

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Oppland



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 Oppland	Løpenr. (for bestilling) 6296-2012	Dato Januar 2012
	Prosjektnr. Undernr. 10289	Sider Pris 32
Forfatter(e) Kari Austnes	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Hanne Hegseth
---	------------------------------------

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Dette har ført til en gradvis bedring av vannkvaliteten med hensyn til forsurening i innsjøer, spesielt i Sør-Norge. Mange innsjøer i Oppland blir 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 60 kalkede innsjøer i Oppland. En statistisk modell er utviklet for å kunne estimere hvilken vannkvalitet kalkpåvirkede innsjøer ville hatt hvis de ikke var kalket. På bakgrunn av dette har forureningstilstanden i de 60 kalkpåvirkede innsjøene blitt vurdert, basert på grenseverdiene i klassifiseringsveilederen som er utarbeidet i henhold til vannforskriften. Vurderingen konkluderer med at kalking kan avvikles i 27 innsjøer, mens kalkingsbehovet anses som usikkert i 33 innsjøer. Ved avvikling av kalking må innsjøene følges opp i etterkant, for å sikre at god vannkvalitet opprettholdes. Kalking kan forsøksvis avsluttes også i innsjøene med usikkert kalkingsbehov, men da må oppfølgingen være enda tettere. Alternativt kan metoden som har blitt utviklet benyttes til å revurdere kalkingsbehovet etter noen år. Det er imidlertid viktig å ta hensyn til usikkerhetene knyttet til metoden.

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



Kari Austnes
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Oppland



Forord

Sur nedbør har avtatt over Sør-Norge de siste 30 årene. Dette har redusert behovet for kalking. På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) foretas det nå en vurdering av fortsatt kalkingsbehov i alle fylker hvor innsjøer kalkes. Vurderingen gjøres fylkesvis etter en generell prosedyre som er utarbeidet ved NIVA. Denne rapporten er en del av dette prosjektet. Takk til Fylkesmannen i Oppland v/Ola Hegge for samarbeid om innsjøoversikten, formidling av prøvetakere og nyttig bakgrunnsinformasjon. Takk også til Liv Bente Skancke på NIVA for hjelp til administrasjon av prøvetaking og kvalitetssikring av data.

Oslo, 31. januar 2012

Kari Austnes

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Bakgrunn	7
2.1 ANC som forsurningsindikator	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	13
3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	13
4. Resultater	14
4.1 Modellutvikling og validering av modellen	14
4.2 Bruk av modellen på tidsserier	16
4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	18
5. Diskusjon	20
5.1 Metodens usikkerhet	20
5.2 Oppfølging av vurderingen	21
5.3 Videre bruk av modellen	23
6. Konklusjon	23
7. Referanser	24
Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer	26
Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer	27

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Redusert sur nedbør har gitt en positiv endring i vannkvaliteten med henblikk på forsuring, noe 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 60 kalkede innsjøer i Oppland.

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 antatt verdi for ANC hvis innsjøen ikke var kalket. Modellen har blitt utviklet og validert basert på data fra ukalkede innsjøer i Oppland og nærliggende fylker fra 1995. I tillegg har den blitt validert ved hjelp av data fra ukalkede innsjøer i området 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. Det er ikke vurdert om andre naturlige eller menneskeskapt betingelser som kan påvirkes av kalking, hindrer en levedyktig fiskebestand. Det er heller ikke vurdert om andre faktorer, som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk uavhengig av forsuringstilstand. 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.

Vurderingen konkluderer med kalking kan avvikles i 27 innsjøer, mens kalkingsbehovet anses som usikkert i 33 innsjøer. Ved avvikling av kalking må innsjøene overvåkes i etterkant, for å sikre at god vannkvalitet opprettholdes. Kalking kan forsøksvis avsluttes også i innsjøene med usikkert kalkingsbehov, men da må oppfølgingen være enda tettere. Alternativt kan modellen som har blitt utviklet benyttes til å revurdere kalkingsbehovet etter noen år.

Det er en rekke usikkerheter knyttet til metoden som er benyttet, blant annet usikkerhet som kan følge av den heterogene geologien i regionen og usikkerhet knyttet til grenseverdiene. Metoden fungerer tilfredsstillende slik den er benyttet her, men det er viktig å ta hensyn til disse usikkerhetene i framtidig anvendelse av metoden.

Summary

Title: Evaluation of the need for continued liming of limed lakes in Oppland County, W Norway

Year: 2012

Author: Kari Austnes

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6031-1

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 60 limed lakes in Oppland.

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 Oppland and neighbouring counties 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. Whether other natural or man-made factors which can be affected by liming prevent a sustainable fish population, has not been assessed. Likewise it has not been assessed whether other factors, like climatic conditions and availability of spawning sites, make the conditions difficult for fish, independent of the level of acidification. 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 can be phased out in 27 lakes, while the need for continued liming is uncertain in 33 lakes. When liming is phased out, the lakes must be monitored thereafter, to ensure that good water quality is maintained. Phasing out liming can be attempted also in the lakes where there the need for liming is uncertain, but that requires even more closely monitoring. Alternatively, the model which has been developed can be used to reconsider the need for liming after a few years.

There are several uncertainties related to the method which has been used, including uncertainties that may arise due to the heterogeneous geology in the region and uncertainties related to the boundary values. The method worked acceptably the way it has been applied here, but it is important to take the uncertainties into account when using the method in the future.

1. Innledning

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene, takket være internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner av svovel og nitrogen (Klif, 2011). 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 viser at det har vært en markert nedgang i konsentrasjonen av sulfat (SO_4) og nitrat (NO_3) i norske elver og innsjøer fra 1980 til 2010, og forsuringssituasjonen er klart bedret siden midten av 1990-tallet (Klif, 2011). 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 Oppland. Vurderingen av kalkingsbehov er kun basert på grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsuringstilstand, som definert av ANC-grensene i klassifiseringsveilederen til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Det er ikke vurdert om andre naturlige eller menneskeskapte betingelser som kan påvirkes av kalking, hindrer en levedyktig fiskebestand. Det er heller ikke vurdert om andre faktorer, som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk, uavhengig av forsuringstilstand. Utredningen for Oppland er en 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), Sogn og Fjordane (Austnes og Kroglund, 2011), Oslo og Akershus (Garmo m.fl., 2011), Hordaland (Austnes, 2011) og Buskerud (Garmo og Austnes, 2011). Den samme metoden er benyttet for Oppland som i de fem andre fylkene, men 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 (LAl). Både H^+ og LAl fungerer som giftstoffer for fisk (Rosseland og Staurnes, 1994). Giftigheten til LAl 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; Raddum og Skjelkvåle, 1995; Lien m.fl., 1996). 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 forsøringsmodellene som brukes for overflatevann i Norge (SSWC, FAB og MAGIC). ANC beregnes ved formelen

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

(Ca^{2+} = kalsium, Mg^{2+} = magnesium, Na^+ = natrium, K^+ = kalium, NH_4^+ = ammonium (ignoreres pga. lave konsentrasjoner), Cl^- = klorid, SO_4^{2-} = sulfat og NO_3^- = nitrat; [] = konsentrasjon i $\mu\text{ekv/l}$, dvs. $\mu\text{mol/l}$ *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 veilederen for klassifisering av miljøtilstand i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2009).

Den kritiske grensen for ANC i norske innsjøer har tidligere vært satt til 20 $\mu\text{ekv/l}$ (Lien m.fl., 1996). Under denne grensen kan man forvente negative 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 tas med i beregningen:

$$\text{ANC}_{\text{aaa}} = \text{ANC} - 3,4 * \text{TOC} \quad (2)$$

(aaa står for "organic acid adjusted")

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 foretas 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-grensen), som er grensen som avgjør om tiltak må settes inn. G/M-grensene for de ulike innsjøtypene er gitt i tabell 1. Som en ekstra kontroll blir i tillegg ANC_{aaa} sammenlignet med en grense på 8 $\mu\text{ekv/L}$, som ifølge beregninger gir 95 prosent sannsynlighet for at ørretbestanden ikke skades av forsuring (Lydersen m.fl., 2004; Hindar og Larssen, 2005b). Dette er særlig viktig i innsjøer med høy TOC-konsentrasjon (>10 mg/l), ettersom det ikke er noen ytterligere differensiering av G/M-grensene i tabell 1 etter humusinnhold ved TOC-konsentrasjon > 5 mg/l.

Tabell 1. ANC-grenser for skillet mellom god og moderat forsureningstilstand 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	Høydereion	Kalkinnhold	Humusinnhold	G/M ($\mu\text{ekv/l}$)
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 forsureningstilstanden 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 forsureningstilstanden 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 (2005a) 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 fortykning. 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 (2005a) foreslo to metoder for å estimere ”ukalket” ANC i de kalkede sjøene basert på nærliggende og sammenlignbare referansesjøer:

- å anse ANC-verdiene for referansesjøer som representative også for den kalkede innsjøen og benytte disse direkte, eller
- 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 (2005a) og Kroglund (2007) videreutviklet. Ønsket var å utvikle en modell for estimering 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 multippel regresjon, 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 typifisering 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 forurensningskilder) 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, vurdering av modellens funksjon over tid, og til direkte sammenligning med nærliggende kalkede innsjøer 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.

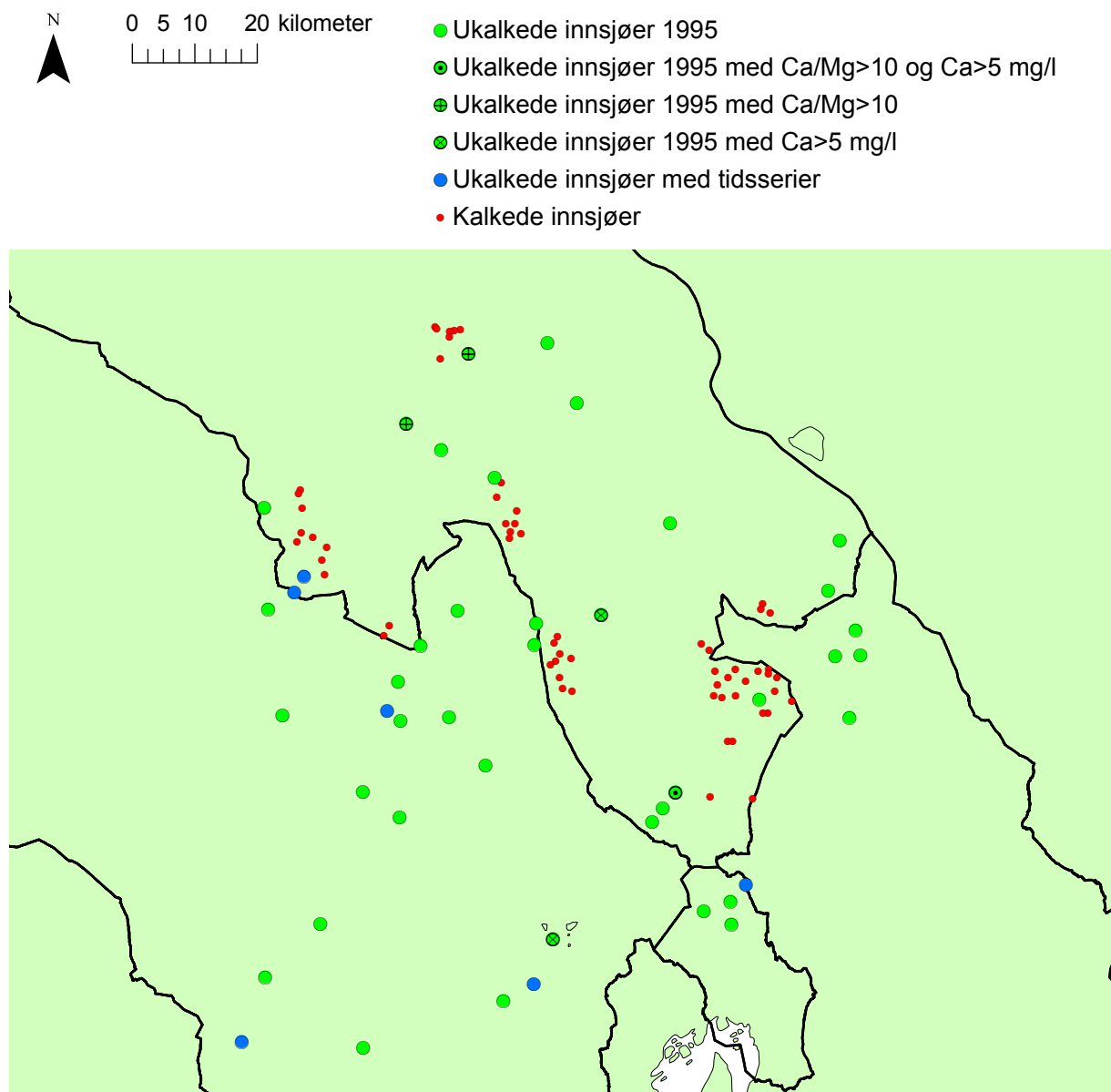
Data for de ukalkede innsjøene under punkt 1) og 2) over har blitt hentet fra NIVAs database. Dette er data som har blitt samlet inn i forbindelse med de regionale innsjøundersøkelsene i 1986 (Lien m.fl., 1987) og 1995 (Skjelkvåle m.fl., 1996) og sur nedbør-overvåkingen (Klif, 2011 og tidligere rapporter). 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 enkeltdata fra 1995 fra Oppland, Buskerud, Oslo og Akershus, samt tidsserier fra de samme fylkene (med unntak av Akershus), dvs. data fra henholdsvis 39 og 6 innsjøer. I vurderingene av andre fylker har det kun blitt benyttet data fra ukalkede innsjøer i samme fylke. I Oppland er det imidlertid stor geologisk heterogenitet, og de kalkede innsjøene er samlet i den sørøstre delen av fylket, som geologisk ligner mer på de nærmeste områdene i nabofylkene (figur 2). I stedet for å definere området for utvalgelse av ukalkede innsjøer ut fra fylkesgrensen, ble det definert et område ut fra geologi og rimelig avstand til de kalkede innsjøene, og alle 1995- og tidsseriedata for dette området ble tatt med. 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. Av tidsseriene, starter de to som er i Oppland i 1995 (men de har en prøve fra 1986), mens tre av de resterende starter i 1986. Den siste tidsserien er fra NIVAs feltforskningsstasjon Langtjern, med +/- ukentlig prøvetaking siden 1974 (med et opphold 1984-1985).

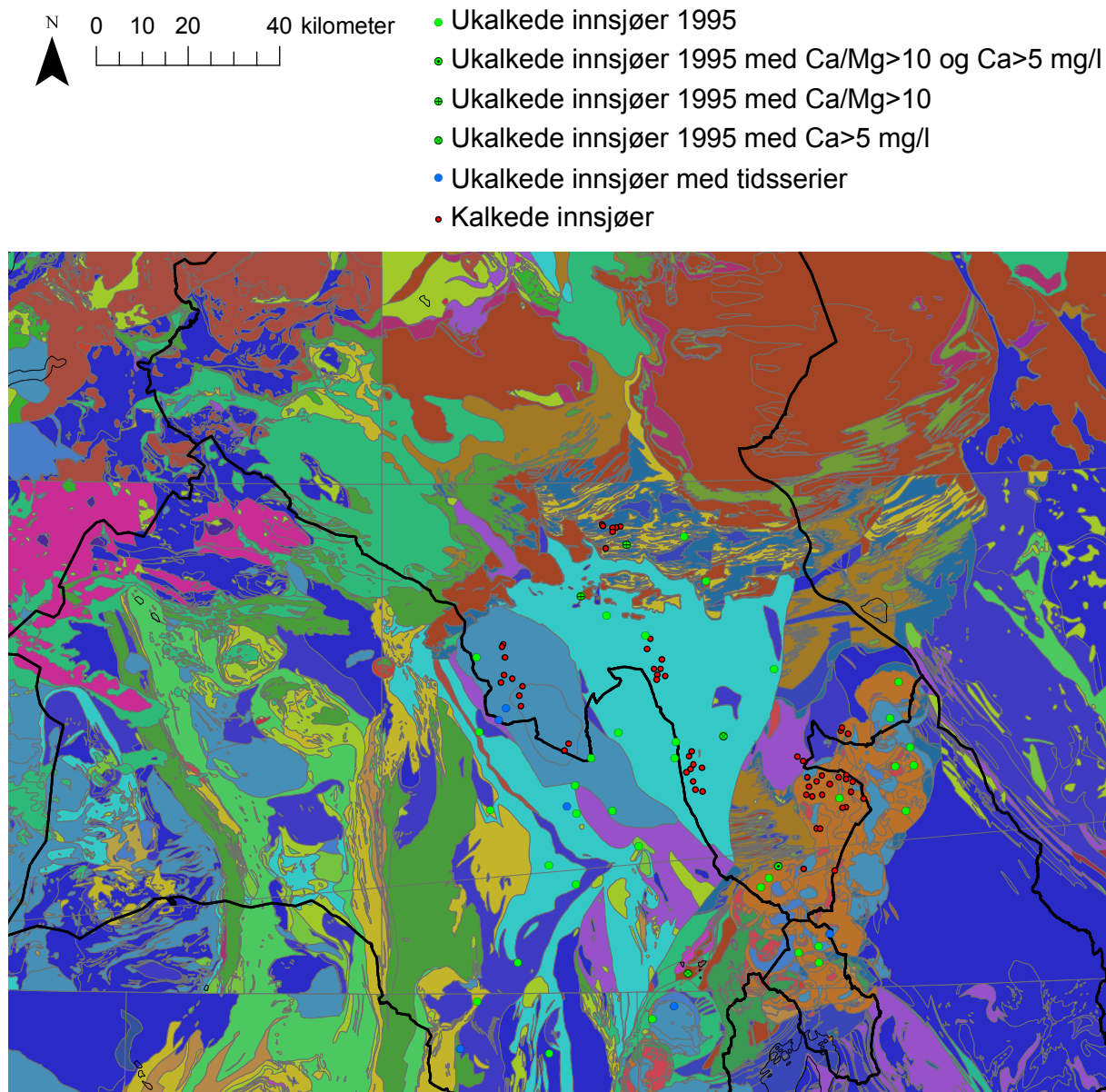
I samråd med fylkesmannen i Oppland ble det laget en liste over kalkede innsjøer som skulle inngå i vurderingen. 60 innsjøer ble inkludert. For en del av disse innsjøene er kalkingen allerede forsøksvis avsluttet eller redusert. I tabell B.2 går det fram hvilke innsjøer som ble kalket eller hvor det ble kalket

oppstrøms i 2011. De kalkede innsjøene ble prøvetatt høsten 2011. Høstprøver fra de kalkede innsjøene er foretrukket, både fordi dataene som inngår i modelleringen er fra høstprøver, og fordi vannkjemien under høstomrøringen regnes som mest representativ. Vannprøvene ble tatt av de faste prøvetakerne som Fylkesmannen benytter i kalkingsovervåkingen. Prøvene ble tatt i utløpet av innsjøene, eller ved noen få tilfeller i selve innsjøen. Ved en feil var det to innsjøer som ikke ble prøvetatt, men det er gjort en grov vurdering av kalkingsbehov også for disse innsjøene. Prøvene ble analysert på NIVAs laboratorium etter akkrediterte metoder. Resultatene av de kjemiske analysene er gitt i tabell B.1.

Alle dataene ble undersøkt for åpenbare utligger (feilanalyser). Prøver fra de ukalkede innsjøene som manglet sentrale parametere ble fjernet. Identifikasjon av innsjøene er i henhold til Norges vassdrags- og energidirektorats (NVEs) innsjøregister. UTM-koordinatene representerer innsjøenes midtpunkt. Der høyde over havet manglet i NVEs register, ble dette funnet ved hjelp av kart.



Figur 1. Oversikt over innsjøer benyttet i rapporten



Figur 2. Innsjøene i figur 1 plassert på berggrunnskart (N250, Norges geologiske undersøkelse).

Turkis: Båndgneis (Amfibolitt, hornblendegneis, glimmergneis) stedvis migmatitt

Gråblått: Granitt, granodioritt

Mørk gråblått: Skifer, sandstein, kalkstein

Mørk lilla: Øyegneis, granitt, foliert granitt

Blått: Diorittisk til granittisk gneis, migmatitt

Lilla: Glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt

Rosa: Marmor

Gult: Kvartsitt

Gulgrønt: Kvartsdioritt, tonalitt, trondhemitt

Lysegrønt: Fyllitt, glimmerskifer

Grågrønt: Rombeporfyr

Grønt: Metasandstein, skifer

Gulbrunt: Sandstein, skifer

Brunt: Syenitt, kvartssyenitt.

Rødbrunt: Sandstein

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 best å benytte kun én 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 multippel lineær 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-koordinater (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). Det var et mål at korrelasjonen mellom målt og estimert Ca-konsentrasjon og beregnet og estimert ANC skulle være så god som mulig, og at avviket mellom estimert og beregnet ANC var så lav som mulig for alle prøvene. På grunn av et mindre datasett fra 1995 og den store geologiske heterogeniteten lot det seg ikke gjøre å få så gode korrelasjoner og så lavt avvik som i en del av de tidligere rapportene (se avsnitt 4.1). Usikkerheten for modellen måtte derfor settes høyere.

Som beskrevet i avsnitt 4.1 måtte enkelte innsjøer fjernes fra datasettet for å oppnå en god modell. Dette ble gjort systematisk og gradvis etter gitte kriterier inntil modellen fungerte tilfredsstillende. Modellen er dermed ikke gyldig for innsjøer som ikke oppfyller disse kriteriene. For 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 i samme størrelsesorden som for 1995-dataene. Kravet kan være noe mildere for tidsseriene, ettersom disse 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, og om det var stor forskjell i avvik mellom de ulike tidsseriene.

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 60 kalkede innsjøene. Deretter ble "ukalket" ANC estimert på basis av målte verdier og "ukalket" Ca-konsentrasjon. "Ukalket" ANC ble vurdert opp mot klassegrensene i tabell 1 i henhold til typifiseringen av innsjøene.

Typifiseringen av de kalkede innsjøene ble gjort på følgende måte:

- **Høyderegion:** Typifisering på basis av høyde over havet.
- **Humusinnhold:** Typifisering basert på målt TOC. Innsjøer i høyderegion fjell som ble karakterisert som svært kalkfattige humøse ble gitt samme klassegrense som tilsvarende innsjøer i høyderegion skog, da det ikke er noen klassegrense for slike innsjøer i høyderegion fjell.

- **Kalkinnhold:** Typifisering basert på ”ukalket” Ca-konsentrasjon. I noen få tilfeller var estimert Ca-konsentrasjon høyere enn målt Ca-konsentrasjon. Dette tyder på at modellen fungerte sub-optimalt for disse innsjøene. I slike tilfeller ble estimert Ca-konsentrasjon sammenlignet med den i nærliggende innsjøer.

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 $>30 \mu\text{ekv/l}$ under G/M: Kalking må fortsette.
- **U:** ”Ukalket” ANC $\pm 30 \mu\text{ekv/l}$ i forhold til G/M: Usikker, redusert kalking kan prøves.
- **S:** ”Ukalket” ANC $>30 \mu\text{ekv/l}$ over G/M: Kalking kan avsluttes.

I en del tilfeller ble det foretatt en grundigere vurdering av kalkingsbehovet. Dette ble gjort i følgende tilfeller:

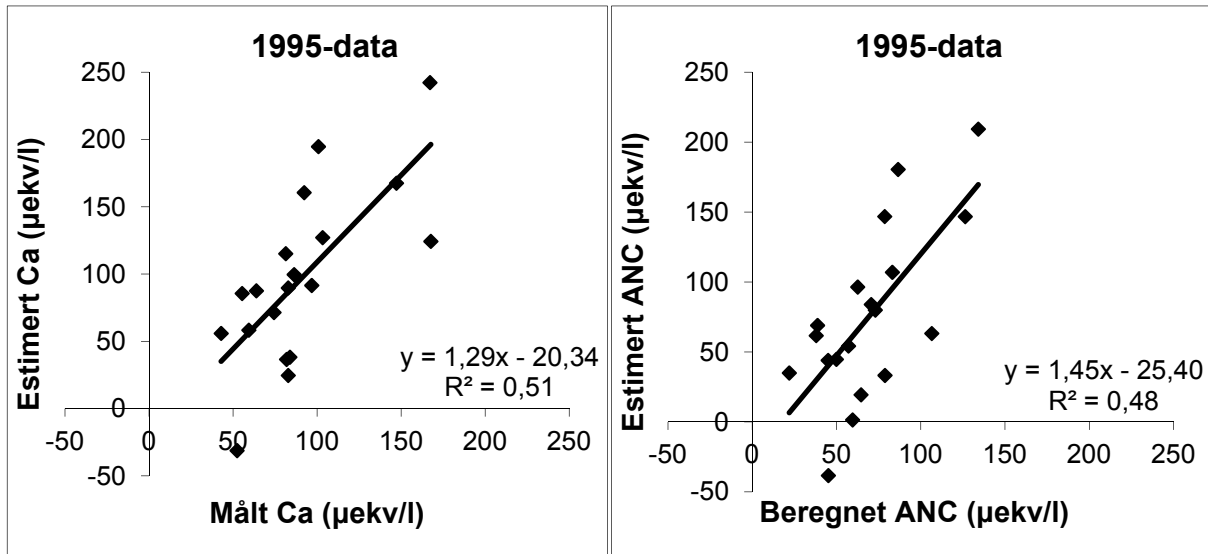
- når de kalkede innsjøene lå i nærheten av ukalkede innsjøer som ikke oppfylte kriteriene for modellen (se avsnitt 4.1)
- der det var tvil om modellens egnethet (se kalkinnhold over)
- der estimert ANC lå så nære G/M-grensen \pm usikkerheten at en noe lavere usikkerhet ($\pm 20 \mu\text{ekv/l}$) ville gitt en annen konklusjon
- der det var flere kalkede innsjøer i det samme området, men hvor vurderingen gav forskjellig konklusjon
- når en vurdering basert på ”ukalket” ANC_{0aa} gav en annen konklusjon enn vurdering med ”ukalket” ANC og G/M-grensene i tabell 1. ”ukalket” ANC_{0aa} ble beregnet basert på ”ukalket” ANC, og det ble benyttet en grense på $8 \mu\text{ekv/l}$ med en usikkerhet på $\pm 30 \mu\text{ekv/l}$.

Den grundigere vurderingen ble foretatt ved sammenligning med nærliggende og sammenlignbare (geologi og høyde over havet) naboinnsjøer, samt opplysninger fra Fylkesmannen i Oppland. Av nabosjøene ble det lagt mest vekt på de kalkede innsjøene, ettersom de fleste av de ukalkede innsjøene kun hadde data fra 1995 (absolutte verdier som ANC forventes å ha forandret seg mye mer i perioden fra 1995 enn forholdet mellom parametere, som var utgangspunktet for modelleringen) og de fleste tidsseriesjøene lå et stykke unna de kalkede innsjøene.

4. Resultater

4.1 Modellutvikling og validering av modellen

Modellering basert på et modelldatasett trukket fra alle 1995-dataene ga ikke et tilfredsstillende resultat. r^2 var bare 0,5 for både Ca-konsentrasjon og ANC (figur 3). I tillegg hadde 10 av de 19 innsjøene i valideringsdatasettet et avvik mellom estimert og beregnet ANC $>30 \mu\text{ekv/l}$, og for noen av innsjøene var avviket veldig stort.



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-innsjøene er benyttet (39), hvorav data fra 20 innsjøer er brukt til å lage modellen og data fra de resterende 19 innsjøene til validering av modellen.

Til tross for at området for utvelgelse av innsjøer ble innskrenket til et område med mer homogen geologi, er det fortsatt en del variasjon i hva slags berggrunn de ukalkede innsjøene ligger på (figur 2). Det utvalgte innsjøsettet inkluderte derfor noen innsjøer med avvikende geologi, og dette er en av årsakene til at den første modellen ikke fungerte tilfredsstillende. Ukalkede innsjøer med avvikende geologi kan fjernes for å forbedre modellen, men dette må foregå etter bestemte kriterier. Det var også et ønske ikke å fjerne flere innsjøer enn nødvendig, ettersom datasettet i utgangspunktet var lite. Dette også var noe av grunnen til at det var vanskelig å lage en god modell. Avvikende geologi kan ofte påvises ut fra Ca/Mg-forholdet. Høy Ca-konsentrasjon kan også være en indikasjon, og det er uansett ikke problematisk å fjerne innsjøer med høy Ca-konsentrasjon fordi de er lite representative for de kalkede innsjøene, som neppe ville vært kalket hvis de hadde naturlig høy Ca-konsentrasjon. I mer kystnære områder har det vært et problem at innsjøer som er sterkt påvirket av sjøsalter kan ha en avvikende geologi, og dermed vanskeliggjøre modelleringen (f.eks. Austnes og Kroglund, 2010), men dette er ikke et problem for de utvalgte innsjøene i denne rapporten.

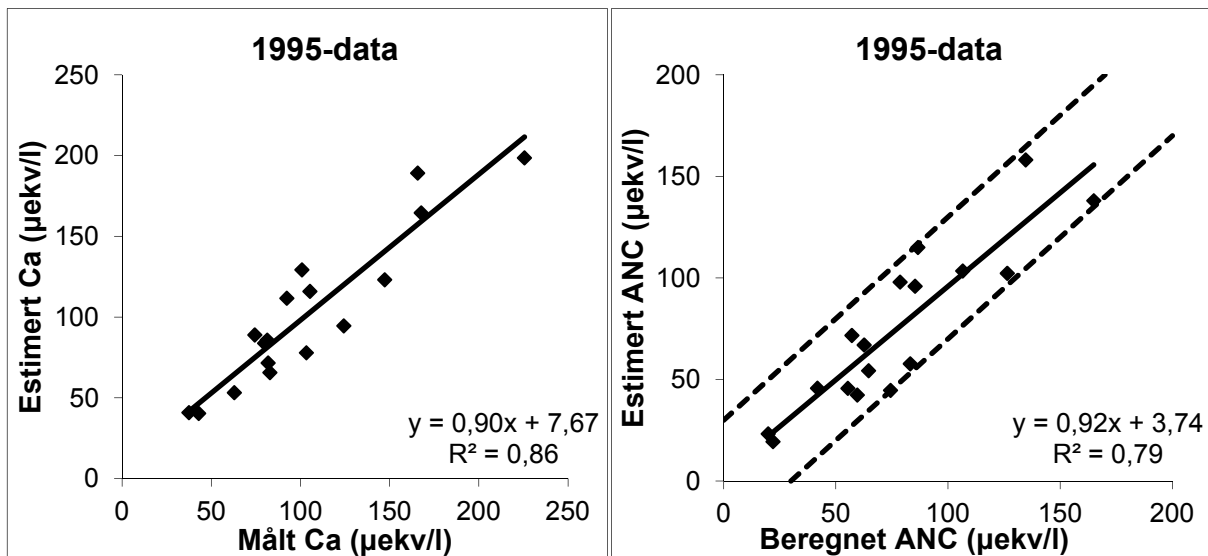
For å forbedre modellen ble det derfor foretatt en gradvis utplukking av avvikende innsjøer, ved å fjerne de med høyest Ca/Mg-forhold eller høyest Ca-konsentrasjon først. Mange forskjellige forsøk med slik systematisk fjerning av innsjøer ble gjort. En akseptabel modell ble oppnådd ved fjerning av alle innsjøer med Ca/Mg-forhold (beregnet fra konsentrasjoner i mg/l) > 10 og Ca-konsentrasjon > 5 mg/l. Det var fem innsjøer som ble fjernet basert på disse kriteriene (figur 1), hvorav 2 ble fjernet pga. høyt Ca/Mg-forhold, to pga. høy Ca-konsentrasjon og en pga. begge kriteriene. Etter fjerningen av innsjøer var det 34 innsjøer igjen av det opprinnelige settet på 39, hvorav 17 ble brukt til modellering og 17 til validering. Modellen som ble utviklet var

$$\text{Ca} = -1616,78 + 3,56 \cdot \text{Mg} - 0,04 \cdot \text{hoh} + 2,45 \cdot 10^{-4} \cdot \text{UTM N32} \quad (3)$$

(Mg-konsentrasjon i µekv/l, de øvrige parametrene i m)

Resultatet av valideringen er vist i figur 4. Korrelasjonen mellom målte/beregnete og estimerte verdier for både Ca og ANC var akseptabel, med r^2 på henholdsvis 0,9 og 0,8. Når det gjelder avviket mellom beregnet og estimert ANC, var det ikke mulig å oppnå et like godt resultat som for eksempel for Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010), hvor geologien er mer homogen, og det var flere ukalkede

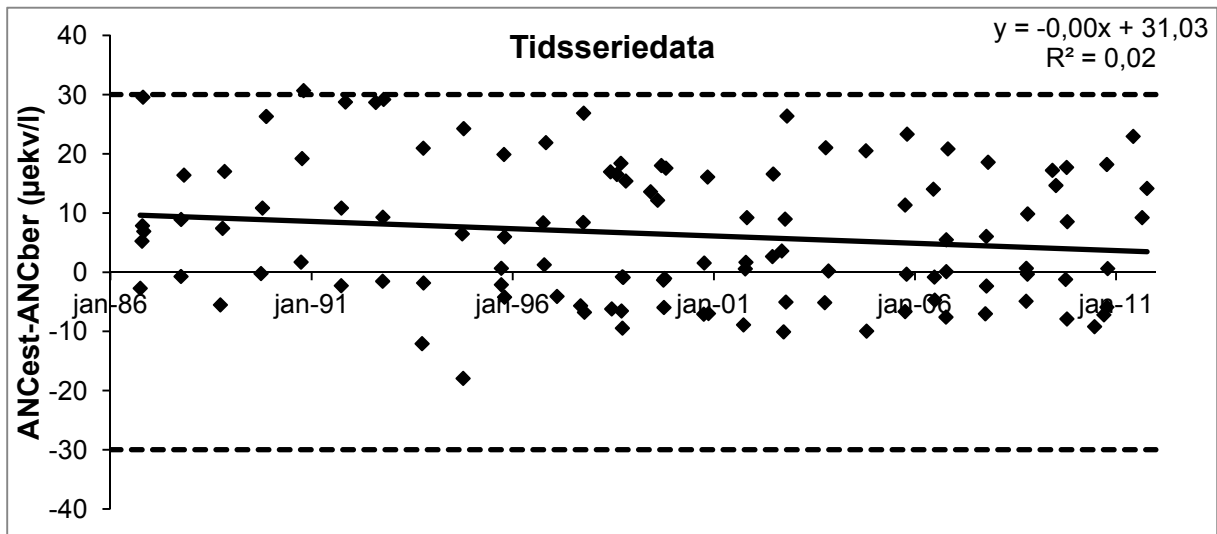
innsjøer i utgangspunktet. Både der og i rapportene for Sogn og Fjordane (Austnes og Kroglund, 2011) og Hordaland (Austnes, 2011) ble det satt krav om at avviket mellom estimert og beregnet ANC skulle være $< 10 \mu\text{ekv/l}$ for alle prøvene, og modellens usikkerhet ble dermed satt til $\pm 10 \mu\text{ekv/l}$. For modellen for Oppland måtte det aksepteres avvik på inntil $30 \mu\text{ekv/l}$, og $\pm 30 \mu\text{ekv/l}$ ble dermed definert som modellens usikkerhet. Gjennomsnittlig avvik i valideringen var på $15 \mu\text{ekv/l}$. I rapportene for Oslo og Akershus (Garmo m.fl., 2011) og Buskerud (Garmo og Austnes, 2011) var det også vanskelig å oppnå en modell med lav usikkerhet. Så lenge usikkerheten tas høyde for i vurderingen, er det imidlertid fullt akseptabelt å benytte disse modellene.



Figur 4. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon (venstre panel) og beregnet og estimert ANC (høyre panel). Stiplede linjer markerer 1:1-linjen $\pm 30 \mu\text{ekv/l}$. Data med Ca/Mg-forhold > 10 og eller Ca-konsentrasjon $> 5 \text{ mg/l}$ er fjernet. Av de resterende 34 innsjøene, er data fra 17 innsjøer brukt til å lage modellen og data fra de 17 andre innsjøene til validering av modellen.

4.2 Bruk av modellen på tidsserier

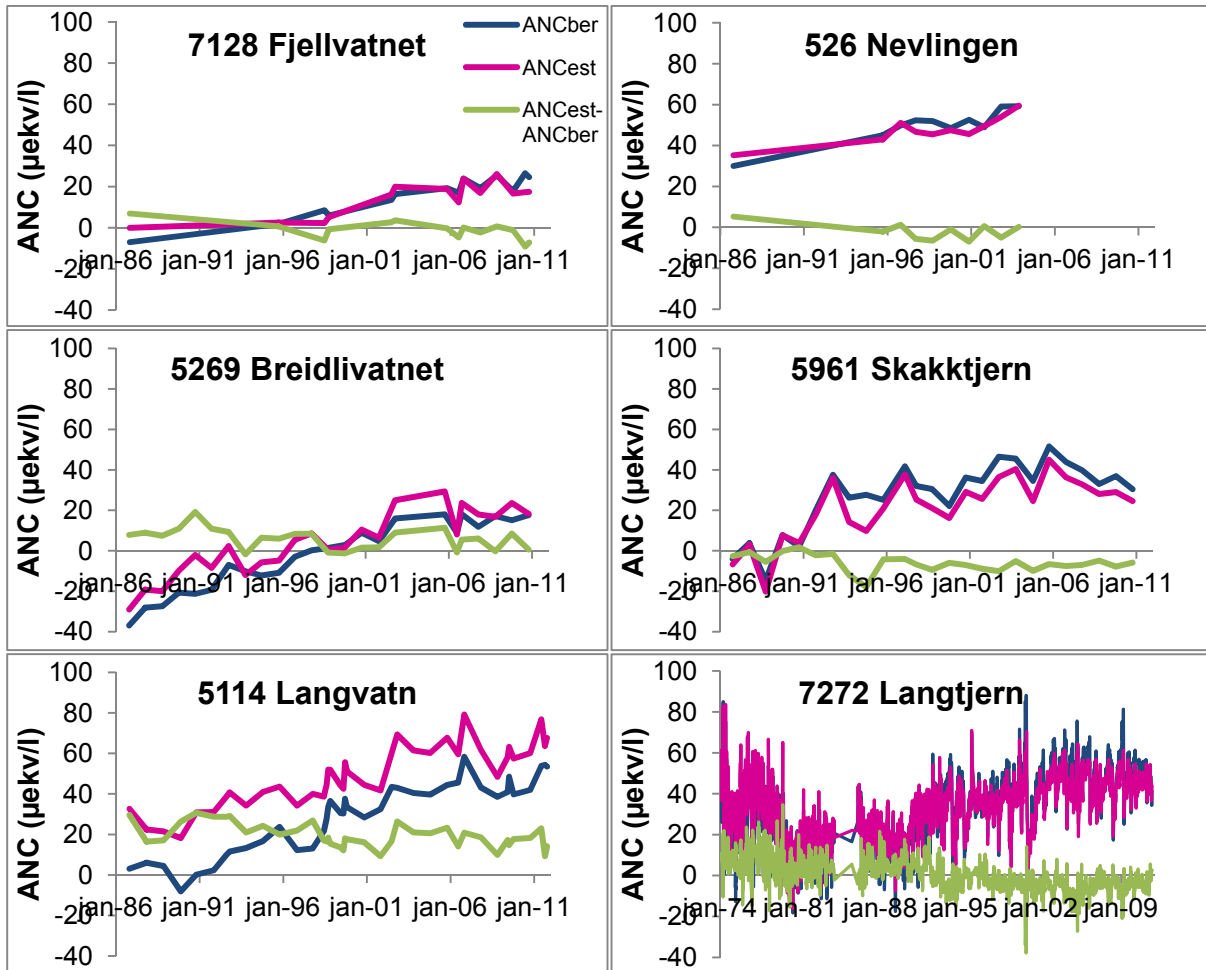
Modellen ble testet på tidsseriedata fra Fjellvatnet og Nevlingen i Oppland, Langvatnet i Oslo, og Breidlivatnet, Skakktjern og Langtjern i Buskerud. Differansen mellom estimert og beregnet ANC for de fem første tidsseriene er vist i figur 5. Tidsserien for Langtjern er vist i figur 6. Med unntak av noen få prøver fra Langtjern med Ca/Mg $> 10 \text{ mg/l}$, var alle tidsseriedataene innenfor modellens gyldighetsområde. For tidsseriene i figur 5 var det kun én prøve hvor avstanden mellom estimert og beregnet ANC var større enn usikkerheten for modellen, dvs. $> 30 \mu\text{ekv/l}$. Det var også kun et fåtall av prøvene fra Langtjern hvor avviket var høyere enn usikkerheten. Resultatet anses derfor som akseptabelt. Analysen viste at avstanden mellom estimert og beregnet ANC var relativt konstant over tid, og i enda større grad etter 1995, som er tidsperioden som har betydning for bruk av modellen på kalkede innsjøer. Det var også liten antydning til trend i retningen på avviket, igjen spesielt i perioden etter 1995. Det betyr at forholdet mellom parametrene i modellen i liten grad endres over tid, og det gjør det uproblematisk å bruke modellen på data fra 2011, selv om modellen er basert på data fra 1995.



Figur 5. Endring over tid for differansen mellom estimert og beregnet ANC for data fra fem forskjellige tidsserier (7272 Langtjern er ikke tatt med her, fordi den store datamengden ville gi et skjevt inntrykk av situasjonen). Stiplede linjer markerer modellens usikkerhet ($\pm 30 \mu\text{ekv/l}$).

En videre undersøkelse av de enkelte tidsseriene bekreftet at det generelt var akseptabel sammenheng mellom beregnet og estimert ANC (figur 6). Alle tidsseriene viste en stigende trend i beregnet ANC. Denne økningen ble godt fanget opp av modellen. År-til-år-variasjonen ble jevnt over godt gjenspeilet, selv om det unntaksvis er år hvor en endring går motsatt vei for beregnet og estimert ANC (f.eks. for Nevlingen). Avvikene er uansett små i disse tilfellene. Dataene fra Langtjern viser at modellen også fanget opp årstidsvariasjonen.

Modellen fungerte spesielt godt for de to innsjøene Fjellvatnet og Nevlingen. Her var avviket mellom estimert og beregnet ANC alltid $< 10 \mu\text{ekv/l}$. For Breidlivatnet og Skakktjern var det bare unntaksvis avviket var $> 10 \mu\text{ekv/l}$. I tidsserien for Langtjern er det noen enkelttilfeller med større avvik (men bare to tilfeller med avvik $> 30 \mu\text{ekv/l}$), men også her var avviket for det meste $< 10 \mu\text{ekv/l}$, spesielt etter 1995. Det er vanskelig å peke på noen konkrete årsaker til tilfellene av større avvik. Modellen fungerte dårligst for Langvatnet. Avviket var her rundt $20 \mu\text{ekv/l}$, med ett tilfelle hvor avviket var $> 30 \mu\text{ekv/l}$. Dette skyldes sannsynligvis høyere Cl-konsentrasjonen enn i de andre tidsseriene. Cl-konsentrasjonen er fortsatt lav sammenlignet med mer kystnære strøk (gjennomsnitt $1,2 \text{ mg/l}$), men det avviker klart fra de andre tidsseriene (gjennomsnitt $0,5 \text{ mg/l}$ for de fire tidsseriene med samme frekvens, $0,6 \text{ mg/l}$ for Langtjern). Kun tre prøver fra de kalkede innsjøene har Cl-konsentrasjon i det samme området som Langvatnet, og kun i den nedre delen av konsentrasjonsspennet, så Cl-konsentrasjon er neppe av betydning for vurderingen. Avviket for Langvatnet kan også ha geologiske årsaker, ettersom geologien i den østre delen av området for modellen er noe annerledes. Det er verdt å merke seg at modellen overestimerer ANC for Langvatnet. For kalkede innsjøer som ligner Langvatnet, kan man derfor risikere å undervurdere kalkingsbehovet. Dette anses imidlertid ikke som et problem, ettersom avviket for Langvatn er mindre enn den usikkerheten som benyttes i vurderingen.



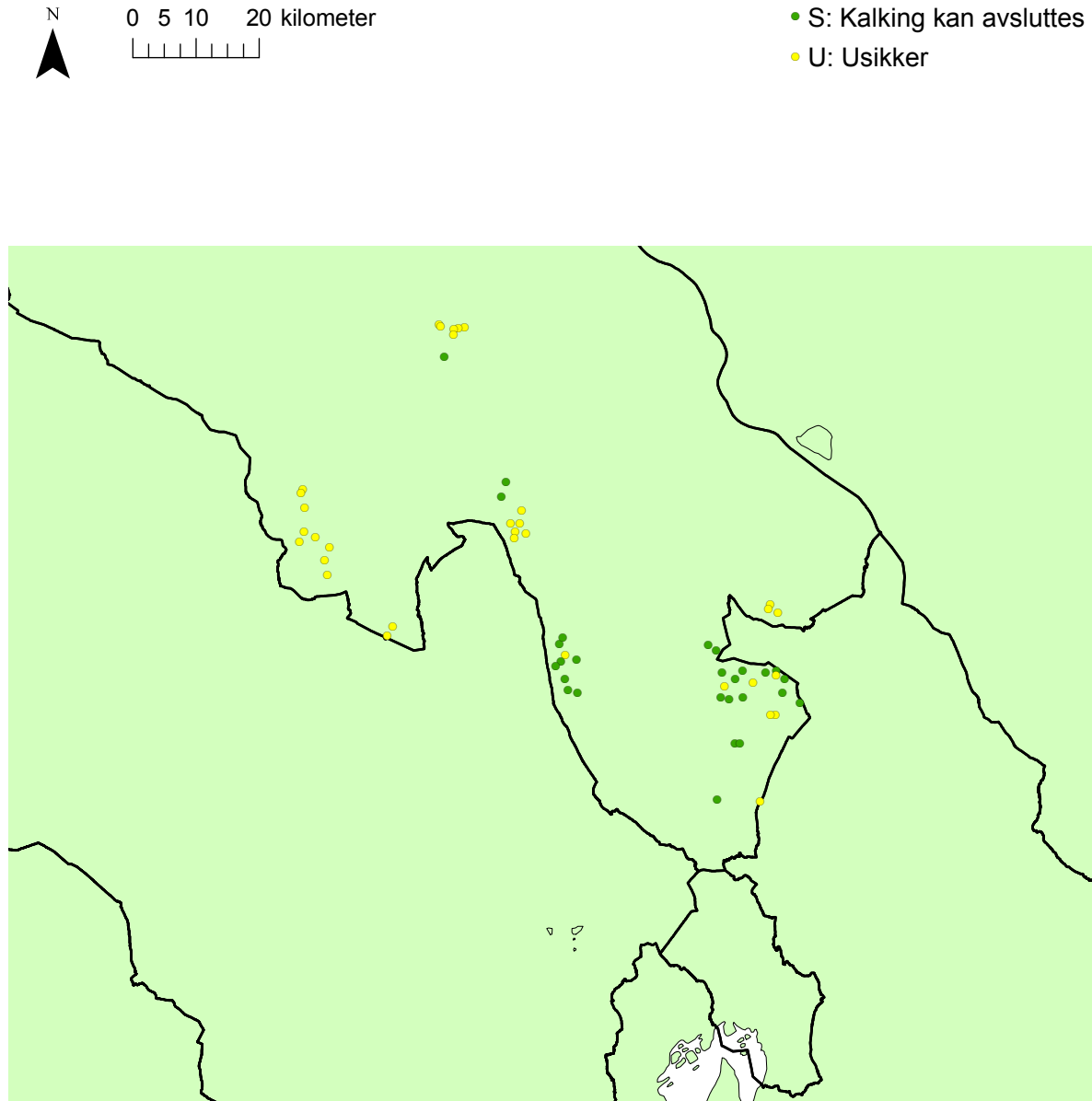
Figur 6. Data for 6 tidsserier fra Oppland, Buskerud og Oslo. Beregnet og estimert ANC, samt differansen mellom disse er plottet mot tid.

4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer

Vurderingen av fortsatt kalkingsbehov i de kalkede innsjøene er vist i tabell B.2, sammen med typifisering av innsjøene, samt i figur 7. Vurderingen viser at fortsatt kalking kan avsluttes i 27 innsjøer, mens det er usikkert om kalking kan avsluttes i 33 innsjøer. Det er ingen innsjøer hvor det med sikkerhet kan sies at kalking bør fortsette.

Modellen er formelt ikke gyldig for innsjøer med Ca-konsentrasjon > 5 mg/l eller Ca/Mg-forhold > 10 . Det er lite sannsynlig at innsjøer som oppfyller det første kriteriet har blitt kalket, men teoretisk er det mulig at de kan oppfylle det andre kriteriet. Reelt Ca/Mg-forhold for de kalkede innsjøene er ukjent, så kalkede innsjøer som potensielt kan ha høyt Ca/Mg-forhold må identifiseres i forhold til om de ligger i nærheten av ukalkede innsjøer med høyt Ca/Mg-forhold. Det var kun to ukalkede innsjøer som ble fjernet fra modelleringen bare pga. dette kriteriet. Den ene, 6957 Øyvatnet, ligger relativt langt unna kalkede innsjøer, og på en annen berggrunn enn de nærmeste kalkede innsjøene. Det er imidlertid noen kalkede innsjøer som ligger i nærheten av den andre innsjøen som ble fjernet, 4456 Vangsjøen. En av disse, 6867 Lille Nyvatnet, har høyere estimert enn målt Ca, som kan være en identifikasjon på at modellen fungerer sub-optimalt. De fleste av innsjøene i nærheten av Vangsjøen er vurdert som usikre, og det kan være fornuftig å holde på den konklusjonen også med tanke på den ekstra usikkerheten i modellen i dette området. 6865 Nedre Overgardstjern får konklusjonen sikker ved kun å se på estimert ANC. Dette skyldes delvis at den akkurat kommer innenfor en annen TOC-klasse, og

dermed får en annen G/M-grense. Gitt modellens usikkerhet i dette området anbefales det derfor at denne innsjøen også anses som usikker (se tabell B.2). 6897 Damtjern har markert høyere estimert ANC enn de andre innsjøene i området, og ligger også litt for seg selv, så det anses greit å beholde vurderingen om at kalking kan avsluttes her, til tross for nærhet til Vangsjøen.



Figur 7. Vurdering av kalkingsbehov for ulike kalkede innsjøer i Oppland. Figuren viser vurdering basert kun på estimert ANC. Eventuell alternativ konklusjonen går fram av tabell B.2.

Som forklart i avsnitt 3.3 ble det foretatt en grundigere vurdering også basert på andre kriterier enn tvil om modellens gyldighet. I de fleste tilfellene ble det konkludert med å holde på den opprinnelige konklusjonen, men for fem innsjøer var det indikasjoner på at en annen konklusjon også var mulig (se tabell B.2). Dette dreiet seg utelukkende om tilfeller hvor konklusjonen evt. kan endres fra usikker til at kalking med sikkerhet kan avsluttes. I alle tilfellene var estimert ANC nær grensa for vurderingen, og de usikre innsjøene har flere nabosjøer hvor vurderingen tilsa at kalkingen kunne avsluttes. I tre av tilfellene tydet også estimert ANC_{0aa} på at kalkingen kan avsluttes, og for de to andre tilfellene var estimert ANC_{0aa} veldig nær grensa. Ingen av disse innsjøene ble kalket i 2011.

Grunnet manglende data var det ikke mulig å benytte modellen i vurderingen av 4563 Nordre Dalavatn og 4767 Buvatn. Disse innsjøene ligger imidlertid i nær avstand til og på samme berggrunn som flere kalkede innsjøer med entydig vurdering, og ble derfor gitt samme vurdering som nabosjøene.

I tillegg til valideringen som ble gjort under avsnitt 4.1. og 4.2 ble det også gjort en sammenligning av estimert og beregnet ANC mellom innsjøer som ble kalket eller ble utsatt for oppstrøms kalking i 2011 og innsjøer som kun er kalket i tidligere år. Gjennomsnittlig avstand mellom beregnet og estimert ”ukalket” ANC var her langt høyere for innsjøer som ble kalket eller utsatt for oppstrøms kalking i 2011 (59 $\mu\text{ekv/l}$) enn for de resterende innsjøene (16 $\mu\text{ekv/l}$) (fire tilfeller hvor estimert ANC var høyere enn beregnet ANC ikke medregnet (forskjellen godt innenfor usikkerheten)). Dette er også en god indikasjon på at modellen fungerer tilfredsstillende, ved at beregnet ANC reduseres til et nivå rundt estimert ANC når kalkingen opphører. Kun fire av innsjøene som ikke ble kalket i 2011 hadde et avvik større enn usikkerheten. Dette kan skyldes kalkingeffekt som henger igjen (se avsnitt 5.2).

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 konsentrasjon av Cl, Na, K, Mg og TOC. NO_3^- - og SO_4^- -konsentrasjonene var noe lavere i de kalkede innsjøene, noe som kan skyldes nedgang i deposisjon over tid. Disse parametrene inngår imidlertid ikke i modellen. Gjennomsnittlig høyde over havet var noe høyere for de kalkede innsjøene, og enkelte av innsjøene i Hedalsfjella var utenfor spennet i høyde for de ukalkede innsjøene. Gitt modellen kan disse innsjøene derfor være noe underestimert, mer dess høyere innsjøene ligger. Modellen fungerte imidlertid godt for den nærliggende tidsseriesjøen 7128 Fjellvatnet (980 m.o.h.), så det er lite sannsynlig at modellen vil gi en stor underestimert for høytliggende innsjøer. Innsjøene med tidsserier ligger spredt utover store deler av området for utvalg av 1995-data. At resultatene for disse var akseptable, indikerer at modellen fungerer tilfredsstillende i et stort område. Det er imidlertid en svakhet i valideringen at de fleste av de kalkede innsjøene lå i noe avstand til innsjøene med tidsseriedata.
- 2) Mengden referansedata: I modellen for Oppland ble det benyttet et lavere antall 1995-data enn i modellene for andre fylker. Dette skyldes lavere tilgjengelighet av data. Sammen med geologisk heterogenitet (se 3) under) er dette mye av årsaken til at det måtte benyttes en større usikkerhetsmargin enn i flere tidligere rapporter.
- 3) Heterogen geologi: Heterogenitet i geologien i modellområdet gjør modellen mer usikker. Dette er tatt høyde for ved å utelukke innsjøer fra modellen med Ca/Mg-forhold > 10 eller Ca-konsentrasjon $> 5 \text{ mg/l}$. Ca/Mg-forholdet kan ikke bestemmes direkte for en kalket innsjø, noe som ytterligere bidrar til usikkerhet. Kalkede innsjøer i nærheten av ukalkede innsjøer med høyt Ca/Mg-forhold har imidlertid fått en grundigere vurdering. Som nevnt i avsnitt 4.3 er det

lite sannsynlig at innsjøer med unormalt høy Ca-konsentrasjon er representert blant de kalkede innsjøene.

- 4) Cl-konsentrasjon: Resultatene for tidsseriesjøen Langvatnet viste at modellen er følsom for Cl-konsentrasjon. Gitt de lave Cl-nivåene i de kalkede innsjøene anses likevel ikke dette som noen viktig kilde til feilvurdering av kalkingsbehovet.
- 5) 1995-data som basis for modellen: Ideelt sett hadde det vært best å lage en modell basert på nye referansedata, men slike eksisterte ikke. Det at avviket mellom estimert og beregnet ANC endret seg lite over tid, indikerer imidlertid at dette ikke utgjør noe stort problem.
- 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.
- 7) 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.
- 8) Antall prøver fra kalkede innsjøer: Vurderingen er basert kun på en prøve for hver av de kalkede innsjøene. Høstprøver anses som representative, men tidsseriedataene viser at det kan være en del år-til-år-variasjon i ANC. Flere prøver per innsjø ville derfor gitt en sikrere vurdering.

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 f.eks. geologien gir en liten over- eller underestimert av ”ukalket” ANC 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. Sammenligninger med nabosjøer gir også en sikrere vurdering.

5.2 Oppfølging av vurderingen

Konklusjonen fra vurderingen er at kalking kan avsluttes i nesten halvparten av innsjøene. Det samsvarer godt med den observerte nedgangen i sur nedbør over de siste tiårene. Det er også rimelig at resultatene ligger nærmere resultatene for Buskerud (Garmo og Austnes, 2011) og Oslo og Akershus (Garmo m.fl., 2011) enn resultatene for fylker lenger sør og vest i landet (Austnes og Kroglund, 2010; Austnes, 2011; Austnes og Kroglund, 2011), hvor belastningen fra sur nedbør generelt har vært høyere.

I innsjøene som er vurdert til at kalking kan avsluttes, kan dette startes umiddelbart. I mange tilfeller er dette gjort allerede. Ved all avvikling av kalking er det imidlertid viktig med god oppfølging i etterkant. Dette gjelder også når det anses som sikkert å avslutte kalking. En slik oppfølging bør foregå over tid, fordi effekten av kalking 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 kan henge igjen i flere år (Hindar og Skancke, 2008; Hindar, 2011). Kalkingeffekten vil vare lenger for vann som har lang oppholdstid, stort bunnareal, som er grunne, som har blitt kalket hardt eller lenge, som har blitt kalket med tørt kalksteinsmel fra båt eller helikopter (mye vil synke til bunnen), 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.

De kalkede innsjøene bør altså følges opp i flere år før man kan konkludere med at det var trygt å avslutte kalkingen. Hindar (2011) kommer med en rekke anbefalinger i forhold til oppfølging etter kalkavslutning. Det anbefales å ta jevnlig vannprøver (om høsten), samt holde kontakt med de som opprinnelig søkte om kalkingsmidler, for å følge med på bestandsutviklingen. Jo sikrere det er at kalkingen kan avsluttes, dess sjeldnere trenger man å ta vannprøver. Ved stor usikkerhet eller ved stor risiko knyttet til feilaktig kalkavvikling bør man supplere med biologisk overvåking, og ved spesielt stor usikkerhet kan man vurdere kun å redusere frekvensen av kalkingen. Fordelen med at kalkingseffekten avtar gradvis er at man har mulighet til å gjenoppta kalkingen dersom man ser biologiske eller kjemiske indikasjoner på at kalkingen likevel burde vært opprettholdt.

For innsjøene som her er vurdert til at kalking kan avsluttes, kan avviklingen anses som sikker. Det betyr at vannprøver kan tas hvert annet eller tredje år. Tredje hvert år vil være tilstrekkelig for innsjøer hvor man forventer en lenger langtidseffekt av kalkingen (se over) og/eller for de innsjøene som hadde den største avstanden mellom estimert ”ukalket” ANC og G/M-grensen i denne vurderingen. På bakgrunn av vannprøvene kan man beregne ANC, samt estimere ”ukalket” ANC ved hjelp av modellen. Både beregnet og ”ukalket” ANC bør jevnt over ligge høyere enn G/M-grensen. Oppfølgingen kan vurderes avsluttet når beregnet ANC og ”ukalket” ANC er tilnærmet like og over denne grensen. Også for de sikre innsjøene vil det være viktig å ha noe oversikt over bestandsutviklingen.

Man kan også gjøre forsøk med avvikling av kalking i innsjøene som her er vurdert som usikre. Innsjøene hvor det var indikasjoner på at konklusjonen kunne endres fra usikker til at kalking kan avsluttes (tabell B.2) er gode kandidater å begynne med. Ellers kan man starte med avvikling i de usikre innsjøene som hadde høyest ”ukalket” ANC sammenlignet med G/M-grensen, samt der man forventer størst langtidseffekt av kalkingen. Kalkavvikling bør avvantes i de usikre innsjøene som hadde lavest ”ukalket” ANC. Eventuelt kan man her starte med å redusere kalkingsfrekvensen. For alle usikre innsjøer hvor kalking avsluttes eller reduseres bør vannprøver tas årlig (og vurderes som over), og det bør være noe tettere biologisk oppfølging.

Det var noen tilfeller hvor vurderingen tilsa at det var usikkert om kalking kan avsluttes, men hvor det ikke ble kalket i 2011, og tilsvarende noen steder hvor det ble kalket i 2011, mens vurderingen tilsa at kalkingen med sikkerhet kan avsluttes (tabell B.2). Dette indikerer mangel på samsvar mellom vurderingen i denne rapporten og Fylkesmannens vurderinger. Den første situasjonen sees for 7123 Storaustjern og 7064 Damtjern i Hedalsfjella. Som det går fram av avsnitt 5.1, er det mulig at modellen underestimerer Ca-konsentrasjonen noe for innsjøer som ligger høyt. Det betyr at ”ukalket” ANC kan være noe underestimert her. For disse innsjøene er det likevel så langt opp til grensa hvor kalking med sikkerhet kan avsluttes, at vår konklusjon likevel blir at disse innsjøene må regnes som usikre, og kalkavslutning anbefales ikke i første omgang. 6863 Øvre Overgardstjern og 6865 Nedre Overgardstjern på Nordre Land har derimot så høy estimert ANC at det kan være en riktig vurdering at kalkavslutning prøves ut, men de vurderes her likevel til å tilhøre kategorien usikker. Det samme gjelder 4671 Halsteintjern og 4673 Grønsjøen på Toten. Her tilsier også estimert ANC_{0aa} at kalking kan avsluttes. 4672 Estentjern bør derimot følges opp ekstra godt hvis det fortsatt ikke skal kalkes, ettersom både estimert ANC og estimert ANC_{0aa} ikke var mye høyere enn grenseverdiene. Det samme gjelder 4561 Lønfisket på Søndre Land, hvor ANC kan være noe overestimert (se under).

På Gran var det fem innsjøer som kalkes eller utsettes for oppstrøms kalking, men hvor denne vurderingen tilsier at kalking kan avsluttes. Fylkesmannen påpekte spesielt at 4738 Malsjøen, 4734 Grønsjøen og 4745 Ognilla ser ut til å ha et kalkingsbehov, blant annet basert på innløpsdata. Det er ingenting som tyder på at ”ukalket” ANC overestimeres i dette området, og resultatene tilsier derfor at kalking kan avsluttes. Man kan likevel vurdere å vente med å avslutte kalkingen her, eventuelt prøve

en forsiktig nedtrapping. 6897 Damtjern på Nordre Land har også blitt vurdert til at kalking kan avsluttes, til tross for at den kalkes per nå. Dette anses som en sikker vurdering (til tross for nærhet til Vangsjøen med høyt Ca/Mg-forhold, se avsnitt 4.3), men denne innsjøen kan eventuelt følges ekstra nøye ved en avslutning/nedtrapping. Det samme gjelder innsjøene under Fluberg vestre jaktområde og Tingelstad JFF.

2999 Vesle Sørvatnet, 4555 Store Sørvatnet, 636 Selsjøen og 4563 Nordre Dalavatn anses av Fylkesmannen som de sureste innsjøene i fylket. Man kunne derfor forventet at vurderingen ville tilsi at kalking med sikkerhet burde fortsette her. 4561 Lønfisket i samme område har litt høyere modellert enn estimert Ca-konsentrasjon, noe som kan tyde på at modellen kan overestimere ANC noe i dette området. Estimert ANC for disse innsjøene (med unntak av Nordre Dalavatn hvor data mangler) ligger imidlertid så høyt at det anses rimelig å beholde dem i kategorien usikker. Gitt vurderingen fra Fylkesmannen kan det likevel være fornuftig å avvente utprøving av kalking her.

5.3 Videre bruk av modellen

Modellen som er utviklet i forbindelse med dette arbeidet kan som nevnt benyttes til å følge opp innsjøer hvor kalking avvikles. Den kan også brukes til å gjøre en ny vurdering av innsjøene som er vurdert som usikre, og hvor man velger å fortsette kalkingen. En slik ny vurdering kan for eksempel gjøres etter 3-5 år. Ut over dette kan modellen brukes til å vurdere eventuelle andre kalkede innsjøer som ikke var med i denne rapporten.

For å kunne benytte modellen, må alle parametrene som inngår i ANC måles. I tillegg er det viktig å måle TOC, ettersom endringer i TOC kan gi endringer i typifisering og dermed G/M-grensen for innsjøen. Endringer i estimert ”ukalket” Ca-konsentrasjon kan også påvirke typifiseringen. Ved tolkning av estimert ”ukalket” ANC er det viktig å ta høyde for modellens usikkerhet. Modellresultatet bør holdes opp mot nivået i nabosjøer der de kalkede innsjøene ligger i nærheten av innsjøer med høyt Ca/Mg-forhold eller høy Cl-konsentrasjon.

6. Konklusjon

Formålet med denne utredningen var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Oppland. Vurdering av kalkingsbehov er foretatt på bakgrunn av innsjøenes ANC-verdi. Ettersom kalking 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 kalkingsbehov er primært basert på grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsureningstilstand, som definert av ANC-grensene i klassifiseringsveilederen til vannforskriften. Det er ikke vurdert om andre naturlige eller menneskeskapt betingelser som kan påvirkes av kalking, hindrer en levedyktig fiskebestand. Det er heller ikke vurdert om andre faktorer, som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk, uavhengig av forsureningstilstand.

Vurderingen av de 60 kalkede innsjøene i denne undersøkelsen konkluderte med at kalking kan avvikles i 27 innsjøer, mens det i de resterende 33 innsjøene er usikkert om kalking bør fortsette eller ikke. Modellen fungerte tilfredsstillende for referansedata, men det er en rekke usikkerheter knyttet til metoden. Det gjør at det er viktig med en god oppfølging av innsjøene hvor kalking avsluttes. Metoden som er utviklet kan benyttes til å revurdere kalkingsbehovet i de usikre innsjøene etter noen år, men det er da viktig å ta hensyn til usikkerhetene som er beskrevet.

7. Referanser

- Austnes, K., (2011). Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hordaland. Norsk institutt for vannforskning, 33 s.
- Austnes, K. og F. Kroglund, (2010). Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder. Norsk institutt for vannforskning, 30 s.
- Austnes, K. og F. Kroglund, (2011). Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane. Norsk institutt for vannforskning, 28 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.
- Garmo, Ø., K. Austnes og F. Kroglund, (2011). Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Oslo og Akershus. Norsk institutt for vannforskning, 35 s.
- Garmo, Ø. A. og K. Austnes, (2011). Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Buskerud. Norsk institutt for vannforskning, 78 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., (2011). Vannkjemisk utvikling i innsjøer i Buskerud, Telemark og Aust-Agder de 5-8 første årene etter avsluttet kalking. Norsk institutt for vannforskning, 34 s.
- Hindar, A. og T. Larssen, (2005a). Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning, 33 s.
- Hindar, A. og T. Larssen, (2005b). Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. Norsk institutt for vannforskning, 38 s.

Hindar, A. og L. B. Skancke, (2008). Vannkjemisk utvikling i innsjøer etter avsluttet kalking. Norsk institutt for vannforskning, 34 s.

Klif, (2011). Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2010. Rapport 1094/2009. Statlig program for forurensningsovervåking. Klima- og forurensningdirektoratet, 160 s.

Kroglund, F., (2007). Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. Norsk institutt for vannforskning, 61 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.

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, 31 s.

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.

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, 73 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.

Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer

Tabell A.1. Oversikt over ukalkede innsjøer med data fra 1995

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Ca/Mg>10	Ca>5 mg/l
Brokslitjernet	4483	570714	6741679	587		
Bundlitjernet	3981	616070	6701343	434		
Buråstjern	4725	612051	6701156	208		
Buvatnet	7241	542107	6697071	376		
Damheggesjø	5310	558988	6645987	588		
Eitrytetjern	7275	523609	6691720	950		
Fagervatnet	4984	582730	6674618	526		
Fjælutjern	4574	612778	6719621	658		
Gravvatnet	7210	545681	6702879	572		
Helgeren	300	595291	6661887	358		
Holmetjernet	7284	542496	6690800	557		
Holmevatnet	6990	549006	6734154	686		
Holtjernet	3943	615297	6705328	444		
Hurdalsjøen	141	614361	6691333	176		
Kolsrudvatnet	4449	565972	6751327	564		
Krøderen	521	536431	6679493	133		
Kvitingen	4525	557526	6729672	655		
Langen	4789	599927	6694251	549		
Mylla	117	586455	6679368	496	X	X
Mørksjøen	4658	610932	6711616	510		
Randsfjorden	523	574564	6707799	134		X
Rottungen	5168	595422	6658224	310		
Saulivatni	7153	521290	6708684	814		
Skjelbreia	254	585612	6722435	408		
Soneren	546	529677	6658323	103		
Søndre Knappvatnet	7152	551582	6708443	524		
Trona	5899	563902	6702943	382		
Trytetjern	7387	542347	6675381	275		
Trytetjørn	5923	520817	6649795	695		
Tryttjern	5966	536499	6638435	488		
Tyrifjorden	522	566863	6655923	63		X
Vangen	528	520655	6724882	838		
Vangsjøen	4456	553355	6749512	774	X	
Vardtjernet	4688	564179	6706433	421		
Ølja	2506	584446	6676817	528		
Østre og vestre Fyllingen	305	590992	6660365	349		
Øvre Kollsjø	7277	550261	6691425	480		
Øvre Vælsvatnet	4900	556099	6683659	258		
Øyvatnet	6957	543418	6738370	742	X	

Tabell A.2. Oversikt over ukalkede innsjøer med tidsserier

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Tidsserie
Breidlivatnet	5269	563811.7	6648745	632	1986-2011
Fjellvatnet	7128	527028.6	6713904	980	(1986) 1995-2011
Langtjern	7272	540363.6	6692423	518	1974-2011
Langvatn	5114	597765.5	6664554	342	1986-2011
Nevlingen	526	525466.2	6711336	572	(1986) 1995-2003
Skakktjern	5961	517094.5	6639451	547	1986-2011

Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer

Tabell B.1. Analyseresultater for kalkede innsjøer i Oppland etter prøvetaking høsten 2011

Forening	Navn	NVE-nr	Dato	pH	Kond ms/m	Alk mmol/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAI µg/l
Fluberg vestre jaktområde	Store Aurli	4532	12/11/2011	6,30	1,34	0,083	1,63	0,19	0,66	0,23	0,38	1,1	46	265	6,8	40	28	12
Fluberg vestre jaktområde	Krokvatn	4539	12/11/2011	6,41	1,46	0,095	1,83	0,24	0,77	0,25	0,44	1,17	39	235	6,7	45	31	14
Gran JFF	Vassbråa	187	09/09/2011	6,50	1,69	0,101	1,91	0,24	0,79	0,22	0,77	1,18	23	345	6,2	25	23	2
Gran JFF	Grønnsjøen	4734	09/09/2011	6,23	1,73	0,088	1,98	0,25	0,85	0,23	0,74	1,16	20	355	8,6	58	54	4
Gran JFF	Huldretjern	4736	09/09/2011	6,66	1,93	0,126	3,03	0,27	0,78	0,18	0,72	0,89	13	280	8,8	25	26	0
Gran JFF	Malsjøen	4738	09/09/2011	6,17	1,49	0,082	2,02	0,22	0,66	0,12	0,61	0,84	11	280	9,9	67	66	1
Gran JFF	Ognilla	4745	09/09/2011	6,24	1,63	0,087	2,03	0,25	0,86	0,25	0,77	1,16	20	285	8,8	58	54	4
Gran JFF	Store Avrillen	4755	09/09/2011	6,57	1,80	0,121	3,36	0,20	0,68	0,10	0,58	0,80	8	245	11,8	37	35	2
Gran JFF	Fjellsjøen	4761	09/09/2011	6,54	1,61	0,105	2,43	0,19	0,69	0,13	0,60	1,03	8	210	7,1	39	36	3
Gran JFF	Vesle Stråltjern	4787	09/09/2011	6,10	1,65	0,075	1,73	0,26	1,02	0,26	1,02	1,37	12	375	9,2	78	72	6
Gran JFF	Steinsjøen	4792	09/09/2011	6,10	1,66	0,075	1,65	0,26	1,02	0,29	1,04	1,37	13	360	9,2	77	74	3
Gran JFF	Østre Sandbotnvatn	4808	09/09/2011	6,32	1,37	0,075	1,58	0,19	0,82	0,18	0,63	1,28	9	225	6,5	71	67	4
Gran JFF	Vestre Sandbotnvatn	4812	09/09/2011	6,29	1,34	0,075	1,67	0,19	0,82	0,17	0,63	1,28	9	220	6,5	71	67	4
Lunner JFF	Hestrær	4855	03/11/2011	6,43	1,59	0,092	1,72	0,25	1,06	0,24	0,69	1,61	17	175	4,4	41	36	5
Lunner JFF	Øytjern	4856	03/11/2011	6,50	1,42	0,079	1,49	0,20	0,96	0,20	0,70	1,78	16	190	2,7	24	20	4
Lunner JFF	Store Klatretjern	4950	13/12/2011	5,96	1,50	0,069	1,64	0,22	0,82	0,14	0,79	1,38	40	255	5,8	67	58	9
Lunner JFF	Skotjern	4957	07/11/2011	5,84	1,33	0,054	1,39	0,21	0,92	0,12	0,79	1,21	49	245	9,2	149	133	16
Mathisen-Eidsvoll verk	Øyangen	251	09/11/2011	6,08	1,27	0,056	1,36	0,20	0,77	0,21	0,65	1,25	64	260	6,3	70	60	10
Mathisen-Eidsvoll verk	Lomtjern	4733	09/11/2011	6,14	1,36	0,067	1,71	0,22	0,77	0,16	0,66	1,13	24	310	7,8	67	59	8
Mathisen-Eidsvoll verk	Håndkleputten	4744	09/11/2011	5,56	1,23	0,047	1,22	0,19	0,69	0,16	0,58	1,11	26	230	8,9	133	109	24
Mathisen-Eidsvoll verk	Hekketjern	4749	09/11/2011	6,30	1,50	0,076	1,8	0,25	0,84	0,17	0,75	1,41	43	295	6,3	70	61	9
Mathisen-Eidsvoll verk	Mærratjern	4779	09/11/2011	5,83	1,32	0,054	1,32	0,20	0,81	0,21	0,74	1,21	43	230	8,1	98	86	12
Nordre Land JFF	Øvre Overgardstjern	6863	15/10/2011	6,70	1,66	0,106	2,87	0,18	0,39	0,26	0,45	1,48	2	370	7	13	12	1
Nordre Land JFF	Nedre Overgardstjern	6865	15/10/2011	6,60	1,43	0,089	1,47	0,16	0,55	0,63	0,73	1,25	3	615	4,9	23	18	5

Forening	Navn	NVE-nr	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAI µg/l
Nordre Land JFF	Lille Nyvatnet	6867	15/10/2011	4,82	1,26	0,019	0,31	0,08	0,59	0,52	0,38	0,79	<1	475	8,1	92	71	21
Nordre Land JFF	Store Aborttjern	6868	14/10/2011	6,83	1,63	0,121	3,23	0,16	0,30	0,24	0,33	1,18	2	170	6,1	26	23	3
Nordre Land JFF	Øvatnet	6870	15/10/2011	6,87	1,94	0,157	3,97	0,17	0,32	0,18	0,37	1,01	6	200	6,2	27	23	4
Nordre Land JFF	Aksletjernet	6878	14/10/2011	6,46	1,15	0,079	2,20	0,14	0,25	0,11	0,29	0,79	<1	210	7,7	47	45	2
Nordre Land JFF	Damtjern	6897	14/10/2011	6,75	1,89	0,145	3,68	0,19	0,34	0,23	0,37	0,65	<1	320	9,4	54	49	5
Styret for Hedalsfjella	Hellsenningen	564	23/10/2011	6,02	0,65	0,048	0,66	0,10	0,42	0,08	0,26	0,65	14	150	3,2	48	26	22
Styret for Hedalsfjella	Nedre Reinsjøvatn	7043	06/11/2011	5,73	0,63	0,041	0,60	0,09	0,29	0,04	0,23	0,30	5	190	4,8	12	10	2
Styret for Hedalsfjella	Øvre Reinsjøvatn	7047	06/11/2011	6,01	0,80	0,056	1,07	0,09	0,30	0,04	0,22	0,35	6	160	5,6	8	7	1
Styret for Hedalsfjella	Damtjern	7064	22/10/2011	5,99	0,72	0,050	0,77	0,12	0,46	0,07	0,26	0,71	3	175	4,2	41	20	21
Styret for Hedalsfjella	Huldretjern	7082	23/10/2011	6,31	0,79	0,064	1,07	0,12	0,44	0,06	0,23	0,72	5	160	3,5	45	27	18
Styret for Hedalsfjella	Hellesæren	7084	23/10/2011	6,82	0,68	0,100	0,84	0,09	0,37	0,05	0,22	0,55	6	150	3,7	45	25	20
Styret for Hedalsfjella	Busuvatn	7088	18/10/2011	6,38	0,69	0,063	0,81	0,08	0,42	0,11	0,24	0,59	5	230	2,3	29	18	11
Styret for Hedalsfjella	Nedre Trevatn	7101	16/10/2011	6,49	0,77	0,074	1,27	0,07	0,35	0,03	0,16	0,49	1	126	2,4	34	22	12
Styret for Hedalsfjella	Storausttjern	7123	12/10/2011	6,09	0,65	0,052	0,45	0,13	0,6	0,06	0,24	0,57	1	160	3,2	39	22	17
Styret for Hedalsfjella	Steinhyttvatn	7175	12/10/2011	6,54	0,70	0,073	1,21	0,05	0,25	0,03	0,13	0,47	12	128	1,6	43	31	12
Styret for Hedalsfjella	Fisketjern	7192	12/10/2011	6,64	0,83	0,084	1,48	0,07	0,27	0,04	0,16	0,47	20	144	2,0	35	24	11
Søndre Land viltlag	Selsjøen	636	10/10/2011	6,45	1,06	0,074	1,66	0,14	0,4	0,09	0,31	0,79	31	210	6,5	52	49	3
Søndre Land viltlag	Vesle Sørvatnet	2999	10/10/2011	6,61	1,54	0,109	3,00	0,17	0,45	0,09	0,37	0,78	30	250	9,6	57	55	2
Søndre Land viltlag	Store Sandungen	4548	10/10/2011	6,27	1,05	0,065	1,40	0,16	0,49	0,13	0,36	0,88	29	220	6,6	66	60	6
Søndre Land viltlag	Store Sørvatnet	4555	10/10/2011	6,82	1,85	0,144	4,15	0,16	0,45	0,09	0,36	0,70	22	265	11,4	68	64	4
Søndre Land viltlag	Lønfisket	4561	10/10/2011	6,14	0,96	0,058	0,96	0,18	0,55	0,10	0,37	0,98	19	230	5,9	89	77	12

Forening	Navn	NVE-nr	Dato	pH	Kond mS/m	Alk mmol/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAI µg/l
Ikke prøvetatt																		
Søndre Land viltlag	Nordre Dalavatn	4563																
Tingelstad JFF	Lygna	4710	26/10/2011	6,36	1,75	0,099	2,81	0,24	0,75	0,25	0,96	0,55	15	345	13,7	47	46	1
Tingelstad JFF	Grevsjøen	4716	26/10/2011	6,80	1,98	0,146	4,01	0,23	0,45	0,12	0,49	0,59	28	305	11,1	16	16	0
Toten JFF lodd 2	Halsteintjern	4671	07/11/2011	5,97	1,30	0,063	1,30	0,20	0,74	0,19	0,57	1,38	23	255	7,4	125	113	12
Toten JFF lodd 2	Estentjern	4672	07/11/2011	5,78	1,10	0,048	0,98	0,14	0,64	0,19	0,64	1,09	23	285	6,4	54	53	1
Toten JFF lodd 2	Grønsjøen	4673	07/11/2011	6,18	1,24	0,063	1,26	0,18	0,66	0,29	0,62	1,19	35	245	5,2	38	36	2
Veståsen JFF	Haukfjorden	632	22/10/2011	6,25	1,28	0,069	1,91	0,23	0,58	0,18	0,51	0,83	29	315	9,7	50	44	6
Veståsen JFF	Vestlandsfjorden	632	22/10/2011	6,12	1,09	0,057	1,39	0,17	0,55	0,15	0,47	0,90	26	305	7,7	46	38	8
Veståsen JFF	Osfjorden	632	23/10/2011	5,88	1,21	0,055	1,59	0,20	0,56	0,13	0,50	0,89	22	295	10,3	72	59	13
Veståsen JFF	Rovtjern	4709	23/10/2011	6,03	1,30	0,064	1,69	0,24	0,71	0,17	0,55	0,93	23	295	10,5	100	83	17
Veståsen JFF	Søre Espetjern	4729	23/10/2011	5,69	1,34	0,052	1,57	0,22	0,68	0,21	0,59	1,12	6	290	12,1	159	130	29
Veståsen JFF	Bjørnsjøen	4746	22/10/2011	6,24	1,31	0,068	2,02	0,21	0,54	0,12	0,50	0,85	28	290	9,8	51	47	4
Ikke prøvetatt																		
Veståsen JFF	Buavatn	4767																
Veståsen JFF	Roken	4777	22/10/2011	6,01	1,56	0,077	2,72	0,30	0,62	0,18	0,52	0,59	20	350	17	51	49	2
Veståsen JFF	Svarttjernet	67092	23/10/2011	6,30	1,19	0,066	1,46	0,22	0,63	0,16	0,48	0,90	24	285	7,7	55	46	9

Al/R = Reaktivt Al (tilnærmet mål for totalt monomert Al)

Al/I = Ikke-labilt Al (tilnærmet mål for organisk monomert Al)

Lal = Labilt Al (beregnet ved differansen mellom Al/R og Al/I)

I tabell B.2 er det gitt typifisering og vurdering av hver enkelt kalket innsjø. Typifiseringen er gjort etter tabell 1 i hovedteksten (F = fjell, S = skog, L = Lavland; Kalk = Ca-konsentrasjon (mg/l); Humus = TOC-konsentrasjon (mg/l)) 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 estimert "ukalket" Ca-konsentrasjon beregnet med data i tabell B.1 og ligning 3. "Ukalket" ANC er estimert ved "ukalket" Ca-konsentrasjon og målte verdier fra tabell B.1. "Ukalket" ANC_{0aa} er beregnet med ligning 2 og "ukalket" ANC. "Ukalket" ANC_{0aa} er kun benyttet som et supplement der det var tvil om vurderingen basert på "ukalket" ANC og klassegrensene i tabell 1 (G/M 8 µekv/l, se avsnitt 3.3). I konklusjonen indikerer U at det er usikkert om det fortsatt er behov for kalking og S at kalking kan stanses.

Tabell B.2. Oversikt over kalkede sjøer med typifisering og vurdering

Forening	Identifikasjon										Typifisering				Vurdering			
	Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Kalket 2011	Høyde	Kategori		Type	Grense	Modell			Konklusjon			
								Kalk	Humus			"Ukalket" Ca (mg/l)	"Ukalket" ANC (µekv/l)	"Ukalket" ANC _{0aa} (µekv/l)				
Fluberg vestre jaktområde	Store Aurli	4532	558601	6728937	656	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.2	75	51	S			
Fluberg vestre jaktområde	Krokvatn	4539	557856	6726695	597	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.6	98	75	S			
Gran JFF	Vassbråa	187	596133	6694874	546	Oppstrøms	S	1-4	5-15	9	40	1.4	84	63	S			
Gran JFF	Grønnsjøen	4734	596065	6699094	590	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.5	91	62	S			
Gran JFF	Huldretjern	4736	599709	6698756	602	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.6	100	71	S			
Gran JFF	Malsjøen	4738	592845	6698741	638	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.3	78	44	S			
Gran JFF	Ognilla	4745	594916	6697815	560	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.5	92	62	S			
Gran JFF	Store Avrillen	4755	597736	6697227	700	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.1	70	30	U			
Gran JFF	Fjellsjøen	4761	593203	6696655	691	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.0	62	38	U			
Gran JFF	Vesle Stråttjern	4787	592651	6694846	562	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.5	91	60	S			
Gran JFF	Steinsjøen	4792	593950	6694546	553	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.6	92	61	S			
Gran JFF	Østre Sandbotnvatn	4808	601319	6692142	654	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.0	63	71	U*			
Gran JFF	Vestre Sandbotnvatn	4812	600512	6692007	675	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.0	62	40	U*			
Lunner JFF	Hestrær	4855	594909	6687530	431	Nei	S	1-4	2-5	8	30	1.6	96	81	S			
Lunner JFF	Øyrtjern	4856	595635	6687521	460	Nei	S	1-4	2-5	8	30	1.2	67	58	S			
Lunner JFF	Store Klatretjern	4950	592053	6678688	432	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.3	70	50	S			
Lunner JFF	Skotjern	4957	598849	6678384	538	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.2	69	37	U*			
Mathisen-Eidsvoll verk	Øyungen	251	605138	6694003	442	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.3	70	49	S			
Mathisen-Eidsvoll verk	Lomtjern	4733	601410	6699109	542	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.3	79	53	S			
Mathisen-Eidsvoll verk	Håndkleputten	4744	601351	6698323	531	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.2	67	37	U*			

Forening	Identifikasjon										Typifisering				Vurdering			Konklusjon
	Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Kalket 2011	Høyde	Kategori		Type	Grense G/M (µekv/l)	"Ukalket" Ca (mg/l)	"Ukalket" ANC (µekv/l)	"Ukalket" ANC _{0aa} (µekv/l)				
								Kalk	Humus						Nr			
Mathisen-Eidsvoll verk	Hekketjern	4749	602748	6697743	561	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.5	83	61	S			
Mathisen-Eidsvoll verk	Mærratjern	4779	602411	6695571	450	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.3	72	44	S			
Nordre Land JFF	Øvre Overgardstjern	6863	548046	6753925	710	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.2	57	33	U			
Nordre Land JFF	Nedre Overgardstjern	6865	548255	6753614	711	Nei	S	1-4	2-5	8	30	1.1	63	46	U**			
Nordre Land JFF	Lille Nyvatnet	6867	552077	6753451	778	Ja	S	<1	5-15	6	35	0.6	49	21	U			
Nordre Land JFF	Store Abbotjern	6868	551109	6753257	751	Oppstrøms	S	1-4	5-15	9	40	1.1	53	32	U			
Nordre Land JFF	Øyvatnet	6870	550343	6753172	779	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.1	57	36	U			
Nordre Land JFF	Akstetjernet	6878	550331	6752278	839	Ja	F	<1	5-15	6	35	0.9	46	20	U			
Nordre Land JFF	Damtjern	6897	548856	6748726	741	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.3	75	43	S			
Styret for Hedalsfjella	Hellsenningen	564	528482	6720273	837	Oppstrøms	F	<1	2-5	11	25	0.5	32	22	U			
Styret for Hedalsfjella	Nedre Reinsjøvatn	7043	526481	6727752	890	Oppstrøms	F	<1	2-5	11	25	0.5	31	14	U			
Styret for Hedalsfjella	Øvre Reinsjøvatn	7047	526190	6727260	884	Ja	F	<1	5-15	11	25	0.5	30	11	U			
Styret for Hedalsfjella	Damtjern	7064	526793	6724854	921	Nei	F	<1	2-5	11	25	0.6	39	26	U			
Styret for Hedalsfjella	Huldretjern	7082	526620	6721036	937	Oppstrøms	F	<1	2-5	11	25	0.6	37	25	U			
Styret for Hedalsfjella	Hellesæren	7084	525935	6719425	894	Ja	F	<1	2-5	11	25	0.4	27	14	U			
Styret for Hedalsfjella	Busuvatn	7088	530704	6718579	908	Oppstrøms	F	<1	2-5	11	25	0.3	25	17	U			
Styret for Hedalsfjella	Nedre Trevatn	7101	529914	6716576	1011	Oppstrøms	F	<1	2-5	11	25	0.2	16	8	U			
Styret for Hedalsfjella	Storaustjern	7123	530375	6714225	1006	Nei	F	<1	2-5	11	25	0.5	46	35	U			
Styret for Hedalsfjella	Steinhyttvatn	7175	540723	6706058	1141	Ja	F	<1	<2	10	20	-0.1	-3	-8	U			
Styret for Hedalsfjella	Fisketjern	7192	539819	6704578	1115	Ja	F	<1	2-5	11	25	0.0	5	-2	U			
Søndre Land viltlag	Seisjøen	636	559388	6722392	616	Ja	S	<1	5-15	6	35	0.9	50	28	U			
Søndre Land viltlag	Vesle Sørvatnet	2999	560073	6721110	624	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.1	62	29	U			
Søndre Land viltlag	Store Sandungen	4548	561103	6724503	495	Oppstrøms	S	1-4	5-15	9	40	1.2	65	42	U			
Søndre Land viltlag	Store Sørvatnet	4555	559941	6720087	626	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.0	60	21	U			
Søndre Land viltlag	Lønfishet	4561	560831	6722386	609	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.2	68	48	U			
Søndre Land viltlag	Nordre Dalavatn	4563	561806	6720783	521	Ja	S							U***				
Tingelstad JFF	Lygna	4710	590659	6703202	628	Oppstrøms	S	1-4	5-15	9	40	1.4	90	43	S			
Tingelstad JFF	Grevsjøen	4716	591912	6702245	654	Ja	S	1-4	5-15	9	40	1.3	80	42	S			
Toten JFF lodd 2	Halsteintjern	4671	600437	6709563	688	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.2	65	40	U			
Toten JFF lodd 2	Estenstjern	4672	600181	6708804	673	Nei	S	<1	5-15	6	35	0.8	43	21	U			
Toten JFF lodd 2	Grønsjøen	4673	601696	6708208	653	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.1	60	42	U			

Forening	Identifikasjon										Typifisering				Vurdering		
	Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Kalket 2011	Kategori			Type	Grense	"Ukalket" Ca (mg/l)	"Ukalket" ANC (µekv/l)	"Ukalket" ANC _{0aa} (µekv/l)	Konklusjon		
							Høyde	Kalk	Humus							Nr	G/M (µekv/l)
Veståsen JFF	Haukfiorden	632	569800	6700800	389	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.5	92	59	S		
Veståsen JFF	Vestlandsfiorden	632	568000	6701500	389	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.2	67	41	U*		
Veståsen JFF	Osfiorden	632	567300	6700500	389	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.4	78	43	S		
Veståsen JFF	Rovtjern	4709	567071	6703307	394	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.6	98	63	S		
Veståsen JFF	Søre Espetjern	4729	566469	6699816	424	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.4	85	44	S		
Veståsen JFF	Bjørnsjøen	4746	567963	6697810	402	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.4	79	46	S		
Veståsen JFF	Buvatn	4767	568424	6696043	423	Nei	S								S***		
Veståsen JFF	Roken	4777	569984	6695635	423	Nei	S	1-4	>15	9	40	1.9	122	65	S		
Veståsen JFF	Svarttjernet	67092	567616	6704336	389	Nei	S	1-4	5-15	9	40	1.5	90	64	S		

*Det er noe tvil om konklusjonen når man sammenligner med nabosjøer. Alternativ konklusjon er S.

**På bakgrunn av nærhet til ukalket innsjø med høyt Ca/Mg-forhold og sammenlignet med konklusjonen for nabosjøer er det mest forsvarlig å behandle denne som U.

***Vurdert 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