regi av SFT og DN. I tillegg er det i forbindelse med dette arbeidet samlet inn data fra sidevassdrag. Det ble gjort i samarbeid med Høgskolen i Telemark, ved at to studenter samlet prøver etter et opplegg utarbeidet av NIVA og ved at analyser på prøvematerialet dels ble utført ved laboratoriet til NIVA (pH, Al-fraksjoner og TOC), dels av studentene ved høyskolens laboratorium i Bø (pH og øvrige variable). Det var ubetydelig systematisk forskjell i målt pH mellom laboratoriene, men en del spredning ($pH_{NIVA}=1,03pH_{Bø}-0,16$; $r^2=0,92$), og vi valgte derfor å bruke pH_{NIVA} i framstilling og tolkning.

4. Oversikt over kalkingstiltak

4.1 Telemarks del av nedbørfeltet

De mest omfattende, enkeltstående kalkingsinnsatser i vassdraget hittil er kalkingen av Nisser med 10000 tonn kalksteinsmel vinteren 1996/97 og kalkingen av Fyresvatn med 8000 tonn i november 1997.

Ved siden av kalkingen av Nisser og Fyresvatn er det omfattende kalking av mindre innsjøer i øvre del av vassdraget. Vi har gått gjennom kalkingsdatabasen hos Fylkesmannen i Telemark og plassert alle kalkede innsjøer innenfor hhv. Nissers, Fyresvatns og Nesvatns nedbørfelt. I tillegg er alle andre kalkede Telemarkinnsjøer innenfor Arendalsvassdragets nedbørfelt identifisert. I alt 182 innsjøer i dette området ble kalket i 2002 og/eller 2003. 71 av disse har avrenning nedstrøms Nisser eller Fyresvatn og de aller fleste i denne gruppen hører til Heimdøla, som renner inn i Nidelva rett nedstrøms utløpet av Nisser, og Kilåni som kommer inn rett nedstrøms utløpet av Fyresvatn. I tillegg til de 53 innsjøene i Nissers nedbørfelt er det ca. 50 innsjøer på østsiden av Nisser som kalkes, men disse drenerer til Kragerøvassdraget.

Tabell 1 viser de brukte kalkmengdene over tid. Etter en markert reduksjon i perioden 1996-1998, har kalkforbruket vært stabilt. Pga den lange flomperioden høsten 2000 ble det imidlertid kompensert ved å tilleggskalke året etter. Tallene for 2001 er derfor gjennomgående høyere enn både året før og årene etter. I de 8 årene denne oversikten omfatter er det brukt over 1000 tonn kalk per år og totalt 10.000 tonn kalk.

4.2 Aust-Agders del av nedbørfeltet

I den delen av nedbørfeltet som hører til Aust-Agder har det også i en årrekke vært gjennomført ulike kalkingstiltak. Vi har samlet data for perioden 1996-2003 (**Tabell 2**). Totalt ble det brukt mellom 500 og 1000 tonn kalk pr. år, avtakende utover i perioden. Tre enkeltstående tiltak utgjør ca. 80 % av den totale kalkmengden som tilføres på denne strekningen. Det er innsjøkalkingen av Tønnesølvatnet og doseringen ved Kiland og i Uråna. Alle disse tiltakene er i Rorevassdraget i nedre del. De resterende

tiltakene er hovedsakelig fordelt på øvrige deler av Rorevassdraget, Trævatnvassdraget og lokaliteter med avrenning mer direkte til Nidelva.

I 1996 ble det kjøpt inn 200 tonn skjellsand i Nidelvafeltene og i 1996 og 1997 hhv. 150 og 180 tonn skjellsand i Trævatnvassdraget, noe som ikke er registrert seinere. I årene 1997 og 1998 ble det kjøpt inn ca. 150 tonn skjellsand til diverse bekker i Gjøvdal, men de siste årene er det ikke registrert slike innkjøp. Det er uklart over hvor lang periode disse kalkmengdene er brukt.

Tabell 1. Oversikt over brukte kalkmengder innenfor Telemarkdelen av Arendalsvassdragets nedbørfelt i perioden 1996-2003. Innsjøene er identifisert i forhold til deres respektive nedbørfelt, og kalkmengdene er deretter summert. Mens feltene 1-3 er nedbørfeltene til hver av de tre store innsjøene, er felt 4 og 5 Telemarkdelen av feltet nedstrøms hhv. Nisser og Fyresvatn. Antall innsjøer i hver gruppe som ble kalket i perioden 2002-2003 er også vist.

Felt	Navn	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Sum
1	Nisser	557	456	252	214	331	413	327	317	2867
2	Fyresvatn	135	137	96	197	154	173	149	131	1172
3	Nesvatn	366	341	220	319	304	319	295	261	2425
4	nedstr. Nisser	268	412	140	249	236	298	246	224	2073
5	nedstr. Fyresvatn	278	214	156	131	146	252	167	173	1517
SUM		1604	1560	864	1110	1171	1455	1184	1106	10054

Felt	Navn	Antall
1	Nisser	53
2	Fyresvatn	30
3	Nesvatn	28
4	nedstr. Nisser	45
5	nedstr. Fyresvatn	26
SUM		182

Tabell 2. Oversikt over brukte kalkmengder innenfor Aust-Agderdelen av Arendalsvassdragets nedbørfelt i perioden 1996-2003. Innsjøer og bekkelokaliteter er identifisert i forhold til deres respektive nedbørfelt, og kalkmengdene er deretter summert. Mens feltene 1-3 er egne sidefelt, er felt 4 de øvrige kalkede arealer som drenerer til Nidelva. De siste fire årene er det 13 innsjøer som er kalket regelmessig, mens to kalkdoserere (kun en i 2003) var i drift.

Felt	Navn	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	SUM
1	Gjøv	0	62	89,9	0	0	0	0	0	152
2	Trævatn	222	227	32	11	32,6	25,8	25	20,5	596
3	Rore	491	591	636	800	779	706	629	452	5084
4	Nidelva	321	107	94	69,3	51,6	49,1	44	45,5	782
SUM		1035	987	852	880	863	781	698	518	6613

5. Vannkjemisk utvikling til idag

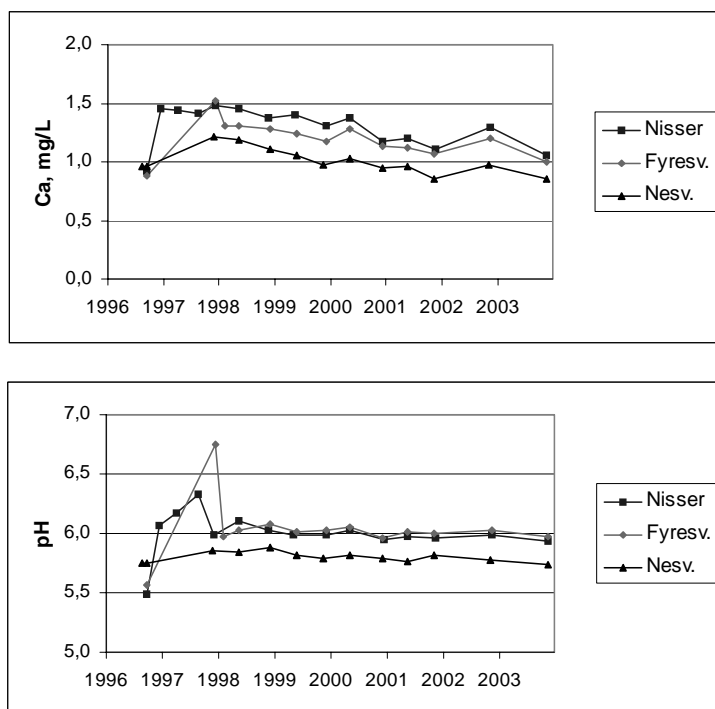
Den vannkjemiske overvåkingen av Arendalsvassdraget i forbindelse med kalking ble igangsatt i 1996. Endringer ble innført i september 2001, da de to stasjonene Nobbyuten og Sigridnes i mellompartiet ble tatt ut av undersøkelsen. Likeledes ble antall prøvetakinger i innsjøene Nisser, Fyresvatn og Nesvatn redusert fra to til en f.o.m. 2002. I dette vassdraget er det ikke opprettet referansestasjon for vannkjemisk. Det skyldes at det kalkes høyt oppe i vassdraget, og at det derfor er vanskelig å finne egnet referanse til hovedvassdraget. Slike referansestasjoner finnes både i Vegårvassdraget i sørøst og i Tovdalsvassdraget i vest.

5.1 De store innsjøene

Vannkvaliteten i Nisser og Fyresvatn har vært god og svært stabil etter kalking vinteren 1996/97 (**Figur 2**). pH er nær 6,0 og konsentrasjonen av labilt aluminium er stort sett lavere enn 20 µg/L, dvs. under kritisk grense for de fiskeslag og organismer som lever i disse innsjøene. Kalsiumkonsentrasjonen ble økt med omlag 0,5 mg/L etter kalking, men er deretter redusert.

Middelverdi for pH i Nesvatn var omlag 5,75 i slutten av undersøkelsesperioden, og har vært noe avtakende. Både pH og kalsiumkonsentrasjon er lavere enn i de to andre innsjøene fordi kalkingstiltakene i nedbørfeltet ikke er omfattende nok. Konsentrasjonen av labilt Al var derfor over dobbelt så høy i Nesvatn og nærmere kritiske grenser for fisk.

Kalsiumkonsentrasjonen er altså klart redusert i alle de tre innsjøene etter kalking (**Figur 2**), mens pH har stabilisert seg omkring pH 6,0 i Nisser og Fyresvatn. Mindre forsuring og kalking av en rekke innsjøer i Telemarksdelen av vassdraget gir en mindre reduksjon i pH og Ca etter kalkingen i Nisser og Fyresvatn enn en teoretisk beregning viser. Effektene av dette er studert nærmere seinere i rapporten.



Figur 2. Kalsium (Ca) og pH på 10 meters dyp i de tre store innsjøene i perioden 1996-2003.

5.2 Mellompartiet

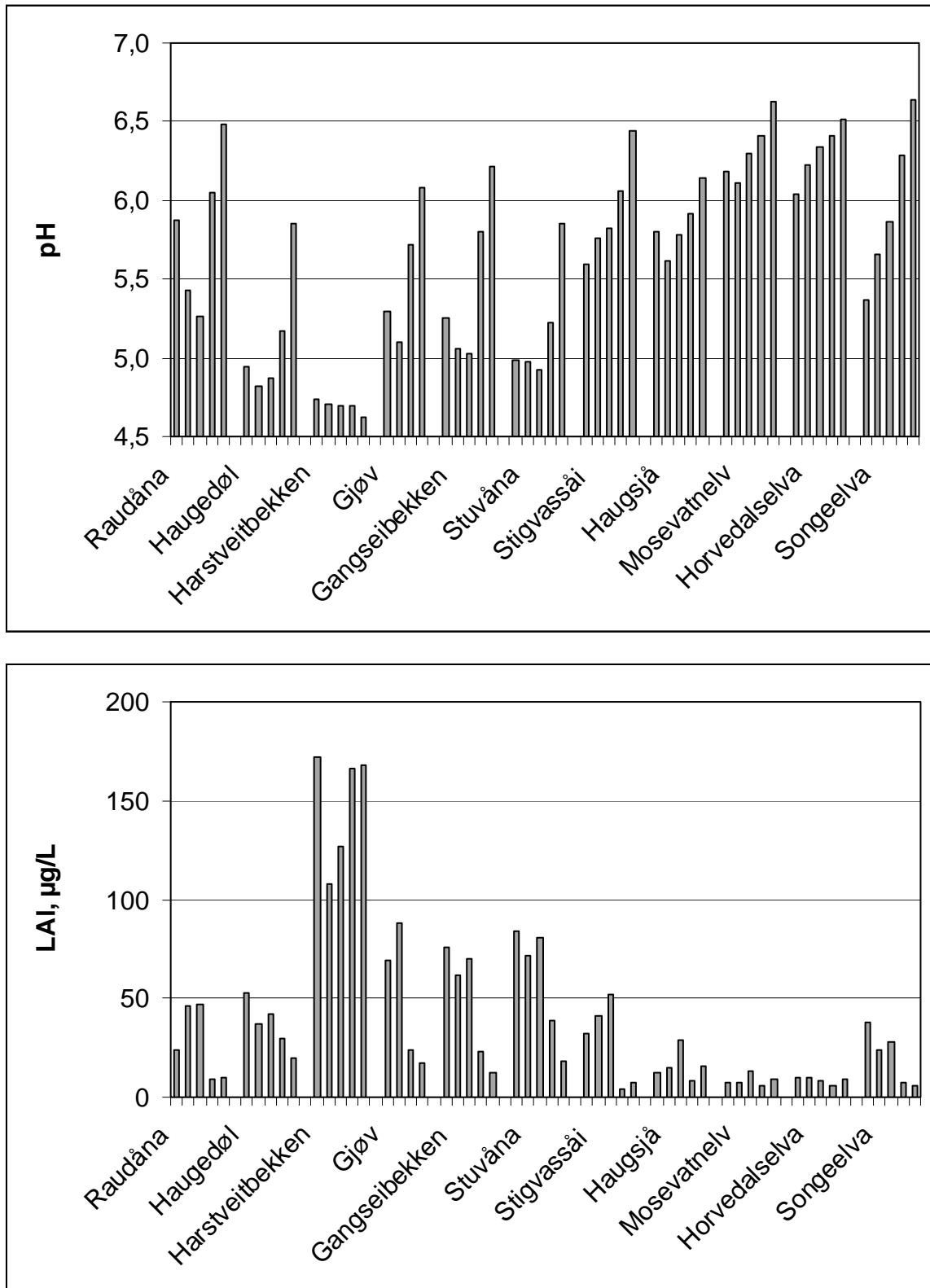
Vannkvaliteten i området mellom de store innsjøene og Rykene er tidligere lite kartlagt vannkjemisk. I enkelte av tilløpene, spesielt i Telemarksdelen, er det kalking, mens i andre deler ikke eller ubetydelig. Parallelt med revisjon av kalkingsplanen for Arendalsvassdraget ble det innledet et samarbeid mellom NIVA og HiT ved at to høyskolestudenter i Bø tok sin oppgave i tilknytning til dette vassdraget. Vannkjemi i ukalkede sidevassdrag ble kartlagt. Dette arbeidet er innlemmet i kalkingsplanen fordi det er en verdifull vannkjemisk dokumentasjon for perioden mars-juni da det erfaringsmessig kan være svært surt vann på anadrom strekning.

Prøvetakingsstasjoner er vist i **Tabell 3**. Det ble tatt prøver i perioden mars-juni, se resultater i vedlegg.

Tabell 3. Prøvetakingsstasjoner for undersøkelser i sidegreiner i Arendalsvassdragets mellomparti første halvdel av 2004. Lokalisering er gitt.

Lokalitet	Kart	UTM-ØV	UTM-NS
1 Raudåna	1612 IV	4723	65366
2 Haugedøl	1612 IV	4738	65228
3 Harstveitbekken	1512 I	4619	65245
4 Gjøv	1612 IV	4700	65173
5 Gangseibekken	1612 IV	4700	65188
6 Stuvåna	1512 II	4676	65103
7 Stigvassåi	1612 III	4719	65125
8 Haugsjø	1612 III	4836	64955
9 Mosevatnelv	1612 III	4835	64942
10 Horvedalselva	1612 III	4796	64865
11 Songeelva	1612 III	4786	64857

Resultatene viser at det er svært stor variasjon i vannkjemi mellom stasjonene og at det også er stor variasjon over tid. Partiet mellom Gjøv og Fyresdalsåna peker seg ut ved at vassdragene her fortsatt ser ut til å kunne være svært sure og ha høye konsentrasjoner av giftig aluminium. Harstveitbekken kommer ned fra Måvatn (549 moh) og er kronisk sur med pH under 4,8 ved alle prøvetakinger (**Figur 3**). Her er labilt Al 100-175 µg/L. Dette sidevassdraget skiller seg derved klart fra alle de andre lokalitetene. Men også andre vassdrag i dette området, representert ved Haugedøl, Gjøv og Gangseibekken, har lav pH. Det må imidlertid bemerkes at LAI i Haugedøl er i området 20-50 µg/L og at høyeste LAI-konsentrasjon i de andre to er 88 µg/L. Stuvåna sørvest for Åmli, med pH nær 5,0 på de fire første prøvetakingene, hadde LAI under 85µg/L. I de fire sørligst beliggende sidevassdrag var pH stort sett over 5,5 og viste jevn stigning utover i perioden. I Mosvatnelva og Horvedalselva var pH alltid over 6,0. Den største variasjonen i pH fant vi i Songeelva.



Figur 3. pH og labilt aluminium i prøver fra Arendalssvassdragets mellompart i mars-juni 2004. Prøvene er rangert kronologisk ved at tidligste prøve ligger til venstre i hvert dataknippe.

Disse dataene er interessante fordi de hovedsakelig bekrefter inntrykket fra nasjonale overvåkingsprogrammer og andre undersøkelser om redusert mobilisering av aluminium og at de ekstremt lave pH-verdiene ($\text{pH} < 4,7$) sjelden/ikke opptrer. Det finnes imidlertid fortsatt lokaliteter med høye LAl-verdier, slik som Harstveitbekken.

NIVA har tidligere vist at pH-verdier ned mot 5,0 kan ha vært vanlig på heiene i Agder også før forsuringen satte inn (Hindar og Wright 2002). Fire av lokalitetene i denne delundersøkelsen har pH-verdier i dette området, og det kan derfor være vanskelig å bruke pH som eneste indikator på forsuringstatus.

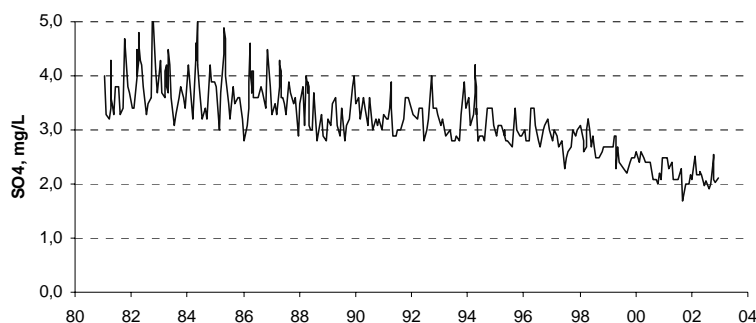
Konsentrasjonen av løst organisk stoff, for eksempel i Haugedøl (4,3-6,7 mg TOC/L), er så stor at en vesentlig del (75%) av aluminiumet er bundet. Også dette forklarer forholdsvis lave LAl-konsentrasjoner. I den til dels ekstremt klare Harstveitbekken (0,3-2,2 mg TOC/L) er mellom en tredel og all Al på løst og dermed giftig form. I Haugedøl kan de svake organiske syrene være med å gi redusert pH, mens dette bidraget er ubetydelig i Harstveitbekken, spesielt ved de to siste prøvetakingene med $\text{TOC} < 1 \text{ mg/L}$.

Vannkjemien i dette området forklarer de endringer som skjer fra Nisser, Fyresvatn og Nesvatn i nord og ned mot den anadrome strekningen. Dataene gir et bedre grunnlag for å vurdere hvilke delfelt som bidrar mest til redusert vannkvalitet. Resultatene har også betydning for å vurdere tilførsler til anadrom strekning og for plassering av et eventuelt kalkdoseringsanlegg i hovedelva i Åmli-området.

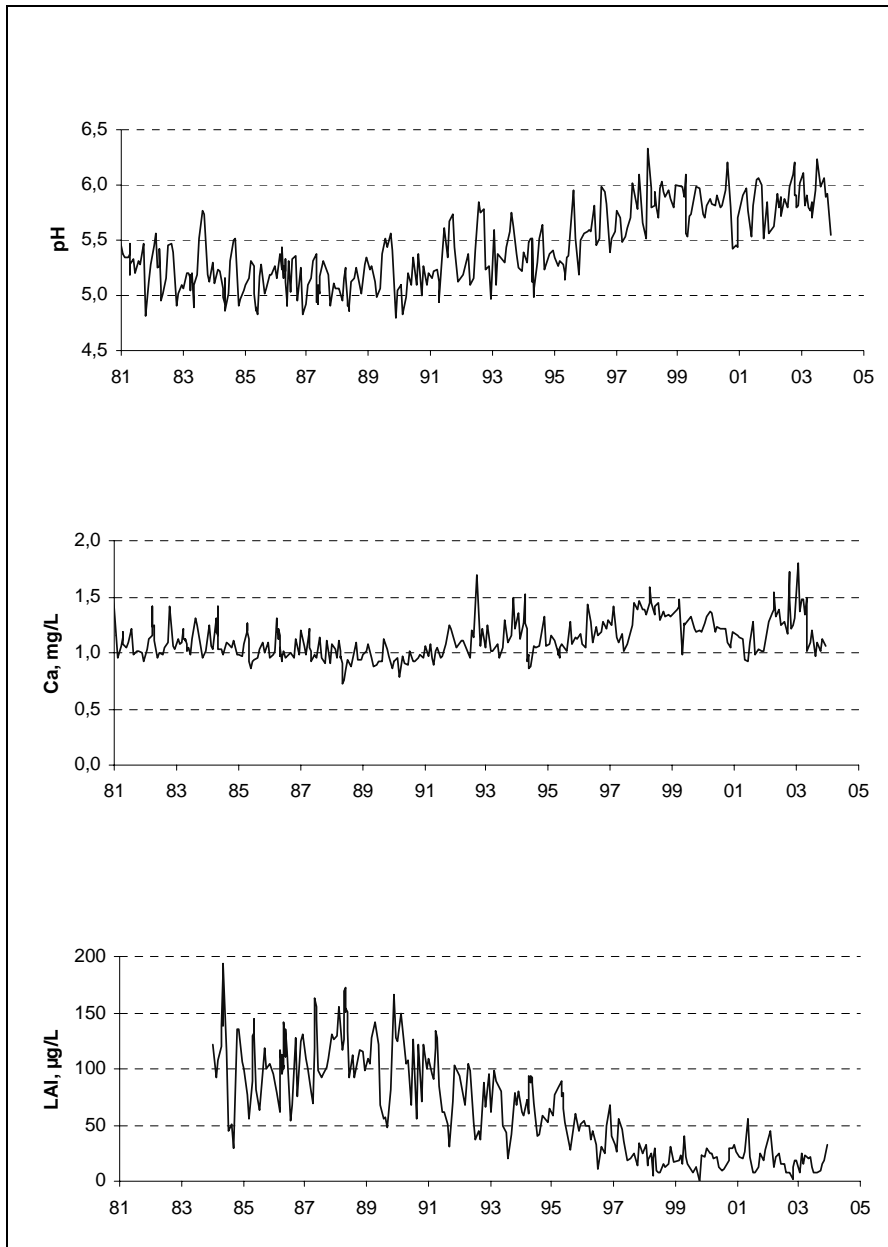
5.3 Anadrom strekning

Figur 4 og **Figur 5** viser resultater fra statlig program for forurensningsovervåking ved Rykene på den anadrome strekningen. Redusert forsuring (se sulfatkonsentrasjonen i **Figur 4**) og kalking har bidratt til en vannkvalitetsforbedring på denne prøvetakingsstasjonen, men vannkvaliteten har vært noe ustabil. Det gjenspeiles i variasjonen i pH og aluminium (**Figur 5**).

I 2002 og 2003 var middelverdien for pH ved stasjonen på Rykene mellom 5,8 og 5,9, men variasjonen er forholdsvis stor. pH-verdiene i 2003 varierte innenfor intervallet 5,54-6,24. Lave pH-verdier og konsentrasjoner av labilt Al på over $20 \mu\text{g/L}$ om våren tyder på at vannet kan være ugunstig i en svært sårbar periode for anadrom fisk. En gunstigere forsuringssituasjon gjenspeiles imidlertid ved at det nå måles høyere pH-verdier i forhold til Ca-konsentrasjon enn tidligere. Mens Ca-konsentrasjonen er endret med et par tidels milligram per liter over 20 år, er pH-nivået økt fra 5,2-5,3 til nesten 5,9 i middel, se nærmere om dette i avsnitt 5.4.



Figur 4. Endringer i sulfatkonsentrasjonen ved Rykene i perioden 1981-2003.

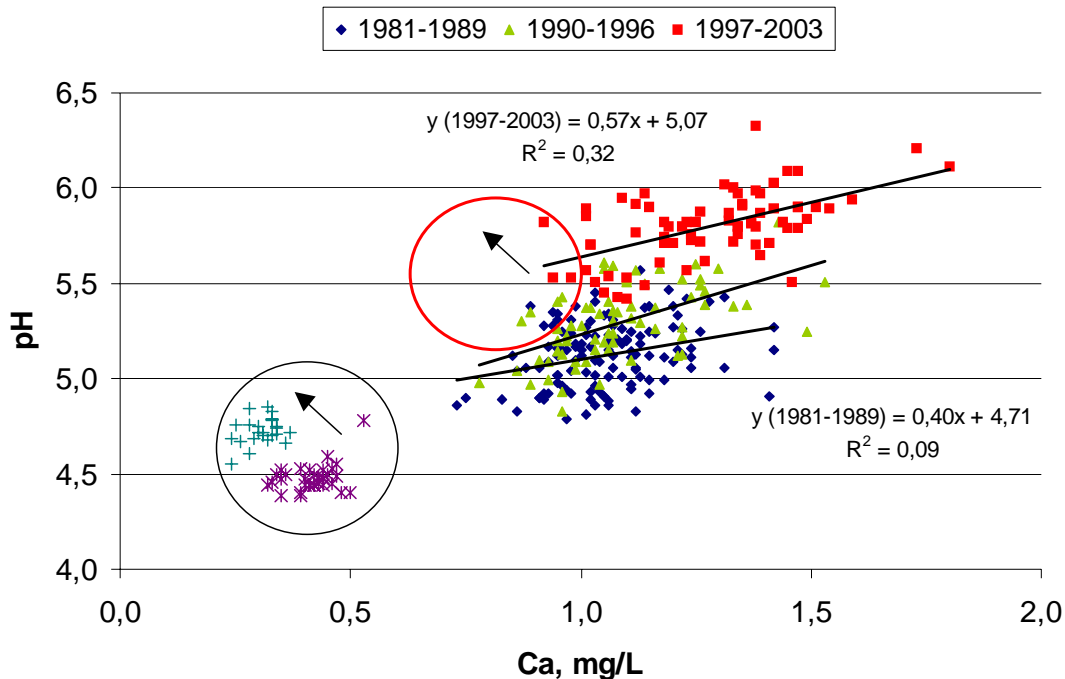


Figur 5. pH, kalsium og labilt aluminium ved Rykene i perioden 1981-2003. Aluminiumanalysene ble først introdusert i 1984.

5.4 Betydningen av redusert forsuring

Når sulfatkonsentrasjonen reduseres pga mindre surt nedfall må en forvente at pH øker, slik som observert og vist over. Ved å dele dataserien for Rykene-stasjonen inn i tidsblokker, kan vi også se hvordan pH ved samme kalsiumkonsentrasjoner er økt. Dette er vist i **Figur 6**. I perioden 1997-2003 var pH ca. 0,5 pH-enheter høyere ved 1 mg Ca/L enn i de to foregående periodene. Andre data, f.eks. fra Lille Hovvatn (se nede til venstre i figuren), tyder på at reduksjon i sulfatkonsentrasjon fører til et lavere kalsiumnivå samtidig med at pH øker. Det kan derfor tenkes at punktene i figuren egentlig trekkes opp og mot venstre med tiden, men at kalkingen kamouflerer dette ved å øke Ca-konsentrasjonen. Den øverste ringen i figuren viser hvordan en kunne tenke seg området for Ca-pH-punktene i vassdraget i perioden 1997-2003 hvis det ikke hadde vært kalket. Vi mener de

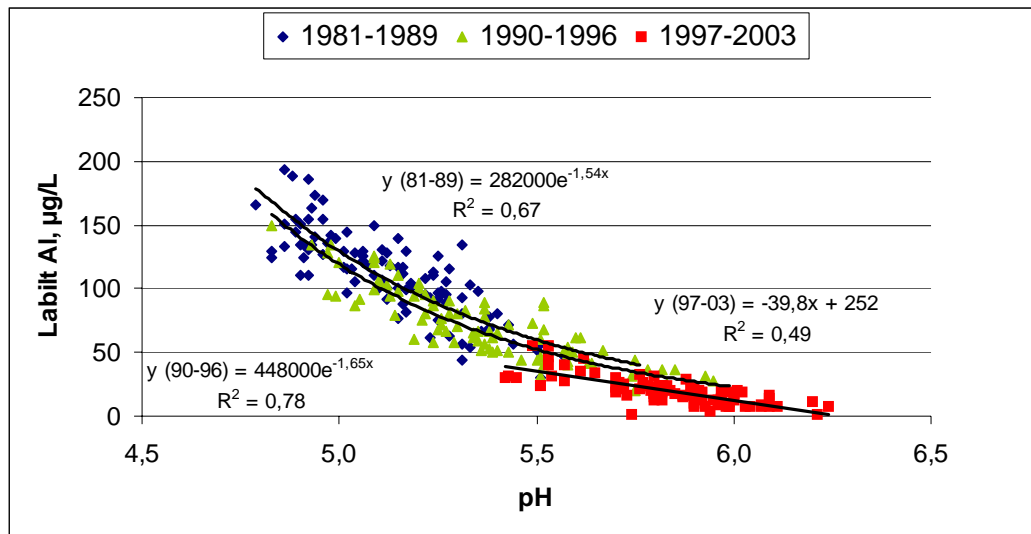
sannsynligvis hadde ligget langs den samme regresjonslinjen, men i forlengelsen nedover mot venstre. Konklusjonen om pH-økning blir den samme. Reduksjon i Ca er også framkommet som resultat av modellberegningen i kapittel 7, se **Figur 12**, og er vist for en rekke områder i Europa der belastningen med sur nedbør er redusert.



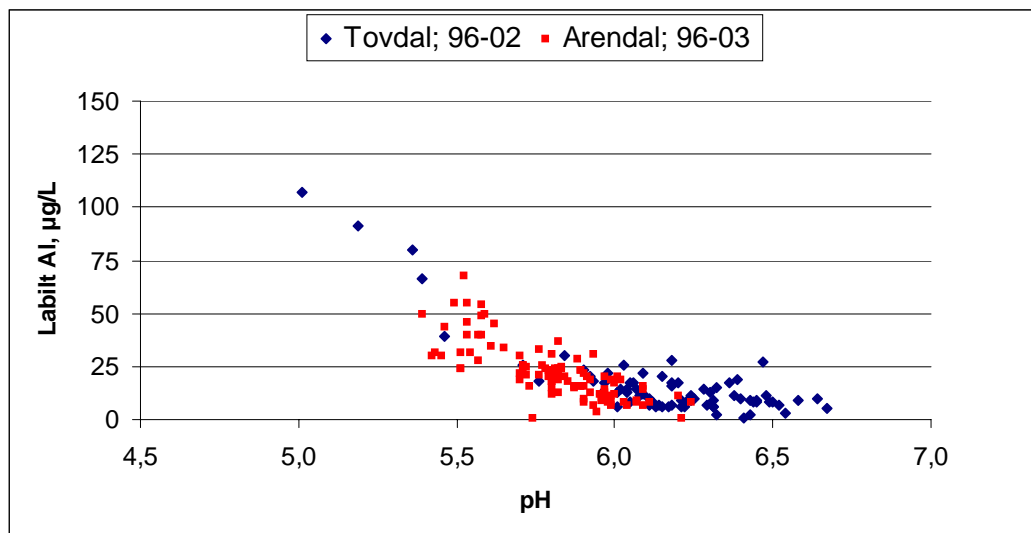
Figur 6. Forholdet mellom pH og kalsiumkonsentrasjon i ulike perioder på Rykene-stasjonen i Arendalsvassdraget. pH de siste årene er vesentlig høyere ved de samme konsentrasjonene av kalsium enn på 1980-tallet. Økningen i kalsiumkonsentrasjon skyldes kalking. Ringen nede til venstre omslutter data fra Lille Hovvatn i Aust-Agder for periodene 1981-89 (stjerner) og 1997-2003 (plusstegn). Den er lagt inn her for å vise at Ca-konsentrasjonen er redusert, mens pH er økt pga mindre forsuring de siste 20 årene. Tilsvarende endring ville forventes i Arendalsvassdraget hvis det ikke hadde vært kalket (indikert ved øvre ring).

Redusert forsuring har hatt en klar effekt på konsentrasjonen av aluminium. Dette er vist gjennom de regionale innsjøundersøkelsene (SFT 2002) og f.eks. for Lille Hovvatn, der labilt Al (den giftige fraksjonen) er redusert med to tredeler. Vi har sett på hvordan situasjonen har utviklet seg i Arendalsvassdraget. **Figur 7** viser forholdet mellom labilt Al og pH i elva ved Rykene i perioden 1981-2003. Perioden er delt i tre og viser hvordan pH er økt og LAI redusert gradvis fram til idag. I perioden 1997-2003 ble det ikke målt LAI over 60 µg/L og de fleste verdiene var under 25 µg/L. Det har også vært tendenser til lavere LAI ved samme pH.

Et tilsvarende datasett for perioden 1996-2002/3 er vist i **Figur 8**. Her har vi satt sammen data for Tovdal og Arendalsvassdraget for å vise at disse vannkjemiske målingene ikke gir noe fullgodt grunnlag for å differensiere vannkvalitetsmålet i pH-intervallet 6,0-6,5. Begge disse figurene viser imidlertid at LAI øker eksponensielt når pH reduseres til under 6,0. Før en eventuelt endrer pH-målene i Arendalsvassdraget i forhold til de som gjelder i Tovdal bør en derfor eksponere laksesmolt for vannkvaliteten i Arendalsvassdraget.



Figur 7. Forholdet mellom pH og labilt aluminium på Rykenestasjonen i ulike perioder.



Figur 8. Forholdet mellom pH og labilt aluminium ved Rykene i Arendalsvassdraget og ved Boen i Tovdalsvassdraget i perioden 1996-2002/3.

6. Effekt av gjennomført kalking

Når en skal beregne og vurdere effekten av kalking er det viktig å være klar over de underliggende endringer pga redusert forsuring, slik som vist over. Her har vi forsøkt å trekke ut de effektene som har med kalkingen å gjøre.

6.1 Betydning for pH

Den omfattende kalkingen i Nidelvas øverste deler gir effekter i de store innsjøene og videre nedover i vassdraget. Vi har forsøkt å beregne denne effekten og sammenlikne den med effekten av redusert forsuring.

Det framgår i **Tabell 1** at nedbørfeltene til Nisser, Fyresvatn og Nesvatn de to siste årene er tilført hhv. 322, 140 og 278 tonn kalk pr. år. Summen av all kalking i Telemarksdelen av vassdraget er 1145 tonn per år. Ved hjelp av sammenhengene mellom Ca og pH, innsjøenes volum og avrenningen i nedbørfeltet, er det regnet ut at dette tilsvarer pH-økninger fra 5,89 til 6,00 i Nisser, fra 5,92 til 6,00 i Fyresvatn og fra 5,2 til 5,8 i Nesvatn. Som en ser er det tatt utgangspunkt i det pH-nivået som er målt i disse innsjøene de siste årene. Beregningene viser at det bare er nedbørfeltet til Nesvatn som tilføres så store kalkmengder at det kan sies å være vesentlig for innsjøens vannkjemiske tilstand.

For Nisser er det beregnet at fortytning etter innsjøkalkingen vinteren 1996/97 ville bringe Ca-konsentrasjonen ned med 0,3 mg/L og dermed pH-verdien ned til 5,67 høsten 2003 (etter seks og et halvt år). For Fyresvatn er det beregnet at fortytning etter innsjøkalkingen i 1997 ville bringe Ca-konsentrasjonen ned med 0,2 mg/L og pH-verdien ned til 5,75 høsten 2003 (etter seks år).

Ved å trekke alle disse kalkingseffektene fra den målte vannkjemien kan vi sannsynliggjøre effekten av mindre forsuring. For Nisser tilsvarer redusert forsuring en pH-økning fra 5,67 til 5,89, dvs. to tideler i dette pH-området. For Fyresvatn tilsvarer det en pH-økning fra 5,75 til 5,92, også her omlag to tideler. I Nesvatn ville pH trolig vært nær 5,0 uten kalking. Redusert forsuring gir dermed et større bidrag til høy pH enn innsjøkalking i nedbørfeltene for Nisser og Fyresvatn, mens det motsatte er tilfellet for Nesvatn. Her er kalking i nedbørfeltet viktigst.

Ved å ta utgangspunkt i middel-pH ved Rykene i 2001-2003 (pH 5,87), har all kalking i Telemark utover de to store innsjøkalkingene (1145 tonn pr. år) og all kalking i Aust-Agderdelen (700 tonn pr. år) en beregnet effekt i Nidelva ved Rykene på 0,17 pH-enheter. Uten kalking ville altså pH vært 5,70 i middel og ikke 5,87.

Det er verdt å merke seg at 90% av all kalk som tilføres i Aust-Agder spres eller doseres i Rorevassdraget, og først får effekt i Nidelva etter samløp 5 km oppstrøms Rykene. Dette bidraget tilsvarer en pH-økning på 0,06 enheter ved Rykene i pH-området 5,8 med normal kalkopløsning. For laksens del ville det selvsagt være en fordel om denne kalkmengden ble plassert høyere oppe i vassdraget, slik at også de eksisterende og potensielle gyteområdene nedstrøms Bøylefoss fikk glede av den vannkvalitetsøkningen som kalken representerer. På den annen side vil det være slik at hvis kalkingen i Rorevassdraget avbrytes eller trappes ned må tilsvarende kalkmengder doseres fra nytt doseringsanlegg. Dette sidevassdraget kunne dessuten bli en kilde til aluminiumstilførsel.

I alle disse beregningene har vi valgt å legge inn 70% kalkopløsning. For Nesvatn er dette tallet kanskje litt lavt for de 100 av 250-300 tonn kalk per år som spres med båt på store innsjøer, mens det kan være for høyt for mindre innsjøer som kalkes med helikopter. Men, med unntak av Rorefeltet, har vi ikke grunnlagsmateriale for å vurdere tallet nærmere. En antatt betydelig langtidsopløsning (20-

30% av tilført kalk) er inkludert i tallet for kalkoppløsning. Som en ser i avsnittet under, er det mye som tyder på at kalkingstiltakene i Rorevassdraget har en langt dårligere oppløsning, noe som selvsagt også gir et mindre bidrag til vannkvalitetshevingen i Nidelva enn det som er beregnet over.

I 2001 var pH omlag 5,8 i Rore og konsentrasjonen av labilt Al var ca 30 µg/L. Med et nedbørfelt på 192 km², spesifikk avrenning på 33,2 L/s/km² og et kalkforbruk i 2000-2001 på noe over 700 tonn per år, har vi beregnet at pH i Rore ville vært 4,6 uten kalking. Vi har da lagt inn en kalkoppløsning på kun 50% og tatt hensyn til at TOC-konsentrasjonen var kommet opp i ca. 4 mg/L i 2001. pH 4,6 er imidlertid temmelig usannsynlig, tatt i betraktning den betydelige vannkvalitetsendring som har skjedd de siste 10 årene. Hvis pH i 2001 uten kalking hadde vært f.eks. 5,2 eller høyere (noe som er mer sannsynlig), forutsetter det en kalkoppløsning på 30% eller lavere. Så lav kalkutnyttelse bør gi grunnlag for å se på hvordan kalkingen i denne delen utføres. I 2003 var det ikke drift i doseringsanlegget i Uråna (ved utløp Bærlivatn), noe som ytterligere understreker behovet for en oppjustering av tiltakene i denne delen. Kalking må sies å være en forutsetning for å sikre lav konsentrasjon av labilt Al i Rore og dermed mindre problemer med Al-effekter i Nidelva.

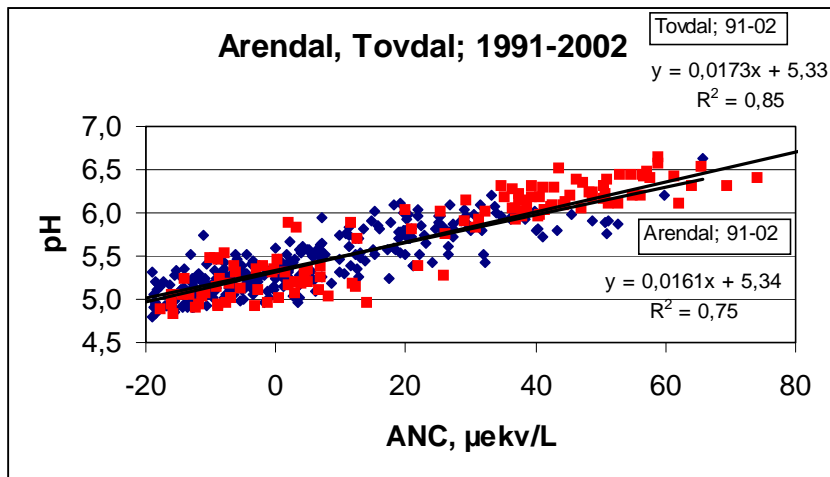
6.2 Oppnådd og nødvendig ANC-nivå på anadrom strekning

Larssen m.fl. (2003) beregnet effekten av fullkalking i Tovdalselva på ANC-nivået og sammenliknet det med nivået uten kalking. Scenarier for framtida kunne deretter beregnes. Vi har gjort en tilsvarende tilnærming i dette arbeidet.

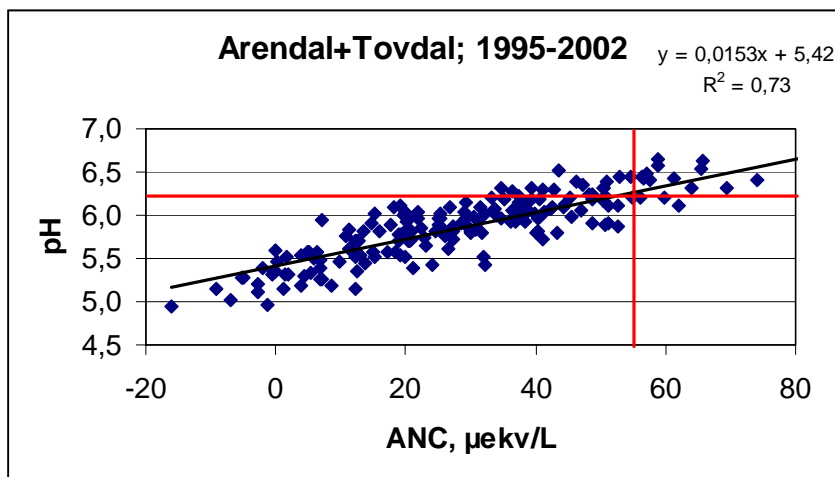
I Arendalsvassdraget er imidlertid ANC-nivået forholdsvis lavt i forhold til de målverdier en må operere med av hensyn til laksens vannkvalitetskrav. Det ble derfor først undersøkt om sammenhengen mellom ANC og pH fra Tovdalselva kunne brukes for Arendalsvassdraget. I **Figur 9** har vi avsatt pH mot ANC. Figuren viser at sammenhengene er nær identiske i de to vassdragene, men at det er få registrerte data i Arendalsvassdraget med pH over 6,0. Vi har derfor slått de to datasettene sammen for å gi et bedre grunnlag for å beregne pH etter ANC.

Denne sammenlikningen gir grunnlag for å bruke ANC-nivået i Tovdalselva som ANC-mål i Arendalsvassdraget. I **Figur 10** har vi satt sammen pH-ANC-data for begge vassdrag for perioden 1997-2002 og vist hvilken midlere pH-verdi en kan regne med ved ulike ANC-verdier. Her kan en f.eks. lese av at middel-pH på 5,8-5,9 i Arendalsvassdraget tilsvarer ANC= 25-30 µekv/L og at pH-målet på 6,25 kan nås ved å øke ANC med hhv. 30 og 25 µekv/L til 55 µekv/L.

En økning i ANC på 25-30 µekv/L tilsvarer en økning i midlere Ca-konsentrasjon på 0,5-0,6 mg/L, slik som vist i **Figur 10**. Figuren viser også at det ikke er målt pH under 6,0 ved en ANC-verdi på 55 µekv/L.



Figur 9. Sammenhengen mellom pH og ANC i Arendalsvassdraget (firkanter) og i Tovdalsvassdraget (diananter) for perioden 1991-2002. Regresjonslinjene er nærmest overlappende, og pH blir svært lik om en regner ANC på basis av de to regresjonslikningene.



Figur 10. Sammenhengen mellom pH og ANC for Arendalsvassdraget og Tovdalsvassdraget (datasettene er slått sammen) for perioden 1995-2002. Linjene i diagrammet viser den midlere ANC-verdi i Tovdalsvassdraget for perioden 1999-2002 (ANC=55,6 µekv/L) og tilhørende pH-verdi (pH 6,26).

7. Forsuringsscenarier

I dette kapitlet presenteres først beregning av tålegrenser og overskridelser av disse basert på en statistisk forsuringmodell. Overskridelsene viser forholdet mellom det sure nedfallet og tålegrensene. Når tålegrensene ikke lenger er overskredet er nedfallet på et nivå som før eller siden vil bringe vannkvaliteten tilbake til en antatt akseptabel tilstand for forsuringfølsomme organismer. Men denne modellen kan ikke beregne hvor lang tid dette vil ta eller hvor nær vi er kommet for eksempel etter 10

år. Vi har derfor brukt en dynamisk forsuringsmodell (MAGIC) til dette. MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) er kalibrert ved hjelp av jord- og vannkjemiske data fra vassdraget, og er brukt til å se på hvordan vannkjemien sannsynligvis vil bli i framtida. Modellen er kjørt uten å ta med kalking, og ved å sammenlikne modellresultater med målte data fra de siste årene vises dermed den forskjellen i vannkjemi som skyldes kalking.

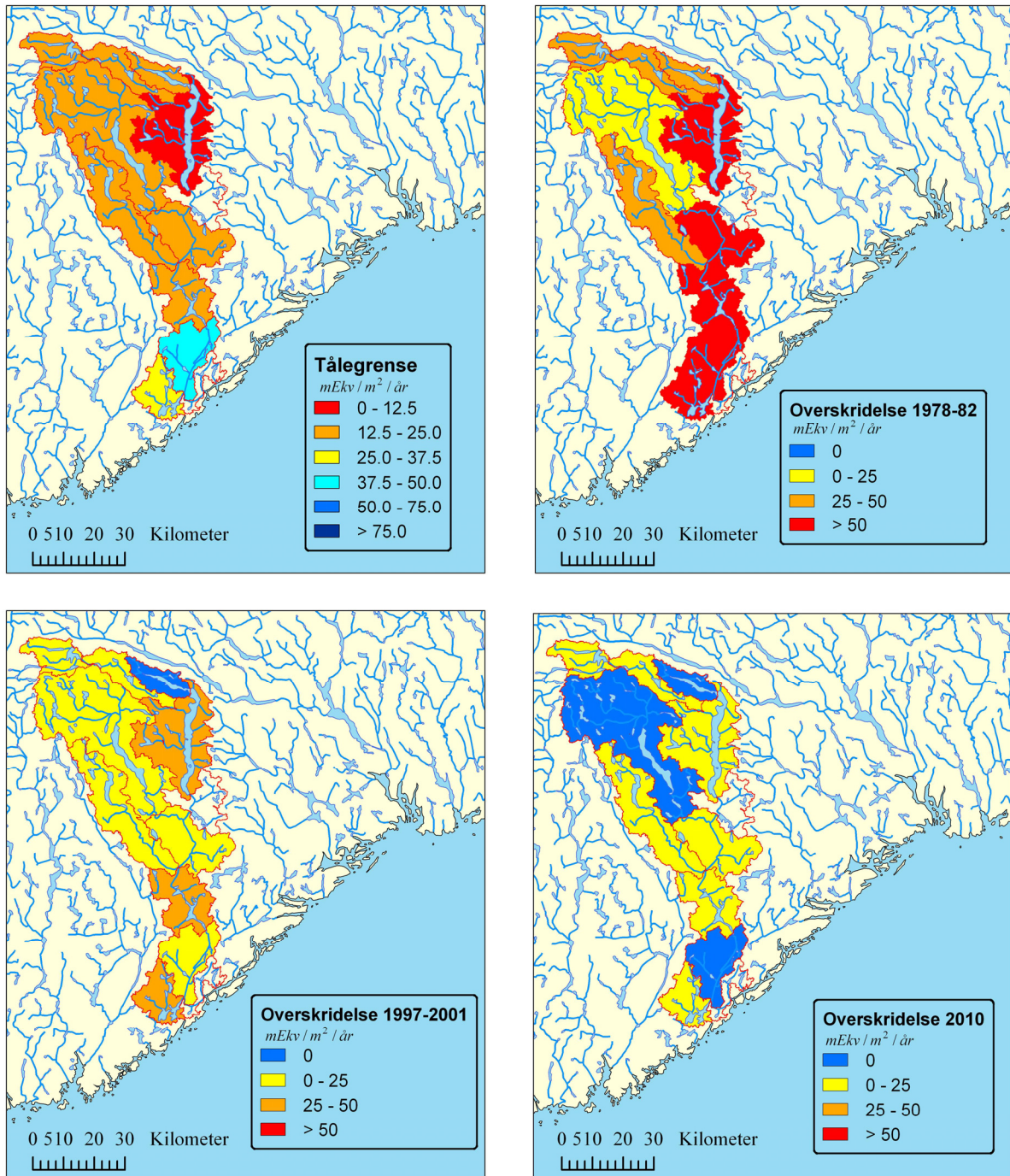
7.1 Tålegrenser og tålegrenseoverskridelser

Naturens tålegrenser brukes som uttrykk for hva naturen kan tåle av forurensninger uten å bli vesentlig skadet eller endret. Tålegrenser for forsurening av overflatevann er basert på vannkvalitetskrav hos ferskvannsfisk og ANC som parameter på kritisk kjemisk verdi. Metodene for beregning av tålegrenser for forsurening og tålegrenseoverskridelser for overflatevann er beskrevet i Henriksen og Posch (2001). Tålegrenser for i alt 9 vassdragsavsnitt i Arendalsvassdraget ble beregnet og kartlagt i 1993/1994 (Kaste m.fl., 1995). Beregningene er basert på vannkvalitetsdata fra 56 innsjøer som ble undersøkt i forbindelse med en stor landsomfattende undersøkelse i 1986 (SFT 1987). Tålegrensen for hvert vassdragsavsnitt er beregnet som middelverdien av innsjøene som ligger innenfor det aktuelle området. I vassdragsavsnitt som hadde stor variasjon i vannkvalitet, ble tålegrensene vektet i forhold til areal. Dette ble gjort i nedslagsfeltet til Fyresvatn (019.DZ), som har bedre vannkvalitet i de øvre delene, og i Rorevassdraget, som har en sidegren med bedre vannkvalitet (Urånassdraget).

Tabell 4 og **Figur 11** viser de beregnede tålegrensene for de ulike vassdragsavsnitt, samt tålegrenseoverskridelser for perioden 1978-82, 1997-2001 (basert på nedfall gitt av Hole m.fl., 2002) og 2010 forutsatt at Gøteborgprotokollen gjennomføres. For 2010 er det videre antatt at forsureningsbidraget fra nitrogen holdes på samme relative nivå som i dag og altså reduseres når nedfallet reduseres.

Tabell 4. Tålegrenser og overskridelser i ulike vassdragsavsnitt i Arendalsvassdraget. Beregningene inkluderer nitrogen som forsurende element. For 2010 er det forutsatt at Gøteborgprotokollen gjennomføres og at framtidig nitrogenlekkasje holdes på samme relative nivå som i dag.

Regime-enhet	Tålegrense	Overskridelse	Overskridelse	Overskridelse
	<i>mekv/m²/år</i>	1978-1982 <i>mekv/m²/år</i>	1997-2001 <i>mekv/m²/år</i>	2010 <i>mekv/m²/år</i>
0019.AZ	30	71	29	10
019.BO	40	61	4	-11
019.CO	16	68	36	20
019.CZ	16	47	21	8
019.DO	16	52	21	10
019.DZ	20	24	3	-4
019.EO	13	67	22	11
019.FO	10	61	28	15
019.HO	18	30	19	6
019.JO	18	41	8	0
019.G	18	32	-2	-7



Figur 11. Tålegrenser og overskridelser for Arendalsvassdraget. Overskridelser er gitt for perioden 1978-82, 1997-2001 og for 2010 forutsatt at Gøteborgprotokollen gjennomføres.

Tålegrensene for forurening er lave i hele Arendalsvassdraget. I de øvre og midtre delene av vassdraget er tålegrensen fra 0 til 25 mekv/m²/år (opp mot 0,4 g svovel/m²/år). Vassdragsavsnitt nærmest kysten har tålegrenser som ligger noe høyere, mellom 25 og 50 mekv/m²/år (0,4 - 0,8 g S/m²/år). Tålegrensen for delfelt 019.BO er forholdsvis usikker pga. sparsomme bakgrunnsdata. De tre innsjøene som er med i beregningsgrunnlaget kan dessuten være påvirket av menneskelig aktivitet (landbruk, bebyggelse) som vil gi et positivt bidrag til alkaliteten. Tålegrensen i delfelt 019.BO forventes derfor å være overestimert. Det foreligger ingen bakgrunnsdata fra delfelt 019.AO, som ligger nærmest kysten.

Feltet ligger delvis under marin grense, og det er derfor å forvente at tålegrensen her er høyere enn ellers i vassdraget.

Dersom en tar utgangspunkt i nedfallet av sur nedbør omkring 1980 var tålegrensene overskredet i hele Arendalsvassdraget. De største overskridelsene var i de midtre og nedre delene av vassdraget. Deposisjonen i perioden 1997-2001 gir fortsatt overskridelser, men de er betydelig lavere. Nedbørfeltet oppstrøms Fyresvatn (019.G) har noe gunstigere geologi og mottar mindre sur nedbør enn områdene lenger ned, og området har derfor ikke lenger overskredet tålegrense.

Ved gjennomføring av avtalte utslippsreduksjoner innen 2010 kan ytterligere forbedring forventes. Deler av nedbørfeltet vil imidlertid fortsatt ha overskridelser av tålegrensen, og gjennomføring av Gøteborgprotokollen er dermed ikke tilstrekkelig for å friskmelde hele Arendalsvassdraget.

7.2 MAGIC-modellen

MAGIC er en dynamisk, middels kompleks forsuringsmodell utviklet for å predikere langtidstrender i vannkjemi som resultat av endring i deposisjonskjemi (Cosby mfl. 1985a; Cosby mfl. 1985b). Modellen simulerer konsentrasjoner av hovedioner i jordvæske og overflatevann. Hovedprosessene involvert i modellen er kationbytte, sulfatadsorpsjon, oppløsnings/utfellings- og spesieringsreaksjoner for aluminium, og oppløsning og spesiering av organisk materiale. I tillegg inkluderer modellen flukser for deposisjon, forvitring, netto opptak og avrenning.

En vesentlig parameter for MAGIC er størrelsen på det utbyttbare lager av kationer (for eksempel Ca og Mg) i jordsmonnet i nedbørfeltet (kationbyttekapasitet og basemetning). De utbyttbare kationene i jordsmonnet bestemmer hvordan overflatevannet responderer på endrete konsentrasjoner i det atmosfæriske nedfallet. Tilgang på jordkjemiske data er ofte begrensende faktor for anvendelse av MAGIC for mange vassdrag hvor vannkjemiske data er tilgjengelig for modellkalibrering. Andre viktige inngangsdata for anvendelse av MAGIC er jordfysiske parametre, inn- og utflukser for vannmengde og hovedioner og netto årlig opptak av næringssalter i vegetasjon.

7.3 Inngangsdata til modellen

Jorddata fra feltforskningsområdene på Storgama (Gautefallheia øst for Treungen) og Birkenes er brukt i dette prosjektet. Birkenes er nederst i Tovdalsvassdraget, men antas også å kunne representere nedre deler av Arendalsvassdraget. For de jordkjemiske parametre er gjennomsnittsverdien fra disse to feltene benyttet. Data er aggregert til ett sett av parametre for hvert av feltforskningsområdene, deretter er gjennomsnittet beregnet. Først aggregeres data fra de ulike horisontene i individuelle jordprofiler ved masseveing, deretter ble data for hvert profil aggregert som aritmetiske middel.

Data for nedbør og nedbørkjemi er hentet fra SFTs overvåkningsprogram (Aas mfl. 2003). Imidlertid er ikke disse verdiene representative for vassdragets nedbørfelt som helhet. Tørravsetning av både sjøsalter og gasser er ikke inkludert. I tillegg vil det alltid være betydelige gradienter både i nedbørmengde og sammensetning innen nedbørfeltet for et større vassdrag. De målte deposisjonsverdiene er derfor justert etter et sett med kriterier for å være dekkende for hele nedbørfeltet og dermed i overensstemmelse med den faktisk observerte vannkjemi. Fremgangsmåten baserer seg på antagelsen om at klorid er et konservativt ion (på årlig tidsskala) og dermed kan brukes til å justere sjøsaltbidraget for de andre ionene i deposisjonen basert på avrenningen. Videre er fluksen for sulfatdeposisjon justert basert på fluksen i avrenningen for en 2-3 års periode, hvilket er en rimelig antagelse kun i systemer med tynne jordsmonn og rask responstid for sulfat. I tillegg til dagens nedbørkjemi krever modellen informasjon om hvordan nedbørkjemien har endret seg historisk. Disse er hentet fra beregninger med EMEP modellen (Posch mfl., 2003).

Relevante avrenningsdata må estimeres i regulerte vassdrag. Årlig vannføringen på Rykene er svært variabel og styres primært av reguleringer oppstrøms. I modellkalibreringen er det vannvolumet som drener jordsmonnet i nedbørfeltet som er av interesse. Vi har derfor benyttet vannføringstrendene fra Tovdalsvassdraget, og skalert dem til langtids normalvannføring for Arendalsvassdraget.

De store innsjøene fører til betydelig oppholdstid for vannet fra det kommer inn i innsjøene og til vannet passerer Rykene. Oppholdstiden for Nisser og Fyresvatn er omlag 8 år, og arealet av disse to vannenes nedbørfelt er omtrent 2000 km², dvs halvparten av hele Arendalsvassdragets nedbørfelt. Vi har derfor benyttet en midlere oppholdstid for hele nedbørfeltet på 4 år i modellkjøringene.

Forvittringshastighet og mengden av utbyttbare basekationer må kalibreres før modellen kan brukes til prediksjoner. Dette gjøres ved at man kjører modellen mange ganger og underveis justerer forvittringshastighet og opprinnelig basekationmengde inntil den modellerte vannkjemi og jordkjemi stemmer overens med observasjonene. Vannkjemidata og jordkjemidata brukes således ikke som inngangsdata i selve modellen, men som et helt nødvendig sammenligningsgrunnlag i kalibreringsprosessen. Selektivitetskoeffisienter for kationbytte beregnes av modellen når de andre parametre er satt. Verdier for de kalibrerte parametre er gjengitt i vedlegg.

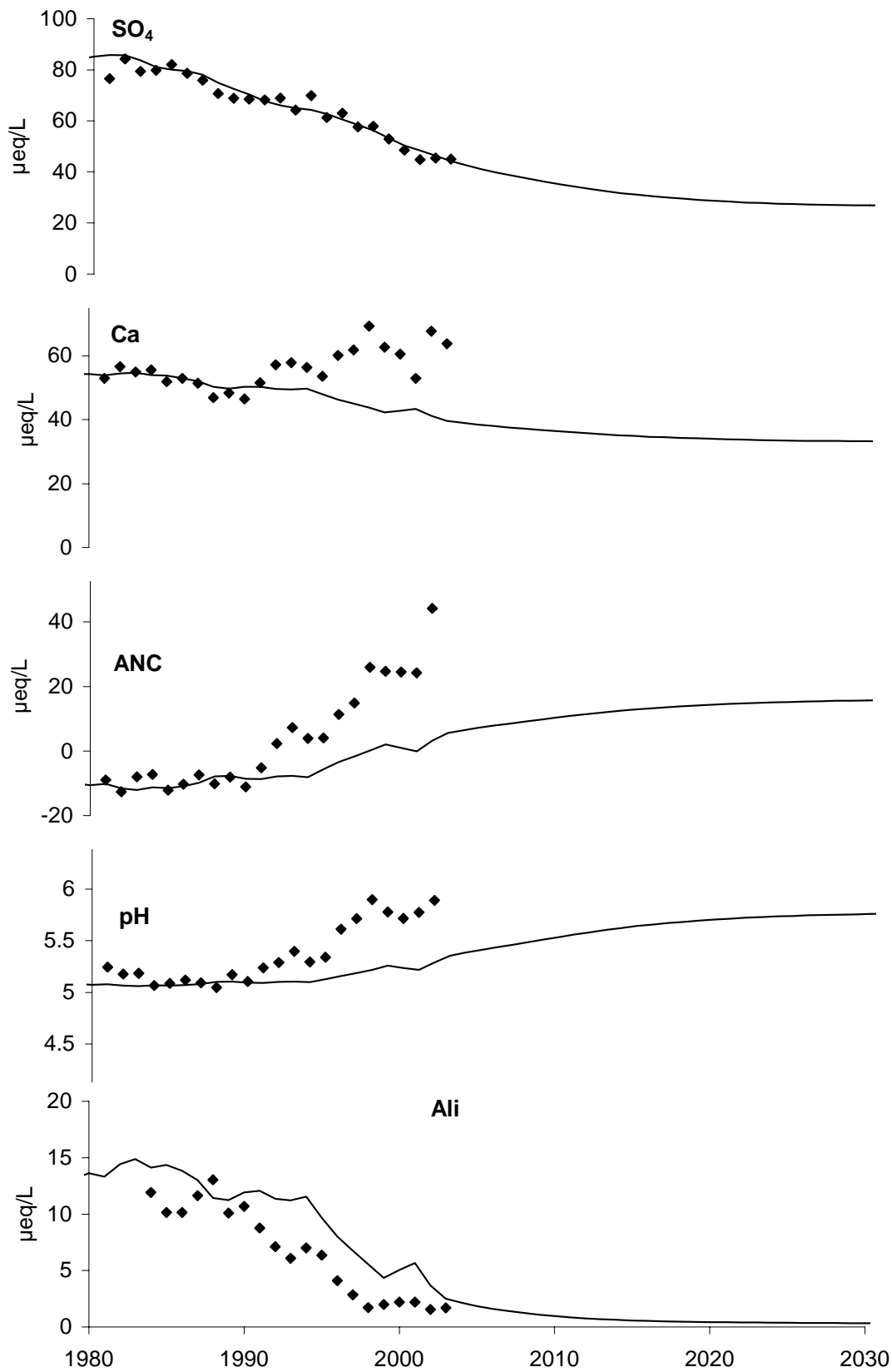
7.4 Modellresultater

Vi benyttet observert vannkjemi for perioden 1980-1990 til å kalibrere MAGIC modellen. Vi har antatt at vannkjemien var lite påvirket av kalkingsaktiviteter før dette. Modellerte vannkemiske parametre er vist i **Figur 12** sammen med observerte årlige middelkonsentrasjoner. Fra 1990 og framover kan man se på vannkjemien, særlig på kalsiumkonsentrasjonen, at kalkingsaktivitetene i vassdraget har økt gradvis. For sulfat, som ikke påvirkes av kalking direkte i vann, har vi en god overensstemmelse mellom modellerte og observerte konsentrasjoner for hele perioden det finnes måledata.

Modellen kan brukes til å beregne hvordan vannkjemien ville ha vært dersom vassdraget ikke hadde vært kalket. Vi ser at kalsiumkonsentrasjonen ville ha avtatt videre med avtakende sulfatkonsentrasjon (**Figur 12**). Denne utviklingen ble også illustrert i **Figur 6**. Vannets syrenøytraliserende evne (ANC) ville ha økt også uten kalking, men atskillig mindre enn økningen med kalking. Tilsvarende ser vi at den målte pH-økningen har vært betydelig større med kalking enn den økningen som er modellert uten kalking. Nederst på figuren ser vi hvordan konsentrasjonen av potensielt giftig aluminium har avtatt.

For å estimere framtidens kalkbehov kan vi bruke erfaringene fra kalkingsaktivitetene hittil og sammenligne modellert vannkjemi uten kalking med observert vannkjemi med kalking. Ved å beregne forskjellen mellom disse to kan vi anslå hvor mye kalk som kreves i praksis for dette spesifikke vassdraget. Av erfaring vet vi at treffsikkerheten i modellering av ANC er bedre enn for pH og aluminium. Det er derfor hensiktsmessig å uttrykke kalkingsmålet i form av en ANC-verdi ved beregning av framtidig kalkbehov ved hjelp av denne metoden.

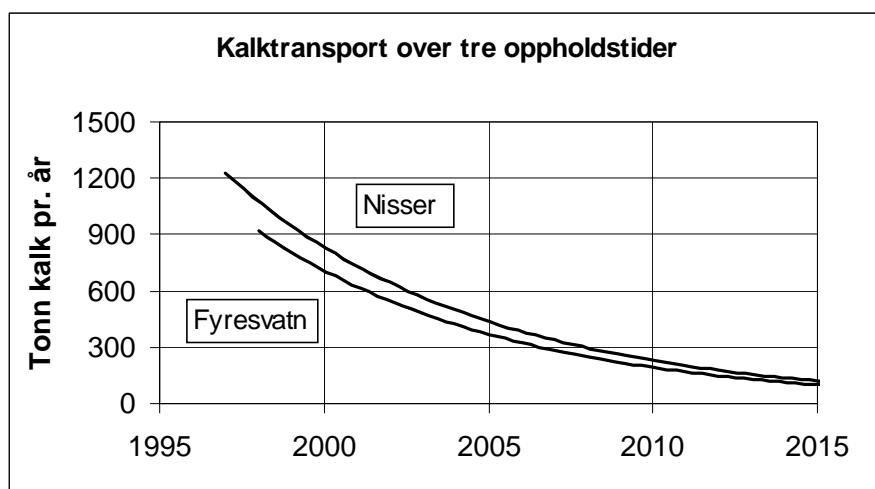
Vi kan bruke forskjellen mellom modellert ANC uten kalking og observert ANC til å beregne hvor mye kalk som trengs for å oppnå observert økning i ANC (**Tabell 5**). Dette er parallelt til de beregningene som er gjort i avsnitt 6.2. På grunn av den lange oppholdstiden i de store innsjøene øverst i Arendalsvassdraget, og fordi ulike kalkingsmetoder benyttes (kombinasjon av doserere og innsjøkalking), har vi her beregnet effektiv kalkmengde tilført vassdraget pr. år. Dette har vi gjort ved blant annet å estimere den kalkmengden som føres ut av Nisser og Fyresvatn pr. år, se **Figur 13**.



Figur 12. Observert (punkter) og modellert (hel strek) vannkjemi ved Rykene. Modellert vannkjemi er beregnet for ukalket vassdrag. (Ali er det samme som labilt Al, den antatt giftige aluminiumsfraksjonen; legg også merke til at alle konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{ekv/L}$).

Det er betydelig variasjon i benyttet kalkmengde pr. ANC-enhet forbedring fra år til år (**Tabell 5**). Vi har her valgt å ta utgangspunkt i 150 tonn kalk pr. $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ANC-forbedring basert på observasjoner de fleste årene 1996-2003. Årene 2002-2003 ble det benyttet vesentlig mindre kalk pr. ANC-enhet enn tidligere. Dette kan skyldes at den generelle vannkvaliteten var spesielt god og ANC dermed spesielt høy disse to årene, som også er observert andre steder (SFT 2003). Det er foreløpig for tidlig å si om dette er en vedvarende forbedring, men vi har lagt inn scenarier for 100 tonn pr. $\mu\text{ekv L}^{-1}$ også.

Basert på erfaringene fra Tovdalselva, har vi, slik som i avsnitt 6.2, tatt utgangspunkt i et ANC-mål på 55 $\mu\text{ekv/L}$. Dette er betydelig høyere enn det som hittil er oppnådd. Vi har også laget et scenario med et ANC-mål på 40 $\mu\text{ekv/L}$. Det tilsvarer en årlig middel-pH på ca. 6,0, se avsnitt 6.2. Vi har antatt at all "ny" kalk tilføres ved bruk av doserer. Det er derfor ikke lagt inn ny innsjøkalking, men det er tatt med i beregningen at kalk vil bli tilført fra Nisser og Fyresvatn slik som vist i **Figur 13**. Resultatene er vist i **Figur 14**.

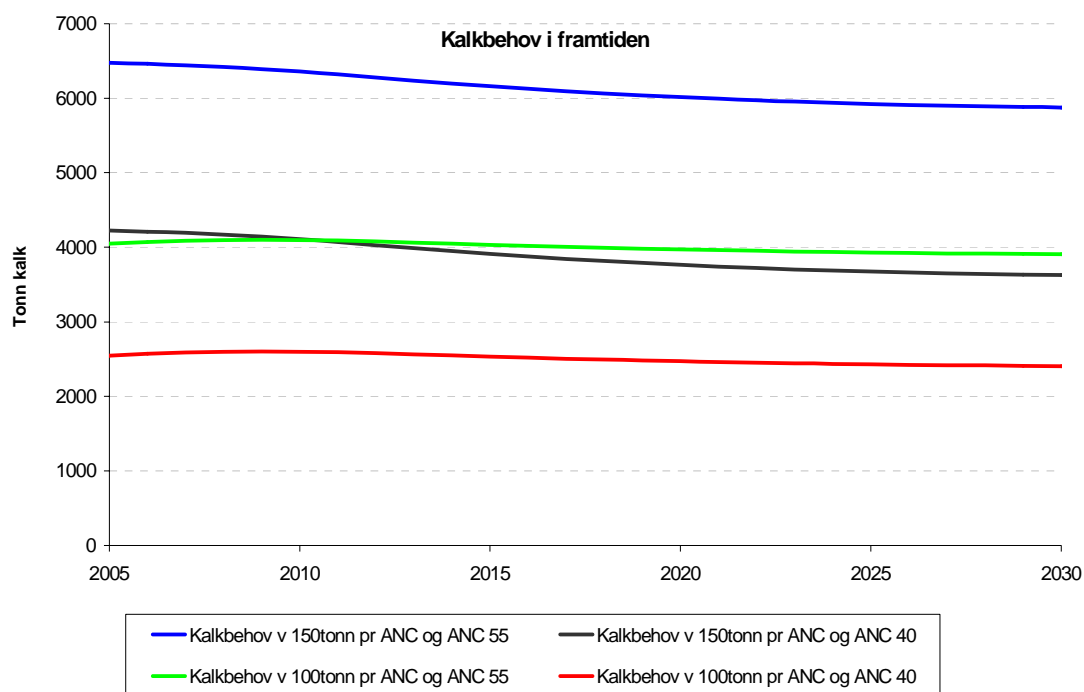


Figur 13. Kalktransport fra Nisser og Fyresvatn i årene framover. I 2010 har vi beregnet at 8400 tonn av de tilførte 10000 tonn er transportert ut av Nisser. Oppløsningen på hele 96% av tilført kalk har gjort at det da vil være ytterligere 1200 tonn kalk igjen i denne innsjøen, men etter 2010 vil bare 150-200 tonn transporteres ut hvert år.

Kalkbehovet vil reduseres relativt sakte, maksimalt noe over 500 tonn på 25 år. Det er grunn til å minne om at disse endringene forutsetter kalking til samme ANC-nivå (40 eller 55 $\mu\text{ekv/L}$) over hele perioden. Hvis en finner grunnlag for å kalke til stadig lavere ANC-nivå over tid, vil forutsetningene for disse beregningene endres, og reduksjonen kan gå raskere. Endringen bør ses i sammenheng med eventuell nedtrapping av kalkomfanget i øvre del, se kapittel 8.

Tabell 5. Observert og modellert (ikke-kalket) ANC, beregnet økning i ANC med kalking, estimert effektivt kalkforbruk og estimert årlig effektivt kalkforbruk pr. $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ANC-forbedring.

År	Obs. ANC ($\mu\text{ekv L}^{-1}$)	Modl. ANC ($\mu\text{ekv L}^{-1}$)	ANC økning ($\mu\text{ekv L}^{-1}$)	Kalkmengde (tonn, estimert)	Tonn kalk pr. ANC økning
1996	11.4	-5.7	17.1	2639	155
1997	14.9	-3.4	18.3	3775	206
1998	26.0	-1.7	27.6	3713	134
1999	24.7	0.1	24.6	3744	152
2000	24.5	2.1	22.5	3575	159
2001	24.3	1.0	23.3	3590	154
2002	44.2	-0.1	44.3	3072	69
2003	41.2	3.2	38.0	2857	75



Figur 14. Modellert kalkbehov i framtiden ved ulike antakelser (tonn kalk per $\mu\text{ekv ANC L}^{-1}$) og vannkvalitetskrav ($\mu\text{ekv ANC L}^{-1}$).

8. Anbefalt kalkingsstrategi

På bakgrunn av resultatene i denne rapporten anbefaler vi at kalkingsaktiviteten i Arendalsvassdraget økes for å bedre forholdene for laks i nedre del. Ved å benytte seg av kalkingsmålene som gjelder for Tovdalsvassdraget og den, etter vår mening, svært optimale kalkingsinnsatsen i dette vassdraget, bør middel-pH være ca. 6,25 ved Rykene nederst i Arendalsvassdraget. Dette tilsvarer en økning i middel-ANC for året til 55 $\mu\text{ekv/L}$ og i kalsiumkonsentrasjonen med 0,5 mg/L.

Økning av midlere kalsiumnivå i Arendalsvassdraget på 0,5 mg/L krever en tilsatt kalkmengde per år på 5400 tonn ved full kalkoppløsning eller 6040 tonn per år ved 90 % kalkoppløsning. Dette kommer da i tillegg til de omlag 1850 tonn kalk som allerede tilsettes årlig i vassdraget, og blir til sammen nær det mest omfattende modellalternativet som er gitt i kapittel 7.

Hindar m.fl. (1999) kom til at så store kalkmengder krever tre store doseringsanlegg. Men Håverstaddosereren i Mandalselva doserte 6000 tonn i år 2000 og maksimal kapasitet er 96 tonn per døgn (Ståle Ellingsen, pers. med.), slik at to doserere er tilstrekkelig, også i år med store vannmengder. Plasseringen av de to dosererne kan gjøres slik som anbefalt i forrige kalkingsplan, dvs. ett ved strykene oppstrøms Sigridnes og ett ved Bøylefoss kraftstasjon. Vi går noe nærmere inn på plasseringen nedenfor.

En kan etter vår mening også vurdere et noe lavere ambisjonsnivå for kalkingen. Det vil innebære en noe større risiko for at vannkvaliteten i perioder kan bli dårlig, men vi tror likevel det kan være grunner til å vurdere dette alternativet. Hvis midlere pH-mål endres til 6,0-6,1, slik som forutsatt i forrige kalkingsplan (Hindar m.fl. 1999), kan ANC-nivået økes kun til 40-45 $\mu\text{ekv/L}$, dvs. en økning i Ca-konsentrasjon på 0,3-0,4 mg/L. Kalkmengden blir da 3200-4300 tonn per år ved full oppløsning. Dette er nær det minst omfattende modellalternativet i kapittel 7.

I ytterpunktet av dette alternativet er det en mulighet for å dosere ca. 3600 tonn kalk i året i middel (ved 90 % oppløsning) fra kun ett doseringsanlegg i hovedelva. Med den lave kalkdosen det her vil være snakk om, under 1 g kalk/ m^3 ved Bøylefoss, er midlere kalkoppløsning over året trolig større enn 90 %.

Et midlere pH-mål på 6,0-6,1 er på grensen til det en laksebestand kan tåle, og sannsynligheten for pH-verdier ned mot 5,7-5,8 øker. Her vil LAI-konsentrasjonene, basert på tidligere data, kunne komme opp mot 30-35 $\mu\text{g/L}$ (**Figur 8**). Men klarer en å holde pH over 6,0 i smoltperioden, kan Al-konsentrasjonene kanskje være akseptable. Med Arendalsvassdragets lavere humusinnhold (TOC) enn Tovdalsvassdraget kan dette synes som en feil retning å gå i, fordi fisken i prinsippet vil være mindre beskyttet mot virkningen av løst aluminium ved lavere TOC-konsentrasjon. På den annen side kan forskjellene være marginale og nivået av løst aluminium ved dette pH-nivået kan vise seg å være akseptabelt framover med fortsatt redusert forsuringsbelastning. Data fra vassdragets mellomparti og regionale data for Sørlandet viser allerede nå at aluminiumsnivået er markert lavere enn tidligere.

Minimumsalternativet bør kombineres med å etterprøve oppnådd vannkvalitet. Vi vil anbefale at laksesmolt eksponeres for vannet i Rykeneområdet gjennom den mest kritiske perioden. Det vil da kunne gjøres en vurdering av hvor stor sannsynlighet det er for skade på enkeltindivider ved de vannkvaliteter som produseres. Resultatet kan være at sannsynligheten for skader er på et akseptabelt nivå. Om det skulle vise seg å være nødvendig med utvidet kalking, kan dette enkelt gjøres ved først å øke kalkmengden i dette ene anlegget, eventuelt å etablere ett anlegg til hvis kalkmengden må økes ytterligere.

Så tilbake til det første alternativet med to kalkdoserere. Vi har tidligere anbefalt doseringsanlegg nord for Sigridnes og ved Bøylefoss. De vannkemiske resultatene fra sidevassdrag i vassdragets mellomparti (og ned til Songeelva), som ble innhentet i mars-juni 2004, viser at større sidevassdrag i nedre del har forholdsvis god vannkvalitet. Andre vassdrag i dette området (bl.a. Rorevassdraget og Trævannvassdraget) er kalket. Faren for sure tilførsler nedstrøms Bøylefoss er derfor tilsvarende liten, noe som forsvarer å trekke nederste anlegg så høyt oppover i elva.

Deler av Rorevassdraget, for eksempel oppstrøms Kilandsvann hvor den ene dosereren står, har hatt vært svært sur vannkemi tidligere, og pH er fortsatt under 5.0 her om våren. Kalking er derfor fortsatt nødvendig for å holde giftig aluminium på et lavt nivå i utløpet av Rore. Kalkingsaktiviteten bør derfor opprettholdes på et nivå som sikrer at dette fortsatt skjer.

Ukalkede sidevassdrag nord og vest for Åmli kan være sure. Data fra Stuvåna viser at det er sure tilførsler sør for det foreslåtte anlegget ved fylkesveg over elva nord for Sigridnes i Åmli. En kunne derfor trekke øvre doserer i det første alternativet til nedstrøms Stuvåna. Problemet er at det ikke finnes godt egnede doseringssteder på strekningen Sigridnes-Bøylefoss. Elva er enten stilleflytende og/eller det er dårlig atkomst. Forslaget om en doserer nord for Sigridnes og en ved Bøylefoss opprettholdes derfor. Førstnevnte vil avsyre diverse sure tilførsler nord for Åmli og gi god vannkvalitet fra doseringsstedet, mens den siste vil ta seg av ytterligere sure tilførsler og finjustere doseringen for anadrom fisk i nedre del. Ved å plassere nederste doserer ved Bøylefoss kan en miste noe av muligheten til å ta hensyn til at flere sidevassdrag nedstrøms Bøylefoss tidvis vil bidra med god vannkvalitet. En viss styring også etter kontinuerlig målt pH ved Rykene bør vurderes.

I denne planen er spørsmålet om reguleringens betydning ikke viet særlig oppmerksomhet. Det er fordi forholdet er dokumentert tidligere og at det ved forrige revisjon av planen kom fram at manøvrering i forhold til vannkvalitet var lite aktuelt. Hvis en likevel vil kombinere kalkingstiltak med manøvrering for vannkvalitet bør det trolig gjennomføres modellberegninger for å vise hva som må til av periodiske endringer i manøvreringen for å påvirke vannkvaliteten. Det kan vise seg at mindre justeringer kan være av betydning, spesielt i kombinasjon med den skisserte minimumsløsningen over, og dette bør derfor vurderes.

Det utredes for tiden alternativer til tradisjonell kalkdosering. Silikat kan avgifte aluminium raskere enn kalk og kan doseres som flytende stoff. Behovet for rask avgifting i Arendalsvassdraget er imidlertid lite i og med at vannkvaliteten i tilførsler langs anadrom strekning er forholdsvis god. I Kvina er ferdig produsert kalkslurry dosert ved hjelp av pumper i en lang periode. Bruk av flytende silikat og flytende kalk kan være gode løsninger, men disse metodene er ikke ferdig utredet eller gjennomført i stor skala med tilstrekkelig dokumentasjon, og vi er derfor tilbakeholdne med å anbefale dem framfor bruk av tørr kalk som slemmes opp før dosering.

Denne rapporten er utarbeidet i en periode med store endringer i vannkemi. Ytterligere reduksjon i det sure nedfallet og tidsforsinkelser i vannkemisk respons vil endre vannkjemien og kalkbehovet også i tida framover, se kapittel 7. Det vil derfor være behov for å følge utviklingen ved å ta prøver i utvalgte lokaliteter. I høyereliggende områder kan pH-verdier på 5,0-5,5 være nær det opprinnelige, og det er derfor viktig at det også måles på andre variable enn pH for å vurdere vannkvalitet og kalkbehov.

Som nevnt innledningsvis, vil vi tro at omfanget av kalking for innlandsfisk kan bli vesentlig redusert i øvre deler av vassdraget. Det vil påvirke grunnlaget for beregningene i denne rapporten. Hvis kalkingsaktiviteten reduseres betydelig, kan det vise seg at kalkmengden i nedre del må justeres så mye opp at det uansett blir behov for to doseringsanlegg. Men tidsforsinkelse på grunn av vannets lange oppholdstid i de store innsjøene og ytterligere endring i forsureningssituasjonen, med muligheter for redusert ANC-mål, kan gjøre det nødvendig med nok en gjennomgang av vannkjemien før dette eventuelt blir aktuelt.

9. Referanser

- Cosby, B. J., Hornberger, G. M., Galloway, J. N., and Wright, R. F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour. Res.* 21: 51-63.
- Cosby, B. J., Hornberger, G. M., Galloway, J. N., and Wright, R. F. 1985. Time scales of catchment acidification: a quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environ. Sci. Technol.* 19: 1144-1149.
- Henriksen, A. and Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 1: 375-398.
- Hindar, A. 1989. Prosjektering av kalkingstiltak i Nisser og Arendalsvassdraget. O-89164, NIVA. Kalking av surt vann, rapport 8/89. 28 s.
- Hindar, A. og Skancke, L.B. 2003. Arendalsvassdraget. Vannkjemi. I: Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2002. DN-notat 2003-3: 17-20.
- Hindar, A., Lamberg, A. og Thorstad, E. 1999. Revidert kalkingsplan for Arendalsvassdraget. Rapport 4107-99, NIVA, Oslo. 54 s.
- Hindar, A. og Wright, R.F. 2002. Beregning av opprinnelig vannkjemi i forurede innsjøer – uttesting av en regnemodell. NIVA, rapport 4546-2002. 22 s. + diskett.
- Hole, L. R. and Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. *Naturens tålegrenser* 115 OR 61/2002, NILU, Kjeller. 72 pp.
- Hruska, J., Kohler, S., Laudon, H., and Bishop, K. 2003. Is a universal model of organic acidity possible: Comparison of the acid/base properties of dissolved organic carbon in the boreal and temperate zones. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1726-1730.
- Kaste, Ø., Henriksen, A. og Hindar, A. 1995. Forsuringssituasjonen i Arendalsvassdraget 1993/1994. Forslag til kalkingsstrategi basert på tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010. NIVA, O-93184. 54 s.
- Larssen, T., Hindar, A. og Høgåsen, T. 2003. Oppdaterte tålegrenseoverskridelser og prognoser for forursningsutvikling og kalkbehov i Tovdalsvassdraget. NIVA, rapport 4728-2003. 14 s.
- Posch, M., Schöpp, W., Johansson, M., and Mylona, S. 2003. 150 Years of Sulphur and Nitrogen Deposition in Europe (1880-2030). IIASA, Laxenburg, Austria.
- SFT. 1987. 1000-sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 282/87, TA 624/1987, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 31s.
- SFT. 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1999. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 804/00, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT. 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2001. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 854/02, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norge. 194 s.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K. E. 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 2002. 847/02, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norge.

Vedlegg A. MAGIC-kalibrering

Skaleringsfaktorer for Cl og ikkemarin sulfat (SO_4^*) brukt i beregning av totalnedfall for nedbørfeltet fra måledata. Faktorene varierer mye fra stasjon til stasjon på grunn av lokaliseringen av nedbørstasjonene i forhold til vassdragets nedbørfelt som helhet.

Dataperiode brukt for Cl	1975-2002
Cl faktor	0.5
Dataperiode brukt for SO_4^*	1988-92
SO_4^* faktor	0.63

Gjennomsnittlige deposisjonsflukser. For svovel og nitrogenforbindelsene er en kort tidsperiode brukt (se tabellen over), for kationene er samme tidsserie som for klorid brukt. Enhet: mekv $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$.

Parameter	Fluks (mekv $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$)
Ca	9
Mg	9
Na	41
K	4
Cl	48
NH_4	66
SO_4	50
NO_3	71

Data brukt for å kalibrere MAGIC.

Parameter	Enhet	Verdi	Datakilde
Jorddybde	m	0.40	Estimat
Porevolum	%	0.5	Estimat
Tetthet	kg m^{-3}	543	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
CEC	mekv kg^{-1}	130	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
Utbyttbart Ca	%	11.4	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
Utbyttbart Mg	%	6.6	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
Utbyttbart Na	%	1.1	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
Utbyttbart K	%	2.6	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
Basemetning	%	22.0	Storgama og Birkenes (SFT, 2000; SFT, 2002)
Opptak Ca (netto)	$\text{mekv m}^{-2} \text{år}^{-1}$	8.3	Storgama og Birkenes (Skogforsk)
Opptak Mg (netto)	$\text{mekv m}^{-2} \text{år}^{-1}$	1.9	Storgama og Birkenes (Skogforsk)
Opptak K (netto)	$\text{mekv m}^{-2} \text{år}^{-1}$	3.6	Storgama og Birkenes (Skogforsk)
SO_4 ads. Half-sat.	mekv m^{-3}	100	Estimat
SO_4 ads. Max-capacity	mekv kg^{-1}	2	Estimat
SO_4 forvitring	$\text{mekv m}^{-2} \text{år}^{-1}$	6.4	Estimat
Løslighet $\text{Al}(\text{OH})_3$ i jord	Log_{10}	9.2	Estimat
Løslighet $\text{Al}(\text{OH})_3$ i vann	Log_{10}	9.7	Kalibrert
Temperatur	$^{\circ}\text{C}$	5.0	Estimat
CO_2 partialtrykk i jord	% atm	0.33	Estimat
CO_2 partialtrykk i vann	Atm	0.07	Estimat
Total organisk syreladning i jordvann	mmol m^{-3}	30	Estimat
Total organisk syreladning i vann	mmol m^{-3}	4.5	Rykene (SFT, 2003)

Data brukt for å kalibrere MAGIC, forts.

pK ₁	-log ₁₀	3.04	Sverige (Hruska mfl., 2002)
pK ₂	-log ₁₀	4.51	Sverige (Hruska mfl., 2002)
pK ₃	-log ₁₀	6.46	Sverige (Hruska mfl., 2002)
Avrenning	m år ⁻¹	0.902	
Oppholdstid	år ⁻¹	4	Estimat
Relativt innsjøareal	%	5	Estimat

Kalibrerte parametre fra MAGIC.

<i>Selektivetskoeffisienter for kationbytte.</i>	enhet	
Al-Ca	log 10	-1.3
Al-Mg	log 10	-1.6
Al-Na	log 10	-2.4
Al-K	log 10	-5.9
<i>Forvittringshastigheter</i>		
Ca	mekv m ⁻² år ⁻¹	24
Mg	mekv m ⁻² år ⁻¹	3.7
Na	mekv m ⁻² år ⁻¹	6
K	mekv m ⁻² år ⁻¹	1
<i>Opprinnelig basemetning (i 1850)</i>		
Ca	%	16
Mg	%	9
Na	%	2
K	%	3
Sum BS	%	30
<i>Nitrogenretensjon</i>		
i jord	%	92
i vann	%	90

Vedlegg B. Vannkjemidata fra mellompartiet

Resultater fra prøvetaking i sidegreiner i Arendalsvassdragets mellomparti i perioden mars-juni 2004.

Lok.nr.	Lokalitet	Prøvedato	pH (Bø)	pH (NIVA)	Al/R µg/L	Al/II µg/L	LAL µg/L	TOC mg/L C	Kond µS/cm	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L
1	Raudåna	15.03.04	5,82	5,87	117	93	24	3,9	17,9	1,17	0,22	1,99	0,21
1	Raudåna	13.04.04	5,20	5,43	175	129	46	4,5	13,5	0,82	0,15	1,43	0,11
1	Raudåna	25.04.04	5,33	5,26	159	112	47	4,1	13,2	0,86	0,14	1,57	0,11
1	Raudåna	19.05.04	5,86	6,05	76	67	9	3,9	15,7	1,02	0,16	2,13	0,12
1	Raudåna	03.06.04	6,15	6,48	45	35	10	3,1	17,4	0,38	0,19	2,42	0,18
2	Haugedøl	15.03.04	5,00	4,94	208	155	53	6,7	19,0	0,72	0,25	1,66	0,24
2	Haugedøl	13.04.04	4,78	4,82	168	131	37	5,9	16,7	0,49	0,15	1,07	0,12
2	Haugedøl	24.04.04	4,82	4,87	143	101	42	5,1	15,7	0,45	0,14	1,07	0,11
2	Haugedøl	18.05.04	5,16	5,17	112	82	30	4,9	13,0	0,61	0,14	1,35	0,15
2	Haugedøl	03.06.04	5,69	5,85	69	49	20	4,3	11,6	1,33	0,19	1,48	0,15
3	Harstveitbekken	15.03.04	4,72	4,74	211	39	172	1,6	22,2	0,49	0,17	1,30	0,17
3	Harstveitbekken	12.04.04	4,65	4,71	164	56	108	2,2	21,0	0,43	0,14	1,17	0,14
3	Harstveitbekken	26.04.04	4,77	4,70	167	40	127	1,8	19,9	0,29	0,12	1,00	0,09
3	Harstveitbekken	19.05.04	4,77	4,70	180	14	166	0,7	21,4	0,47	0,12	0,89	0,09
3	Harstveitbekken	03.06.04	4,79	4,62	174	6	168	0,3	19,9	0,82	0,13	1,33	0,09
4	Gjøv	12.04.04	5,24	5,30	186	117	69	3,8	15,8	0,79	0,18	1,16	0,27
4	Gjøv	26.04.04	5,15	5,10	165	77	88	3,8	15,5	0,75	0,15	1,21	0,22
4	Gjøv	19.05.04	5,88	5,72	80	56	24	2,9	14,0	0,92	0,17	1,61	0,22
4	Gjøv	03.06.04	6,07	6,08	49	32	17	2,5	12,2	0,95	0,17	1,49	0,20
5	Gangseibekken	15.03.04	5,32	5,25	191	115	76	4,1	18,6	0,99	0,27	2,02	0,21
5	Gangseibekken	12.04.04	4,94	5,06	176	114	62	4,6	16,4	0,65	0,18	1,51	0,18
5	Gangseibekken	26.04.04	4,97	5,03	173	103	70	4,3	17,9	0,72	0,18	1,13	0,15
5	Gangseibekken	19.05.04	5,72	5,80	80	57	23	2,8	20,4	1,07	0,25	1,75	0,28
5	Gangseibekken	03.06.04	5,98	6,21	48	36	12	1,7	21,9	1,41	0,30	2,35	0,34
6	Stuvåna	16.03.04	4,97	4,99	198	114	84	4,5	20,1	0,76	0,27	1,85	0,19
6	Stuvåna	12.04.04	4,97	4,98	161	89	72	3,6	17,3	0,52	0,19	1,44	0,17
6	Stuvåna	26.04.04	4,96	4,92	150	69	81	3,2	17,8	0,57	0,16	1,09	0,15
6	Stuvåna	18.05.04	5,52	5,22	86	47	39	2,9	15,9	0,67	0,17	1,21	0,14
6	Stuvåna	02.06.04	6,15	5,85	44	26	18	2,5	14,0	0,94	0,20	1,81	0,18
7	Stigvassåi	16.03.04	5,53	5,59	172	140	32	6,0	26,3	1,29	0,41	1,90	1,04
7	Stigvassåi	12.04.04	5,58	5,76	142	101	41	4,8	22,6	1,23	0,38	2,08	0,77
7	Stigvassåi	26.04.04	5,85	5,82	154	102	52	6,5	27,5	1,53	0,43	1,79	1,01
7	Stigvassåi	18.05.04	6,09	6,06	75	71	4	5,0	24,5	1,51	0,37	2,16	0,67
7	Stigvassåi	02.06.04	6,31	6,44	49	42	7	4,2	22,0	1,44	0,37	2,42	0,54
8	Haugsjå	16.03.04	6,03	5,80	141	129	12	5,7	28,1	1,73		2,59	0,40
8	Haugsjå	12.04.04	5,66	5,62	130	115	15	5,3	20,9	1,14	0,43	2,05	0,32
8	Haugsjå	26.04.04	6,01	5,78	119	90	29	5,4	22,8	1,44	0,41	2,25	0,33
8	Haugsjå	18.05.04	6,27	5,92	92	84	8	5,3	21,8	1,27	0,42	1,97	0,31
8	Haugsjå	02.06.04	6,28	6,14	73	57	16	4,9	18,6	1,17	0,41	2,02	0,33
9	Mosevatnelv	16.03.04	6,16	6,18	112	105	7	5,8	33,7	2,39		2,63	0,44
9	Mosevatnelv	12.04.04	6,09	6,11	87	80	7	4,6	24,0	1,53	0,49	2,06	0,36
9	Mosevatnelv	26.04.04	6,23	6,30	92	79	13	5,8	29,0	2,09	0,63	2,20	0,40
9	Mosevatnelv	18.05.04	6,45	6,41	74	68	6	5,9	28,9	1,95	0,61	2,29	0,43
9	Mosevatnelv	02.06.04	6,44	6,63	62	53	9	5,9	26,3	1,92	0,63	2,39	0,42
10	Horvedalselva	16.03.04	6,04	6,04	117	107	10	5,2	41,1	2,58		3,02	0,79
10	Horvedalselva	12.04.04	6,00	6,23	98	88	10	5,1	34,1	2,00	0,68	3,14	0,51
10	Horvedalselva	26.04.04	6,08	6,34	93	85	8	5,5	36,1	2,25	0,70	2,90	0,56
10	Horvedalselva	18.05.04	6,35	6,41	66	60	6	6,0	34,6	2,15	0,65	3,21	0,55
10	Horvedalselva	02.06.04	6,31	6,51	54	45	9	6,1	37,7	2,27	0,75	3,44	0,55
11	Songeelva	16.03.04	5,49	5,37	189	151	38	5,8	27,9	1,55	0,50	3,15	0,62
11	Songeelva	12.04.04	5,58	5,66	148	124	24	4,8	21,8	1,21	0,43	1,93	0,49
11	Songeelva	26.04.04	5,98	5,86	121	93	28	4,9	24,8	1,48	0,46	2,37	0,57
11	Songeelva	18.05.04	6,19	6,29	76	69	7	5,1	26,2	1,56	0,46	2,42	0,59
11	Songeelva	02.06.04	6,06	6,64	38	32	6	4,1	33,3	2,01	0,62	3,08	0,87

Lok.nr.	Lokalitet	Prøvedato	Cl mg/L	SO4 mg/L	NO3 mg/L	NH4 µg/L	Tot. N mg/L	PO4 µg/L	Tot.P µg/L	Fargetall mg Pt/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Temp. °C
1	Raudåna	15.03.04	1,45	3,80	0,210	32	0,43	17	4,5	26	0,108	0,009	
1	Raudåna	13.04.04	1,17	3,80	0,098	24	0,23	<2	2,5	37	0,110	0,013	
1	Raudåna	25.04.04	1,55	2,14	0,076		0,20	<2	2,0	31	0,074	0,010	8,0
1	Raudåna	19.05.04		3,10	0,025		0,16	<2	3,5	27	0,070	0,009	11,3
1	Raudåna	03.06.04	1,83	3,08	0,021		0,21	<2	4,0	20	0,130	0,010	16,6
2	Haugedøl	15.03.04	1,21	4,70	0,260	50	0,57	2,5	5,0	53	0,287	0,013	
2	Haugedøl	13.04.04	1,58	4,20	0,120	40	0,33	<2	3,0	50	0,166	0,007	
2	Haugedøl	24.04.04	0,50	2,28	0,126		0,33	<2	2,5	46	0,326	0,007	8,2
2	Haugedøl	18.05.04	0,50	2,01	0,088		0,30	<2	4,0	43	0,182	0,011	13,1
2	Haugedøl	03.06.04	1,13	1,82	0,029		0,29	<2	4,5	33	0,414	0,014	16,8
3	Harstveitbekk	15.03.04	1,57	2,70	0,350	38	0,49	<2	3,5	11	0,062	0,056	
3	Harstveitbekk	12.04.04	0,88	3,00	0,280	51	0,42	2,5	2,5	16	0,054	0,043	
3	Harstveitbekk	26.04.04	1,19	2,39	0,262		0,41	<2	2,0	14	0,090	0,048	6,1
3	Harstveitbekk	19.05.04		3,14	0,329		0,44	<2	2,5	4	0,025	0,061	10,2
3	Harstveitbekk	03.06.04	1,18	2,71	0,346		0,54	<2	2,0	2	0,239	0,069	16,3
4	Gjøv	12.04.04	1,01	4,40	0,180	30	0,33	<2	4,0	27	0,090	0,012	
4	Gjøv	26.04.04	0,79	2,53	0,185		0,38	<2	3,0	29	0,134	0,013	9,4
4	Gjøv	19.05.04		2,33	0,100		0,31	<2	4,0	19	0,068	0,018	12,9
4	Gjøv	03.06.04	1,05	2,17	0,112		0,31	<2	4,5	13	0,069	0,015	16,7
5	Gangseibekke	15.03.04	1,30	4,00	0,330	25	0,50	<2	3,5	26	0,124	0,015	
5	Gangseibekke	12.04.04	1,17	4,30	0,180	50	0,34	<2	3,0	35	0,119	0,013	
5	Gangseibekke	26.04.04	1,55	2,88	0,176		0,44	<2	1,5	35	0,149	0,012	8,5
5	Gangseibekke	19.05.04	1,72	3,46	0,183		0,32	<2	4,5	20	0,223	0,019	12,6
5	Gangseibekke	03.06.04	2,29	3,65	0,161		0,31	<2	3,5	10	0,112	0,026	15,9
6	Stuvåna	16.03.04	1,93	4,30	0,240	53	0,44	<2	3,0	30	0,174	0,017	
6	Stuvåna	12.04.04	1,17	3,60	0,170	35	0,33	2,5	3,0	26	0,098	0,022	
6	Stuvåna	26.04.04	1,43	2,52	0,183		0,35	<2	2,5	25	0,106	0,020	7,3
6	Stuvåna	18.05.04		2,71	0,135		0,27	2	3,5	19	0,075	0,020	14,3
6	Stuvåna	02.06.04	2,01	2,65	0,038		0,24	<2	5,0	16	0,120	0,026	18,0
7	Stigvassåi	16.03.04	2,65	5,20	0,470	66	0,86	6	25,0	43	0,210	0,016	
7	Stigvassåi	12.04.04	2,22	4,40	0,330	56	0,61	5	6,5	40	0,179	0,011	
7	Stigvassåi	26.04.04	2,64	4,21	0,393		0,68	2,5	9,5	57	0,244	0,015	7,3
7	Stigvassåi	18.05.04	2,20	3,43	0,187		0,44	<2	6,0	33	0,115	0,012	12,7
7	Stigvassåi	02.06.04	2,42	3,26	0,096		0,40	<2	7,0	24	0,145	0,017	16,4
8	Haugsjå	16.03.04	2,95	5,50	0,210	45	0,50	<2	5,5	44	0,151	0,022	
8	Haugsjå	12.04.04	2,25	5,10	0,200	65	0,49	2,5	4,5	43	0,097	0,015	
8	Haugsjå	26.04.04	2,27	3,52	0,176		0,46	<2	5,0	42	0,115	0,013	8,7
8	Haugsjå	18.05.04	2,13	3,45	0,121		0,36	<2	5,5	41	0,310	0,017	15,3
8	Haugsjå	02.06.04	2,07	3,30	0,088		0,38	<2	5,0	34	0,088	0,011	19,6
9	Mosevatnelv	16.03.04	3,44	5,70	0,360	67	0,66	<2	7,5	48	0,154	0,029	
9	Mosevatnelv	12.04.04	2,14	4,20	0,280	59	0,60	2	4,5	36	0,075	0,009	
9	Mosevatnelv	26.04.04	3,04	3,87	0,244		0,56	<2	5,5	45	0,089	0,011	10,4
9	Mosevatnelv	18.05.04	2,81	3,71	0,167		0,45	<2	5,0	47	0,285	0,007	15,9
9	Mosevatnelv	02.06.04	2,65	4,00	0,011		0,44	<2	5,0	42	0,363	0,012	20,3
10	Horvedalselv.	16.03.04	3,72	6,10	0,840	75	1,12	6	19,0	41	0,107	0,027	
10	Horvedalselv.	12.04.04	3,63	5,00	0,400	26	0,98	<2	23,5	39	0,074	0,014	
10	Horvedalselv.	26.04.04	3,67	4,45	0,373		0,69	<2	13,5	44	0,369	0,018	10,6
10	Horvedalselv.	18.05.04	3,46	4,12	0,136		0,52	<2	18,0	50	0,179	0,016	16,8
10	Horvedalselv.	02.06.04	4,62	4,56	0,061		0,56	<2	26,5	52	0,298	0,041	22,0
11	Songeelva	16.03.04	2,73	5,30	0,400	58	0,77	3	13,0	43	0,143	0,020	
11	Songeelva	12.04.04	2,83	4,60	0,280	20	0,50	<2	6,0	38	0,085	0,011	
11	Songeelva	26.04.04	2,36	3,80	0,239		0,47	<2	7,5	39	0,248	0,014	9,3
11	Songeelva	18.05.04	2,77	4,43	0,099		0,39	<2	8,0	39	0,132	0,004	16,2
11	Songeelva	02.06.04	4,11	4,47	0,102			<2	5,5	26	0,138	0,010	19,8