

# Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vestfold



# RAPPORT

**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 Vestfold	Løpenr. (for bestilling) 6493-2013	Dato Februar 2013
	Prosjektnr. Undernr. O-10289	Sider Pris 30
Forfatter(e) Øyvind A. Garmo, Kari Austnes	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

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

**Sammendrag**

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Dette har gitt bedre vannkvalitet i forsuringfølsomme områder. Noen innsjøer i Vestfold blir fortsatt kalket for å motvirke forsuringseffekter. Når vannkvaliteten vil være god nok selv uten kalking, kan kalking opphøre. Formålet med dette prosjektet har vært å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Vestfold. Modeller er utviklet for å kunne estimere hvilke kalsiumkonsentrasjoner og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) innsjøer ville hatt uten kalking. På bakgrunn av dette har forsuringstilstanden i 28 kalkede innsjøer blitt vurdert, basert på grenseverdiene for ANC i veilederen som er utarbeidet i henhold til vannforskriften. Vurderingen, som ble gjennomført i 2013, konkluderer med at kalking kan avsluttes i 18 innsjøer, mens kalkingsbehovet er usikkert i 10 innsjøer. Både modeller og grenseverdier er forbundet med usikkerhet. Ved avvikling av kalking må innsjøene følges opp i etterkant, for å sikre at god vannkvalitet opprettholdes.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Kalking	1. Liming
2. Restituering	2. Recovery
3. Innsjøer	3. Lakes
4. Vestfold	4. Vestfold



*Kari Austnes*  
Prosjektleder



*Thorjorn Larssen*  
Forskningsleder



*Brit Lisa Skjelkvåle*  
Forskningsdirektør

# **Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vestfold**

## 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) gjøres det nå en vurdering av fortsatt kalkingsbehov i alle fylker hvor innsjøkalking finansieres med offentlige midler. Vurderingen gjøres fylkesvis etter en generell prosedyre som er utarbeidet. Denne rapporten er en del av dette prosjektet.

Takk til Fylkesmannen i Vestfold ved Arne Christian Geving for samarbeid om innsjøoversikten og formidling av prøvetakere. Takk også til Liv Bente Skancke på NIVA for hjelp til administrasjon av prøvetaking og kvalitetssikring av data.

Hamar, 25. februar 2013

*Øyvind Garmo*

---

# Innhold

	<b>1</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Bakgrunn</b>	<b>7</b>
2.1 ANC som forsuringsindikator	7
2.2 Grenseverdier for ANC	8
2.3 ANC i kalkede innsjøer	9
<b>3. Materiale og metode</b>	<b>10</b>
3.1 Vannkjemiske data	10
3.2 Modeller for estimering av kalsiumkonsentrasjon	12
3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	12
<b>4. Resultater</b>	<b>13</b>
4.1 Modellutvikling og validering av modeller	13
4.2 Samsvar mellom tidsserie og modeller	15
4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	16
<b>5. Diskusjon</b>	<b>18</b>
5.1 Metodens usikkerhet	18
5.2 Oppfølging av vurderingen	18
5.3 Videre bruk av modellene	19
<b>6. Konklusjon</b>	<b>20</b>
<b>7. Referanser</b>	<b>21</b>
<b>Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer</b>	<b>23</b>
<b>Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer</b>	<b>27</b>

---

## Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Redusert sur nedbør har gitt en positiv endring i vannkvaliteten med hensyn til forsurening, noe som medfører redusert behov for kalking. Når vannkvaliteten har blitt god nok, kan kalkingen avvikles. Formålet med denne utredningen har vært å vurdere behovet for fortsatt kalking av kalkede innsjøer i Vestfold.

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er en relativt god indikator på forsurening. Kalking påvirker imidlertid både ANC og alle andre forsuringssindikatorer, noe som gjør at effektene av redusert sur nedbør ikke kan påvises direkte i kalkede innsjøer. Det ble derfor utviklet modeller for å estimere ”ukalket” konsentrasjon av kalsium (Ca) i Vestfold. Disse kan brukes til å estimere hva ANC ville vært hvis en innsjø ikke var kalket. Modellene har blitt utviklet og validert basert på data fra ukalkede innsjøer i Vestfold (data fra årene 1987 og 2011). Estimerer ble også sammenlignet med data fra en ukalket innsjø som har blitt overvåket over tid.

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

Vurderingen er kun basert på antatt forsuringstilstand (estimert ANC) for innsjøene. 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 faktorer som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk, uavhengig av forsuringstilstand i innsjøen.

Modellene har betydelige usikkerhetsmarginer. På grunn av mangel på referansedata, var det ikke en gang mulig å anslå usikkerhetsmargin for modellen som ble brukt i området som ligger sør og sørvest i fylket. Modellene kan likevel brukes til å velge ut innsjøer hvor man kan forsøke å avslutte kalking. Det er en rekke usikkerheter også knyttet til metoden som helhet. Disse inkluderer blant annet spørsmål angående referansesjøenes representativitet og usikre grenseverdier for ANC. Det er viktig å ta hensyn til disse usikkerhetene i framtidig anvendelse av metoden.

Resultatet av vurderingen av 28 innsjøer ble at kalking kan avsluttes i 18 av dem. I 10 innsjøer er det usikkert om ”ukalket” ANC vil være over eller under grenseverdien for god tilstand. Det er viktig at utviklingen i innsjøer der kalking avsluttes følges opp i etterkant.

## Summary

Title: Assessment of the need for continued liming of limed lakes in Vestfold Count, E. Norway

Year: 2013

Author: Øyvind A. Garmo, Kari Austnes

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6228-5

Acid deposition has been strongly reduced in Norway over the last 30 years. Reduced acid deposition gives an improvement in the water quality with respect to acidification and reduced need for liming. When the water quality is acceptable, liming can be phased out. The objective of the work reported here has been to assess the need for continued liming of limed lakes in Vestfold County.

The acid neutralising capacity (ANC) of the water is a relatively good indicator of acidification. However, ANC and all other acidification indicators are affected by addition of lime, which precludes direct measurements of the effects of reduced acid deposition in limed lakes. Hence, models have been developed to estimate the “non-limed” concentration of calcium (Ca) in Vestfold. These can be used to estimate what ANC would have been if the lake was not limed. The models have been developed and validated based on data from non-limed lakes in Vestfold (data from years 1987 and 2011). Estimates were also compared with data from a lake that has not been limed and which has been monitored over time.

The assessment of the need for continued liming of limed lakes was done by comparing estimated “non-limed” ANC with the boundary values for good/moderate water quality with respect to acidification, as proposed for the implementation of the EU Water Framework Directive. The boundary values depend on lake typology, i.e. altitude, calcium content and concentration of humic substances. Consequently, before evaluation of the need for liming, it was necessary to type the limed lakes.

The assessment is only based on acidification status (estimated ANC) in the lakes. Whether other natural or man-made factors that can be affected by liming, prevent a sustainable fish population, has not been assessed. Likewise it has not been assessed whether other factors, such as climatic conditions and availability of spawning sites, make the conditions difficult for fish, independent of the level of acidification in the lake.

The models’ margins of uncertainty are appreciable. It was not even possible to assess the uncertainty margin for the model that was used for the southern and south-western area of the county. The models can still be used to select lakes where one can try to stop liming. There are several uncertainties associated with the method. These include questions regarding how representative the reference lakes are and uncertain boundary values. It is important to consider the uncertainties when using the method in the future.

The result of the assessment of 28 limed lakes is that liming is no longer required in 18 of them. In the remaining 10 lakes it is uncertain whether “non-limed” ANC will be higher or lower than the boundary value for good/moderate state of acidification. It is important to monitor the development in lakes where liming is stopped.

# 1. Innledning

Utslipp av svovel- og nitrogenforbindelser og avsetning i nedbørfeltene gir surt vann i utsatte områder, men det er bedring å spore. Reduserte utslipp av svovel i Europa har medført at konsentrasjonen av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 75-91 % fra 1980 til 2011 (Klif, 2012a). I samme tidsrom har det vært en markert nedgang i konsentrasjonen av sulfat og nitrat i norske elver og innsjøer (Klif, 2012b). Lokale kalkingstiltak har bidratt til å redusere de negative effektene av sur nedbør.

Redusert sur nedbør fører til at vannkjemien i de berørte lokalitetene endres i retning av det den var før forsuren tok til (Skjelkvåle m.fl., 2001; Skjelkvåle m.fl., 2003). Vannkvaliteten kan defineres som tilfredsstillende når utbredelsen av og populasjonsdynamikken til forsuringfølsomme arter ikke lenger er begrenset av menneskeskapt forurensning. Kalking kan da avsluttes. Biologisk status kan imidlertid være preget av forsuring 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).

Formålet med dette arbeidet var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Vestfold. Vurderingen av kalkingsbehov er basert på grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsuringstilstand, som definert av ANC-grensene i klassifiseringsveilederen til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 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 Vestfold er en del av en vurdering av fortsatt kalkingsbehov for alle fylkene hvor det foregår innsjøkalking. Dette har til nå blitt 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), Buskerud (Garmo og Austnes, 2011), Oppland (Austnes, 2012), Hedmark (Garmo og Austnes, 2012) og Østfold (Garmo og Austnes, 2012).

## 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 kan forekomme i konsentrasjoner som er giftige 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.

ANC (vannets syrenøytraliserende effekt) har vist seg å være et godt mål på forsuringsstatus. Det er påvist sammenheng mellom ANC og status av både fisk og evertebrater (Bulger m.fl., 1993; Lien m.fl., 1996; Raddum og Skjelkvåle, 1995). ANC er også foretrukket i modeller, 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:

---



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

(Ca<sup>2+</sup> = kalsium, Mg<sup>2+</sup> = magnesium, Na<sup>+</sup> = natrium, K<sup>+</sup> = kalium, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = ammonium (ignoreres pga. lave konsentrasjoner), Cl<sup>-</sup> = klorid, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> = sulfat og NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = 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 ble først satt til 20 µekv/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 (Ligning 2):

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

(ooa står for «organic acid adjusted»)

I grenseverdiene som er utarbeidet i forbindelse med vannforskriften, er den vanlige ANC-beregningen benyttet (Ligning 1), 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 naturlige kalsiumkonsentrasjon. Før vurdering må det altså foretas en typifisering ut fra disse tre faktorene.

Grenseverdier er satt mellom alle de fem tilstandsklassene i vannforskriften. I denne rapporten benyttes 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**. I innsjøer med mye humus (TOC > 10 mg/L) blir i tillegg beregnet ANCoaa sammenlignet med en grense på 8 µekv/L som ifølge beregninger gir 95 prosent sannsynlighet for at ørretbestanden ikke skades av forsuring (Lydersen m. fl., 2004; Hindar og Larssen, 2005a).

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

Type nr	Høyderegion	Kalkinnhold	Humusinnhold	G/M ANC ( $\mu\text{ekv/l}$ )
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 som er 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. 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 (2005b), Kroglund (2007) og Austnes og Kroglund (2010).

ANC er hovedsakelig styrt av geologi og avrenning, samt deponisjon av sur nedbør og sjøsalter. Geologien har betydning for forvitring, og dermed konsentrasjonen av basekationene Ca, Mg, Na og K. Sur nedbør påvirker konsentrasjonen av  $\text{SO}_4$  og  $\text{NO}_3$ . Deponisjon av sjøsalter påvirker hovedsakelig konsentrasjonen av Cl og Na, men også Mg og  $\text{SO}_4$ . 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 (2005b) 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-konsentrasjon 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 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.

Austnes og Kroglund (2010) utviklet en modell som kunne benyttes til å estimere ”ukalket” kalsium og ANC for hele Vest-Agder. Denne modellen er et forsøk på å ta høyde for variasjoner i geologi, deponisjon og avrenning ved å benytte multippel regresjon til å inkludere flere parametere som kan tenkes å påvirke forholdet mellom ionene som inngår i ANC.

I denne utredningen er både metoden til Hindar og Larsen (2005b) og metoden til Austnes og Kroglund (2010) brukt. 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 bruke de målte verdiene for de andre ionene som inngår i ANC. Det er også nødvendig å estimere ”ukalket” Ca-konsentrasjon for typifiseringen av innsjøene. Mulige forklaringsparametere som ble testet 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).

## 3. Materiale og metode

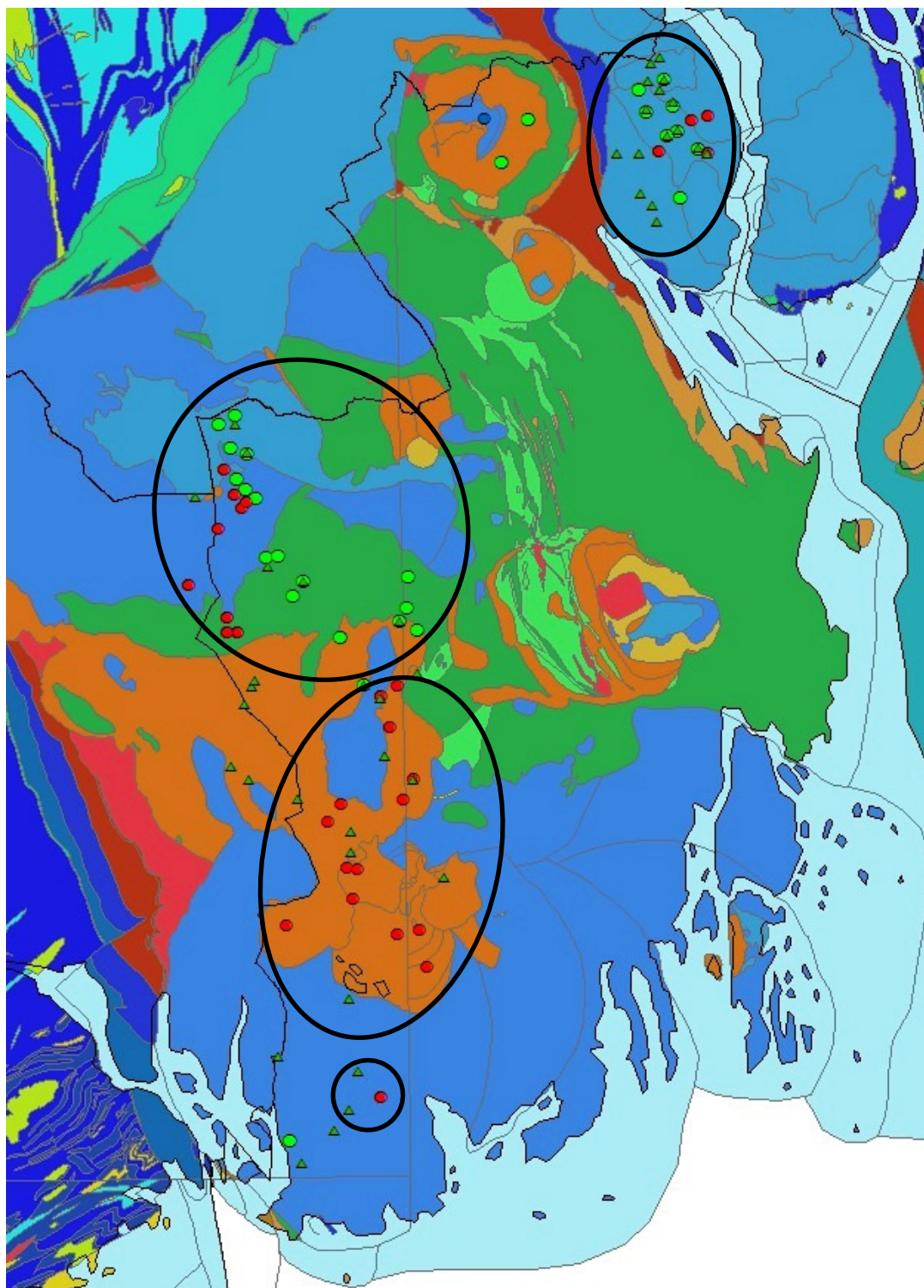
### 3.1 Vannkjemiske data

Følgende sett med vannkjemiske data har blitt brukt i dette arbeidet: 1) Data fra 2011 for ukalkede innsjøer og data fra 1987 fra den gang ukalkede innsjøer (Fjeld m.fl. 1989) ble brukt til å lage modeller for estimering av kalsiumkonsentrasjon og til validering av disse; 2) data fra 2011 fra kalkede innsjøer ble brukt til å vurdere fortsatt kalkingsbehov.

En oversikt over innsjøer det er brukt data fra i rapporten er gitt i Vedlegg A og B. Ukalkede referanseinnsjøer og kalkede innsjøer under vurdering er kartfestet i **Figur 1**. Identifikasjon av innsjøene er i henhold til Norges vassdrags- og energidirektorats (NVEs) innsjøregister. Der høyde over havet manglet i NVEs register, ble dette funnet ved hjelp av kart.

**Data for ukalkede innsjøer.** I samråd med Fylkesmannen i Vestfold ble det laget en liste over ukalkede innsjøer som kunne egne seg som referanse for de kalkede innsjøene. Utløpet av i alt 28 innsjøer ble prøvetatt høsten 2011 av Fylkesmannen eller personer som Fylkesmannen benytter i kalkingsovervåkingen. Prøvene ble analysert etter akkrediterte metoder ved NIVAs laboratorium. Resultatene (Vedlegg A) ble brukt til å utvikle og validere modell for å estimere ukalket Ca-konsentrasjon og ANC. Data fra 1987 er hentet fra Fjeld m.fl. (1989) som rapporterer en undersøkelse av 172 kalkede og ukalkede innsjøer og elver/bekker. Av disse ble kun data fra ukalkede innsjøer i nærheten av områder med kalkede innsjøer til vurdering (se under) plukket ut.

**Data for kalkede innsjøer.** I samråd med Fylkesmannen i Vestfold ble det laget en liste over kalkede innsjøer som skulle inngå i vurderingen. I alt 28 innsjøer ble prøvetatt høsten 2011 av personer som Fylkesmannen benytter i kalkingsovervåkingen. Prøvene ble analysert etter akkrediterte metoder ved NIVAs laboratorium. Resultatene fra analysene av disse prøvene (se Vedlegg B) utgjør grunnlaget for vurderingen av fortsatt kalkingsbehov. Eldre data kunne ikke brukes fordi det i den ordinære overvåkingen av kalkede innsjøer i Vestfold ikke har vært analysert for andre hovedioner enn Ca.



**Figur 1.** Oversikt over innsjøer som er brukt til utvikling og validering av modeller (grønne sirkler er ukalkede innsjøer prøvetatt i 2011, grønne trekkanter er ukalkede innsjøer prøvetatt i 1987), tidstrendsjøer (blå sirkel) og kalkede innsjøer til vurdering (røde sirkler). Avgrenset med svart er 4 områder med kalkede innsjøer (i teksten benevnt som øst, nordvest, sørvest og sør). Den fargelagte bakgrunnen er et berggrunnskart (N250, Norges geologiske undersøkelse). Lyseblå: granitt, granodioritt. Blå: monzonitt, kvartsmonzonitt. Mørkeblå: kalkstein, skifer, mergelstein. Oransje: syenitt, kvartssyenitt. Lysegrønn: ryolitt, ryodacitt, dacitt. Mørkegrønn: rombeporfy. Brun: sandstein.

### **3.2 Modeller for estimering av kalsiumkonsentrasjon**

Innledningsvis ble det gjort forsøk på å lage en modell for kalsiumkonsentrasjon i innsjøer fra hele fylket basert på datasettet fra referanseundersøkelsen i 2011. Data fra 2011 ble delt tilfeldig i to sett. Det ene datasettet ble brukt til å lage modellen, det andre til validering av den. Multippel lineær regresjon (minste kvadraters metode) ble brukt til å lage en modell for å forutsi Ca-konsentrasjon. En «mixed selection»-prosedyre ble brukt til å velge uavhengige variabler blant følgende mulige: Mg-, Na-, K-, SO<sub>4</sub>-, NO<sub>3</sub>- og Cl-konsentrasjon (alle i µekv/l), TOC (mg/L), høyde over havet (m) og UTM-koordinater (m, sone 32).

Videre ble det forsøkt å lage områdespesifikke modeller for regioner i fylket der innsjøer kalkes. Disse modellene ble, på grunn av få data, enten laget basert på Ca/Mg-forhold i naboinnsjøer, eller på samme måte som beskrevet over, men kun med Mg- og K-konsentrasjon som mulige parametere. Både data fra 1987 og fra 2011 ble brukt til dette formålet.

Målte og estimerte Ca-konsentrasjoner i innsjøer som ikke ble brukt til å lage modellene, ble, hvis mulig, sammenlignet for å vurdere modellenes kvalitet. Estimerte Ca-konsentrasjoner og målte konsentrasjoner av andre ioner ble brukt til å beregne ANC (heretter kalt estimert ANC). Estimert ANC ble plottet mot ANC beregnet kun fra målte ionekonsentrasjoner (heretter kalt beregnet ANC).

### **3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer**

De områdespesifikke modellene ble brukt for å estimere ”ukalket” kalsiumkonsentrasjon i 28 kalkede innsjøer med data fra 2011. Deretter ble ”ukalket” ANC estimert på basis av målte verdier og ”ukalket” kalsiumkonsentrasjon.

Innsjøene måtte typifiseres for å kunne vurdere ”ukalket” ANC opp mot klassegrensene i

**Tabell 1.** Dette ble gjort på følgende måte:

- **Høyderegion:** Typifisering på basis av høyde over havet.
- **Humusinnhold:** Typifisering ut fra målte TOC-verdier.
- **Kalkinnhold:** Typifisering basert på ”ukalket” Ca-konsentrasjon.

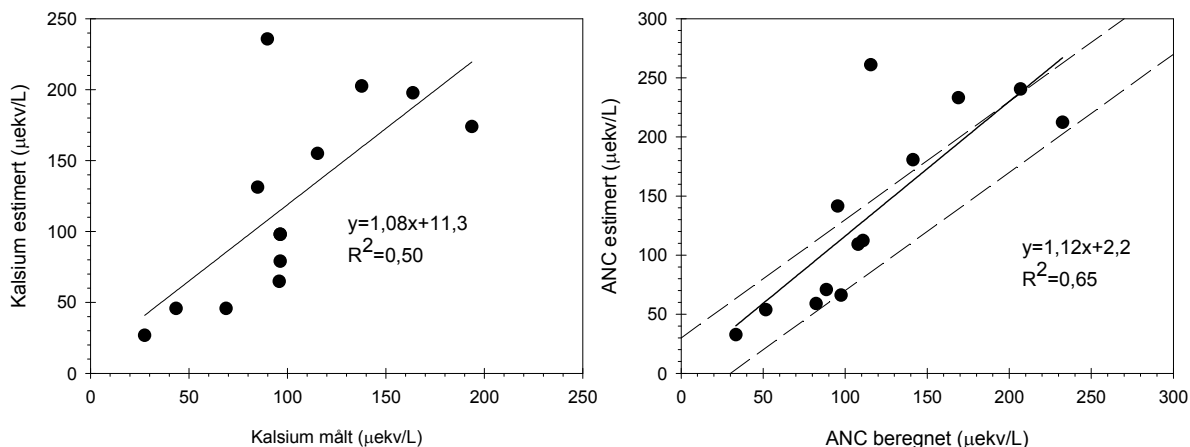
Etter typifiseringen ble de kalkede innsjøene plassert i tre kategorier, bestemt av avstand mellom ”ukalket” ANC og G/M-grensen for den enkelte innsjøens type samt modellens kvalitet for hvert enkelt område:

- **K:** (”Ukalket” ANC) - (G/M ANC) < -30  $\mu\text{ekv/L}$ : Kalking må fortsette.
- **U:** -30  $\mu\text{ekv/L}$  < (”Ukalket” ANC) - (G/M ANC) < 30  $\mu\text{ekv/L}$ : Usikker, redusert kalking kan prøves.
- **S:** (”Ukalket” ANC)-(G/M ANC) > 30  $\mu\text{ekv/L}$ : Kalking kan avsluttes.

## 4. Resultater

### 4.1 Modellutvikling og validering av modeller

Modellering basert på et modelldatasett trukket fra alle data 2011 fra ukalkede Vestfoldinnsjøer gav ikke tilfredsstillende resultat. Korrelasjonen ( $R^2$ ) mellom målt og estimert Ca-konsentrasjon og mellom beregnet og estimert ANC var relativt svak, og det var stort avvik mellom estimert og beregnet ANC for flere innsjøer (**Figur 2**). Forsøk på å lage vesentlig bedre modeller ved velge ut innsjøer etter bestemte kjemiske kriterier lyktes ikke (resultat ikke vist).



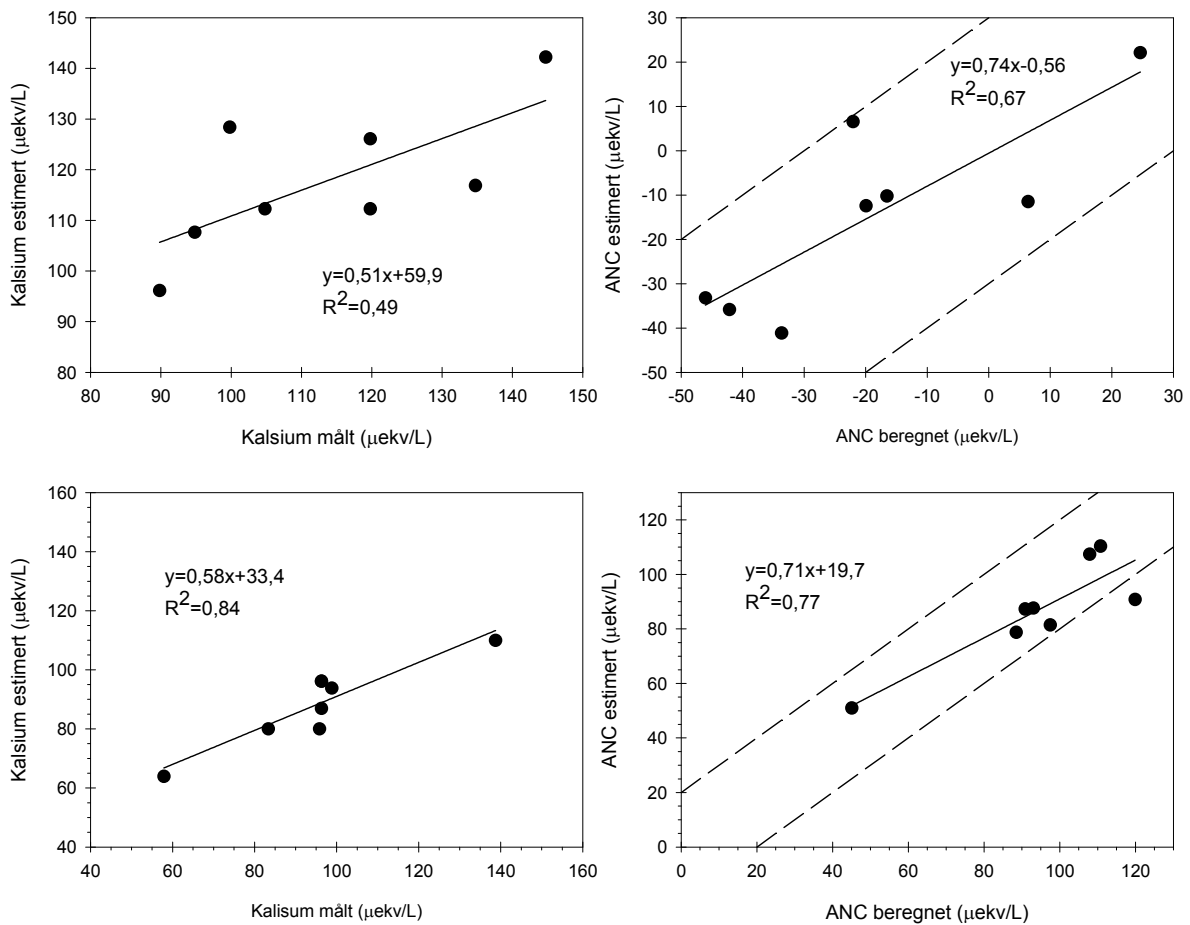
**Figur 2.** Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon og beregnet og estimert ANC. Data fra 28 innsjøer som var med i 2011-undersøkelsen, ble brukt. Data fra 14 innsjøer ble brukt til å lage modellen og data fra de resterende 14 til validering. Hele linjer representerer beste lineære tilpasning og stiplede linjer viser 1:1 linjen +/- 30  $\mu\text{ekv/L}$ .

Etter nærmere inspeksjon av berggrunnskart og vannkjemiske data, ble det vurdert som hensiktsmessig å velge ut 4 områder (se **Figur 1**) som til sammen dekker alle kalkede innsjøer til vurdering. Ulik tilgang på data fra ukalkede innsjøer i disse områdene gjorde at det måtte brukes forskjellige metoder for å estimere kalsiumkonsentrasjon:

**Øst.** Modell ble utviklet med Mg- og K-konsentrasjon som mulige parametere (se avsnitt 3.2). Datasettet fra 1987 som omfattet 16 innsjøer i dette området, ble delt tilfeldig i to og brukt til modellutvikling og validering. Dette resulterte i følgende modell (alle konsentrasjoner i  $\mu\text{ekv/L}$ ):

$$\text{Ca} = 2,80 * \text{Mg} + 24,75 \quad (3)$$

Korrelasjonen mellom målte/beregnete og estimerte verdier for Ca og ANC i valideringsdatasettet var relativt svak (**Figur 3** øverst), men avviket for ANC var mindre enn  $\pm 30 \mu\text{ekv/L}$  for alle innsjøer. Videre ble modellen testet på data fra 8 ukalkede innsjøer prøvetatt i 2011 (**Figur 3** nederst). Dette gav bedre korrelasjoner og indikerer at modellen kan brukes selv om den er basert på gamle data. Merk at 6 av innsjøene fra 2011 også er med i datasettet på 16 innsjøer fra 1987; dette er altså ikke noen god test av hvor godt modellen fungerer for andre innsjøer i området.

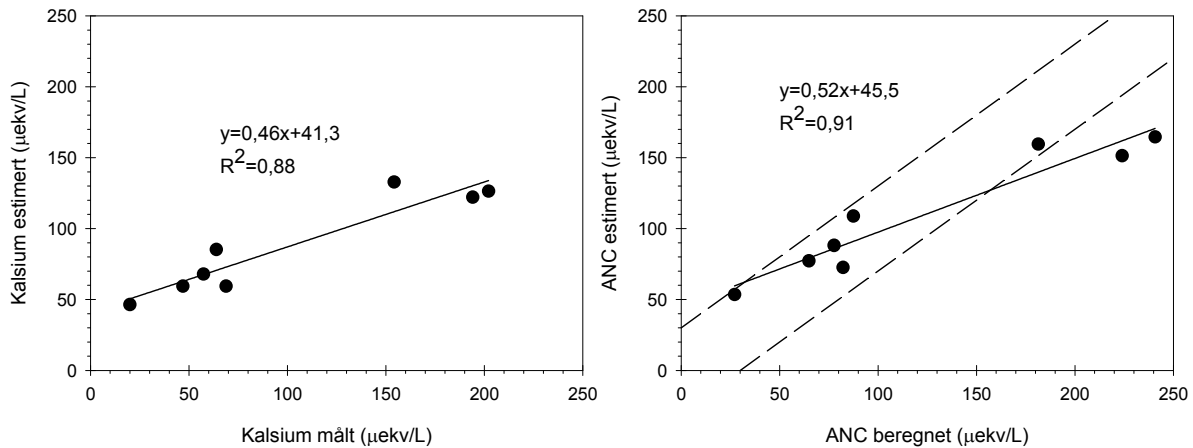


**Figur 3.** Øverst: Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon, og beregnet og estimert ANC. Data fra 16 Vestfoldinnsjøer som var med i undersøkelsen i 1987, ble brukt. Datasettet ble delt i to. Data fra 8 innsjøer ble brukt til å lage modellen og data fra 8 innsjøer til å validere den. Nederst: Estimert Ca-konsentrasjon og ANC plottet mot målte verdier fra 2011 (6 av de 8 innsjøene er også med i datasettet fra 1987). Hele linjer representerer beste lineære tilpasning og stiplede linjer viser 1:1 linjen  $\pm 30 \mu\text{ekv/L}$ .

**Nordvest.** Modell ble utviklet med Mg- og K-konsentrasjon som mulige parametere (se avsnitt 3.2). Datasettet fra 2011 som omfattet 16 innsjøer i dette området, ble delt tilfeldig i to og brukt til modellutvikling og validering. Dette resulterte i følgende modell (alle konsentrasjoner i  $\mu\text{ekv/L}$ ):

$$\text{Ca} = 2,63 * \text{Mg} + 16,10 \quad (4)$$

Korrelasjonen mellom målte/beregnete og estimerte verdier for Ca og ANC i valideringsdatasettet var god (**Figur 4**), og avviket for ANC var mindre enn  $\pm 30 \mu\text{ekv/L}$  for alle innsjøer med lav kalsiumkonsentrasjon.



**Figur 4.** Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon, og beregnet og estimert ANC. Data fra 16 Vestfoldinnsjøer som var med i undersøkelsen i 2011, ble brukt. Datasettet ble delt i to. Data fra 8 innsjøer ble brukt til å lage modellen og data fra 8 innsjøer til å validere den.

**Sørvest.** I dette området var det ingen data fra ukalkede innsjøer fra 2011. Modellene for områdene øst og nordvest kunne ikke brukes fordi de forutsa for høy «ukalket» Ca-konsentrasjon i de kalkede innsjøene (høyere enn målte konsentrasjoner). Det lyktes heller ikke å lage en god modell basert på data fra 1987 for innsjøer som tilsynelatende ligger på syenitt/kvartssyenitt-berggrunn (**Figur 1**). De kalkede innsjøene Jeskovann (5877) og Øyvannet (80579) var fortsatt ukalket i 1987 og hadde da Ca/Mg-forhold (ekv/ekv) på henholdsvis 1,58 og 1,78. Middelerdien på 1,68 ble, sammen med målte Mg-konsentrasjoner, brukt til å estimere «ukalket» Ca-konsentrasjon i kalkede innsjøer i område sørvest. Det er ikke mulig å vurdere hvor usikker denne modellen er, men til vurdering av fortsatt kalkingsbehov brukes samme usikkerhetsmargin som for de andre modellene ( $\pm 30 \mu\text{ekv/L}$ ).

$$\text{Ca} = 1,68 * \text{Mg} \quad (5)$$

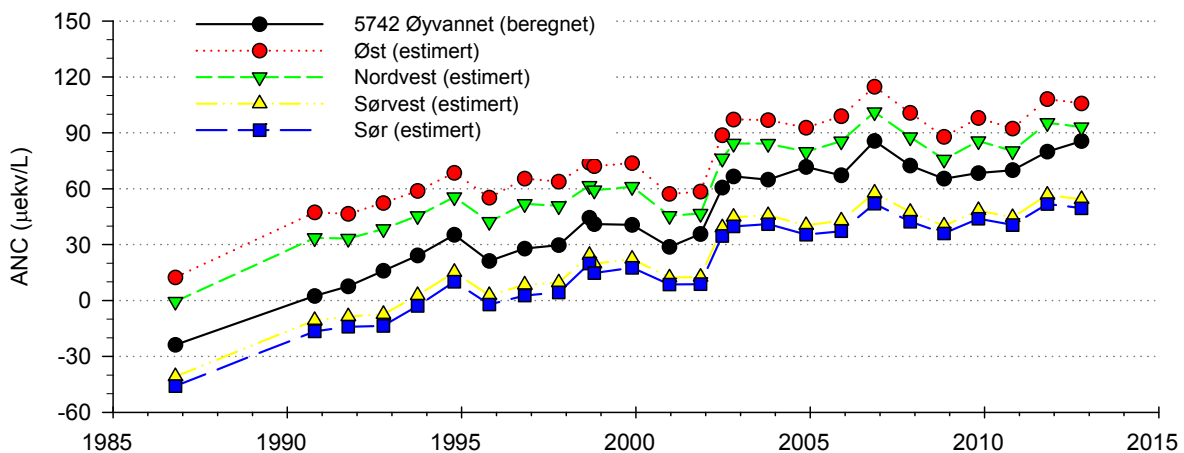
**Sør.** Langt sør i fylket ligger den kalkede innsjøen Bakkanetjern (80591). «Ukalket» Ca/Mg-forhold i Bakkanetjern ble antatt å tilsvare Ca/Mg-forhold i de nærliggende innsjøene Torsjøen (6718) og Paulertjern s. (129403). I 1987 var Ca/Mg-forholdet (ekv/ekv) i ukalkede Torsjøen og Paulertjern s. henholdsvis 1,23 og 1,73. Middelerdien på 1,48 ble, sammen med målt Mg-konsentrasjon, brukt til å estimere «ukalket» Ca-konsentrasjon i Bakkanetjern. Det er ikke mulig å vurdere hvor usikker denne modellen er, men til vurdering av fortsatt kalkingsbehov brukes samme usikkerhetsmargin som for de andre modellene ( $\pm 30 \mu\text{ekv/L}$ ).

$$\text{Ca} = 1,48 * \text{Mg} \quad (6)$$



## 4.2 Samsvar mellom tidsserie og modeller

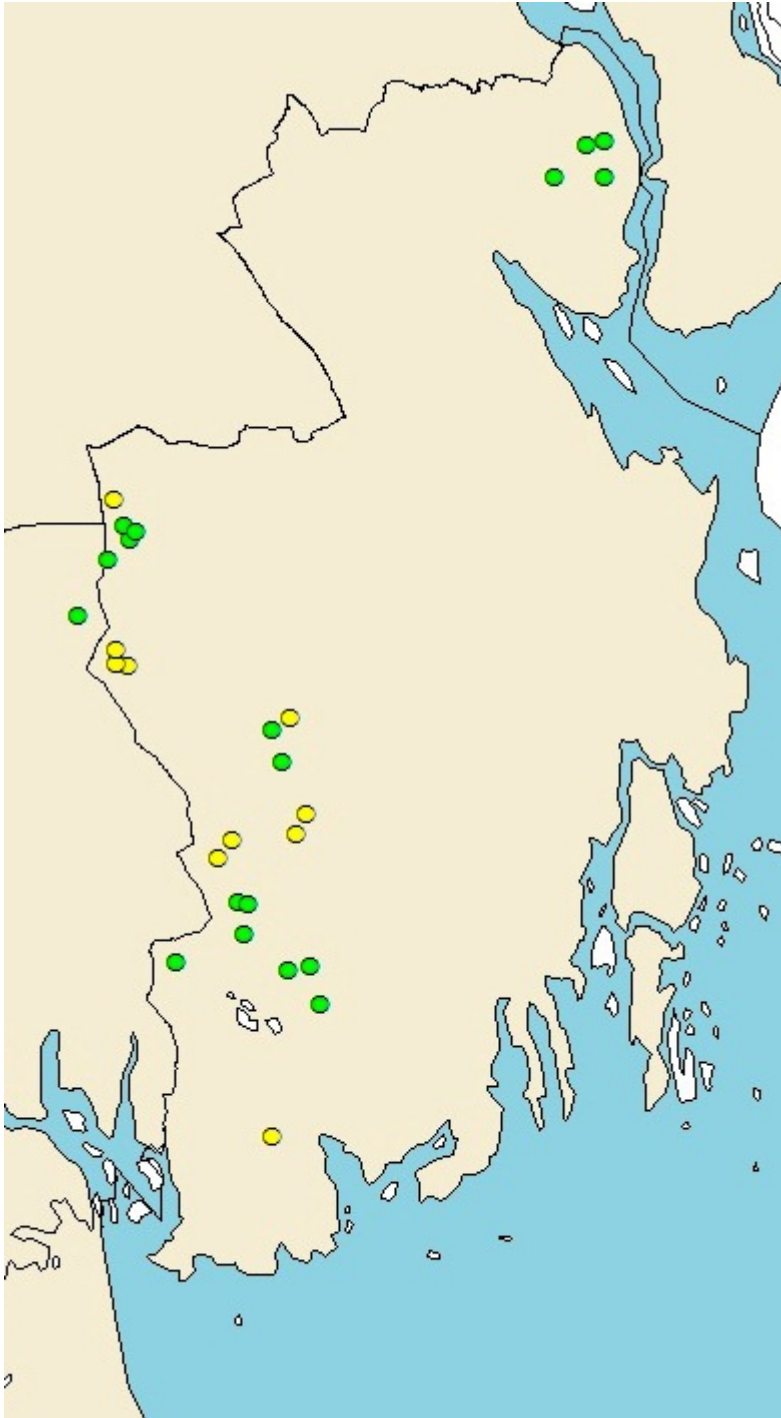
Øyvannet (5742) er den eneste ukalkede innsjøen med tidsserie i Vestfold, og den ligger ikke i umiddelbar nærhet av noen av de kalkede innsjøene. Heller ikke i nabofylkene finnes tidsserier fra innsjøer som ligger nær kalkede innsjøer i Vestfold. Når ANC beregnes med målte og estimerte (ligningene 3-6) Ca-konsentrasjoner, kommer det klart fram at de ulike modellene gir forskjellige resultater. ANC beregnet fra Ca-konsentrasjoner estimert med modellen for område nordvest avviker minst fra ANC beregnet fra målte Ca-konsentrasjoner (**Figur 5**). Forholdet Ca/Mg viser en økning fra ca 2,3 til ca 2,7 mellom 1986 og 2012, men alle modellene speiler år-til-år-variasjon og positiv trend i ANC relativt bra.



**Figur 5.** ANC i Øyvannet (5742) beregnet med målte og estimerte Ca-konsentrasjoner.

## 4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer

Vurderingen av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer er vist i tabellform i vedlegg B sammen med typifiseringen av innsjøene. I 18 av de 28 vurderte innsjøene er estimert ukalket ANC og ANCoaa mer enn 30 µekv/L høyere enn henholdsvis vannforskriftens grense mellom moderat og god forsureningstilstand og grensen på 8 µekv/L for innsjøer med TOC > 10 mg/L. Dersom man kun legger disse kriteriene til grunn, blir rådet å avslutte kalking. I 10 innsjøer er det usikkert om «ukalket» ANC og ANCoaa er høy nok til at kalking kan avsluttes. Ingen av de kalkede innsjøene hadde så lav estimert «ukalket» ANC at det med sikkerhet kan sies at kalkingen må fortsette. I det nå svært brune Jeskovann (5877) er imidlertid estimert ANCoaa så lav at fortsatt kalking trolig er nødvendig. Kategoriseringen av de kalkede innsjøene er kartfestet i **Figur 6**.



**Figur 6.** Vurdering av fortsatt kalkingsbehov for 28 kalkede innsjøer i Vestfold. Grønn sirkel: kalking kan avsluttes. Gul sirkel: usikkert om kalking kan avsluttes.

## 5. Diskusjon

### 5.1 Metodens usikkerhet

I tillegg til usikkerhet knyttet til prøvetaking, analyser og selve modellene, er det en rekke usikkerhetsmomenter ved metodene som er brukt.

- 1) Referansesjøenes representativitet: Det kan ikke utelukkes at forholdene i nedbørfeltet til enkelte kalkede innsjøer er så avvikende at modellene vil fungere dårlig. I områdene sør og sørvest var det dessuten ingen data av nyere årgang enn 1987 tilgjengelig.
- 2) Typifisering: Det ligger noe usikkerhet i at typifiseringen er gjort basert på estimert kalsiumkonsentrasjon. Generelt burde typifisering med hensyn på humusinnhold og kalkinnhold vært basert på flere prøver.
- 3) 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 grensene.
- 4) Antall prøver fra kalkede innsjøer: Vurderingen er basert kun på én prøve for hver av de kalkede innsjøene. Høstprøver anses som representative, men tidsseriedata viser at det kan være en del år-til-år-variasjon i ANC. Flere prøver per innsjø ville derfor gi en sikrere vurdering.

Usikkerheten i metodene er delvis tatt høyde for ved å inkludere kategorien ”usikker” i vurderingen. Ved å sette en absolutt grense for kalking eller ikke kalking, risikerer man at innsjøer havner i feil kategori.

### 5.2 Oppfølging av vurderingen

Konklusjonen fra vurderingen er at kalking kan avsluttes i 18 av 28 innsjøer. Det kan tilskrives nedgangen i sur nedbør over de siste tiårene.

Det er ingen grunn til å vente med å avslutte kalking av innsjøer der dette vurderes som trygt. 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). Kalkingseffekten 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 kalking. Ved tidligere overdosering kan man forvente en motsatt effekt.

Innsjøene bør altså følges opp i flere år før man kan konkludere med at det var trygt å avslutte kalking. Hindar (2011) kommer med en rekke anbefalinger angående 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 kalking kan avsluttes, dess sjeldnere trenger man å ta vannprøver. Ved stor usikkerhet eller ved stor risiko forbundet med feilaktig kalkavvikling bør man supplere med biologisk overvåking, og ved spesielt stor usikkerhet kan man vurdere kun å redusere frekvensen av kalking. Fordelen med at

kalkingseffekten avtar over forholdsvis lang tid 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 modellene. 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 havnet i kategorien «usikker», fortrinnsvis først i de som har høyest estimert «ukalket» ANC og der man forventer størst langtidseffekt av kalkingen. Det er også mulig å gjøre en nærmere vurdering av hver enkelt innsjø ved å studere ioneforhold i ukalkede innsjøer i umiddelbar nærhet, eller fra samme innsjø før den ble kalket første gang hvis data foreligger. Dersom kalking av innsjøer i kategorien «usikker» avsluttes, bør det følges opp med årlig vannprøvetaking.

### **5.3 Videre bruk av modellene**

Bruk av modellene forutsetter at alle parameterne som inngår i ANC måles. Bestemmelse av TOC anbefales også, spesielt dersom konsentrasjonen er i nærheten av grensene som bestemmer typifisering. Det er viktig å ta høyde for modellens usikkerhet i tolkning av resultatet. Det er også viktig å følge med på utviklingen i tidsserier. Modellen vil fungere dårligere dersom forholdet mellom kalsium og magnesium forandrer seg vesentlig.

Modellen som er utviklet i forbindelse med dette arbeidet kan brukes 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 modellene brukes til å vurdere eventuelle andre kalkede innsjøer som ikke var med i denne rapporten, men merk at modellene ikke nødvendigvis vil fungere godt utenfor de avgrensede områdene (*Figur 1*).

## 6. Konklusjon

Behovet for fortsatt kalking av kalkede innsjøer i Vestfold er vurdert ved å sammenligne grenseverdiene for ANC i klassifiseringsveilederen til vannforskriften med estimater for hva ANC ville ha vært uten kalking. Estimatenes er basert på modeller for «ukalket» kalsiumkonsentrasjon. 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 forurensningstilstand.

Behovet for fortsatt kalking er vurdert for i alt 28 kalkede innsjøer. Kalking kan avsluttes i 18 av disse. For 10 av innsjøene er det usikkert om «ukalket» ANC vil havne over eller under grenseverdien for ANC.

Både estimerte ANC-verdier og grenseverdier er forbundet med usikkerhet. Oppfølging av innsjøer hvor kalking avsluttes er derfor viktig.

## 7. Referanser

- Austnes, K., 2011. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hordaland. NIVA-rapport 6170-2011, 33 s.
- Austnes, K., 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Oppland. NIVA-rapport 6296-2012, 32 s.
- Austnes, K. og F. Kroglund, 2010. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder. NIVA-rapport 6062-2010, 30 s.
- Austnes, K. og F. Kroglund, 2011. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 6101-2011, 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.
- Fjeld, E., Blakar, I. A. og K. Carm, 1989. Forsuringsstatus og kalkingsplan for Vestfold. Rapport Fylkesmannen i Vestfold, Miljøvernavdelingen, 55 s.
- Garmo, Ø. A., Austnes, K. og F. Kroglund, 2011. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Oslo og Akershus. NIVA-rapport 6151-2011, 35 s.
- Garmo, Ø. A. og K. Austnes, 2011. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Buskerud. NIVA-rapport 6201-2011, 78 s.
- Garmo, Ø. A. og K. Austnes, 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport 6304-2012, 46 s.
- Garmo, Ø. A. og K. Austnes, 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Østfold. NIVA-rapport 6441-2012, 41 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. NIVA-rapport 6260-2011, 34 s.
- Hindar, A. og T. Larssen, 2005a. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. NIVA-rapport 5030-2005, 38 s.
- Hindar, A. og T. Larssen, 2005b. 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.

Klif, 2012a. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport - Atmosfæriske tilførsler, 2011. Rapport 1126/2012. Statlig program for forurensningsovervåking. Klima- og forurensningdirektoratet, 209 s

Klif, 2012b. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport – Effekter, 2011. Rapport 1122/2012. 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. 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, 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., 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 2011 som er brukt til utvikling av modeller og validering.

Innsjønavn	NVE-innsjønr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Nedbørfeltareal (km <sup>2</sup> )
Bikkjevannet	128833	547042	6585848	539	0,0089
Blindevatnet	5771	575458	6605998	147	1,0078
Brånatjønn	128896	547770	6581881	305	0,006
Bølevannet	132205	557801	6577012	223	0,0115
Damvann	5760	576694	6609311	238	0,0218
Holtetjønn	6533	554299	6573412	90	0,1238
Holtevang	6427	546388	6588889	427	0,0843
Høymyrdammen	128736	545645	6591407	430	0,0162
Lille Trollsvannet	132201	557164	6578536	308	0,0123
Lille Åletjønn	5845	557228	6580578	312	0,0312
Nauvannet	6513	552660	6576498	241	0,065
Nordbykupa	5720	574430	6613897	221	0,0398
Nordre Svanevatnet	5731	574977	6612118	233	0,3288
Pommervann	128746	544565	6590811	534	0,0214
Solbergvatnet	5855	556677	6577653	232	0,0742
Steinbekkvannet	128825	546345	6586472	512	0,0077
Steinmelvannet	6442	545768	6587108	456	0,0208
Svanevannet (midtre)	5751	575317	6610453	246	0,0986
Svartevannet	205784	574579	6610148	278	0,0113
Toresvann (søndre)	5740	573186	6611737	189	0,057
Veslevannet	5727	572760	6613235	204	0,075
Vulivann	6423	545317	6589213	434	0,0377
Ødegårdstjønn	128923	549463	6579293	319	0,0047
Ørnstjønn	6483	548492	6581975	362	0,0341

**Tabell A.2.** Oversikt over ukalkede innsjøer med data fra 2011 som ble fjernet fra modell- og valideringsdatasettet.

Innsjønavn	NVE-innsjønr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Nedbørfeltareal (km <sup>2</sup> )	Årsak
Bålsrødtjernet	6735	549278	6542790	5	0,0877	Plassering/høy Ca
Gåserudtjønn	6494	550241	6580311	310	0,0502	Høy Ca
Kaldmovannet	5767	563475	6608342	209	0,1191	Plassering/høy Ca
Siljukollvannet	205758	565274	6611228	318	0,0048	Plassering/høy Ca



**Tabell A.3.** Oversikt over (den gang) ukalkede innsjøer prøvetatt høsten 1987. Innsjøene som til slutt ble brukt i forbindelse med utvikling og validering av modeller er uthevet med svart skrift.

<b>NVE nr</b>	<b>LNR</b>	<b>UTM E32 (m)</b>	<b>UTM N32 (m)</b>	<b>Hoh (m)</b>	<b>Innsjø</b>
429	2	553300	6552300	22	Farris, v. Nesfjorden
433	4	552300	6543500	48	Hallevann
434	15	545300	6567900	70	Gørningen, v. utløpet
5706	18	573500	6615000	207	Røysjø
5707	151	574075	6615468	220	Nordre Øksnevatn
5717	156	573300	6613800	198	Langevann
5720	180	574437	6613910	221	Nordbykupa
5728	6	574089	6613213	210	Tørrfløyt
5731	30	575000	6612500	233	Nordre Svanevann
5740	32	573200	6612000	89	Toresvann Sør
5751	33	575301	6610527	246	Midtre Svanevann
5755	123	572700	6608957	138	Suluvann
5760	126	576705	6609350	238	Damvann
5761	127	571260	6609000	154	Borge-Langevann
5762	128	577310	6609020	222	Hellumvann
5776	131	573600	6605500	210	Bruserudvann
5779	132	573954	6604400	192	Bekkevann
5855	152	556671	6577602	232	Solbergvannet
5872	154	555700	6568600	110	Hellesjøvann
5877	41	557541	6567008	251	Jeskovann
5887	12	559657	6560500	68	Allumtjønn
6427	100	546434	6588933	427	Hørtervann
6445	101	543000	6586000	423	Raudbern
6477	102	547800	6581300	280	Svartangen
6494	103	550237	6580338	310	Gåserudtjern
6533	104	554301	6573403	90	Holtetjørn
6536	106	546700	6573300	275	Bjortjørn
6545	107	546200	6572100	183	Haukesjø
6567	108	546500	6567000	35	Lakssjø
6574	112	549800	6565700	38	Svartangen
6591	113	553392	6563516	189	Musevatnet
6598	114	553331	6562173	83	Skjærskjøen
6718	116	553269	6544886	62	Torsjøen
6741	117	550066	6541306	10	Torpevannet
80579	170	555326	6572500	170	Øyvann
128752	171	545657	6590783	450	Høymyrvann
128967	172	546958	6573637	290	Bergavann
129377	141	548513	6548481	75	Vestmotjernet
129403	145	553891	6547512	59	Paulertjern s.

<b>NVE nr</b>	<b>LNR</b>	<b>UTM E32 (m)</b>	<b>UTM N32 (m)</b>	<b>Hoh (m)</b>	<b>Innsjø</b>
132215	146	557800	6574200	41	Rennesik
205784	148	574576	6610133	266	Svartevann
205805	183	572816	6606330	100	Kudalsdammen

*Tabell A.4. Innsjø med tidsserie.*

<b>NVE nr</b>	<b>UTM E32 (m)</b>	<b>UTM N32 (m)</b>	<b>Hoh (m)</b>	<b>Innsjø</b>
5742	562300	6611285	442	Øyvannet (Store)

Tabell A.4. Analyseresultater for ukalkede innsjøer i Vesfold etter prøvetaking høsten 2011.

Innsjønavn	NVE-innsjønr	Prøve-dato	pH	Kond mS/m	Alk µekv/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> -N µg N/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAI µg/l	ANC µEkv/l
Bikkjevannet	128833	22.okt	4,80	1,67	2	0,87	0,12	0,20	0,97	1,31	0,76	12	350	14,2	226	181	45	52
Blindevatnet	5771	06.okt	6,42	2,31	64	1,93	0,35	0,31	1,91	2,03	2,07	83	425	5,6	83	72	11	108
Brånatjønn	128896	23.okt	4,76	1,66	0	0,55	0,15	0,16	0,89	1,07	0,86	25	290	11,1	108	78	30	33
Bølevannet	132205	07.nov	6,60	3,02	139	3,09	0,13	0,54	2,00	2,47	1,50	100	420	6,2	72	62	10	181
Bålsrødtjønn	6735	09.nov	7,69	19,30	898	17,4	2,37	3,42	16,6	24,3	8,19	370	880	9,4	82	70	12	1053
Damvann	5760	09.okt	5,99	2,06	43	1,67	0,29	0,24	1,69	1,82	1,89	38	425	9,3	183	155	28	91
Gåserudtjønn	6494	22.okt	7,19	4,12	312	6,35	0,08	0,60	1,34	1,50	0,88	17	425	8,0	75	55	20	365
Holtejønn	6533	07.nov	6,36	2,57	65	1,80	0,41	0,60	2,03	2,33	2,06	200	530	6,4	87	76	11	116
Holtevatn	6427	22.okt	5,62	1,31	22	0,94	0,22	0,20	1,03	0,94	1,04	12	265	9,6	166	129	37	65
Høymyrdammen	128736	22.okt	5,86	1,44	32	1,15	0,16	0,24	1,09	1,05	0,99	12	270	9,6	124	103	21	78
Kaldmøvatn	5767	30.nov	6,15	2,06	59	1,70	0,19	0,38	1,38	1,36	1,94	100	355	6,1	86	65	21	95
Lille Trollsvannet	132201	07.nov	6,55	3,34	163	3,89	0,36	0,49	1,96	2,11	1,73	140	605	8,6	103	90	13	224
Lille Åletjønn	5845	07.nov	6,47	2,62	106	3,07	0,21	0,36	1,73	2,02	1,24	100	505	10,9	135	120	15	174
Nauvannet	6513	13.nov	6,08	1,89	43	1,13	0,12	0,43	1,61	1,86	1,39	50	325	7,3	128	89	39	80
Nordbykupa	5720	06.okt	5,87	2,06	35	1,16	0,33	0,17	1,37	1,39	2,66	5	500	4,9	150	72	78	45
Nordre Svanevatnet	5731	06.okt	6,59	2,13	55	1,93	0,31	0,27	1,55	1,71	2,30	135	370	2,7	40	29	11	89
Pommervann	128746	22.okt	4,65	1,92	0	0,40	0,18	0,14	0,76	0,97	0,68	7	475	15,3	155	128	27	27
Siljukollvatnet	205758	23.okt	6,43	2,52	119	3,28	0,25	0,52	1,32	1,34	1,14	32	420	10,7	86	74	12	207
Solbergvatnet	5855	07.nov	6,46	2,84	120	2,76	0,22	0,53	1,97	2,07	1,72	140	455	6,4	79	68	11	169
Steinbekkvannet	128825	22.okt	6,61	2,54	135	3,88	0,20	0,47	1,31	1,30	1,15	25	305	11,0	125	116	9	232
Steinmelvatnet	6442	22.okt	5,70	1,35	26	1,38	0,18	0,20	0,93	1,17	0,71	7	265	10,3	116	99	17	82
Svanevatnet (midtre)	5751	09.okt	6,56	2,05	60	1,92	0,22	0,24	1,46	1,54	1,99	36	270	4,2	52	40	12	98
Svartevannet	205784	30.okt	6,32	2,08	64	1,93	0,22	0,31	1,59	1,58	1,83	48	285	6,8	105	82	23	111
Toresvann (søndre)	5740	30.okt	6,31	2,17	51	1,98	0,27	0,30	1,56	1,72	2,28	135	335	5,7	91	72	19	93
Veslevannet	5727	30.okt	6,69	2,59	89	2,78	0,21	0,37	1,42	1,59	3,37	24	230	3,4	29	17	12	120
Vulvatn	6423	22.okt	5,69	1,55	33	1,28	0,19	0,32	1,09	1,28	0,88	10	360	12,4	161	141	20	87
Ødegårdstjønn	128923	22.okt	6,22	2,17	78	2,31	0,18	0,43	1,32	1,49	1,42	1	345	9,6	93	85	8	141
Ørnstjønn	6483	22.okt	6,80	2,94	176	4,05	0,15	0,51	1,46	1,52	1,29	19	460	5,7	32	25	7	241

Al/R = Reaktivt Al (mål for totalkonsentrasjon av monomert aluminium)

Al/II = Ikke-labilt Al (mål for konsentrasjon av organisk monomert Al)

LAI = Labilt Al (beregnet ved differansen mellom Al/R og Al/II)

## Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer

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

Forening	Innsjønavn	NVE-innsjønr	Prøve-dato	pH	Kond mS/m	Alk µekv/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> - N µg/l	Tot- N µg/l	TOC mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAI µg/l	ANC µekv/l	Farge mg Pt/l
Fritzøe Skoger	Breivann	6498	4. okt.	6,99	3,34	184	4,91	0,16	0,27	1,32	2,18	1,50	77	400	9,4	95	79	16	231	83,6
Fritzøe Skoger	Kopa	6430	4. okt.	6,40	1,65	60	2,17	0,16	0,20	0,94	1,01	1,05	19	285	9,1	93	85	8	118	97,1
Fritzøe Skoger	Langevann	6498	4. okt.	6,57	2,29	89	3,21	0,15	0,24	1,22	1,66	1,31	57	420	11,2	129	119	10	159	106
Fritzøe Skoger	Svartevann (90 ha)	6498	4. okt.	6,46	2,32	80	3,14	0,16	0,25	1,19	1,77	1,21	49	395	11,9	140	129	11	155	117
Hans Bjørk	Bjerkefjern	80590	15. sep.	5,53	3,37	47	1,63	0,38	0,56	3,77	3,78	2,86	31	650	18,3	222	203	19	133	189
Hedrum JFF	Anundsjø	6604	16. okt.	6,77	3,68	149	2,72	0,48	0,74	3,25	3,31	2,84	13	440	6,5	38	33	5	197	50,3
Hedrum JFF	Damvann	5882	16. okt.	5,98	2,67	49	2,10	0,26	0,35	2,41	3,19	1,85	95	510	12,4	229	202	27	110	127
Hedrum JFF	Hellenesdam S.	80584	15. okt.	6,19	2,45	67	1,41	0,30	0,44	2,20	2,71	1,66	96	430	7,1	108	92	16	92	71,2
Hedrum JFF	Jeskovann	5877	16. okt.	5,62	2,68	58	3,44	0,12	0,25	1,89	2,75	1,13	49	355	22,2	300	275	25	173	250
Hedrum JFF	Laubuvannet	5893	16. okt.	6,37	3,62	103	1,92	0,43	0,57	4,00	3,92	2,69	28	485	10,3	110	93	17	159	109
Hedrum JFF	Lille Movann	129154	16. okt.	6,10	2,86	55	1,45	0,29	0,36	3,24	3,35	2,42	<1	485	10,8	117	109	8	106	94,0
Hedrum JFF	St. Movann	6620	16. okt.	6,52	3,14	122	1,76	0,37	0,54	3,40	2,96	2,25	<1	380	7,6	68	60	8	160	64,6
Hedrum JFF	St. Surte	6587	16. okt.	5,60	2,33	31	1,42	0,13	0,31	2,23	2,79	1,81	62	415	12,8	284	236	48	76	117
Hedrum JFF	Storhaugfjern	129237	16. okt.	5,67	3,44	75	2,68	0,29	0,55	3,41	3,57	1,76	<1	580	11,6	127	126	1	198	256
Hedrum JFF	Vrangevann	6580	15. okt.	6,45	2,97	121	4,01	0,20	0,39	1,94	2,58	1,45	<1	445	13,9	121	108	13	219	128
Lardal JFF	Djupedalsvann	80577	22. okt.	6,56	2,06	95	2,83	0,19	0,33	1,05	1,25	0,94	13	265	9,8	109	95	14	163	
Lardal JFF	N. Grasdalsvann	6456	22. okt.	6,49	2,19	98	3,19	0,16	0,30	1,02	1,23	0,80	20	315	11,4	118	107	11	180	143
Lardal JFF	Skotvann	128858	22. okt.	6,02	1,80	57	2,26	0,11	0,34	1,08	1,34	0,96	10	290	11,6	147	134	13	132	125
Lardal JFF	Ø. Grasdalsvann	80589	22. okt.	6,08	1,70	52	2,39	0,17	0,28	1,01	1,22	0,76	13	320	13,7	182	172	10	140	150
Larvik kommune	Trælevann	80580	9. nov.	6,71	3,18	95	2,17	0,45	0,54	2,98	3,43	2,04	105	405	6,5	50	40	10	148	51,9
Larvikmarka FFF	Bakkanefjern	80591	13. okt.	6,75	5,19	135	4,67	0,15	0,53	4,61	7,07	2,97	<1	520	12,3	226	210	16	220	108
Larvikmarka FFF	Øyvannet	80579	13. okt.	6,24	2,50	75	2,42	0,44	0,49	1,77	2,27	1,24	1	475	16,4	202	185	17	160	166

Forening	Innsjonavn	NVE-innsjønr	Prøvedato	pH	Kond mS/m	Alk µekv/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> - N µg/l	Tot- N µg/l	TOC mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	LAI µg/l	ANC µekv/l	Farge mg Pt/l
Larviksmarka FFF	Åsvann	5865	13. okt.	6,98	3,12	162	4,55	0,09	0,35	1,78	2,25	1,41	12	320	9,1	110	96	14	242	77,4
Svelvik kommune	Ebbestadvannet	5738	8. okt.	6,65	2,73	74	2,29	0,31	0,28	1,75	2,12	2,65	170	400	4,3	85	68	17	95	21,3
Svelvik kommune	Hellumvann	5762	9. okt.	6,22	2,41	74	2,67	0,21	0,28	1,68	1,89	1,59	22	395	12,8	192	176	16	147	105
Svelvik kommune	Nordre Hellumseterv.	205773	8. okt.	6,37	2,02	55	1,74	0,33	0,26	1,65	1,93	1,60	18	395	6,6	65	57	8	100	44,5
VVFVF	Kringlevann	80996	23. okt.	5,80	1,98	52	2,23	0,25	0,28	1,27	1,35	1,33	49	360	14,3	262	231	31	127	136
Østre Sande SJFVF	N. Trestiklevann	5763	23. okt.	6,44	2,08	75	1,91	0,26	0,31	1,60	1,53	1,60	18	320	8,4	140	112	28	120	72,4

Farge er målt i ufiltrert prøve

Al/R = Reaktivt Al (mål for totalkonsentrasjon av monomert aluminium)

Al/II = Ikke-labilt Al (mål for konsentrasjon av organisk monomert Al)

LAI = Labilt Al (beregnet ved differansen mellom Al/R og Al/II)

Tabell B.2 viser typifisering og vurdering av hver enkelt kalket innsjø. Oppgitt Ca-konsentrasjon og ANC er "ukalket", dvs. basert på estimert Ca-konsentrasjon. 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 2.2. For sjøer med TOC-konsentrasjon over 10 mg/L ble i tillegg ANCoaa sammenlignet med en grenseverdi på 8 µekv/L. Dersom ANCoaa var lavere enn grensen pluss usikkerhetsmargin, ble status satt til usikker. I vurderingen indikerer "U" at det er usikkert om det fortsatt er behov for kalking og "S" at kalking kan stanses. Uoverensstemmelse mellom vurderinger basert på "ukalket" ANC og ANCoaa er markert som "U\*": Vurderingen er gjort kun basert på "ukalkede" ANC-verdier.

**Tabell B.2.** Oversikt over kalkede innsjøer med typifisering og vurdering.

Identifikasjon		Typifisering										Vurdering				
		Grunnlag			Kategori			Type		Grense		Basis		Bakgrunn		Modell
Navn	NVE-nr	UTM E32	UTM N32	Hoh	Ca mg/L	TOC mg/L	Høyde	Kalk	Humus	Nr	G/M ANC	ANC	ANCoaa	Prøve fra	Konklusjon	
Ebbestadvannet	5738	577287	6611460	146	1.8	4.3	Lavland	1-4	2-5	2	30	69	55	8.10.2011	S	Øst
Hellumvann	5762	577326	6609024	222	1.8	12.8	Skog	1-4	>5	9	40	103	59	9.10.2011	S	Øst
N. Trestiklevann	5763	573989	6609095	216	1.9	8.4	Skog	1-4	>5	9	40	120	92	23.10.2011	S	Øst
N. Hellumseterv.	205773	576175	6611147	353	1.7	6.6	Skog	1-4	>5	9	40	97	75	8.10.2011	S	Øst
Kopa	6430	544869	6587704	438	1.2	9.1	Skog	1-4	>5	9	40	69	38	4.10.2011	U	Nordvest
N. Grasdalsvann	6456	546018	6585147	473	1.6	11.4	Skog	1-4	>5	9	40	101	63	22.10.2011	S	Nordvest
Breivann	6498	545757	6576804	394	1.5	9.4	Skog	1-4	>5	9	40	60	28	4.10.2011	U	Nordvest
Svartevann	6498	545002	6576831	394	1.4	11.9	Skog	1-4	>5	9	40	68	28	4.10.2011	U	Nordvest
Langevann	6498	545081	6577818	394	1.4	11.2	Skog	1-4	>5	9	40	67	28	4.10.2011	U	Nordvest
Djupedalsvann	80577	545501	6586056	425	1.8	9.8	Skog	1-4	>5	9	40	109	76	22.10.2011	S	Nordvest
Ø. Grasdalsvann	80589	546328	6585585	512	1.5	13.7	Skog	1-4	>5	9	40	97	50	22.10.2011	S	Nordvest
Kringlevann	80996	542510	6580059	475	1.5	14.3	Skog	1-4	>5	9	40	92	43	23.10.2011	S	Nordvest
Skotvann	128858	544439	6583792	399	1.8	11.6	Skog	1-4	>5	9	40	109	70	22.10.2011	S	Nordvest
Åsvann	5865	556482	6573307	278	1.0	9.1	Skog	<1	>5	6	35	63	32	13.10.2011	U	Sørvest
Jeskovann	5877	557540	6566987	251	0.7	22.2	Skog	<1	>5	6	35	36	-40	16.10.2011	U*	Sørvest
Damvann	5882	556885	6565632	43	1.0	12.4	Lavland	<1	>5	(3)	40	53	11	16.10.2011	U	Sørvest
Laubuvannet	5893	558473	6554450	104	1.6	10.3	Lavland	1-4	>5	3	40	142	107	16.10.2011	S	Sørvest

Identifikasjon				Typifisering						Vurdering						
Navn	NVE-nr	UTM E32	UTM N32	Grunnlag			Kategori			Type	Grense	Basis		Bakgrunn	Konklusjon	Modell
				Hoh	Ca mg/L	TOC mg/L	Høyde	Kalk	Humus			ANC	ANCoaa			
Vrangevann	6580	552644	6565298	202	1.1	13.9	Skog	1-4	>5	9	40	72	25	15.10.2011	U*	Sørvest
St. Surte	6587	551773	6564111	124	0.9	12.8	Lavland	<1	>5	(3)	40	48	4	16.10.2011	U	Sørvest
Anundsjø	6604	553053	6561104	114	2.0	6.5	Lavland	1-4	>5	3	40	163	141	16.10.2011	S	Sørvest
St. Movann	6620	553524	6558975	124	1.5	7.6	Lavland	1-4	>5	3	40	146	120	16.10.2011	S	Sørvest
Øyvannet	80579	555324	6572528	176	1.4	16.4	Lavland	1-4	>5	3	40	106	51	13.10.2011	S	Sørvest
Trælevann	80580	549007	6557152	135	1.5	6.5	Lavland	1-4	>5	3	40	114	91	9.11.2011	S	Sørvest
Hellensedam S.	80584	555986	6570438	179	1.2	7.1	Lavland	1-4	>5	3	40	83	58	15.10.2011	S	Sørvest
Bjerketjern	80590	557898	6556888	97	1.6	18.3	Lavland	1-4	>5	3	40	129	67	15.9.2011	S	Sørvest
Lille Movann	129154	553791	6560995	137	1.0	10.8	Lavland	1-4	>5	3	40	83	46	16.10.2011	S	Sørvest
Storhaugtjern	129237	556417	6556589	155	1.5	11.6	Lavland	1-4	>5	3	40	140	100	16.10.2011	S	Sørvest
Bakkanejern	80591	555356	6545680	169	1.3	12.3	Lavland	1-4	>5	3	40	51	9	13.10.2011	U	Sør

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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)