

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane	Løpenr. (for bestilling) 6101-2011	Dato Januar 2011
	Prosjektnr. Undemr. 10289	Sider Pris 28
Forfatter(e) Kari Austnes, Frode Kroglund	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning Fylkesmannen i Sogn og Fjordane	Oppdragsreferanse Hanne Hegseth Merete Farstad
--	--

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Dette har ført til en gradvis bedring av vannkvaliteten med hensyn til forsuring i innsjøer, spesielt i Sør-Norge. Mange innsjøer i Sogn og Fjordane har blitt kalket for å motvirke effektene av sur nedbør. Når vannkvaliteten er tilstrekkelig forbedret kan kalkingen opphøre. Formålet med dette prosjektet var å vurdere behovet for fortsatt kalking i 51 kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane. En statistisk modell er utviklet for å kunne estimere hvilken vannkvalitet kalkede innsjøer ville hatt hvis de ikke var kalket. På bakgrunn av dette har forsuringstilstanden i de 51 kalkede innsjøene blitt vurdert, basert på grenseverdiene i klassifiseringsveilederen som er utarbeidet i henhold til vannforskriften. Vurderingen konkluderer med at fortsatt kalking anbefales i 25 innsjøer, kalking kan avsluttes i en innsjø, mens det er 25 innsjøer hvor vi anbefaler at kalking forsøksvis avsluttes. Kalking er allerede avsluttet i alle innsjøene, men denne rapporten kan brukes i oppfølging av innsjøene.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Kalking 2. Restituering 3. Innsjøer 4. Sogn og Fjordane 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Liming 2. Recovery 3. Lakes 4. Sogn og Fjordane
--	--


Kari Austnes
Prosjektleder


Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør


Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

ISBN 978-82-577-5836-3

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane



Forord

Sur nedbør har avtatt over Sør-Norge de siste 30 årene. Dette har redusert behovet for kalking. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane ønsket en vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i fylket. Arbeidet ble igangsatt og et foreløpig rapportutkast ble sendt Fylkesmannen i 2007. På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) er det nå satt i gang et prosjekt for å gjøre en tilsvarende vurdering i alle fylker hvor innsjøer kalkes. I den forbindelse er det utarbeidet en generell prosedyre for hvordan vurderingen kan foretaes. For å samsvare med denne prosedyren er dataanalysen for Sogn og Fjordane gjort på nytt, og rapporten er omarbeidet sammenlignet med det opprinnelige rapportutkastet.

Oslo, 27. januar 2011

Kari Austnes

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Bakgrunn	7
2.1 ANC som forsuringsindikator	7
2.2 Grenseverdier for ANC	8
2.3 ANC i kalkede innsjøer	9
3. Materiale og metode	10
3.1 Vannkjemiske data	10
3.2 Modell for estimering av Ca-konsentrasjon	11
3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	12
4. Resultater	13
4.1 Modellutvikling og validering av modellen	13
4.2 Bruk av modellen på tidsserier	15
4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	17
5. Diskusjon	18
5.1 Metodens usikkerhet	18
5.2 Oppfølging av vurderingen	19
5.3 Videre bruk av modellen	20
6. Konklusjon	20
7. Referanser	21
Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer	23
Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer	26

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Redusert sur nedbør har gitt en positiv endring i vannkvaliteten med henhold på forsuring, som medfører redusert behov for kalking. Når sur nedbør ikke lenger påvirker det biologiske mangfoldet, kan kalkingen avvikles. Formålet med denne utredningen har vært å vurdere behovet for fortsatt kalking av 51 kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane, og å utvikle en egnet metode til å foreta denne vurderingen.

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er vist å være en god indikator på forsuring. ANC påvirkes imidlertid av kalkingen, noe som gjør at effektene av redusert sur nedbør ikke kan påvises direkte i kalkede innsjøer. Det er derfor utviklet en statistisk modell for å estimere en ”ukalket” ANC, dvs. en verdi for ANC hvis innsjøen ikke var kalket. Modellen har blitt utviklet og validert basert på data fra ukalkede innsjøer i Sogn og Fjordane fra 1995. I tillegg har den blitt validert ved hjelp av data fra ukalkede innsjøer i fylket som har blitt overvåket over tid.

Vurderingen av kalkingsbehov er gjort ved å sammenligne ”ukalket” ANC med grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsuringstilstand, som gitt i klassifiseringsveilederen til vannforskriften. Grenseverdiene varierer avhengig av innsjøens type, dvs. etter høyde over havet, kalkinnhold og humusinnhold. En typifisering av de kalkede innsjøene måtte derfor utføres før vi kunne gjøre en vurdering av kalkingsbehovet.

Konklusjonen er at det anbefales fortsatt kalking i 25 innsjøer, at kalking kan avsluttes i en innsjø, mens det er 25 innsjøer hvor vi anbefaler at avslutning av kalking kan forsøkes. Kalkingen er allerede avsluttet i alle innsjøene i fylket, men denne rapporten kan brukes til å avgjøre hvor oppfølgingen av de tidligere kalkede innsjøene bør være tettest, hvis det må foretaes prioriteringer. I tillegg kan modellen som er utviklet være et nyttig verktøy for vurdering av den nåværende forsuringstilstanden i de tidligere kalkede innsjøene. I all bruk av modellen må det taes hensyn til usikkerhetene som er beskrevet.

Summary

Title: Evaluation of the need for continued liming of limed lakes in Sogn og Fjordane, W Norway

Year: 2011

Author: Kari Austnes, Frode Kroglund

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5836-3

Acid deposition has been strongly reduced in Norway over the last 30 years. Reduced acid deposition gives an improvement in the water quality related to acidification which gradually will reduce the need for liming. When acid deposition no more affects biodiversity, the liming can be phased out. The objective of this assessment has been to evaluate the need for continued liming of 51 limed lakes in Sogn og Fjordane, and to develop a suitable method to conduct this evaluation.

The acid neutralisation capacity (ANC) of the water has been shown to be a good indicator of acidification. However, ANC is affected by the liming, which makes it impossible to establish the effects of reduced acid deposition in limed lakes directly. Hence, a statistical model has been developed to estimate an “un-limed” ANC, i.e. an ANC value if the lake was not limed. The model has been developed and validated based on data from un-limed lakes in Sogn og Fjordane in 1995. In addition, it has been validated based on data from un-limed lakes in the county which have been monitored over time.

The assessment of the need for liming has been conducted by comparing un-limed ANC and the good/moderate boundary values for acidification, which have been developed in connection with the implementation of the EU Water Framework Directive. The boundary values depend on the lake typology, i.e. altitude, calcium content and humus content. Consequently, before evaluation of the need for liming, it was necessary to type the limed lakes. The conclusion from the evaluation was that liming is still recommended in 25 lakes, liming can be phased out in one lake, while there are 25 lakes where ending the liming can be tested out.

Liming has already been phased out in all the lakes in the county, but this report can be used to decide where to follow the lakes most closely, if this cannot be given priority everywhere. Moreover, the model which has been developed can be a useful tool in evaluating the present acidification status in the formerly limed lakes. When using the model, the uncertainties which have been described must be taken into account.

1. Innledning

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene, takket være internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner av svovel og nitrogen (SFT, 2009). Samtidig har lokale kalkingstiltak bidratt til å redusere de negative effektene av sur nedbør i elver og innsjøer. Redusert sur nedbør fører til at vannkjemien i de berørte lokalitetene endres i retning av det den var før forsuringen tok til (Skjelkvåle m.fl., 2001; Skjelkvåle m.fl., 2003). Vannkvaliteten kan defineres som tilfredsstillende når utbredelsen av og populasjonsdynamikken til de enkelte forsuringfølsomme artene ikke lenger er begrenset av vannkjemien. Når en tilfredsstillende vannkvalitet er reetablert, kan kalkingen opphøre. Biologisk status kan imidlertid forbli forsuringpreget lenge etter at vannkvaliteten er forbedret, men da er det andre årsaker enn forsuring som begrenser reetablering av forsuringfølsomme arter, f.eks. avstand til restpopulasjoner, vandringsbarrierer, samt en rekke biologiske reguleringsmekanismer (Monteith m.fl., 2005).

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sur nedbør (SFT, 2009) viser at det har vært en markert nedgang i konsentrasjonen av sulfat (SO_4) og nitrat (NO_3) i norske elver og innsjøer siden 1980, og for de fleste regioner var konsentrasjonene som ble observert i 2008 de laveste som er registrert så langt. Det kan derfor være grunnlag for å redusere eller avslutte kalkingen i enkelte innsjøer.

Formålet med denne utredningen var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane. Dette er del av en vurdering av fortsatt kalkingsbehov for alle fylkene hvor det foregår innsjøkalking. Et tilsvarende arbeid er allerede gjort for Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010). I den forbindelsen ble det utviklet en egnet metode for å kunne foreta en slik vurdering. Den samme metoden er benyttet for Sogn og Fjordane, med noen justeringer.

2. Bakgrunn

2.1 ANC som forsuringsindikator

Forsuring innebærer en reduksjon i pH (økt H^+ -konsentrasjon) og en økning i den labile formen av aluminium (LAI). Både H^+ og LAI fungerer som giftstoffer for fisk (Rosseland og Staurnes, 1994). Giftigheten til LAI er ikke kun bestemt av konsentrasjon, men av vannkjemiske og fysiske parametere som kalsiumkonsentrasjon og temperatur, og av art og livsstadium. For innlandsfisk er det også påvist betydelige stammeforskjeller i toleranse (Dalziel m.fl., 2005). På grunn av de mange faktorene som spiller inn, har det vært vanskelig å relatere fiskestatus til de primære giftstoffene alene. Det er også analytiske problemstillinger knyttet til pH-målinger, ettersom pH verdien påvirkes av temperaturendringer og gassutveksling mellom prøvetaking og analyse.

ANC (vannets syrenøytraliserende effekt) har imidlertid vist seg å være et godt mål på forsuringstatus. Det er påvist nær sammenheng mellom ANC og status av både fisk og invertebrater (Bulger m.fl., 1993; Lien m.fl., 1996; Raddum og Skjelkvåle, 1995). ANC er også den foretrukne metoden for modellarbeid, fordi ingen av komponentene som inngår er påvirket av CO_2 eller løste organiske syrer. Det er ANC som benyttes i de forsuringsmodellene som brukes for overflatevann i Norge (SSWC, FAB og MAGIC). ANC beregnes ved formelen

$$\text{ANC} = ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+]) - ([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]) \quad (1)$$

(Ca²⁺ = kalsium, Mg²⁺ = magnesium, Na⁺ = natrium, K⁺ = kalium, NH₄⁺ = ammonium (ignoreres pga. lave konsentrasjoner), Cl⁻ = klorid, SO₄²⁻ = sulfat og NO₃⁻ = nitrat; [] = konsentrasjon i µekv/l, dvs. µmol/l*ladning på ionet)

2.2 Grenseverdier for ANC

Grenseverdiene for hvilken ANC som gir tilfredsstillende vannkvalitet har blitt endret ettersom kunnskapen om sammenhengen mellom vannkjemi og biologisk tilstand har økt. I denne rapporten vurderes vannkvaliteten etter grenseverdiene som har blitt fastsatt i klassifiseringsveilederen for klassifisering av miljøtilstand i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009).

Den kritiske grensen for ANC i norske innsjøer har tidligere vært satt til 20 µekv/l (Lien m.fl., 1996). Under denne grensen kan man forvente biologiske effekter. Senere har man sett behovet for å ta hensyn til innsjøens konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) i fastsettelsen av grenseverdier, ettersom TOC kan påvirke både pH og LAI, mens det ikke påvirker ANC. En endring i sammenhengen mellom ANC og pH/LAI siden 1980-tallet har vært påvist, og sammenhengen knyttes til den markerte økningen i TOC-konsentrasjon som har vært observert i samme tidsperiode (Kroglund, 2007). Grensen for kritisk ANC må av den grunn settes høyere nå enn på 1980-tallet, og jo høyere TOC-konsentrasjonen er, dess høyere må den kritiske grensen settes (Hesthagen m.fl., 2008). For å ta høyde for effekten av TOC, utarbeidet Lydersen m.fl. (2004) en modifisert ANC-beregning, hvor TOC-konsentrasjonen taes med i beregningen..

I grenseverdiene som er utarbeidet i forbindelse med vannforskriften, er den vanlige ANC-beregningen benyttet, men det er tatt hensyn til TOC-konsentrasjonen ved at det er gitt forskjellige ANC-grenser for innsjøer med forskjellig TOC-konsentrasjon. Forskjellig grense er også gitt avhengig av innsjøens høyde over havet og kalkinnhold (Ca-konsentrasjon). Før vurdering må det altså foretaes en typifisering ut fra disse tre faktorene (se avsnitt 3.3). Grenseverdier er satt mellom alle de fem tilstandsklassene i vannforskriften. I denne rapporten benyttes kun grensen mellom god og moderat tilstand (G/M), som er grensen som avgjør om tiltak må settes inn. G/M-grensene for de ulike innsjøtypene er gitt i tabell 1.

Tabell 1. ANC-grenser for skillet mellom god og moderat forureningstilstand for forskjellige innsjøtyper (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Typenummer er lagt til for enkel referering til de enkelte innsjøtypene og tilsvarer ikke typekodene gitt i klassifiseringsveilederen.

Type nr	Høyde-region	Kalkinnhold	Humusinnhold	G/M (µekv/l)
1	Lavland (<200 moh)	Kalkfattige (Ca 1-4 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
2			Klare (TOC 2-5 mg/l)	30
3			Humøse (TOC>5 mg/l)	40
4	Skog (200-800 moh)	Svært kalkfattige (Ca <1 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
5			Klare (TOC 2-5 mg/l)	25
6			Humøse (TOC>5 mg/l)	35
7		Kalkfattige (Ca 1-4 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
8			Klare (TOC 2-5 mg/l)	30
9			Humøse (TOC>5 mg/l)	40
10	Fjell (>800 moh)	Svært kalkfattige (Ca <1 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
11			Klare (TOC 2-5 mg/l)	25
12		Kalkfattige (Ca 1-4 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
13			Klare (TOC 2-5 mg/l)	30

2.3 ANC i kalkede innsjøer

ANC beregnet fra målte verdier kan ikke brukes til å vurdere forsuringstilstanden i en kalket innsjø, fordi kalkingen påvirker Ca-konsentrasjonen. I de tilfellene hvor det er kalket med dolomitt påvirkes også Mg-konsentrasjonen, men det vanligste er å kalke med rent kalksteinsmel (CaCO_3). For å vurdere forsuringstilstanden er vi interessert i hva ANC ville vært hvis innsjøen ikke var kalket, altså "ukalket" ANC. Metoder for å estimere "ukalket" ANC er utredet i Hindar og Larssen (2005) og Kroglund (2007).

ANC er hovedsakelig styrt av geologi, deponisjon av sur nedbør og sjøsalter og avrenning. Geologien har betydning for forvitring, og dermed konsentrasjonen av basekationene Ca, Mg, Na og K. Sur nedbør påvirker konsentrasjonen av SO_4 og NO_3 . Deponisjon av sjøsalter påvirker hovedsakelig konsentrasjonen av Cl og Na, men også Mg og SO_4 . Konsentrasjonen av alle ionene påvirkes av fortynning. ANC kan altså forventes å være ganske lik for innsjøer som ligger på samme eller lignende geologi og har lignende nivå i deponisjon og avrenning. Slik likhet er mest sannsynlig for nærliggende innsjøer, men det kan også være tilstede for innsjøer som ligger noe lenger fra hverandre.

Hindar og Larssen (2005) foreslo to metoder for å estimere "ukalket" ANC i de kalkede sjøene basert på nærliggende og sammenlignbare referansesjøer:

- a) å anse ANC-verdiene for referansesjøer som representative også for den kalkede innsjøen og benytte disse direkte, eller
- b) å estimere "ukalket" Ca-konsentrasjonen fra Ca/Mg-forholdet i referansesjøene og Mg-konsentrasjonen i den kalkede innsjøen og deretter beregne "ukalket" ANC ut fra "ukalket" Ca-konsentrasjon og målte ionekonsentrasjoner i den kalkede innsjøen.

Kroglund (2007) viste at det er mulig å lage slike modeller for estimering av Ca-konsentrasjon basert på data også for et større område. Her ble lineære regresjonsmodeller basert på data fra hele Aust-Agder laget for estimering av Ca-konsentrasjon fra Mg- eller K-konsentrasjon. Alternativt ble også ANC estimert på tilsvarende måte.

I utredningen for Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010) ble metodene fra Hindar og Larssen (2005) og Kroglund (2007) videreutviklet. Ønsket var å utvikle en modell for beregning av "ukalket" Ca-konsentrasjon som kunne benyttes til å estimere "ukalket" ANC for hele fylket. For et større område vil det være variasjon i geologi, deponisjon og avrenning. For å ta høyde for denne variasjonen ble det benyttet multipl regressjon, slik at flere parametere som kunne tenkes å påvirke forholdet mellom ionene som inngår i ANC kunne inkluderes. Det ble ansett som noe mindre usikkert å estimere "ukalket" Ca-konsentrasjon og så beregne "ukalket" ANC enn å modellere "ukalket" ANC direkte, ettersom man ved den første metoden kan benytte de målte verdiene for de andre ionene som inngår i ANC når "ukalket ANC" beregnes. Det er også nødvendig å estimere "ukalket" Ca-konsentrasjon for typifiseringen av innsjøene. Mulige forklaringsparametere som ble inkludert var: a) Konsentrasjon av ionene som inngår i ANC (med unntak av Ca), som sammen er et uttrykk både for geologi, deponisjon og avrenning, b) UTM-koordinater og høyde over havet, som kan være indirekte uttrykk for forvitring (klima), deponisjon (avstand fra kysten, avstand fra forurensingskilder) og avrenning, og c) TOC, som også kan være et indirekte uttrykk for forvitring (kontrollert av jordsmonn, som er avhengig av forvitring), deponisjon (TOC-utvasking øker ved redusert deponisjon) og avrenning (fortynning). Det er den samme tilnærmingen som er benyttet i denne rapporten.

3. Materiale og metode

3.1 Vannkjemiske data

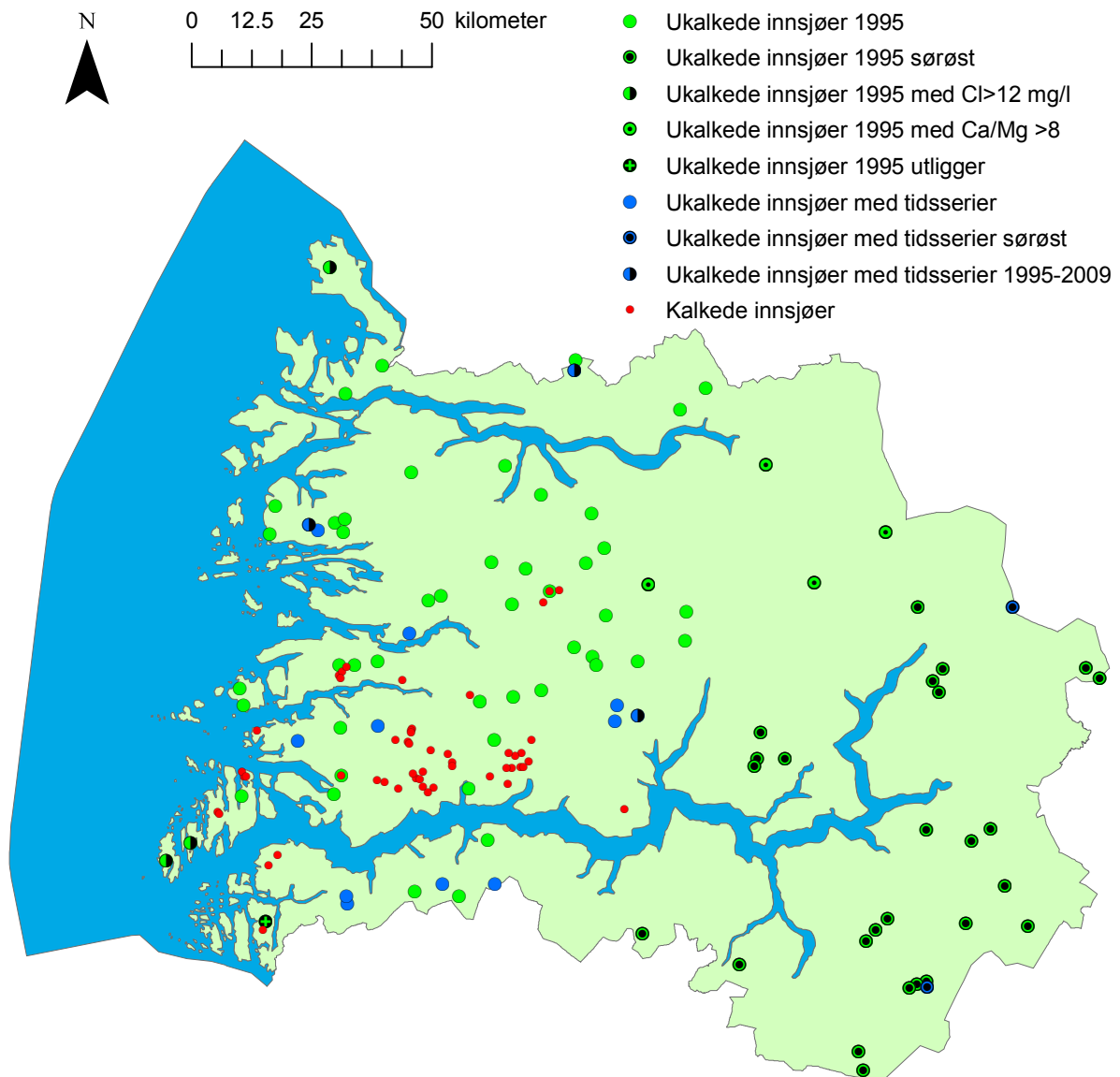
Tre sett med vannkjemiske data har blitt benyttet i dette arbeidet: 1) Data fra ukalkede innsjøer fra 1995, benyttet til å lage en modell for estimering av Ca-konsentrasjon og til validering av denne, 2) tidsserier fra ukalkede innsjøer, benyttet til ytterligere validering av modellen og vurdering av modellens funksjon over tid, og 3) data fra kalkede innsjøer, benyttet til å vurdere fortsatt kalkingsbehov. En oversikt over innsjøene det er benyttet data fra i rapporten er gitt i vedlegg A og B. Alle innsjøene er plottet i figur 1.

Data for de ukalkede innsjøene har blitt hentet fra NIVAs database. Dette er data som har blitt samlet inn i forbindelse med de regionale innsjøundersøkelsene i 1986 (Lien m.fl., 1987) og 1995 (Skjelkvåle m.fl., 1996) og sur nedbør-overvåkingen (SFT, 2009 og tidligere rapporter). Regionalundersøkelsen i 1986 omfattet 1006 innsjøer på landsbasis. Dette var relativt små, forsuringfølsomme og ionefattige innsjøer. 500 av disse innsjøene ble prøvetatt også i 1995. 100 av de 1006 innsjøene ble prøvetatt årlig etter 1986. Antallet har blitt noe redusert med årene, men det er fortsatt 78 av disse som prøvetas årlig. I regionalundersøkelsen i 1995 ble det prøvetatt 1000 statistisk utvalgte innsjøer av alle størrelser over hele landet. Dette var altså i tillegg til de 500 av 1986-innsjøene som ble prøvetatt. En del av de 1000 innsjøene ble også prøvetatt videre i noen år.

I denne rapporten er det benyttet alle enkeltdata fra 1995 fra Sogn og Fjordane, samt alle tidsserier fra fylket, dvs. data fra henholdsvis 80 og 15 innsjøer. Dataene fra 1995 er hovedsakelig fra innsjøer som ble prøvetatt i forbindelse med regionalundersøkelsen i 1995, men det er også noen data fra innsjøer som ble prøvetatt på nytt som oppfølging av regionalundersøkelsen i 1986. I tillegg til tidsseriene som starter i 1986 eller 1995, er det tatt med en tidsserie som starter i 1999.

For kalkede innsjøer har det blitt benyttet data samlet inn i forbindelse med Fylkesmannens overvåking av kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane. Dataene er hentet fra Vanninfo-databasen, som Fylkesmannen har rapportert inn til. Utvalget av kalkede innsjøer ble gjort på basis av en oversikt over kalkede innsjøer mottatt fra Fylkesmannen. Alle innsjøene i oversikten ble vurdert, med unntak av: a) Innsjøer som ikke var kalket på 2000-tallet (i følge Vanninfo) og b) innsjøer hvor det ikke var data i Vanninfo og oversikten fra Fylkesmannen viste at kalkingen var avsluttet eller utføres privat. Totalt ble 51 kalkede innsjøer vurdert, hvorav det fantes data for 44. Dataene var fra 1995 til 2005, med varierende antall prøver per innsjø. To av de kalkede innsjøene er også representert i datasettet med de 80 ukalkede innsjøene fra 1995, men dette er prøver tatt før kalkingen ble påbegynt (se tabell A.1).

Dataene ble undersøkt for åpenbare utliggere (feilanalyser). Prøver som manglet sentrale parametere for vurderingen ble fjernet. Det samme gjelder prøver tatt i innløpet til innsjøene. Høyde over havet og UTM-koordinater er i henhold til NVEs innsjøregister. Posisjonen ble definert ut fra innsjøens midtpunkt. Der høyde over havet manglet, ble dette funnet ved hjelp av kart. Prøver fra de kalkede innsjøene som var tatt tidligere på året enn september ble fjernet, ettersom modellen for estimering av Ca-konsentrasjon var basert på høstprøver. Vannkjemien under høstomrøringen regnes også som mest representativ.



Figur 1. Oversikt over innsjøer benyttet i rapporten.

3.2 Modell for estimering av Ca-konsentrasjon

Til modellering av Ca-konsentrasjon og den primære valideringen av modellen, ble datasettet fra 1995 benyttet. Det var gunstig fordi datasettet inneholdt data fra mange forskjellige innsjøer fra samme år. Det er en fordel å benytte kun en prøve fra hver innsjø, slik at dataene er uavhengige av hverandre. Det er også en fordel å bruke data fra omtrent samme tidspunkt, ettersom forholdet mellom parametrene kan forandre seg noe over tid.

Dataene fra 1995 ble delt tilfeldig i to sett. Det ene datasettet ble benyttet til å lage modellen, det andre til validering av den. Det ble benyttet multipl linear regresjon (minste kvadraters metode), med Ca-konsentrasjon (i $\mu\text{ekv/l}$) som avhengig variabel. De uavhengige variablene ble plukket ut ved en mixed selection-prosedyre ut fra følgende mulige variabler: Mg-, Na-, K-, SO_4^- , NO_3^- og Cl-konsentrasjon (alle i $\mu\text{ekv/l}$), TOC (mg/l), høyde over havet (m) og UTM-kordinater (m, sone 32).

Etter at modellen var konstruert på basis av modelldatasettet, ble Ca-konsentrasjon estimert for valideringsdatasettet. Målt og estimert Ca-konsentrasjon ble så plottet mot hverandre for å vurdere modellens kvalitet. Den estimerte Ca-konsentrasjonen ble også benyttet sammen med målte ionekonsentrasjoner til å beregne ANC (heretter kalt estimert ANC). Estimert ANC ble plottet mot ANC beregnet kun fra målte ionekonsentrasjoner (heretter kalt beregnet ANC). Modellen ble vurdert som tilfredsstillende hvis korrelasjonen mellom estimert og beregnet ANC hadde $r^2 > 0.9$ og forskjellen mellom estimert og beregnet ANC var $< 10 \mu\text{ekv/l}$ for alle prøvene. Korrelasjonen mellom målt og estimert Ca-konsentrasjon burde ha $r^2 > 0.8$. Det vil være større usikkerhet knyttet til estimert Ca-konsentrasjon enn estimert ANC, fordi det i ANC inngår seks målte parametere.

Som angitt i avsnitt 4.1 viste det seg at enkelte innsjøer måtte fjernes for å oppnå en god modell. Dette ble gjort systematisk og gradvis inntil modellen fungerte tilfredsstillende. Før hver endring av modellen ble verdier fjernet fra hele 1995-datasettet før datasettet igjen ble delt tilfeldig i modell- og valideringsdatasett.

En ytterligere validering ble foretatt ved å estimere ANC for tidsseriene. Forskjellen mellom estimert og beregnet ANC ble her vurdert som akseptabel hvis den hovedsakelig var innenfor $20 \mu\text{ekv/l}$. Kravet var noe mildere enn for 1995-dataene ettersom tidsseriene strekker seg over en lang periode, og også inneholder prøver fra forskjellige tider på året. Det ble også vurdert om avviket forandret seg vesentlig over tid, både i størrelse på avviket og i fordelingen positivt/negativt avvik.

3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer

Modellen som ble laget basert på 1995-data ble brukt for å estimere ”ukalket” Ca-konsentrasjon i de 44 kalkede innsjøene hvor data var tilgjengelige. Deretter ble ”ukalket” ANC estimert på basis av målte verdier og ”ukalket” Ca-konsentrasjon. For de sju kalkede innsjøene hvor det ikke var data, ble det ”ukalkede” ANC-nivået anslått på bakgrunn av nærliggende og sammenlignbare naboinnsjøer. Nabsjøer ble definert som nærliggende hvis de lå innenfor en radius av ca 20 km, men hovedvekten ble lagt på de nærmeste innsjøene. Sammenlignbarhet ble vurdert ut fra berggrunnskart. Forøvrig ble det lagt mest vekt på ukalkede innsjøer med tidsserier, ettersom dataene her var nyere (absolutte verdier som ANC forventes å ha forandret seg mye mer i perioden fra 1995 enn forholdet mellom parametere, som var utgangspunktet for modelleringen), men også estimert verdi for nærliggende kalkede innsjøer ble vurdert. For de to innsjøene som også inngikk i referansedatasettet fra 1995, kunne ”ukalket” ANC vurderes opp mot ANC i 1995 og anslått endring i ANC fra tidsseriedata.

For å kunne vurdere ”ukalket” ANC opp mot klassegrensene i tabell 1, måtte det først foretas en typifisering av innsjøene. Dette ble gjort på følgende måte:

- **Høyderegion:** Typifisering på basis av høyde over havet.
- **Humusinnhold:** Typifisering ut fra målt TOC og farge. I de fleste tilfellene var det kun TOC-verdier fra 2005, så fargetallene for de siste av de foregående årene ble også benyttet ($1 \text{ mg/l TOC} = 6 \text{ mg Pt/l}$). Ved tvil ble humusinnholdet også vurdert opp mot verdier for nabsjøer, og i noen tilfeller ble det vurdert om en alternativ typifisering ville gi utslag for vurderingen. Hvis TOC-verdier ikke var gitt, men farge var målt, ble disse verdiene benyttet i typifiseringen. Hvis ingen verdier var tilgjengelig, ble humusinnholdet bestemt ut fra TOC-verdien i nabsjøer.
- **Kalkinnhold:** Typifisering basert på ”ukalket” Ca-konsentrasjon. Hovedvekten ble lagt på data fra de samme årene som ble benyttet i vurderingen av ”ukalket” ANC (se under). Hvis ingen data var tilgjengelig ble kalkinnholdet vurdert opp mot verdien for nabsjøer. Innsjøer som ble karakterisert som svært kalkfattige lavlandsinnsjøer ble gitt samme klassegrenser som type 4-6, avhengig av humusinnhold.

Etter typifiseringen ble de kalkede innsjøene plassert i tre kategorier, bestemt av avstanden mellom "ukalket" ANC og G/M-grensen for den enkelte innsjøens type:

- **K:** "Ukalket" ANC >10 µekv/l under G/M: Kalking må fortsette.
- **U:** "Ukalket" ANC +/-10 µekv/l i forhold til G/M: Usikker, redusert kalking kan prøves.
- **S:** "Ukalket" ANC >10 µekv/l over G/M: Kalking kan avsluttes.

Ettersom mange av dataene som var tilgjengelige for de kalkede innsjøene var relativt gamle, ble det en avveining av nytten av å basere vurderingen på så mye data som mulig opp mot behovet for å vurdere på bakgrunn av så nye data som mulig. Det ble besluttet å basere vurderingen hovedsakelig på verdier for "ukalket" ANC fra det siste året og de av de to foregående årene det var data fra. Det siste året med data var i de fleste tilfeller fra 2005. Det viste seg imidlertid at Mg-verdiene fra dette året lå veldig lavt sammenlignet med tidligere år, noe som gav avvikende verdier for "ukalket" ANC.

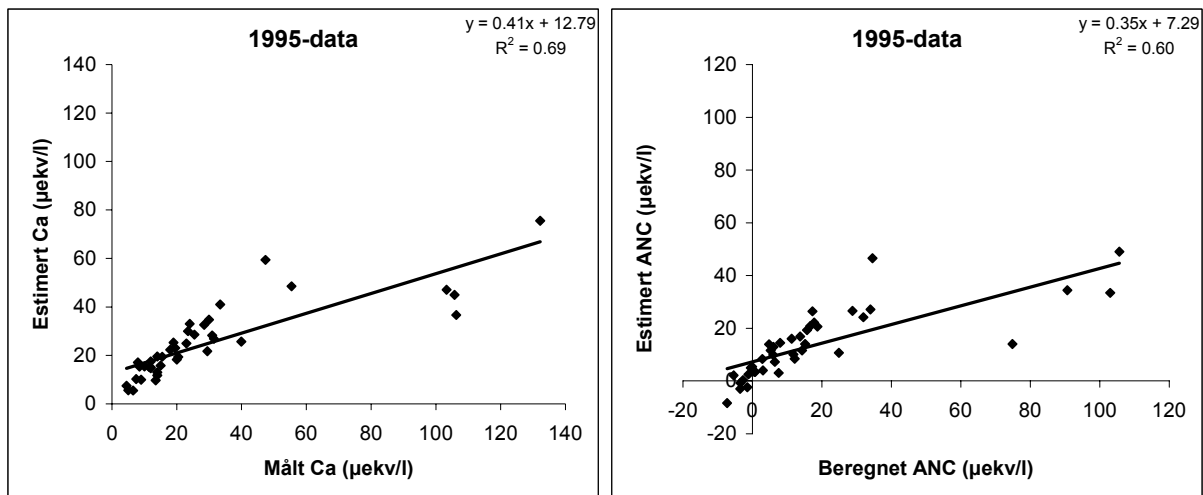
Analysene av prøvene fra dette året ble utført av et annet laboratorium enn i de foregående årene. Det ble derfor besluttet ikke å benytte verdier fra dette året i vurderingen.

Vurderingen ble foretatt basert både på "ukalket" ANC estimert slik det er beskrevet over, og på justeringer av den beregnede verdien. I noen tilfeller ble det også foretatt en grundigere vurdering ved å sammenligne den "ukalkede" ANC-verdien med ANC i nabosjøer. Dette er beskrevet nærmere i avsnitt 4.3.

4. Resultater

4.1 Modellutvikling og validering av modellen

Modellering basert på et modelldatasett trukket fra alle 1995-dataene ga ikke et tilfredsstillende resultat. Bare seks av de 40 innsjøene i valideringsdatasettet hadde et avvik mellom estimert og beregnet ANC >10 µekv/l, men avviket for disse var til dels veldig stort, noe som gav en for lav r^2 både for Ca-konsentrasjon og ANC (figur 2).



Figur 2. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon (venstre panel) og beregnet og estimert ANC (høyre panel). Data fra alle 1995-innsjøene er benyttet (80), hvorav data fra 40 innsjøer er brukt til å lage modellen og data fra de resterende 40 innsjøene til validering av modellen.

En del av innsjøene i 1995-datasettet lå i den sørøstre delen av fylket. Dette området har en heterogen og for det meste annerledes geologi enn resten av fylket. I tillegg er det ingen kalkede innsjøer der.

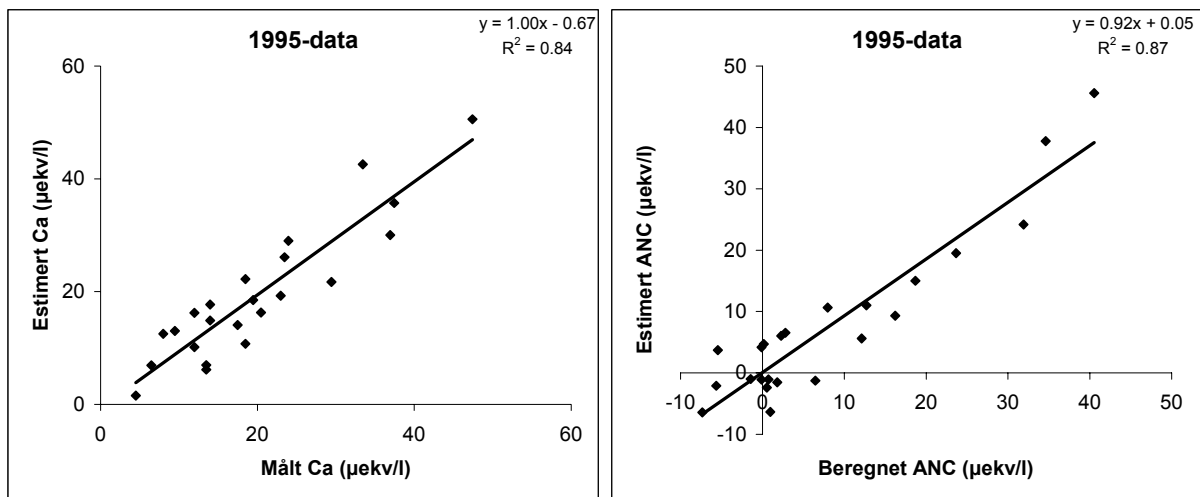
Det ble derfor besluttet å fjerne disse innsjøene (26) fra datasettet. Det viste seg også at modellavviket i stor grad skyldtes noen få innsjøer med høy Cl-konsentrasjon eller høyt Ca/Mg-forhold. Høy Cl-konsentrasjon indikerer sjøsaltpåvirkning. Slik påvirkning endrer forholdet mellom ionene i vannet og vil variere fra år til år avhengig av vind og regn som bringer med seg sjøsalt. Dette fenomenet gjør det generelt vanskelig å vurdere kystnære innsjøer. For å konstruere en god modell må sammenhengen mellom ionene være mer forutsigbar, og det er derfor fornuftig å ta ut innsjøer med høyt Cl-innhold. Høyt Ca/Mg-forhold antyder en avvikende geologi. Disse innsjøene er derfor ikke representative, og kan fjernes. Fjerning av innsjøer gjør at modellen formelt sett ikke er gyldig utenfor de grensene som blir satt, men den kan likevel fungere tilfredsstillende.

En gradvis fjerning av innsjøer ble foretatt, med fjerning av innsjøer med høyest Cl-konsentrasjon og Ca/Mg-forhold først. En tilfredsstillende modell ble oppnådd ved en øvre grense for Cl-konsentrasjon på 12 mg/l og en øvre grense for Ca/Mg-forhold (beregnet fra konsentrasjoner i mg/l) på 8. Til sammen tre innsjøer ble fjernet pga. Cl-konsentrasjon >12 mg/l og fire innsjøer ble fjernet pga. Ca/Mg-forhold >8 (se figur 1). I tillegg ble en innsjø fjernet på grunn av et avvikende forhold mellom ionene og avvikende Ca- og ANC-verdi. Det var da 46 innsjøer igjen av det opprinnelige settet på 80, hvorav 23 ble brukt til modellering og 23 til validering. Modellen som ble utviklet var

$$\text{Ca} = -396,34 - 0,44 \cdot \text{Na} + 1,86 \cdot \text{Mg} + 0,76 \cdot \text{SO}_4 + 1,00 \cdot 10^{-4} \cdot \text{UTM E32} + 5,29 \cdot 10^{-5} \cdot \text{UTM N32} \quad (2)$$

(alle konsentrasjoner i $\mu\text{ekv/l}$, de øvrige parametrene i m)

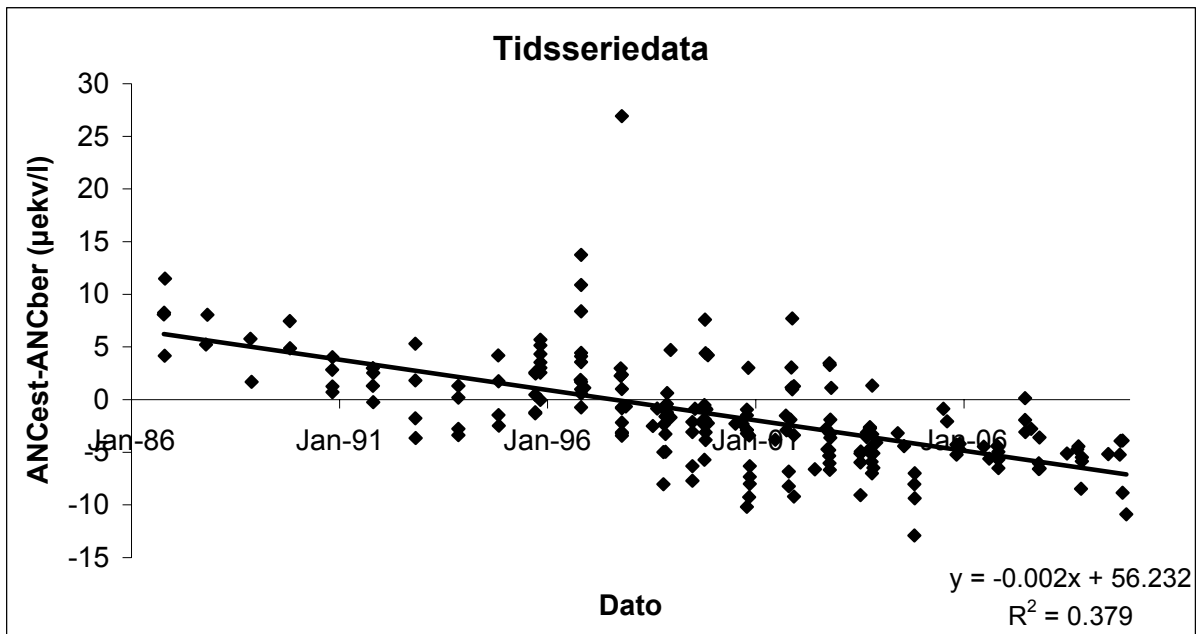
Resultatet av valideringen er vist i figur 3. Korrelasjonen mellom målte/beregnete og estimerte verdier for både Ca og ANC ble ansett som akseptabelt, selv om korrelasjonen for ANC ikke helt fylte kravet på $r^2 > 0.9$. Alle innsjøene hadde et avvik mellom estimert og beregnet ANC som var <10 $\mu\text{ekv/l}$. Gjennomsnittlig avvik var 4 $\mu\text{ekv/l}$. På dette grunnlaget ble modellen vurdert som tilfredsstillende. Til sammenligning ble det også forsøkt å lage en modell for direkte estimering av ANC (samme metode som estimeringen av Ca-konsentrasjon) (jmf. Kroglund, 2007) basert på det samme datautvalget. Dette gav et langt dårligere resultat, med r^2 for ANC på 0,25 og tre innsjøer med et avvik mellom estimert og beregnet ANC som var >10 $\mu\text{ekv/l}$.



Figur 3. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon (venstre panel) og beregnet og estimert ANC (høyre panel). Data fra alle 1995-innsjøer i den nordvestre delen av Sogn og Fjordane (med unntak av en utligger) med Cl-konsentrasjon <12 mg/l og Ca/Mg-forhold <8 (46), hvorav data fra 23 innsjøer er brukt til å lage modellen og data fra de 23 resterende innsjøene til validering av modellen.

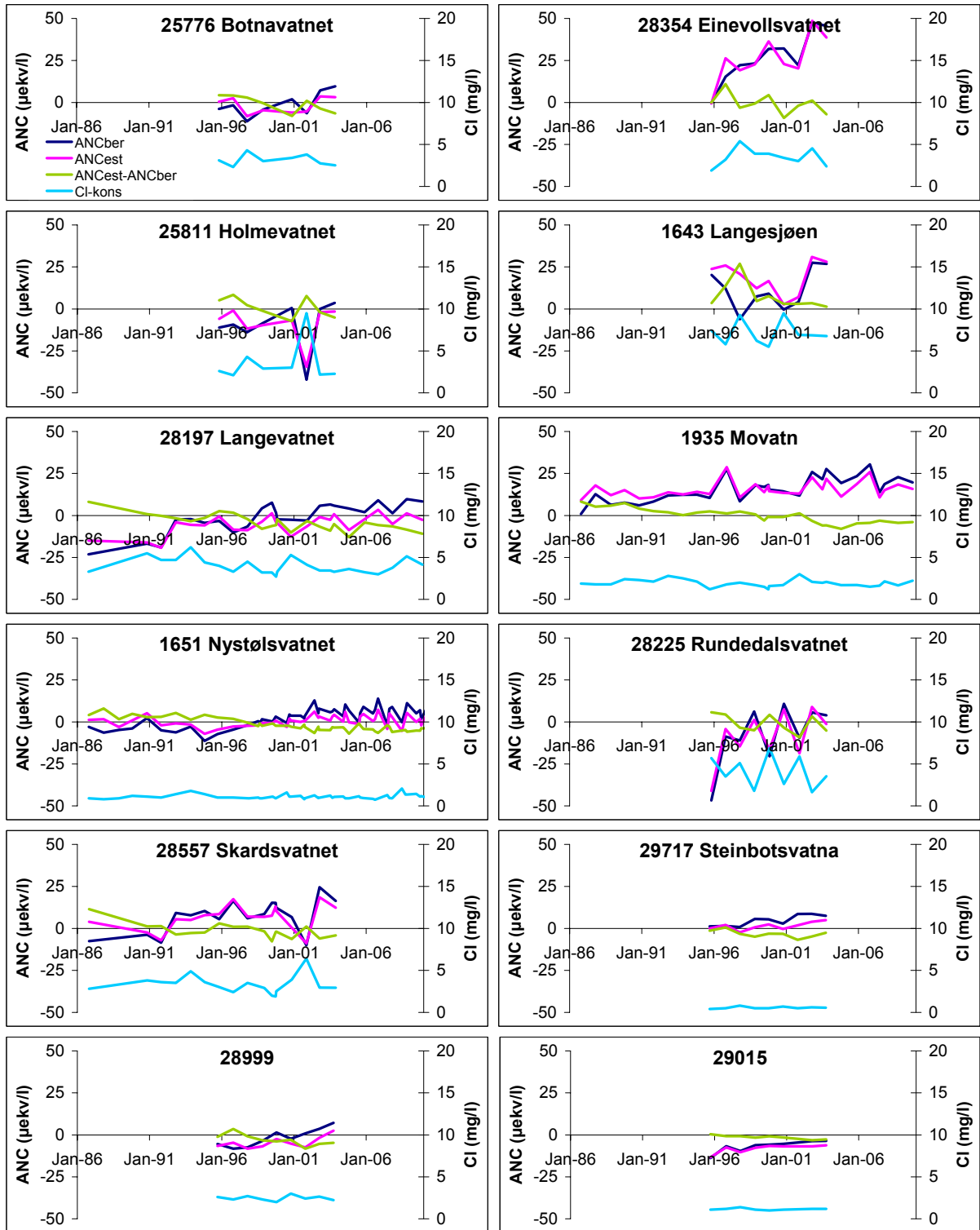
4.2 Bruk av modellen på tidsserier

To av tidsseriene ble fjernet, ettersom dette var innsjøer som ligger i den sørøstre delen av fylket (figur 1). Differansen mellom estimert og beregnet ANC for de resterende tidsseriedataene er vist i figur 4. Alle dataene var innenfor modellens gyldighetsområde. Det var kun en prøve hvor avstanden mellom estimert og beregnet ANC var $>20 \mu\text{ekv/l}$ (figur 4). Resultatet anses derfor som akseptabelt. Analysen viste at avstanden mellom estimert og beregnet ANC ikke økte over tid. Men det var en konsistent trend i avviket. Det betyr at forholdet mellom parametrene i modellen endres over tid, fra en overestimering i starten av perioden til en underestimering i slutten av perioden. En underestimering kan fungere som en ekstra sikkerhetsmargin i vurderingen av de kalkede sjøene, men det er ikke ønskelig at estimeringen skal være avhengig av tidspunkt for prøven. Dette ble derfor undersøkt nærmere (se avsnitt 4.3).



Figur 4. Endring over tid for differansen mellom estimert og beregnet ANC for data fra 13 forskjellige tidsserier.

Undersøkelse av de enkelte tidsseriene viste også god sammenheng mellom beregnet og estimert ANC (figur 5). De fleste tidsseriene viste en stigende trend i beregnet ANC. Denne økningen ble godt fanget opp av modellen, men avviket var noe større mot slutten av tidsseriene, på grunn av den observerte trenden i modellavvik. Også år-til-år-variasjonen ble godt gjenspeilet, og det var lite variasjon i hvor godt modellen fungerte fra sted til sted. Av de få større avvikene skyldes noen en kraftig økning i Cl-konsentrasjonen (for eksempel 1643 Langesjøen i 1997), men det er også tilfeller hvor økning i Cl-konsentrasjonen ikke gir stort avvik (for eksempel samme innsjø i 2000). Korrelasjon av avviket mellom estimert og beregnet ANC (absoluttverdi) og Cl-konsentrasjon for tidsseriedataene var signifikant, men sammenhengen var veldig svak ($r^2 = 0,06$). Sammenhengen var også svakere enn det som ble observert i Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010), noe som sannsynligvis skyldes at alle dataene var innenfor modellens gyldighetsområde, og at Cl-konsentrasjonen generelt var lavere og varierte mindre i Sogn og Fjordane enn i Vest-Agder. Estimeringen av ANC er altså mindre sårbar overfor variasjon i Cl-konsentrasjon i Sogn og Fjordane, noe som reduserer sårbarheten i forhold til få år med data. Det var ingen signifikant sammenheng mellom avviket mellom estimert og beregnet ANC og Ca/Mg-forhold for tidsseriedataene.



Figur 5. Data for 12 tidsserier (29741 Holmevatn, hvor dataserien starter i 1999, er utelatt av plasshensyn). Beregnet og estimert ANC, samt differansen mellom disse er plottet mot tid. Cl-konsentrasjonen er inkludert i samme plot for sammenligning.

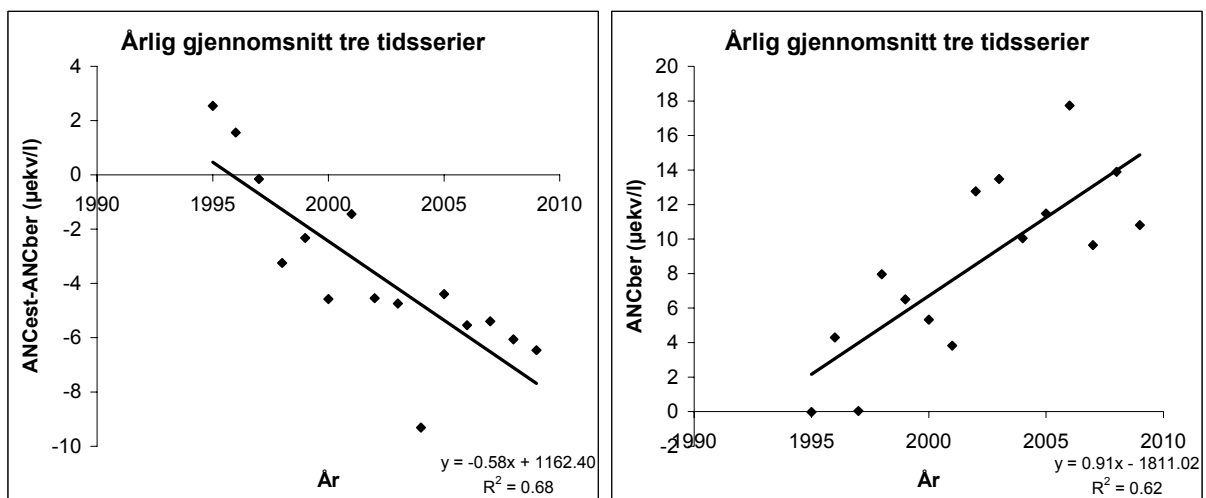
4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer

Vurderingen av fortsatt kalkingsbehov i de kalkede innsjøene er vist i tabellform i vedlegg B, sammen med typifisering av innsjøene. Vurderingen viser at fortsatt kalking anbefales i 25 innsjøer, kalking kan avsluttes i en innsjø, mens det er 25 innsjøer hvor det er usikkert om kalking bør avsluttes eller ikke.

Cl-konsentrasjonen var aldri >12 mg/l for de prøvene som vurderingen hovedsakelig ble basert på (siste tre år). Det var heller ingen av de kalkede innsjøene som lå i umiddelbar nærhet av de innsjøene som ble fjernet fra modelleringen på grunn av høyt Ca/Mg-forhold. Modellen var slik sett gyldig for alle de kalkede innsjøene. Det eneste unntaket var en kalket sjø (25912 Svardalsvatnet) som lå ved siden av utliggeren som ble fjernet fra modelleringen. Her ble det foretatt en ekstra vurdering av typifisering og kalkingsbehov basert på nabosjøer. Det samme ble gjort for to kalkede sjøer (28725 og 28735) hvor forskjellen i ”ukalket” ANC mellom prøver fra de tre siste årene var >20 $\mu\text{ekv/l}$. For de fleste innsjøene var det godt samsvar mellom ”ukalket” ANC for forskjellige år. Det store avviket for disse to innsjøene kan sannsynligvis tilskrives høyere Cl-konsentrasjon enn i de andre innsjøene (men fortsatt <12 mg/l).

Endringen i modellavviket over tid ble imidlertid ansett som en usikkerhet i estimeringen av ”ukalket” ANC. Denne endringen ble derfor kvantifisert ved hjelp av tidsseriedata. De tre tidsseriene som var konsistente i perioden 1995-2009 ble benyttet (se figur 5). Disse er fra forskjellige regioner av fylket og gir derfor en viss spredning i verdier. Prøver tatt før 1995 (før prøvene som modellen er basert på) samt prøver tatt tidligere på året enn september ble fjernet. Årlig gjennomsnittlig modellavvik ble deretter beregnet ved først å ta gjennomsnitt per måned, så per år og til slutt gjennomsnitt av de tre tidsseriene. Årlig gjennomsnittlig modellavvik ble deretter plottet mot år og stigningstallet beregnet ($-0,6$ $\mu\text{ekv/l}$) (figur 6). Til slutt ble estimert ANC justert ved å legge til $0,6$ $\mu\text{ekv/l}$ ganget med antall år fra 1995 til året prøven fra den kalkede innsjøen ble tatt.

Det ble også ansett som en usikkerhet at dataene for de kalkede sjøene var relativt gamle, med de nyeste dataene fra 2003. Den estimerte ANC-verdien ble derfor justert med utgangspunkt i stigningstallet ($0,9$ $\mu\text{ekv/l}$) for årlig gjennomsnittlig ANC for de tre konsistente tidsseriene (beregnet på samme måte som årlig gjennomsnittlig modellavvik) plottet mot år (figur 6). Estimert ANC ble justert ved å legge til ($0,9$ $\mu\text{ekv/l}$) ganget med antall år fra det året prøven fra den kalkede innsjøen ble tatt til 2009.



Figur 6. Gjennomsnittlig modellavvik (estimert minus beregnet ANC) (venstre panel) og beregnet ANC (høyre panel) for de tre tidsseriene som var konsistente i perioden 1995-2009 (28197 Langevatnet, 1935 Movatn og 1651 Nystølsvatnet).

Det ble altså estimert fire varianter av ”ukalket ANC”(se vedlegg B): 1) ANC estimert fra estimert Ca-konsentrasjon og målte konsentrasjoner for de resterende parametrene, 2) justering ved å ta hensyn til endring i modellavvik over tid, 3) justering ved å ta hensyn til endring i ANC siden siste prøve og 4) begge justeringer. Hvis minst to av de tre typene justeringene tilsa endret konklusjon i vurderingen, ble dette etterfulgt. Hvis det kun var 4) som tilsa endret konklusjon, ble en ytterligere vurdering foretatt ved å sammenligne med nabosjøer.

5. Diskusjon

5.1 Metodens usikkerhet

I tillegg til grunnleggende usikkerhet knyttet til prøvetaking, kjemisk analyse, og generelt det å estimere Ca-konsentrasjon ved en statistisk modell, er det en rekke usikkerheter knyttet til metoden som er brukt.

- 1) Referansesjøenes representativitet: Som det framgår av figur 1 dekker 1995-dataene et større område enn det hvor de kalkede innsjøene befinner seg. Det kan knyttes usikkerhet til representativiteten til de ukalkede innsjøene som ligger i større avstand til de kalkede innsjøene. Samtidig gjør inkludering av flere data modellen mer robust. En sammenligning av gjennomsnitt for innsjøsettene viste at det var liten forskjell i høyde over havet og konsentrasjon av TOC, Cl, Na, K, Mg, SO₄ og NO₃. Geologien er også relativt homogen. I tillegg fungerte modellen godt for tidsseriene, og mange av innsjøene med tidsserier ligger i området hvor de fleste kalkede innsjøene ligger. Det kan derfor anses som rimelig at også 1995-data fra innsjøer med en viss avstand til de kalkede innsjøene er inkludert i modellen.
- 2) 1995-data som basis for modellen: Ideelt sett hadde det vært best å lage en modell basert på nye referansedata, men tilgangen på slike data er veldig liten. Endringen i modellens funksjon over tid har blitt tatt hensyn til ved justering, men det er en viss usikkerhet knyttet til denne justeringen.
- 3) Nyeste data fra kalkede innsjøer fra 2003: Det har vært en forbedring i forsurenings-situasjonen siden 2003, og det hadde derfor vært bedre å basere vurderingen på nyere data fra de kalkede innsjøene. Ettersom dette ikke var tilgjengelig, ble det foretatt en justering, men det er en viss usikkerhet knyttet til denne justeringen.
- 4) Cl-konsentrasjon: Modellen er generelt mer usikker ved Cl-konsentrasjon >12 mg/l. Ingen av de kalkede innsjøene hadde Cl-konsentrasjon >12 mg/l, men det viste seg at også Cl-konsentrasjon <12 mg/l i enkelte tilfeller kunne gi stor år-til-år-variasjon i estimert ANC. Det er imidlertid vanskelig å si hvor mye dette skyldes usikkerhet i modellen og hvor mye det skyldes at ANC generelt kan påvirkes av Cl-konsentrasjon. Analyse av tidsseriedataene viste at korrelasjon med Cl-konsentrasjon var veldig svak (men signifikant) både for modellavvik ($r^2 = 0,06$) og beregnet ANC ($r^2 = 0,03$), men det kan likevel være behov for noe mer data for å vurdere forsurenings-situasjonen i kalkede innsjøer der Cl-konsentrasjonen er høy og sterkt varierende.
- 5) Ca/Mg-forhold: Modellen er generelt mer usikker ved Ca/Mg-forhold >8. Ca/Mg-forholdet kan ikke bestemmes direkte for en kalket innsjø, noe som ytterligere bidrar til usikkerhet. Ingen av de kalkede innsjøene lå imidlertid i nærheten av ukalkede innsjøer med så høyt Ca/Mg-forhold. Ca/Mg-forhold for de kalkede innsjøene beregnet ut fra estimert Ca-konsentrasjon var <5 for alle dataene som ble benyttet til vurderingen.
- 6) Typifisering: Det ligger noe usikkerhet i at typifiseringen er gjort basert på estimert Ca-konsentrasjon. Generelt burde typifisering med hensyn på humusinnhold og kalkinnhold vært

basert på flere prøver. Typifisering til kategorien skog/fjell bør ideelt sett gjøres ut fra skoggrensen. Det har ikke blitt gjort her.

- 7) Kalkede innsjøer uten data: Usikkerheten både knyttet til typifisering og anslått ANC-verdi vil være høyere der dette kun er basert på verdier i nabosjøer, fordi disse innsjøene aldri vil være helt representative.
- 8) Grenseverdiene: Grenseverdiene for god/moderat tilstand for de forskjellige typene er satt ut fra nåværende kunnskap om sammenhengen mellom ANC og biologisk tilstand, spesielt fiskestatus. Dette er et område det stadig forskes på, og det er fortsatt usikkerhet knyttet til disse grensene.

Usikkerheten i metoden er delvis tatt høyde for ved å inkludere kategorien ”usikker” i vurderingen. Ved å benytte en absolutt grense for kalking eller ikke kalking, risikerer man at innsjøer blir kategorisert feil fordi de f.eks. er vurdert på bakgrunn av kun en prøve fra et ikke representativt år eller fordi den reelle ANC-grensen egentlig er 5 $\mu\text{ekv/l}$ lavere eller høyere. I stedet får man en gruppe innsjøer hvor avvikling av kalking kan prøves ut, men hvor man må være oppmerksom på at fortsatt kalkingsbehov kan være til stede.

5.2 Oppfølging av vurderingen

Konklusjonen fra vurderingen er at fortsatt kalking anbefales for bare halvparten av innsjøene. Dette samsvarer med at Sogn og Fjordane var mindre hardt rammet av sur nedbør enn områder lenger sør i landet. Samtidig bekrefter det at det tar tid før reduksjoner i sur nedbør viser seg i forbedret vannkjemi.

Vi er kjent med at Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har valgt å avslutte kalkingen av innsjøer før denne rapporten ble ferdigstilt. Denne rapporten kan imidlertid benyttes i oppfølgingen av forsuringssituasjonen i innsjøene som tidligere var kalket. For det første anbefales det å prioritere tett oppfølging av de innsjøene hvor det her er anbefalt at kalking bør fortsette. For det andre kan modellen som er utviklet benyttes til å estimere ”ukalket” ANC i de tidligere kalkede innsjøene. Nye vannprøver bør taes årlig for beregning av ANC og estimering av ”ukalket” ANC. ”Ukalket” ANC bør jevnt over ligge høyere enn G/M-grensen, ellers bør det vurderes å gjenoppta kalkingen. I de tilfellene hvor typifisering og/eller ANC er anslått på bakgrunn kun av data fra nabosjøer på grunn av manglende data for de kalkede innsjøene, er det spesielt viktig å skaffe nye data.

Oppfølgingen av innsjøene hvor kalking er avsluttet bør foregå over tid, fordi effekten av kalkingen ikke opphører umiddelbart. Ved kalking av innsjøer vil det samle seg opp kalk i sedimentet, og dette vil gi en buffereffekt også etter avsluttet kalking. Forsøk med avvikling av kalking viser at denne effekten vil henge igjen i flere år (Hindar og Skancke, 2008). Kalkingseffekten vil vare lenger for vann som har lang oppholdstid, stort bunnareal, som har blitt kalket hardt eller lenge, eller hvor en kombinasjon av disse faktorene er til stede. Endringen tilbake til naturlig vannkjemi vil gå noe fortere der det allerede har vært en gradvis nedtrapping av kalkingen. Ved tidligere overdosering kan man forvente en motsatt effekt. Oppfølgingen kan vurderes sluttet når beregnet ANC er relativt stabil. Den bør da være tilnærmet like ”ukalket” ANC. I Sogn og Fjordane er det mange innsjøer med relativt kort oppholdstid, og ettersom kalkingen mange steder har vært avviklet i flere år, kan det være at beregnet ANC allerede er stabilisert mange steder. Beregnet ANC kan da benyttes til å validere modellen og justeringene av den som er benyttet her.

Den kjemiske oppfølgingen av innsjøene bør suppleres med biologiske undersøkelser, fordi det er usikkerhet knyttet til selve modellen og til grenseverdiene. Man bør kunne påvise at for eksempel fiskebestanden ikke har avtatt betydelig etter avsluttet kalking, og at den har evne til å reprodusere seg. Fordelen med at kalkingseffekten avtar gradvis er at man har mulighet til å gjenoppta kalkingen dersom man observerer negative biologiske effekter ved kalkavvikling.

5.3 Videre bruk av modellen

Modellen som er utviklet i forbindelse med dette arbeidet, kan som nevnt over benyttes til oppfølging av innsjøene som tidligere har blitt kalket. For å kunne benytte modellen, må alle parametrene som inngår i ANC måles. Det er også viktig å måle TOC, ettersom endringer i TOC kan gi endringer i typifisering og dermed tilstandsgrensen for innsjøen. Ved tolking av resultatet, er det viktig å ta høyde for modellens usikkerhet. ”Ukalket” ANC bør beregnes både direkte og med justeringen for modellavvik over tid (metode 1 og 2 i avsnitt 4.3). En ekstra vurdering opp mot nabosjøer bør gjøres for de tre innsjøene hvor dette ble gjort i denne vurderingen (se avsnitt 4.3).

6. Konklusjon

Formålet med denne utredningen var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane og å utvikle en metode for å gjøre dette. Vurdering av kalkingsbehov er foretatt på bakgrunn av innsjøens ANC-verdi. Ettersom kalkingen påvirker Ca-konsentrasjonen, er det utviklet en statistisk modell for estimering av hva Ca-konsentrasjonen ville vært hvis innsjøen ikke var kalket. Denne modellen ble så benyttet til å estimere ”ukalket” ANC i kalkede innsjøer.

Vurderingen av de 51 kalkede innsjøene i denne undersøkelsen konkluderte med at fortsatt kalking anbefales i 25 innsjøer, kalking kan avsluttes i en innsjø, mens det er 25 innsjøer hvor avslutning av kalking kan forsøkes. Kalkingen er allerede avsluttet i alle innsjøene i fylket, men denne rapporten kan brukes til å avgjøre hvor oppfølgingen av de tidligere kalkede innsjøene bør være tettest, hvis det må foretas prioriteringer. I tillegg kan modellen som er utviklet være et nyttig verktøy for vurdering av den nåværende forsuringstilstanden i de tidligere kalkede innsjøene. I all bruk av modellen må det tas hensyn til usikkerhetene som er beskrevet.

7. Referanser

- Austnes, K. og F. Kroglund, 2010. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder. Norsk institutt for vannforskning, 30 s.
- Bulger, A.J., L. Lien, B.J. Cosby og A. Henriksen, 1993. Brown trout (*Salmo trutta*) status and chemistry from the Norwegian thousand lake survey: statistical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 575-585.
- Dalziel, T.R.K., F. Kroglund, L. Lien og B.O. Rosseland, 2005. The REFISH (restoring endangered fish in stressed habitats) project, 1988-1994. *Water Air and Soil Pollution* 85: 321-326.
- DirektoratsgruppaVanndirektivet, 2009. Veileder 01: 2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann, 179 s.
- Hesthagen, T., P. Fiske og B.L. Skjelkvåle, 2008. Critical limits for acid neutralizing capacity of brown trout (*Salmo trutta*) in Norwegian lakes differing in organic carbon concentrations. *Aquatic Ecology* 42: 307-316.
- Hindar, A. og T. Larssen, 2005. Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør. NIVA-rapport 5029-2005, 33 s.
- Hindar, A. og L.B. Skancke, 2008. Vannkjemisk utvikling i innsjøer etter avsluttet kalking NIVA-rapport 5628-2008, 34 s.
- Kroglund, F., 2007. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. NIVA-rapport 5364-2007, 61 s.
- Lien, L., I.H. Sevaldrud, T.S. Traaen og A. Henriksen, 1987. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Rapport 282/87. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn, Oslo, s.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim og A. Henriksen, 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Science of the Total Environment* 177: 173-193.
- Lydersen, E., T. Larssen og E. Fjeld, 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Science of the Total Environment* 326: 63-69.
- Monteith, D.T., A.G. Hildrew, R.J. Flower, P.J. Raven, W.R.B. Beaumont, P. Collen, A.M. Kreiser, E.M. Shilland og J.H. Winterbottom, 2005. Biological responses to the chemical recovery of acidified fresh waters in the UK. *Environmental Pollution* 137: 83-101.
- Raddum, G.G. og B.L. Skjelkvåle, 1995. Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe. *Water Air and Soil Pollution* 85: 475-480.
- Rosseland, B.O. og M. Staurnes, 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach, I C. E. W. Steinberg og R. F. Wright, red. *Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future*. John Wiley & Sons Ltd., 227 s.

SFT, 2009. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2008. Rapport 1057/2009. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn, Oslo, 165 s.

Skjelkvåle, B.L., K. Tørseth, W. Aas og T. Andersen, 2001. Decreases in acid deposition - recovery in Norwegian waters. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 1433-1438.

Skjelkvåle, B.L., C. Evans, T. Larssen, A. Hindar og G.G. Raddum, 2003. Recovery from acidification in European surface waters: A View to the future. *Ambio* 32: 170-175.

Skjelkvåle, B.L., A. Henriksen, B. Faafeng, E. Fjeld, T.S. Traaen, L. Lien, E. Lydersen og A.K. Buan, 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 677/96. Statens forurensningstilsyn, Oslo, 73 s.

Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer

Tabell A.1. Oversikt over ukalkede innsjøer 1995

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Sørøst	Cl>12 mg/l	Ca/Mg >8	Utligger	Kalket senere
Botnatjørna	28562	303634	6801241	41					
Byrjevotnet	31098	352713	6877946	468					
Dalavatnet	1605	391145	6800372	395	X				
Dalsbøvatnet	1813	301540	6897228	47		X			
Dyttingane	28881	334312	6777905	696					
Engevikvatnet	28804	283032	6787002	38					
Fossavotni	15543	417622	6761502	1314	X				
Fremste Rødeggvatnet	27966	304725	6870878	183					
Gardavatnet	28922	267448	6773659	34		X			
Gjerlands-Isvatnet	1655	356223	6816069	937					
Gjesdalsvatnet	29566	352272	6818131	764					
Gravvatnet	28500	339703	6807740	602					
Grønningstølsvatnet	29590	365586	6815119	520					
Gåsevatnet	28816	302305	6787499	167					
Halsavatnet	29839	396283	6794778	820	X				
Handlevatnet	1774	302564	6844065	502					
Hednedalsvatnet	16235	411556	6733919	1261	X				
Hyttedalsvatnet	29629	427047	6811066	1311	X				
Hærlandsvatnet	1743	282678	6809593	21					
Håheimsvatnet	29446	367769	6831226	199			X		
Jakobsvatnet	28618	335716	6798832	877					
Jølstravatnet	1734	358973	6824744	207					
Kollsetevatnet	29843	390475	6795020	829	X				
Krokavatnet	28402	306613	6814477	335					
Krokevatnet	28883	272490	6777325	20		X			
Kvanngrovvatnet	28488	345540	6809144	720					
Langetjørnane	29997	439111	6780369	1252	X				
Litle Snønykevatnet	11658	318410	6854603	852					
Lovatnet	1806	392249	6856191	52			X		
Maletjørna	25900	288103	6760987	32				X	
Markhusvatnet	1640	303849	6791538	218					X
Mjølkedalstjørn	30429	458908	6813789	1423	X				
Natakupvatnet	29105	379695	6871973	834					
Ness-Isvatnet	29599	356942	6814394	984					
Norrdalsvatnet	15587	415170	6759212	1434	X				
Nordvatnet	28322	347226	6829844	893					X
Reinsgravtjørn	30027	435069	6777836	1346	X				
Røykjedalsvatnet	29447	402349	6831489	1136			X		
Skjerdalsvatnet	28070	337950	6855909	310					
Sleipåvotni	15895	423657	6748002	1507	X				
Sleipåvotni	15906	422124	6747248	1402	X				
Starsjøen	1567	446839	6759983	1353	X				
Storavatnet	29862	389869	6793375	826	X				
Stordalsvatnet	28416	303394	6814466	470					

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Sørøst	Cl>12 mg/l	Ca/Mg >8	Utligger	Kalket senere
Store Liavatnet	1512	425668	6748556	1498	X				
Storevatnet	27870	312426	6876790	420					
Storvatnet	1759	321972	6827997	376					
Svartevatnet	28325	324524	6828801	460					
Svingesetvatnet	29136	374442	6867595	287					
Sætrevatnet	28517	283497	6806111	14					
Sørdalsvatnet	28139	290077	6847488	220					
Tirskardvatnet	28791	330365	6788708	470					
Tobbedalsvatnet	28406	311374	6815106	675					
Traudalsvatnet	28120	345422	6849993	334					
Trodalsvatnet	1751	339402	6827004	416					
Trollavatnet	1735	375422	6819493	988					
Urdavatnet	28238	288968	6841708	16					
Vardevatnet	29286	355950	6845851	941					
Vassvendevatnet	29409	354777	6835589	805					
Vinddalsvatnet	28285	335133	6835856	621					
Vonavatnet	1747	342180	6834493	466					
Æråkstjørne	30121	441984	6768413	1256	X				
Øvre Leitevatnet	15657	413133	6756835	1379	X				
Åsetvatnet	1600	423877	6826508	838	X				
	15565	433936	6760585	1540	X				
	16336	412549	6729993	1456	X				
	25767	319155	6767142	729					
	25774	328359	6766296	761					
	27148	366507	6758417	1171	X				
	27187	386712	6751948	1036	X				
	28187	304631	6844848	674					
	28232	304261	6842123	537					
	28512	332771	6806752	517					
	29333	417217	6842093	1471			X		
	29373	358626	6838881	851					
	29516	375757	6825549	1308					
	29606	429117	6813550	1335	X				
	29669	428351	6808663	1429	X				
	30003	425692	6780083	1196	X				
	30450	461794	6811628	1488	X				

Tabell A.2. *Oversikt over ukalkede innsjøer med tidsserier*

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Tidsserie	Sørøst
Botnavatnet	25776	304914	6766264	457	1995-2003	
Einevollsvatnet	28354	318015	6821129	284	1995-2003	
Holmevatn	29741	360821	6802706	582	1999-2009	
Holmevatnet	25811	305120	6764763	606	1995-2003	
Krongeltjørni	29509	443618	6826495	1389	1995-2003	X
Langesjøen	1643	294761	6798543	24	1995-2003	
Langevatnet (Grytevatnet)	28197	297151	6843672	470	1986-2009	
Movatnet	1935	352392	6875905	422	1986-2009	
Nystølsvatnet	1651	365547	6803837	715	1986-2009	
Rundedalsvatnet	28225	299046	6842462	550	1995-2003	
Skardsvatnet	28557	311443	6801709	448	1986-2003	
Steinbotsvatna	29717	361357	6806027	913	1995-2003	
	29015	335862	6768930	1115	1995-2003	
	15918	425918	6747302	1533	1995-2003	X
	28999	324981	6768941	696	1995-2003	

Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer

I tabell B.2 er det gitt typifisering og vurdering av hver enkelt kalket innsjø. Typifiseringen er gjort etter tabell 1 i hovedteksten og vurderingen er gjort i forhold til grenseverdien for skillet mellom god og moderat tilstand som forklart i kapittel 3.3. Fastsettelse av kalkkategori er basert på gjennomsnitt av estimert "ukalket" Ca-konsentrasjon for det siste året og de av de to foregående årene det er data for, jmf. kolonnen "Prøve år" (n.d. betyr at det ikke eksisterer data for innsjøen). "Ukalket" ANC er gjennomsnitt av estimert verdi for de samme årene. "Modell" = ANC estimert fra estimert Ca-konsentrasjon og målte verdier av de resterende parametrene. "Justert modell" = 0,6 $\mu\text{ekv/l}$ er lagt til for hvert år fra 1995 fram til prøveåret, for å justere for økende feil i modellen. "Justert tid" = 0,9 $\mu\text{ekv/l}$ er lagt til for hvert år fra prøveåret til 2009, for å ta hensyn til generell økning i ANC. "Justert begge" = begge justeringer er foretatt. Justeringene er gjort for enkeltprøver før gjennomsnitt er beregnet. Hvis minst to av de tre typene justering tilsa en annen konklusjon enn "Modell", ble konklusjonen justert. Hvis en av justeringene tilsa en annen konklusjon, ble det gjort tilleggsvurdering ved å se på nabosjøer. I vurderingen indikerer K fortsatt kalkingsbehov, U at det er usikkert om det fortsatt er behov for kalking og S at kalking kan stanses.

Tabell B.1. Oversikt over kalkede sjøer med typifisering og vurdering

Navn	Identifikasjon						Typifisering				Vurdering					
	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Høyde	Kalk	Kategori		Type	Grense G/M ($\mu\text{ekv/l}$)	Bakgrunn	Modell	Justert modell	Justert tid	Justert begge	Konklusjon
							Humus	Nr								
Atlevatnet	28458	303386	6812289	412	S	<1	<2	4	20	2001-2003	-2	2	5	9	K	
Bergsvatnet	28474	316603	6811224	573	S	<1	<2	4	20	2002-2003	3	8	9	14	U***	
Botnavatnet	28333	345910	6827526	408	S	<1	<2	4	20	2001-2003	10	14	17	21	U	
Brossvikvatnet	1447	290551	6774871	35	L	<1	>5*	6	35	1998	-7	-6	3	4	K	
Dingevatnet	1446	288680	6772716	26	L	<1**	>5**	6	35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K	
Fagredalsvatnet	28501	330688	6808213	462	S	<1	2-5	5	25	2002-2003	14	18	19	24	U	
Fjellsendetjørrna	28745	319472	6790807	563	S	<1	2-5	5	25	2002-2004	9	14	14	19	U***	
Fjellvatnet	28739	283608	6791192	42	L	<1	2-5	2	30	2001-2003	4	8	10	14	K	
Flugevatnet	28670	341344	6796031	789	S	<1	<2*	4	20	2003	1	6	7	12	K	
Fossvatnet	28789	323007	6788809	520	S	<1	2-5	5	25	2004	12	17	16	22	U	
Grunnevatnet	28855	278140	6783763	60	L	<1	2-5*	5	25	2000-2001	5	8	13	16	K	
Heldalsvatnet	28717	320850	6792291	395	S	<1	<2	4	20	2002-2004	5	10	10	15	U	
Helleskardtjørrna	28747	320218	6790619	494	S	<1	2-5	5	25	2002-2004	8	13	14	18	U***	

Identifikasjon				Typifisering				Vurdering							
Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Kategori		Type	Grense	Bakgrunn	Modell	Justert modell	Justert tid	Justert begge	Konklusjon	
					Høyde	Kalk	Humus	Nr							G/M (µkv/l)
Isvatnet	28320	349297	6830012	910	F	<1	<2	10	20	2001-2003	3	7	10	14	U
Karidalsvatnet	28696	326947	6794277	616	S	<1	2-5	5	25	2002-2004	6	11	12	17	U***
Krokvatnet	28621	317758	6798472	542	S	<1	2-5	5	25	1999	6	8	15	17	U
Kvernhusvatnet	28725	283188	6792158	14	L	<1	>5	6	35	2001-2003	10	14	16	21	K
Langevatnet	28442	304101	6813078	482	S	<1	<2	4	20	2001-2003	-1	4	6	10	K
Markhusvatnet	1640	303849	6791538	218	S	<1	2-5*	5	25	2001	12	16	19	23	U
Namnlausvatna	28564	318593	6801232	678	S	<1	<2*	4	20	2003	2	7	7	12	U***
Namnlausvatna	28569	318419	6800768	690	S	<1	<2	4	20	2003	4	9	10	15	U
Namnlausvatna	28580	318355	6800297	694	S	<1	<2	4	20	2003	4	9	10	14	U
Nipevatnet	28417	304902	6814090	488	S	<1	<2	4	20	2001-2003	-2	3	5	9	K
Nordalsvatnet	28709	339344	6792993	895	F	<1	<2	10	20	2001-2003	-3	2	4	8	K
Nordvatnet	28322	347226	6829844	893	F	<1	<2	10	20	2001-2003	9	14	16	20	U
Nykkvatnet	1637	326121	6795909	640	S	<1	<2	4	20	2001-2003	5	9	12	16	U
Oddmundsvatnet	29957	362867	6784331	841	F	<1	<2	10	20	2001-2003	13	17	19	23	U
Sandavatnet	28778	320876	6789088	304	S	<1	2-5	5	25	2002-2004	11	16	17	22	U
Sandbotnvatnet	28735	284035	6791165	28	L	<1	>5	6	35	2001-2003	9	13	15	19	K
Skilbreida	28751	312901	6790137	521	S	<1	<2	4	20	2001-2003	-5	-1	1	5	K
Skogavatnet	28859	278454	6783432	43	L	<1	2-5*	5	25	2000-2001	3	7	11	14	K
Skåbakkevatnet	28691	342846	6794465	864	F	<1**	<2	10	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K
Steinbotnvatnet	28753	311281	6790471	600	S	<1	<2	4	20	2001-2003	2	6	8	13	K
Storebergvatnet	28766	338549	6789618	725	S	<1**	<2**	4	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K
Storedalsvatnet	28700	326895	6793375	577	S	<1	2-5	5	25	2002-2004	6	11	11	16	U***
Storevatnet	28572	286323	6800707	14	L	<1	>5	6	35	2001-2003	39	44	46	50	S
Storevatnet	28730	318820	6791782	660	S	<1	<2	4	20	1998-1999	0	2	10	12	U
Storevatnet	28794	315712	6788650	570	S	<1	<2	4	20	2001+2003	-2	2	4	8	K
Stølsvatnet	28681	340054	6795484	719	S	<1	<2*	4	20	2003	3	8	8	13	K
Stølsvatnet	28802	321953	6787994	363	S	<1	2-5	5	25	2002-2004	7	11	12	17	U***
Svardalsvatnet	25912	287569	6759179	29	L	<1	>5*	6	35	1999+2001	8	11	17	20	U***
Svartefjerna	28467	303709	6811735	424	S	<1	<2	4	20	2000-2002	4	8	12	15	K***
Torevatnet	28629	318057	6798153	548	S	<1	2-5	5	25	2001-2003	10	14	16	20	U

Identifikasjon										Typifisering				Vurdering				
Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Høyde	Kategori		Type	Grense G/M (µkv/l)	Bakgrunn	Modell	Justert modell	Justert tid	Justert begge	Konklusjon			
						Kalk	Humus									Nr		
Trollebotnsvatnet	28712	338198	6792946	900	F	<1	<2	10	20	2001-2003	-2	2	4	8	K			
Ulldalsvatn	1621	334857	6791348	696	S	<1**	<2	4	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K			
Vardevatnet	28607	315178	6798851	577	S	<1	<2	4	20	2001-2003	5	9	11	15	U			
Vassdalsvatnet	1612	341153	6793093	683	S	<1**	<2**	4	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K			
Venelivatnet	28668	338748	6796045	777	S	<1**	<2**	4	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K			
Vesledalsvatnet	28710	341776	6793153	751	S	<1**	<2**	4	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	K			
Øvre Blankedalsvatnet	28610	343469	6798846	892	F	<1	<2*	10	20	2003	3	8	8	13	K			
Øvre Øyvatnet	28654	322459	6796747	649	S	<1	2-5	5	25	2001-2003	10	14	16	20	U			

*Humuskategori basert kun på fargetall

**Kategorisering fra nabosjøer

***Vurdering justert på bakgrunn av nabosjøer

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no