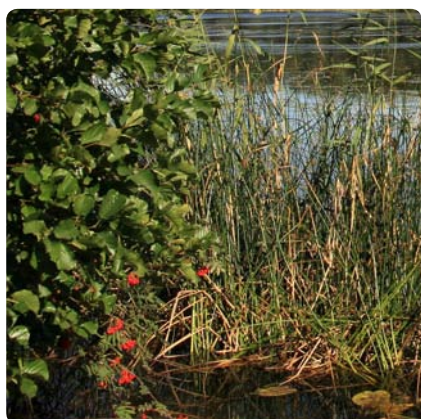


Målsjöundersökningen 2007–2008

JENS FÖLSTER, FILIP MOLDAN
OCH JOHANNA STADMARK

RAPPORT 6412 • JUNI 2011



Målsjöundersökningen 2007–2008

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6412-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2011

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2011

Omslag: Bo Hedström



Förord

Det övergripande målet med kalkning är att upprätthålla vattenkvaliteten i av människan påverkade (antropogent) försurade sjöar och vattendrag i väntan på att de ska återhämta sig från försurningen.

Under perioden 1983–2010 har cirka fyra miljarder kronor i statliga medel använts för att genom kalkning motverka effekter av försurande nedfall i ett urval sjöar och vattendrag. Det gör kalkningsverksamheten till en av de stora svenska miljövårdssatsningarna genom tiderna. Kalkningens har haft och har fortsatt stor betydelse för den biologiska mångfalden och möjligheterna till hållbart nyttjande, till exempel fiske, i sjöar och vattendrag som varit eller är försurade.

Det försurande nedfallet över Sverige har minskat och det har inneburit en återhämtning i många tidigare försurade vatten. Därför är det nu möjligt att trappa ned eller avsluta kalkningsinsatserna i flera sjöar och vattendrag. Som ett led i att anpassa den omfattande kalkningen till minskad försurning lät Naturvårdsverket provta och försurningsbedöma landets ca 3 000 kalkade målsjöar, och därtill ca 1800 okalkade referenser. De nya försurningsbedömningarna har sedan använts av länsstyrelserna när de har reviderat de regionala åtgärdsplanerna under 2010–2011. Denna omfattande målsjöundersökning har även lett till en förbättrad bedömningsgrund för försurning, och ett omdrev av målsjöarna är igångsatt för att ytterligare öka precisionen i försurningsbedömningarna under den känsliga återhämtningsfasen.

Provtagning och analys genomfördes i SLUs regi och försurningsbedömningar genomfördes av IVL, Svenska miljöinstitutet AB. Rapport är författad av Jens Fölster, SLU, Filip Moldan och Johanna Stadmark, IVL Svenska miljöinstitutet AB, författarna svarar själva för innehåll och slutsatser.

Denna rapport är del 1 i en serie om två rapporter. Del 2 kommer att på ett mer ingående sätt analysera hur väl anpassad dagens kalkning är utifrån de nya försurningsbedömningarna.

Vi vill tacka Johan Ahlström, Ulla Bertills, Tobias Haag, Fredrik Nilsson och Ulrika Stensdotter-Blomberg för kritisk granskning och värdefulla synpunkter på rapporten.

Stockholm 2011-06-30

Maggie Javelius och Per Olsson
Naturvårdsverket

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	8
INLEDNING	9
Orsaker till försurning	9
Sjökalkningens historia	10
Syfte med Målsjöundersökningen 2007–2008	13
URVAL OCH METODIK	14
Länskoder	14
Urval av sjöar	14
PROVTAGNING	17
Hur var hösten 2007 och våren 2008?	18
KEMISKA ANALYSER	22
Parametrar	22
Metodik	22
UNDERLAGSMATERIAL	26
Uppgifter inhämtade från länsstyrelserna	26
UTVÄRDERINGSMETODER	29
Okalkade sjöar	29
Kalkade sjöar	35
RESULTAT	40
Okalkade referenssjöar	40
Kalkade målsjöar	53
Representativitet i tid och rum	62
OSÄKERHETER I UTVÄRDERINGEN	66
DISKUSSION	69
Slutsatser	73
REFERENSER	74

Sammanfattning

Sedan 1982 har Naturvårdsverket haft det centrala ansvaret för det storskaliga kalkningsprogrammet av sjöar och vattendrag med syfte att mildra effekterna av försurningen. Idag omfattar kalkningsverksamheten cirka 6 000 sjöar. Av dessa är ca. 3 000 sjöar mål för kalkningen, medan de övriga är kalkas endast för nedströms effekt. Den storskaliga återhämtningen från försurning som skett tack vare utsläppsminskningar under 1990-talet har lett till att nivån på kalkningsprogrammet har behövt en granskning. En neddragning av kalkningsprogrammet har påbörjats, som en anpassning till minskad försurning men också till följd av ett omfattande kvalitetshöjande arbete.

I den här studien gjordes en kartläggning av alla ca. 3 000 kalkade målsjöar för att bedöma försurningen och ge underlag för beslut om ytterligare kalkning. Undersökningen genomfördes under hösten 2007 och våren 2008. Förutom de kalkade sjöarna ingick ca. 1 800 okalkade referenssjöar. Ytvattenprover togs i mitten av sjöarna med helikopter och analys gjordes av pH, alkalinitet, Ca, Mg, Na, K, SO₄, Cl, NO₃, Al och TOC. Förväntad vattenkemi utan kalkning beräknades med hjälp av förhållandet mellan Ca och Mg (Ca / Mg) från icke kalkade närliggande referenssjöar. Ytterligare korrigeringar för Mg i kalkningsmedlen gjordes. Försurningsstatus beräknades med hjälp av ett verktyg (MAGIC-biblioteket) som matchar sjön mot en liknande sjö utifrån vattenkemi, sjöstorlek och geografiskt läge. Biblioteket består av ca. 2 400 icke-kalkade sjöar som tidigare modellerats av MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments). En sjö klassas som försurad om förändring i pH är större än 0,4 enheter jämfört med ett modellerat referenstillstånd år 1860 enligt MAGIC-modellen.

Resultaten visade att 75 % av sjöarna skulle ha ett pH-värde över 6 om kalkningen avslutades. Det framgår också att 46 % av de kalkade målsjöarna inte bedöms som försurade. Resultaten stöder den pågående minskningen av kalkningsprogrammet och ger länsstyrelserna stöd för beslut om ytterligare kalkning i varje enskild sjö. När beslut ska fattas om kalkavslut på enskilda objekt måste man också ta hänsyn till osäkerheter på grund av korrigeringen av kalkningseffekten på vattenkemin, försurningsbedömningen med MAGIC-biblioteket och den tidsmässiga variationen.

Summary

Since 1982 a large scale liming program, that today includes around ca. 6,000 lakes, to mitigate the effects of acidification has been administrated by the Swedish EPA. Of those, 3,000 lakes are targets for mitigation, while the others are limed for downstream effects. The large scale recovery due to emission reductions during the 1990ies has lead to a survey of the level of the liming program and a reduction of the liming has started.

A survey of all ca. 3,000 limed lakes with mitigation targets was done to give basis for decisions of further liming. The survey was carried out during autumn 2007 and spring 2008. Beside the limed lakes, it included 1,800 unlimed reference lakes. Surface water samples were taken in the centre of the lakes by helicopter and analysed for pH, Alkalinity, Ca, Mg, Na, K, SO₄, Cl, NO₃, Al and TOC. The water chemistry expected without liming was calculated by using the ratio of Ca and Mg (Ca/Mg) from non-limed reference lakes close to the limed lakes. Further corrections for Mg in the liming agents were done. The acidification status was then assessed by a tool (MAGIC-library) that match the lake against the most similar lake according to water chemistry, lake size and geographical position out of ca. 2,400 non-limed lakes that had previously been modelled by MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments). A lake was classified as acidified if the selected lake had a change in pH > 0.4 units since 1860 according to the MAGIC model.

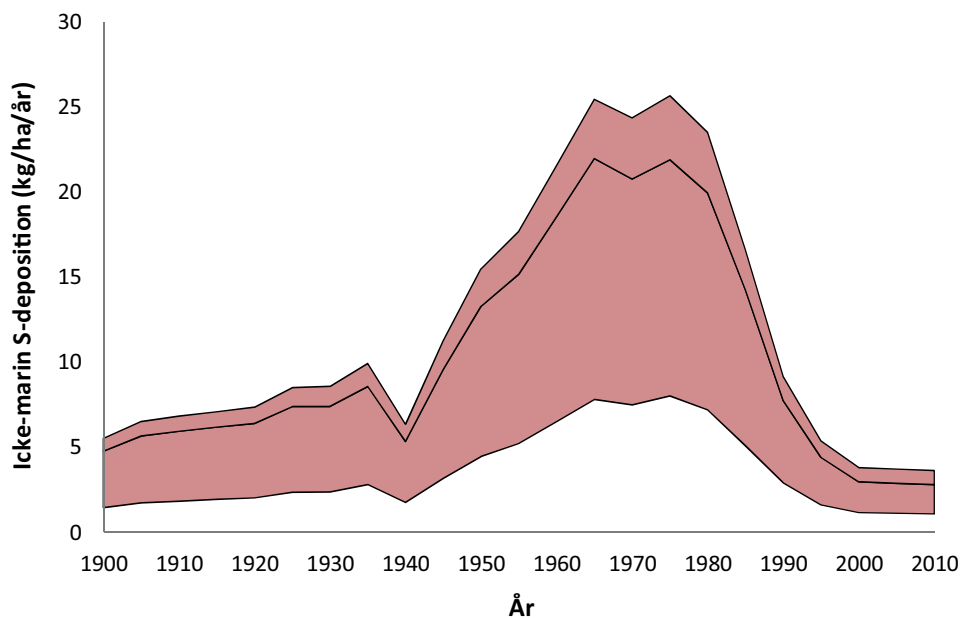
The results showed that 75 % of the lakes would have a pH above 6 if the liming was terminated. Further the acidification assessments according to MAGIC-library indicated that 46 % of the limed lakes are not acidified. The results supports the ongoing reduction in the liming program and gives the county boards support for each single lake in the decision of further liming activities. However, the uncertainties due to the correction of liming effect on chemistry, acidification assessment by the MAGIC-library and the temporal variation has to be accounted for when deciding of further liming on single objects.

Inledning

Orsaker till försurning

Nedfall av svavel är den främsta orsaken till luftföroreningsrelaterad försurning av mark och vatten i Sverige och i Skandinavien. Försurningen har pågått en längre tid och ökade i samma takt som utsläppen av svaveloxider, främst SO₂. Utsläppskällan är huvudsakligen förbränning av kol och andra fossila bränslen i Danmark, England, Tyskland, Polen, men även i Sverige och andra europeiska länder. Även utsläpp från sjöfart är en viktig källa. Utsläppen, och därmed nedfallet, tog fart efter andra världskriget och nådde toppnivån under 1970- och 1980-talen (www.emep.int). Tack vare stora satsningar på att begränsa utsläppen har nedfallet minskat och idag ligger nedfallet i Sverige på nivåer som är i genomsnitt drygt 80 % lägre än toppåret 1980 och är därmed lägre än vid nittonhundralets början (Figur 1).

Yt- och grundvattenförsurning är till hög grad en konsekvens av markförsurningen, d v s förlusten av baskatjoner från marken. Att låta naturen återställa markens buffringsförmåga genom tillskott av baskatjoner från nedfallet och från vittring är en process som tar tid. Den processen försvåras av det kvarstående försurande nedfallet samt av skogsbruk som innebär att baskatjoner försvinner med skörden. Det finns mycket forskning som visar att marken har en viss förmåga att lagra upp svavel under stigande svavelnedfall



Figur 1. Svavelnedfall på ca 2000 sjöar som modellerades med MAGIC-modellen. Kurvan bygger på mätningar eller uppskattningar av dagens nedfall samt historisk utveckling av emissioner i Europa omräknade till nedfall med hjälp av EMEP-modellen. Svavelnedfall med ursprung i havssalt är borträknat. Den mellersta linjen representerar genomsnittligt nedfall, de lägsta och högsta linjerna 0.05 och 0.95 percentilerna. Den färgade arean representerar därmed nedfall på 90% av de modellerade målsjöarna.

och läcka ut svavel när nedfallet minskar (Mörth m fl 2005). Både upplagringen och utlakningen är långsamma processer, vilket i praktiken innebär att utlakningen av svavel i vanligtvis följer nedfallet med en viss fördröjning.

Sjökalkningens historia

Under första halvan av 1960-talet drabbades sjöar och vattendrag längs västkusten av fiskdöd och minskande fiskbestånd. Vattenkemisk provtagning visade på pH-värden ner mot 4,0. För att motverka de låga pH-värdena rekommenderades kalkning. Därmed kom en blygsam kalkningsverksamhet att påbörjas redan innan kopplingen mellan låga pH-värden och långväga transport av luftföroreningar hade konstaterats.

Kalkning kom därefter att genomföras i lokal regi fram till 1970, ibland med bidrag som arbetsmarknadsstöd. Från och med 1977 påbörjades en försöksverksamhet med statsbidrag till kalkning. Bidraget administrerades av dåvarande Fiskeristyrelsen och verksamheten pågick till 1981. Från och med 1982 permanentades systemet med statsbidrag och ansvaret övergick till Naturvårdsverket som fördelade statsbidraget via länsstyrelserna.

Den svenska sjökalkningen expanderade snabbt. Redan under försöksperioden kalkades drygt 1 000 sjöar. Fram till 1990 hade verksamheten utökats till ungefär 6 000 sjöar. Därefter har ytterligare ungefär 3 000 sjöar kalkats vid ett eller flera tillfällen. Den nuvarande kalkningsverksamheten omfattar kalkning i 5 191 sjöar (2009), varav flertalet omkalkas årligen. Detta innebär att kalkning har avslutats i ungefär 4 000 sjöar. Även vattendragen utgör viktiga målområden för kalkning, som totalt omfattar en rinnsträcka på 11 000 km.

Från början var kalkningen i huvudsak inriktad på enskilda sjöar. Under andra halvan av 1980-talet utökades ambitionerna till att även omfatta hela vattensystem med vattendrag och sjöar. Vid kalkning av vattendrag användes i första hand uppströms belägna sjöar, vilket var en bidragande orsak till sjökalkningens snabba expansion. I och med detta kom sjökalkningen att omfatta mängder av källsjöar, ofta med ringa storlek och låga natur- och nyttjandevärden. När handbok 2002:1 för kalkning av sjöar och vattendrag kom infördes begreppen åtgärdssjöar och målsjöar där målsjöarna har specifika mål för kalkningen.

Ett av de viktigaste syftena med Kalkningshandboken från 2002 var att skapa en gemensam plattform för kalkningsplanering. I detta ingick uppdelningen av kalkade sjöar i sådana med definierade mål (målsjöar) och sådana som enbart kalkades för nedströms effekt (åtgärdssjöar). Länsstyrelserna fick därefter i uppdrag att utarbeta regionala åtgärdsplaner där detta redovisades. Den grundläggande principen innebar att enbart försurningspåverkade sjöar skulle utpekade som målområden. I och med att kalkningen startats i många sjöar utan att försurningsstatusen klarlagts samt att det saknades verktyg för försurningsbedömning i redan kalkpåverkade sjöar kom detta uppdrag att

hanteras med ganska stora skillnader mellan länen. Vissa län, valde att utpeka samtliga kalkade sjöar som målområden. Andra län var mer restriktiva och valde att utpeka merparten av de kalkade sjöarna som åtgärdssjöar.

Bristfälliga försurningsbedömningar av kalkade vatten

Behovet att kalka uppmärksammades således ursprungligen till följd av fiskdöd eller minskande fiskbestånd. När kalkningen sedermera expanderade initierades nykalkning också i förebyggande syfte, dvs innan biologiska skador konstaterats. Bedömningen baserades vanligen på uppmätta pH-värden som var lägre än toleransnivån för befintliga fiskarter och flodkräfta. För sjökalkning innebar detta vanligen att pH-värden lägre än 6,0 uppmättes i sjöar med mört och/eller flodkräfta. Beslut om kalkning kom därför att tas utan hänsyn till att pH-värden under 6 kan förekomma naturligt i sjöar där man inte konstaterat biologiska effekter av försurningen. Många prover togs från isen under vinterstagnationen då höga koldioxidhalter i vattnet kan ge naturligt lägre pH-värden än under resten av året. Till detta kommer att kvalitén på pH-mätningarna vid den tiden ofta var bristfälliga. (Anders Wilander, pers. komm).

Förutom att mätningarna i vissa fall var bristfälliga gjordes ingen bedömning av de uppmätta värdenas förhållande till ett opåverkat tillstånd. De första officiella bedömningsgrunderna i Sverige för försurning där det nutida tillståndet jämförs med ett beräknat referenstillstånd publicerades 1989. Beräkningen av referensvärdet baserades då på den så kallade F-faktormodellen som uppskattar hur stor del av den sura depositionen som neutraliseras av markens buffring (Henriksen, 1984). När depositionen minskade och återhämtningen påbörjades klarade den enkla F-faktormodellen inte av att beräkna referensvärdet för surhet utan ersattes av den dynamiska MAGIC-modellen (Fölster, 2007). Samtidigt ändrades kriteriet för försurning från en alkalinitetsminskning på 25 % till en pH-förändring på 0,4 enheter för att få en direkt koppling till biologisk effekt (Fölster, m fl 2007). För vatten som saknar MAGIC-modellering kan en bedömning göras genom en matchning mot en databas med MAGIC-modellerade sjöar och vattendrag med verktyget MAGIC-bibliotek (se nedan). Oavsett modell för att beräkna referensvärden för försurning så behövs ett antal kemiska parametrar som t ex sulfat, vilket sällan analyserades i de undersökningar som låg till grund för beslut om kalkning. Det går därför inte att i efterhand göra en försurningsbedömning av kalkade vatten baserat på mätningar före kalkning. Kalkade vatten kan i stället försurningsbedömas utifrån vattenkemisk provtagning efter att kalkningen startat genom att korrigera för kalkningspåverkan (Fölster och Wilander, 2005) men de vattenkemiska analyser som inte ingår i den ordinarie kalk-effektuppföljningen räcker inte som underlag för en sådan försurningsbedömning. Detta gör att det i de flesta fall saknas försurningsbedömning av de vatten som idag kalkas för att motverka försurning.

Anpassning till minskad försurning

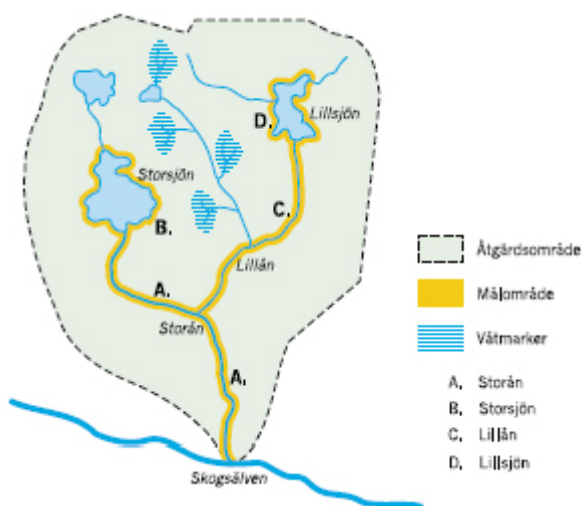
Sedan 1982 när den storskaliga kalkningsverksamheten kom igång har mer än ca 4,5 miljarder kronor satsats och ungefär 9 000 sjöar kalkats vid något tillfälle.

Kalkspridningen uppgick som mest till drygt 200 000 ton under perioden 1998–2001. Under början av 2000-talet utvecklades en gemensam plattform för verksamheten som utgörs av åtgärdsområden (kalkade avrinningsområden) och utpekade målområden med definierade kemiska mål. Naturvårdsverkets Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag (2002:1) tillsammans med nya föreskrifter och allmänna råd förbättrade verktygen för att ytterligare effektivisera kalkningen.

Anpassningen till den förbättrade försurningssituationen har lett till att det idag bara sprids strax över 130 000 ton kalk. Även till följd av en förbättrad kvalitet av verksamheten har kalkförbrukningen minskat under hela 2000-talet. Minskningen har inte inneburit en försämrad måluppfyllelse, vilket vittnar om den förbättringspotential som fanns i verksamheten.

Kalkningsstrategi

Kalkning genomförs i regel integrerat inom ett avrinningsområde för att optimera nyttan med insatsen (Figur 2). Det medför att sjöar som angetts som målsjöar och som ingår i denna undersökning både kan kalkas direkt i sjön eller genom kalkningsinsatser i tillrinningsområdet som sjökalkning, våtmarkskalkning eller doserarkalkning i vattendrag. Ofta sker kalkning av en målsjö både direkt i sjön och i tillrinningsområdet. Det innebär också att en del målsjöar medvetet överkalkas för att ge effekt i nedströms liggande sjöar och vattendrag.



Figur 2. Exempel på åtgärdsområde med målområden. Ett målområde kan kalkas direkt eller enbart genom uppströms kalkning. Sjöar och vattendrag kan också kalkas enbart för att ge effekt nedströms.

Syfte med Målsjöundersökningen 2007–2008

En särskild utvärdering gjordes 2005 av 321 slumpmässigt utvalda kalkade sjöar (Wilander och Fölster, 2007). Undersökningen indikerade att många kalkade vatten inte längre är försurade och att många vatten är överdoserade. För att kunna göra en säkrare utvärdering genomförde Naturvårdsverket under 2007–2008 en omfattande försurningsundersökning, Målsjöundersökningen, vilken omfattade sammanlagt cirka 3 100 kalkade målsjöar och cirka 1 800 jämförbara okalkade referenssjöar. Resultatet av denna undersökning är ett mycket viktigt underlag för länsstyrelsernas arbete med att revidera de regionala kalkningsåtgärdsplanerna, vilka kommer ligga till grund för Naturvårdsverkets framtagande av en nationell plan för en långsiktig anpassning av kalkningsverksamheten.

Urval och metodik

Länskoder

Urval och redovisning gjordes på länsnivå. Länen anges med bokstavskoder enligt Tabell 1.

Tabell 1. Länskoder

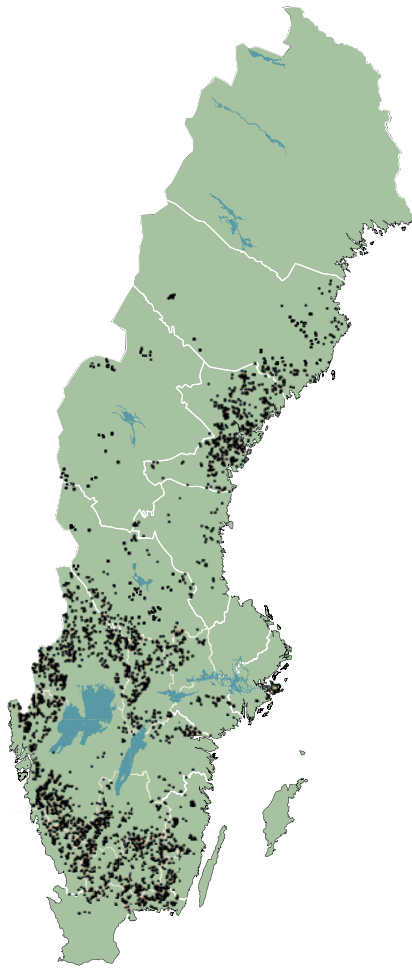
Länsbokstav	Länsnamn
AB	Stockholms län
C	Uppsala län
D	Södermanlands län
E	Östergötlands län
F	Jönköpings län
G	Kronobergs län
H	Kalmar län
I	Gotlands län
K	Blekinge län
M	Skåne län
N	Hallands län
O	Västra Götalands län
S	Värmlands län
T	Örebro län
U	Västmanlands län
W	Dalarnas län
X	Gävleborgs län
Y	Västernorrlands län
Z	Jämtlands län
AC	Västerbottens län
BD	Norrbottens län

Urval av sjöar

Kalkade sjöar

Undersökningen omfattar alla sjöar som länsstyrelserna bedömde som målsjöar inom kalkningsverksamheten i april 2007 (se ovan). När målsjöundersökningen startade uppgick antalet målsjöar till 3 097 stycken (Figur 3).

Utöver målsjöarna kalkas ungefär lika många så kallade åtgärdssjöar som enbart kalkas för nedströms effekt. Dessa ingår inte i denna undersökning.



Figur 3. Samtliga målsjöar som ingick i målsjöundersökningen 2007 – 2008.

Okalkade sjöar

De okalkade referenserna valdes ut för att utgöra referenser till de kalkade målsjöarna i undersökningen. Huvudsyftet var att kvoten mellan icke marint kalcium och magnesium (Ca^*/Mg^*) i referenserna skulle användas för att korrigera vattenkemin i de kalkade sjöarna för kalkningspåverkan. Den korrigerade kemin skulle sedan användas för att uppskatta hur surhetstillstånd och försurningspåverkan skulle vara i de kalkade målsjöarna om de inte kalkats. Ännu ett syfte var att öka kunskapen om surhet och försurning i försurningskänsliga okalkade sjöar i områden där det kalkas.

Referenserna valdes ut av länsstyrelserna. För varje målsjö i sitt län valde länsstyrelserna ut två referenser enligt följande kriterier:

- Sjöarna skulle vara opåverkade av kalkning eller gödsling.
- Sjöarnas avrinningsområden skulle inte väsentligt avvika från de kalkade målsjöarna, varken med avseende på areal, geologi, jordarter eller våtmarksandel.
- Sjöar med extremt snabb omsättningstid skulle undvikas.

I första hand skulle referenser väljas som ligger uppströms kalkningar inom målsjöarnas avrinningsområden. I andra hand valdes sjöar i närheten som bedömdes ha liknande geologi som målsjön. I län med omfattande kalkning var det ofta svårt att hitta lämpliga referenser. Det gjorde att många referenssjöar fick vara referens till flera målsjöar. För en del målsjöar gick det inte att hitta bra referenser. Eftersom förutsättningar och resurser för att ta fram referenserna skiljer sig mellan länen varierar det hur väl referenserna representerar målsjöarna.

Urvalet av referenser gjorde att de kan betraktas som ett subjektivt urval av de mest försurningskänsliga och försurade okalkade sjöarna i Sverige. De utgör därmed ett intressant komplement till Riksinventeringar och Omdrevssjöar som utgör slumpmässiga urval av alla Sveriges sjöar (Grandin, 2007).

Urval av okalkade sjöar för analys av oorganiskt aluminium

I 364 av de okalkade referenserna analyserades oorganiskt aluminium (Ali) på proverna från våren 2008. Sjöarna valdes ut för att få gradienter med avseende på pH, TOC och region bland sjöar där man kan förvänta sig detekterbara halter av Ali. Sjöarna delades in i klasser baserat på resultaten från hösten 2007 och valdes sedan ut enligt följande (Tabell 2):

- 1) Samtliga med pH-värden < 4,5 (102 sjöar).
- 2) Samtliga med TOC-halter < 5 mg/l och pH < 6 (22 sjöar).
- 3) 40 sjöar i var och en av de tre klasserna med pH 4,5–5,0; 5,0–5,5 och 5,5–6,0 och TOC 10–20 (120 sjöar).
- 4) 20 sjöar i var och en av de sex klasserna med pH 4,5–5,0; 5,0–5,5 och 5,5–6,0 samt TOC 5–10 och > 20 (120 sjöar).

Grupperna enligt punkterna 3 och 4 fördelades lika mellan södra och norra halvan av datamaterialet enligt nord-syd-koordinaterna.

Totalt gav detta 364 prover. Efter ett bortfall på 3 sjöar erhöles resultat från Ali-analys från 361 sjöar.

Tabell 2. Fördelning av antal prover för analys av Ali i olika klasser baserat på TOC och pH i provtagningen från 2007.

TOC klass	pH klass				
	< 4,5	4,5 – < 5	5 – < 5,5	5,5 – < 6	≥ 6
< 5	0	10	6	6	0
5 – < 10	5	20	20	20	0
10 – < 20	40	40	40	40	0
≥ 20	57	20	20	20	0
Summa	102	90	86	86	0

Provtagning

Tidpunkter och metodik

Provtagningen genomfördes vid två tillfällen, hösten 2007 och våren 2008. Totalt planerades provtagning i 1 826 referenser och 3 111 provplatser i målsjöar (Tabell 3). I några fall förekom flera prover i olika delbassänger i samma målsjö. Provtagningen genomfördes med helikopter av Westhelicopter AB. Enligt instruktionerna skulle proven tas i mitten av sjön direkt i provflaskorna fästade på en stång (en så kallad Fyrishämtare). I samband med bleke kunde helikoptern av säkerhetsskäl inte gå ned på mitten av sjön, utan provet togs då istället närmare stranden. Proverna skickades med flyg och/eller bil till laboratoriet där analyserna påbörjades dagen efter provtagningen. Flaskorna märktes vid provtagningen med förtryckta etiketter försedda med streckkoder och registrerades i databas vid ankomst.

Tabell 3. Planerad provtagning och utfall provtagningarna hösten 2007 och våren 2008. I några målsjöar togs prover i flera delbassänger.

	Målsjöar	Referenser
Planerade prover	3 111	1 826
Planerade provtagna sjöar	3 097	1 826
Provtagna sjöar 2007	3 082	1 822
Provtagna sjöar 2008	3 074	1 812
Provtagna vid minst ett tillfälle	3 086	1 822

Provtagningen hösten 2007 samordnades med den nationella miljöövervakningens program för omdrev av vattenkemi i sjöar som med regionala tillägg omfattade 906 sjöar. Omdrevssjöarna är slumpade ur sjöregistret och täcker hela landet (Grandin, 2007). Totalt skulle 5 852 prover tas fördelade över hela landet. Det visade sig vara en stor logistisk utmaning. Höstprovtagningen ska tas under omblandningsperioden som antas infinna sig när sjön kylts av till 8 °C, men innan isen lagt sig. Provtagningen börjar därför i september i fjällen för att avslutas i slutet av året i sydvästra Sverige. Starten försenades först av en sen planering av projektet och sedan av dåligt flygväder. Längre fram stoppades provtagningen tillfälligt av en stor internationell militär flygövning i mellersta Norrland. I slutet av oktober försenades provtagningen ytterligare av dimma och låga moln som hindrade helikoptrarna från att flyga. I mitten av november sattes en andra helikopter in för att ta ifatt den förloerade tiden. Då ersattes det disiga vädret av klart och kallt väder vilket ledde till att sjöarna började frysa. Provtagningen hade då nått mälardelns kusten. Ett stort antal sjöar kunde inte tas på grund av isen, men efter hand utvecklades en teknik för att slå hål på isen med en slägga från helikoptern så att provtagningen kunde fortsätta och de sista proverna i sydvästra Sverige kunde tas före jul. Efter juluppehållet hade isen tillväxt så pass att de sjöar i mälardelns kusten som inte kunnat provtas på grund av is, nu kunde provtas med hjälp av isbör.

Väder, militärövningar och fågelskydd under våren gjorde att det blev ett bortfall av cirka tio sjöar vardera av målsjöar och referenser (Tabell 3). Dessutom visade det sig att några sjöar blivit felaktigt angivna som målsjöar. När dessa tagits bort återstod 3 086 sjöar varav 19 sjöar endast provtogs hösten 2007 och 11 sjöar endast 2008.

Vårens provtagning inleddes i sydvästra Sverige så snart isen gått upp i slutet av mars och fortskred sedan successivt norrut, med undantag för Västernorrland. På grund av att helikopterentreprenören samordnade målsjöundersökningen med den regionala kalkeffektuppföljningen provtogs Västernorrland före övriga Norrland. Provtagningen i Västernorrland kom därför att ske när en ovanligt kraftig vårflod höll på att klinga av (SMHI, 2008).

Provtagningens upplägg och genomförande innebar att Norrland provtogs med upp till 9 månaders mellanrum medan sydvästra Sverige provtogs med knappt 4 månaders mellanrum. I de sjöar som togs när isen lagt sig kan provet i några fall ha dominerats av tillrinnande vatten som skiktat in sig under isen. Detta kan då ha gett surare förhållanden än sjöns övriga vatten. Även vid vårprovtagningen i Västernorrland kan provet ha dominerats av ytligt skiktat smältvatten.

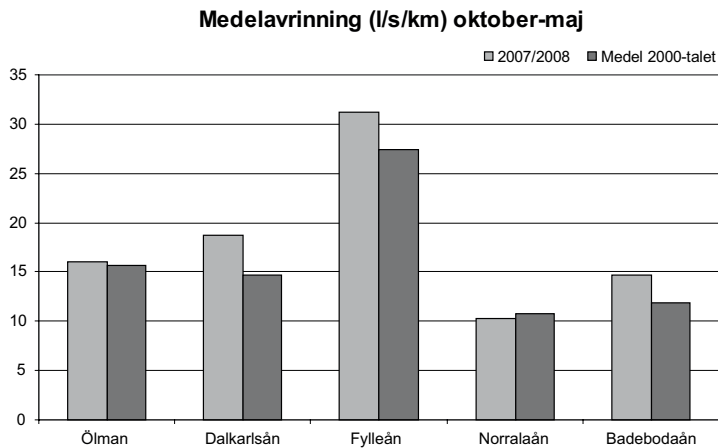
Bland omdrevssjöarna inom den nationella miljöövervakningen ingick 116 sjöar som även ingick i målsjöundersökningen. I dessa sjöar togs dubbla prover och en jämförelse av resultaten kunde göras. Resultaten visade att fyra sjöar av dessa troligen hade förväxlats. Troligen var risken för förväxling störst när man skulle ha dubbla uppsättningar prover i samma sjö, men man kan inte utesluta att provflaskor förväxlats även i andra sjöar i samband med provtagningen.

Hur var hösten 2007 och våren 2008?

Hydrologi

Under perioden som huvudsakligen påverkade resultaten för målsjöundersökningen var avrinningen i allmänhet något högre än normalt (Figur 4).

I södra Sverige var det höga flöden under vintern när första provtagningsomgången slutfördes. Längre norrut var det tvärtom måttliga – låga flöden under hösten 2007. Vid vårprovtagningen 2008 var det i stort sett tvärtom. En kraftig vårflod i Norrland gav höga flöden medan det var låga flöden i hela södra Sverige. Provtagningen i norra Sverige gjordes till största delen efter att vårfloden avklingat med undantag för Västernorrland där proverna togs i samband med vårflodens avslutningsfas.

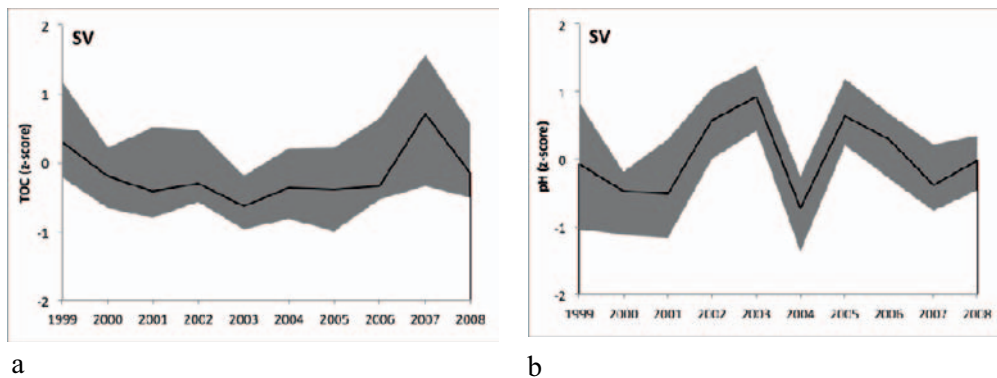


Figur 4. Medelavrinningen (l/s/km²) under perioden oktober-maj för 5 vattenföringsstationer i SMHI:s hydrologiska stationsnät. Källa: SMHI.

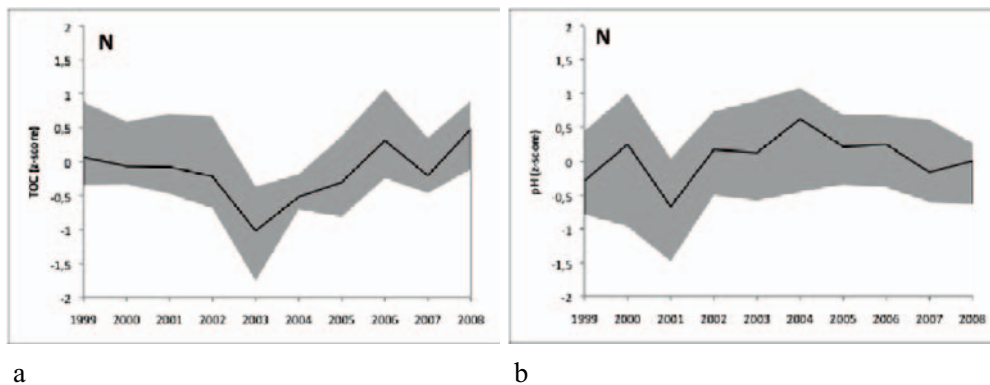
Vattenkemi

Vattenkemiska data från cirka 100 okalkade sjöar fördelade över landet kunde användas för att visa på hur representativa provtagningarna var för vattenkemin i stort. Varje tidsserie avtrendades genom att dra ifrån en trendlinje beräknad med Theils slope. Därefter standardiserades tidsserierna genom att för varje sjö dra ifrån medelvärdet och dividera med standardavvikelsen. Detta gav tidsserier för alla sjöar utan trender och med samma medelvärde och variation. För varje region beräknades sedan medianer 25, och 75 percentiler för varje år vilket visar på det storskaliga mönstret i vattenkemin i regionen och hur ett enskilt år avviker från övriga år.

Trots att vädret erbjöd en viss dramatik för helikopterprovtagningen var hösten 2007 och våren 2008 inte särskilt avvikande ur vattenkemisk synvinkel. Några fall där vattenkemin avvek något var i sydvästra Sverige hösten 2007 och i norra Sverige våren 2008 då TOC-halterna var högre än normalt. Däremot var inte pH-värden avvikande i någon del av landet (Figur 5 a b, 6 a b).



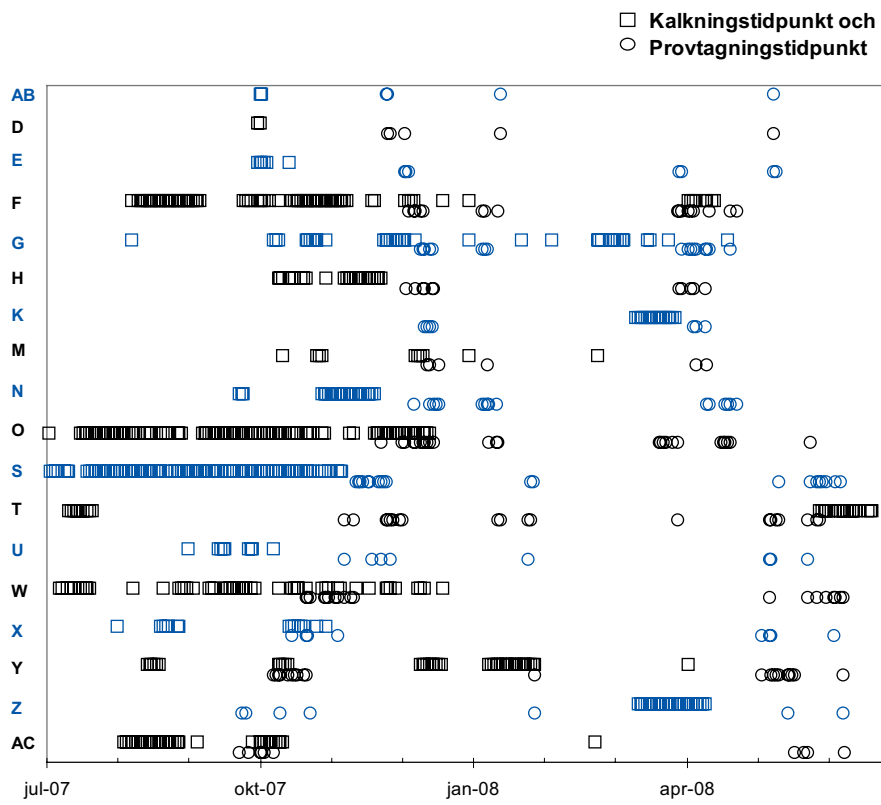
Figur 5. Jämförelse av TOC (a) och pH (b) hos trendsjöar i Sydvästra Sverige 1999–2008, höstvärden (oktober till november). Data är avtrendade och normaliserade (z-score). Den svarta linjen visar medianen och de följande mörkgrå fälten är 25- respektive 75-percentilen.



Figur 6. Jämförelse av TOC (a) och pH (b) hos trendsjöar i Norra Sverige 1999–2008, vår (maj–juni). Data är avtrendade och normaliserade (z-score). Den svarta linjen visar medianen och de följande mörkgrå fälten är 25- respektive 75-percentilen.

Provtagning i förhållande till kalkning

Höstkalkningen 2007 startade i juli och pågick in i december. I Blekinge och i Jämtland förekom ingen kalkning på hösten 2007. I Västernorrland och Jämtland genomfördes kalkning på vintern 2007/2008. Kalkning på våren 2008 förekom i Skåne, Blekinge, Jönköping, Kronoberg och Örebro. Höstproverna togs till största delen mellan 0 och 4 månader efter kalkningen. Förseningen av höstprovtagningen gjorde att i södra Sverige togs nästan alla proven efter att kalkningen hade genomförts, medan det i norra Sverige var ett större överlapp med kalkningen (Figur 7). För de fem län där vårkalkning förekom togs vårproverna både före och efter kalkningen. Störst betydelse för tolkningen av resultaten är troligen att man i Blekinge kalkade strax innan vårprovtagningen medan man i Örebro gjorde huvuddelen av kalkningen efter vårprovtagningen. Kalkningen har störst betydelse för resultaten av den uppmätta kemin, men mindre betydelse för ”okalkad” kemi och försurningspåverkan.



Figur 7. Genomförd kalkning under andra halvåret 2007 och första halvåret 2008 samt provtagningsstidpunkt inom målsjöundersökningen.

Kemiska analyser

Parametrar

Proverna analyserades på parametrar nödvändiga för att göra en bedömning av surhetstillstånd och försurningspåverkan (se Tabell 4). Surhetstillståndet beskrivs av pH, alkalinitet, medan Ca, Mg, Na, K, SO₄, Cl, NO₃ och TOC används för att beräkna försurningspåverkan. Även aluminium analyserades eftersom aluminiumförgiftning är den huvudsakliga mekanismen för försurningsskador på gälade organismer.

Totalaluminium analyserades för att kunna modellera halten toxiskt oorganiskt aluminium. Som underlag för aluminiummodelleringen analyserades även fluorid, järn och mangan. Under 2008 analyserades även oorganiskt aluminium enligt Driscoll (Driscoll, 1984) i 361 referenser. Dessa sjöar valdes ut för att representera sura prover i en gradient av halten TOC över hela landet (se ovan). Syftet med att analysera oorganiskt aluminium var dels att beskriva haltvariationen i landets suraste sjöar och dels att ge underlag till en förbättrad modell för att beräkna halten oorganiskt aluminium i sjöar där analyser saknas.

Metodik

Analyserna är utförda på Institutionen för vatten och miljö, SLU, med undantag för aluminium som analyserades på ITM, Stockholms universitet och ca 1 000 prover från 2007 där analyserna av SO₄ och Cl analyserades av IVL. Resultaten finns tillgängliga på hemsidan för Institutionen för vatten och miljö, SLU. Samtliga analyser gjordes med ackrediterade standardmetoder med undantag för pH och nitrat.

pH

Inom den nationella övervakningen analyseras pH med en flödeskyvett, där provet pumpas med en slang från botten av den nyöppnade fulla provflaskan. Detta gör att utbytet av koldioxid med luften blir mininmalt så att pH-värdet så långt som möjligt avspeglar fältförhållanden. I målsjöundersökningen var antalet prover så stort att det inte fanns möjlighet att analysera provet med denna tidskrävande metod. Istället registrerades startvärdet av pH vid alkalinitetsmätningen, innan provet började genomblåsas med kvävgas. Denna metod är den som används vid de flesta andra laboratorier som anlitas vid t ex kalk-effektuppföljning. Metoden innebär att provet hålls upp i en provkopp och därefter får stå i en provväxlare. Därmed sker en okontrollerad partiell luftning av provet vilket ger en ökning av pH värdet. Som jämförelse mättes pH med båda metoderna i 116 prover. Det visade sig att avluftningen gjorde att pH ökade med 0,1 pH-enhet som medianvärde för prover med störst skillnader för pH-värden > 6. Vid lägre pH-värden gav de två metoderna likvärdiga resultat.

Nitrat

I denna undersökning var nitrat bara intressant om halterna var så höga att de signifikant påverkar jonbalansen. Inom den nationella miljöövervakningen analyseras summan av nitrit och nitrat med kolorimetrisk metod ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{g/l}$). Denna metod var för tidskrävande för att kunna användas för alla prover. Istället analyserades nitrat med jonkromatograf samtidigt som SO_4 och Cl, en metod som laboratoriet inte är ackrediterade för. Vid provets ankomst till laboratoriet hälldes ett separat prov av och konserverades för eventuell senare analys av $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$. För de prover där nitrathalten i jonkromatografen överskred 0,2 mg/l (14 $\mu\text{ekv/l}$), gjordes en analys enligt den ackrediterade metoden på konserverat prov. Halten anses då vara så hög att det kan påverka surhetstillståndet och att en korrekt analys är motiverad. En senare jämförelse mellan de två metoderna visade att de i genomsnitt gav likvärdiga resultat, men att i de fall proverna stått mer än ett par veckor före analys med jonkromatograf, så ökade skillnaden. Det berodde troligen på mikrobiologisk omsättning av kväve i det okonserverade provet. Eftersom konserveringen sker med svavelsyra (H_2SO_4) gick det inte att analysera med jonkromatografi på konserverat prov då detta skulle gett felaktiga halter SO_4 .

I databasen redovisas resultaten från båda analyserna. Om analyser är gjorda med båda metoderna ska $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{g/l}$ användas i första hand.

Aluminium

Syralösligt aluminium (ALNA) och aluminiumfraktioner analyseras vid ITM på Stockholms universitet. Aluminiumfraktioneringen genomförs enligt en modifiering av Driscolls metod och omfattar fraktionerna Totalt monomert aluminium (ALM), Organiskt bundet aluminium (ALO) och Organiskt monomert aluminium (ALI) Andrén och Rydin, 2009). ALI är beräknat som skillnaden mellan ALM och ALO.

Tabell 4. Analysmetoder som användes vid målsjöundersökningen 2007 – 2008.

Analysvariabel	Metod(referens)	Ackrediterad metod
pH	Mätt i samband med alkalinitetsmätningen före kvävgasbubblingen	
Alkalinitet	SS-EN ISO 9963-2 utg.1 mod	x
Aciditet	Standard Methods 16 th ed. 402 s 265–269	x
Kalcium	SS-EN ISO 11885:1996	x
Magnesium	SS-EN ISO 11885:1996	x
Natrium	SS-EN ISO 11885:1996	x
Kalium	SS-EN ISO 11885:1996	x
Sulfat	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	x
Klorid	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	x
Fluorid	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	
Nitrat	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	
Nitrit+Nitratkväve	SS-EN ISO 13395	x
Totalt org. kol	SS-EN 1484 utg1	x
Aluminium	SS 028210-1	
Aluminiumfraktionering	Andrén och Rydin, 2009.	

Beräkning av ANC och modellerat pH

ANC står för Acid Neutralising Capacity och är ett alternativ till alkalinitet som mått på vattnets buffringsförmåga mot pH-förändringar. Det beräknas enligt:

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

Egentligen avses med ANC skillnaden mellan baser och syror som är aktiva i pH-intervallet för naturliga vatten, dvs:

$$\text{ANC} = \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{OH}^- + \text{A}^- - \text{H}^+ - \text{Aln}^+ \quad (\text{ekv 2})$$

där A^- är organiska syror. Här ser man varför ANC är buffrande – alla joner i uttrycket är svaga syror eller baser som tar åt sig eller avger (eller är) vätejoner om det tillförs vätejoner eller hydroxidjoner (OH^-), vilket gör att pH-värdet inte förändras lika mycket som det skulle gjort utan de svaga syrornas närvaro.

Eftersom man inte direkt kan mäta halten av de svaga syrorna beräknas ANC enligt ekvation 1 genom att använda villkoret att summan av alla positiva joner i en lösning måste vara lika stor som de negativa. För ett normalt naturvatten ser laddningsbalansen förenklat ut enligt följande (alla enheter i mekv/l):

$$\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{H}^+ + \text{Aln}^+ = \text{SAA} + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{A}^- \quad (\text{ekv 3})$$

Om man flyttar om jonerna i ekvationen får man att:

$$\begin{aligned} \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{OH}^- + \text{A}^- - \text{H}^+ - \text{Aln}^+ \\ = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{SO}_4^{2-} - \text{Cl}^- - \text{NO}_3^- \end{aligned} \quad (\text{ekv 4})$$

Där de båda leden i ekvation 4 är lika med de alternativa sätten att definiera ANC enligt ekvationerna 1 och 2.

Skillnaden mellan ANC och alkalinitet, förutom att ANC är beräknat och alkalinitet är uppmätt, är att ANC räknar en större andel av de organiska anjonerna som buffrande och motsvarar en titrering ner till ett lägre pH-värde jämfört med alkalinitet. ANC är därför i regel högre än alkalinitet. Ju högre halt av TOC, desto större skillnad mellan alkalinitet och ANC.

Modellerat pH

Beräkningen av pH från ANC och TOC utgår från en förenkling av ekvationen för ANC ovan:

$$\text{ANC} = \text{HCO}_3^- + 2\text{CO}_3^{2-} + \text{A}^- - \text{H}^+ \quad (\text{ekv. 5})$$

De organiska syrorna beräknas ur TOC och pH med en triprotisk modell (Hruska, et al. 2003). Halterna av HCO_3^- och CO_3^{2-} beräknas med kända jämviktsekvationer ur pH och kolsyratrycket i vattnet som sattes till 4 ggr luftens kolsyratryck. Detta utgör medelvärdet av kolsyratrycket i 89 jonsvaga referenssjöar 1998–2002. H^+ är lika med $10^{-\text{pH}}$. För att lösa ekvationen antar man ett pH-värde och ändrar det successivt tills ekvationen stämmer. Det modellerade pH-värdet är det för vilken ekvationen stämmer.

Beräkningen av pH utgår från genomsnittliga halter av aluminium och kolsyra. Om totalhalterna är högre än genomsnittet kommer modellen ge ett lägre pH-värde än det verkliga. I regel ligger det modellerade värdet inom 0,15 enheter, men om totalaluminiumhalten är mycket högre än genomsnittet kan felet bli ytterligare 0,1 enheter (Köhler och Bishop, 2005). Aluminium är den största felkällan vid pH under 5,5. Om man inte har mätningar av kolsyratrycket är den största felkällan vid pH över 6. Med det antagande vi gjort för denna studie med ett fast kolsyratryck på 4 ggr luftens kolsyratryck, kan felet vid pH över 6 bli stort. Bara den naturliga mellanårsvariationen i kolsyratrycket ger upphov till en variation på mer än 0,3 pH-enheter. (Erlandsson et al. 2008).

Det modellerade pH-värdet är främst avsett för försurningsbedömningar där man jämför två värden modellerade med samma antaganden och med samma halt TOC. Enskilda uppskattningar av okalkat pH och förindustriellt pH bör därför användas med stor försiktighet, särskilt för enskilda objekt. Särskilt i intervallet mellan pH 5 och 6 kan små fel i förindustriellt ANC och TOC ge stora fel (Erlandsson et al, 2008).

Underlagsmaterial

Uppgifter inhämtade från länsstyrelserna

För samtliga sjöar insamlades kringuppgifter från länsstyrelserna. Understrukna uppgifter var obligatoriska för referenserna. För målsjöarna var samtliga uppgifter obligatoriska.

- **Län:** Länsnummer på ansvarigt län.
- **Målsjö/Referens:** Om sjön är målsjö eller en av kalkning opåverkad referenssjö.
- **Områdesbeteckning:** Länsstyrelsens beteckning på sjön.
- Sjönamn
- **SMHI-ID X och Y:** Sjös ID (6-siffrig utloppskoordinat) enligt SMHI:s SVAR-register.
- **Sjöyta:** Sjöyta i hektar.
- **Sjövolym:** Sjös volym i 1 000 000 m³.
- **Källa sjövolym:** Om uppgiften om sjös volym kommer från en lodning eller en uppskattning av medeldjupet.
- **Aro-storlek:** Sjös avrinningsområde i hektar.
- **Avrinningstal:** Sjös avrinningstal i l/s/km².
- **Omsättningstid:** Sjös teoretiska omsättningstid i år.
- **Åtgärdsområde:** Beteckning på åtgärdsområdet som målsjön tillhör.
- **Målområde:** Beteckning på målområdet
- **Direktkalkas:** Om sjön direktkalkas eller enbart är påverkad av uppströms kalkningar.
- **Finns målområde nedströms?** Ja/Nej
- **pH-mål:** Lägsta pH som inte skall underskridas i sjön.
- **pH-målsart:** Vilken för försurning känsligaste art som motiverar det pH-mål som målområdet har. Ex flodkräfta, mört, öring. Ange helst en art.
- **Lägsta pH:** Uppmätt eller uppskattat lägsta pH innan kalkningen startade.

Efter en genomgång av de inkomna data gjordes en komplettering av saknade data. Uppgifterna om avrinningen ersattes senare av data från SMHI.

Uppgifter om spridd kalk

I samband med utvärderingen av resultaten från undersökningen begärdes uppgifter in om varje enskild kalkning som genomförts under perioden 2003-01-01 till och med 2008-06-30. I ett särskilt meddelande påpekades att uppgifterna om kalkens ursprung var särskilt viktiga för utvärderingen. Redovisningen skedde på objektsnivå (enskild sjö, våtmark eller doserare).

Följande uppgifter begärdes in:

- Åtgärdsområde: Beteckningen på åtgärdsområdet som kalkningen sker i.
- Områdestyp: Om kalkningen sker på en sjö, våtmark eller av en doserare.
- Områdesbeteckning: Länsstyrelsens ID på sjön, våtmarken eller doseraren.
- Områdesnamn: Namn på sjön eller doseraren.
- SMHI-ID för sjöar enligt SMHI:s SVAR-register, endast för sjökalkningar.
- Nord-koordinat: 7-siffrig utlopps X-koordinat, för samtliga kalkningar.
- Ost-koordinat: 7-siffrig utlopps Y-koordinat, för samtliga kalkningar.
- Metod: Om kalkningen skett med båt, helikopter, fordon eller doserare.
- Datum: Datum för kalkningen. Har kalkningen skett under en period anges startdatum.
- Mängd: Mängden spridd kalk i ton med 50 %-ig CaO-halt.
- Kalkmedel: Kalkningsmedel enligt lista i excelfilen.
- Kalkursprung: Vilket ursprung/kalkbrott kalken kommer ifrån enligt lista i excelfilen.

Syftet med att begära in de detaljerade kalkningsuppgifterna för utvärderingen av målsjöundersökningen var att kunna ta hänsyn till magnesiumhalten i kalkningsmedlet vid korrigering av kalkningens påverkan på kemin. Magnesiumhalten i kalken varierar mellan olika kalkbrott. Uppgifterna skulle omfatta koordinater för samtliga kalkningstillsatser för att kunna koppla varje enskild kalkning till nedströms liggande målsjöar. Tillgången och kvalitén på dessa uppgifter varierade mellan länen och data fick kompletteras i flera omgångar innan underlaget kunde användas för utvärderingen. Uppgifter om magnesiumhalterna i kalkningsmedlen inhämtades från kalkningsföretagen med vissa kompletteringar från länen (Tabell 5). I de fall länen hade angivit blandningar av olika kalkningsmedel sattes schabloniserade medelvärden av magnesiumhalterna.

Tillskottet av magnesium från kalkningen beräknades från kalkningsuppgifterna 2005–2007 enligt ekvation 2 i Figur 10 längre fram i rapporten. Kalkningarna viktades med år så att de senaste kalkningarna antogs ha störst betydelse på vattenkemin (Tabell 6).

Tabell 5. Magnesiumhalter i kalkningsmedlen angivet som ekvivalentkvoten mellan Mg och Ca.

Kalkmedel	Mg/Ca 2007
Bulltofta	0,017
Glaerum	0,013
Gåsgruvan	0,125
Gåsvattnet	0,020
Hole kalkverk	0,105
Ignaberga	0,011
Kullsberg	0,016
Köping	0,052
Ljusvattnet	0,020
Lägerdorf, Tyskland	0,013
Orsa	0,016
Uddagården	0,017
Vombkalk	0,008

Tabell 6. Vikter för beräkning av magnesiumtillskott från kalkningen.

Kalkningsår	Vikt
2005	0,1
2006	0,3
2007	0,6

Avrinningsområden

Avrinningsområden togs fram med hjälp av en modifierad höjddatabas (VIVAN, Nisell, 2007). I ett första steg togs avrinningsområden fram automatiskt med ett GIS-verktyg. Därefter gick samtliga avrinningsområden igenom manuellt och korrigerades där det var uppenbara felaktigheter. För att testa metodiken jämfördes avrinningsområdenas storlek med uppgifter från länen för ett urval av sjöar. Det visade sig då att uppgifterna skiljde sig mer än 20 % i 25 % av sjöarna. Granskning av sjöar där uppgifterna skiljde sig mycket åt visade att felaktiga avrinningsområden kunde förekomma både i materialet som framtoogs inom detta projekt och i de uppgifter som inkommit från länen.

Syftet med avrinningsområdena i detta arbete var att identifiera kalkningar inom avrinningsområdena utifrån länsstyrelsernas uppgifter. De osäkerheter som finns för avrinningsområdena gäller främst de perifera delarna nära vattendelarna där det sällan förekommer kalkning. Det framtagna materialet får alltså ses som tillräckligt bra för det syftet.

Utvärderingsmetoder

Okalkade sjöar

Rensning

Länsstyrelsernas urval av okalkade referenser gjordes ofta med ett begränsat faktaunderlag. Det ledde till att en del av de utvalda referenserna senare visade sig vara olämpliga. En rensning av de okalkade referenssjöarna gjordes därför enligt följande:

- 22 sjöar ströks för att de i efterhand bedömdes som olämpliga av länsstyrelserna.
- 54 sjöar ströks för att korrigering för marin påverkan ledde till negativa jonhalter.
- 88 sjöar med hög Ca^*/Mg^* ströks utifrån kriteriet att de hade en $\text{Ca}^*/\text{Mg}^* > 8$. Detta motsvarar 95-percentilen av alla okalkade referenser.
- 16 sjöar med stor variabilitet i Ca^*/Mg^* ströks utifrån kriteriet att skillnaden i Ca^*/Mg^* mellan vår och höst var $> 3,77$. Detta motsvarar 99-percentilen för alla okalkade referenser.

För MAGIC-modelleringen av referenssjöar gjordes ytterligare rensningar av sjöar. Sexton sjöar har tagits bort på grund av orimligt höga sulfathalter i sjövattnet i jämförelse med svavelnedfallet. Därmed blev det 1 732 referenssjöar som slutligen kalibrerades med MAGIC-modellen.

Jämförelser med omdrev

För att beskriva hur de okalkade referenserna förhåller sig till Sveriges sjöar i stort jämfördes resultaten med Omdrevssjöarna. Medianer, 25 och 75 percentiler av medelvärden för 2007 och 2008 av alkalinitet och TOC jämfördes med motsvarande percentiler från Omdrevssjöarna 2007–2008. Resultaten redovisas länsvis.

MAGIC-modellen

Den dynamiska modellen MAGIC används för att beräkna försurningsstatus (mätt som buffringsförmåga, ANC (acid neutralising capacity) för svenska sjöar. MAGIC är en medelkomplex så kallad processmodell som delar upp miljön i rumsligt avgränsade boxar, som utvecklats för att förutsäga långtidseffekter av surt nedfall på mark- och ytvattenkemi (Cosby et al. 1985a, 1985b, 2001). Modellen simulerar markvattenkemi och ytvattenkemi för att förutsäga den årliga medelkoncentrationen av de huvudsakliga jonerna i sjöar och vattendrag. MAGIC representerar avrinningsområdet med en eller två markboxar och en ytvattendel som kan bestå av antingen en sjö eller ett vattendrag. MAGIC består av 1) en sektion i vilken koncentrationerna av de huvudsakliga jonerna antas styras av simultana reaktioner innefattande sulfat-

adsorption, katjonbyte, lösning-utfällning-speciering av aluminium och lösningspeciering av oorganiskt och organiskt kol och 2) en massbalanssektion i vilken flödet av de huvudsakliga jonerna till och från marken antas styras av atmosfärisk deposition, kemisk vittring, nettoupptag i biomassa och förluster via avrinning. Centralt för MAGIC är poolen av utbytbara baskatjoner i marken. Då flödet till och från denna pool förändras över tid, på grund av förändring av det atmosfäriska nedfallet, förändras det kemiska jämviktsläget mellan mark och markvätska och ger upphov till förändringar i ytvattenkemin. Graden och hastigheten av förändring i ytvattnets surhet beror därför både på flödesfaktorer och inneboende karakteristika hos den påverkade jorden.

Marklagren kan arrangeras vertikalt eller horisontellt för att representera betydelsefulla vertikala eller horisontella flödesvägar genom marken. Om en sjö simuleras kan till exempel skiktning beroende på säsong infogas. Tidsstegen är årliga eller per månad. Tidsseriedata till modellen innefattar årliga eller månatliga uppskattningar av 1) deposition av joner från atmosfären (våt- och torrdeposition), 2) flödesvolym och flödesvägar i avrinningsområdet, 3) biologisk produktion, borttag och omvandling av joner, 4) interna källor och sänkor av joner från vittring eller utfällningsreaktioner och 5) klimatdata. Konstanta parametrar i modellen innefattar fysiska och kemiska karakteristika av mark- och ytvatten samt termodynamiska konstanter, Modellen kalibreras genom att man använder observerade data av ytvatten- och markkemi för en specifik period.

MAGIC har modifierats och utökats ett flertal gånger från den första versionen från 1984. Särskilt bör nämnas att organiska syror lagts till i modellen (version 5; Cosby et al. 1995) och att i den senaste versionen även kväveprocesser infogats (version 7; Cosby et al 2001).

MAGIC-modellen har använts och testats utbrett under de senaste 20 åren på många lokaler och i många regioner runt om i världen. Mer än 500 granskade artiklar i vetenskapliga tidskrifter har citerat den första MAGIC-publicationen (Cosby et al., 1985a). För att sammanfatta så har modellen visats vara robust, pålitlig och användbar i många olika vetenskapliga så väl som miljövärdsmässiga sammanhang (Cosby et al. 1995, Jenkins et al. 1998, Wright et al. 1998, Posch et al. 2008). Nyligen användes MAGIC för att fastställa återhämtningen av europeiska ytvatten enligt de despositionsscenario som anges i gällande konventioner (Göteborgsprotokollet och andra överenskomna åtaganden) (Wright et al., 2005).

Hur MAGIC användes för Bedömningsgrunder

För bedömningsgrunderna kalibrerades MAGIC-modellen för en rad sjöar och vattendrag baserat på data från miljöövervakningen. Markprofilen i varje sjös avrinningsområde representerades av en uppsättning genomsnittliga markparametrar i hela markprofilen som beräknades ur ett viktat genomsnitt från markprov tagna i sjöns närhet (se nedan). Mätningar på hur hydrologi och atmosfärisk deposition varierar inom varje år saknas och därmed användes modellen med ett års tidssteg utan anspråk att försöka fånga den inomårliga

variationen i avrinnings- och sjökemi. Avrinningen från de modellerade sjöarna är genomsnitt över flera år, därför har inte skillnaderna mellan t ex blöta och torra år kunnat modelleras.

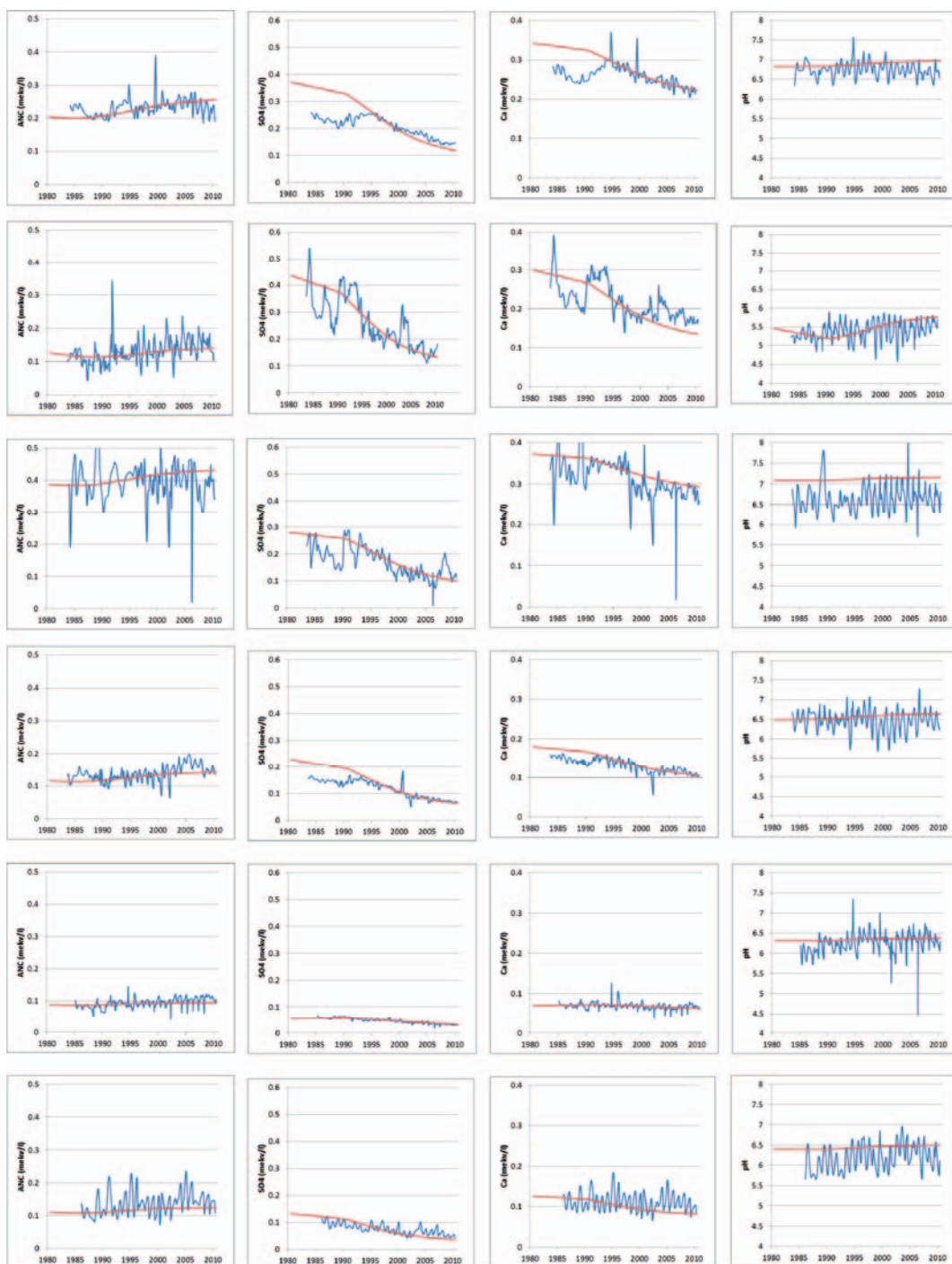
Skogsdata kom från Ståndortskarteringens vegetationsdata 1983–1987, som är en regelbundet upprepad kartläggning av skogsvegetation och markkemiska och markfysiska egenskaper på permanenta ytor i Riksskogstaxeringen. Data finns nedladdningsbara från www-markinfo.slu.se. För varje sjös avrinningsområde beräknades aritmetiska medelvärden (viktade med mängd mark per yta). För varje sjös avrinningsområde beräknades genomsnittliga jordegenskaper från de närmaste 1–20 jordproven för att representera avrinningsområdets jord. I genomsnitt användes de 11 närmaste jordproven per avrinningsområde. Avståndet från sjön för relevanta prov ökade från söder till norr och beräknades för varje sjö enligt Moldan m fl (2004). I avsaknad av data från Riksskogstaxeringen i områden som inte var skogbeklädda använde vi oss av data från olika forskningsprojekt. Största problemet var då sjöns avrinningsområde helt saknade skogsmark och därför inte hade några skogsmarksprovtagningsspunkter alls. I dessa fall använde vi oss av medel-markegenskaper som tagits fram genom markprovtagningar i två områden i Norrbottens län (Svarén 1996).

Nettopptaget av baskatjoner (den årliga nettoackumuleringen i biomassa) antogs vara noll i områden utan skog. För skogsmark använde vi de region- och skogstypsspecifika upptagshastigheter som beräknats inom ASTA-programmet (Akselsson m fl 2006) beroende på klimatgradienten, markens bördighet, trädslag m m. Upptaget viktades med andel skog i varje sjöns avrinningsområde.

Depositionen för år 2007 uppskattades för varje sjös avrinningsområde från uppmätt vattenkemi och från den deposition som modellerats av EMEP (50×50 km rutor) och tillhandahållits av Coordination Centre for Effects (CCE, www.rivm.nl/cce), en del av UN ECE CLRTAP International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels & Loads and Air pollution Effects, Risks and Trends (ICP M&M). Först beräknades SO₄-depositionen. Källorna för SO₄ i sjövatten antogs bestå av deposition av havssalt och antropogent SO₄. Havssaltets bidrag till SO₄ antogs vara 0.103×Cl-koncentrationen (kvoten som dessa joner har i havsvattnet). Antropogen deposition har räknats fram från sjövattenkemi och årsavrinning under antagandet att summan av nedfallet och vittringen av SO₄ är lika stor som utflödet. Sexton sjöar hade oförklarligt höga SO₄ halter i sjövattnet och avvek kraftigt från EMEP-modellerad deposition i aktuell 50×50km ruta. I dessa fall antogs en viss sulfatvittring från markmineraler eller avgång från sjösediment bidra till SO₄ halten i sjövattnet (Moldan m fl 2009)

Deposition av NO_x och NH_y beräknades sedan från den antropogena SO₄-depositionen (se ovan) och jonkvoter i EMEP depositionsdata (NO_x/SO₄, NH_y/SO₄). För varje sjö antogs depositionen av Cl vara lika stor som utlakningen. Depositionen av Ca, Mg, Na och K samt marint SO₄ beräknades därefter från depositionen av Cl och kvoter av dessa joner i havsvatten.

Förändringen av depositionen genom tiderna för den ”historiska” perioden 1880–2010 specificerades av CCE för varje EMEP50 ruta för de tre komponenterna S, NO_x and NH_y.



Figur 8 Modellerade (röd linje) och uppmätta (blå linje) värden för ANC, SO₄, Ca och pH för sex tidsseriejöar. Uppifrån och ned är det Fjärsjö (F09), Bysjön (S18), Älgsjön (D03), Brunnsjön (H08), Stensjön (X11) och Bjännsjön (AC15).

Av de 1826 okalkade referenssjöarna som ingick i undersökningen kunde 1 732 modelleras med MAGIC. Dessa försurningsbedömdes på två sätt. Dels modellerades de med MAGIC dels testades de mot MAGIC-biblioteket.

Överensstämmelsen mellan modellering med MAGIC och uppmätta data för sex tidsseriesjöar visas i Figur 8. Uppifrån i figuren är det två sjöar från södra och västra Sverige (F09 Fjärasjön i Jönköpings län, S18 Bysjön i Värmlands län), två från mellersta östra Sverige (D03 Älgsjön i Södermanlands län, H08 Brunnsjön i Kalmar län) och nederst två från norra Sverige (X11 Stensjön i Gävleborgs län, AC15 Bjännsjön i Västerbottens län). MAGIC-modelleringen är kalibrerad till år 1997 för alla sjöarna utom S18 (Bysjön, andra uppfifrån), som har kalibreringsår 2000. I samtliga fall har alltså modellen kalibrerats till ett års data och jämförelsen med de uppmätta data flera år före och efter kalibreringsåret gjordes först i efterhand för att kontrollera överensstämmelsen mellan modellen och verkligheten utanför kalibreringsåret. Modelldata visas från 1980, medan hela den tillgängliga tidsserien för uppmätta data visas. I tillämpningen av MAGIC för bedömningsgrunder användes en konstant genomsnittlig medelvattenföring. De modellerade värdena visar därför ingen mellanårsvariation.

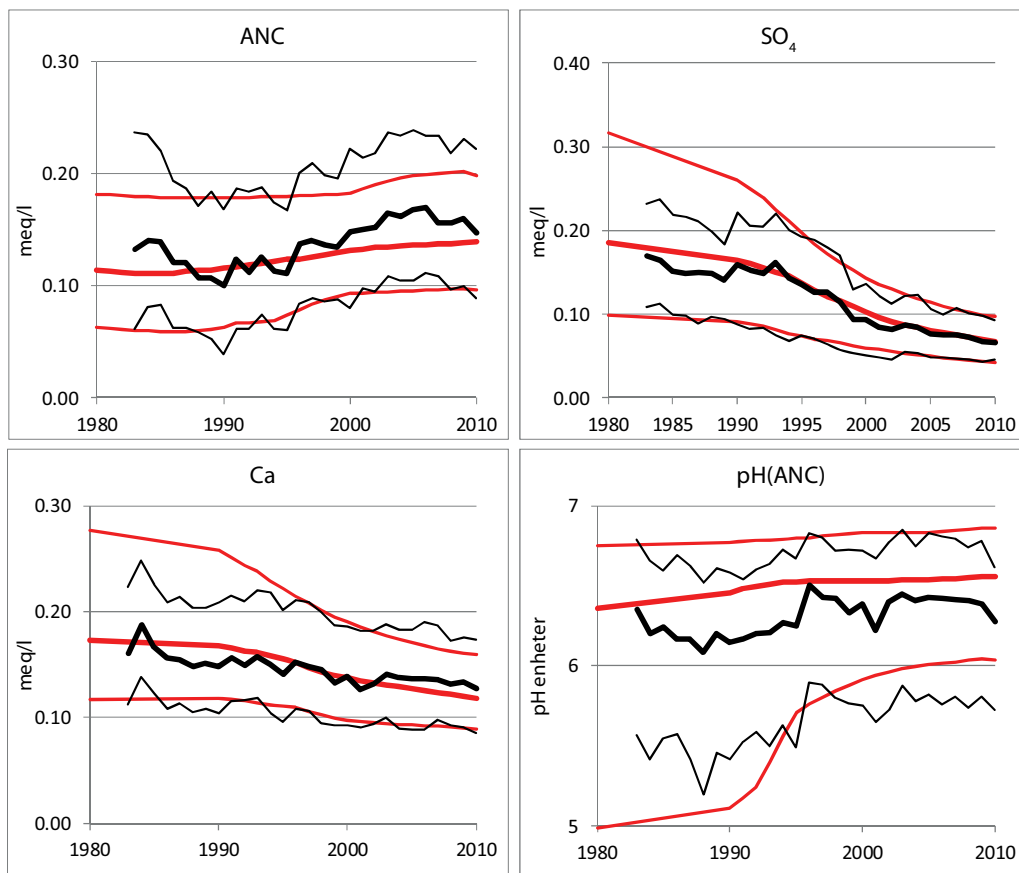
Sjöarnas vattenkemi varierar kraftigt inom landet och över tid. SO_4 -halterna i sjövattnet återspeglar de olika depositionsnivåerna även om hydrologin spelar roll, det vill säga att med samma nedfall blir halterna lägre i sjöar med mycket nederbörd och högre i sjöar med lite nederbörd och därmed lite avrinning. Återhämtningen i både ANC och pH på grund av den stora svavelnedfallsminskningen som har skett sedan ca 1990 är synlig i alla sjöarna. Områden med högre svavelnedfall har haft mer försurning, men också mer återhämtning. Notera skillnaden i sulfathalter mellan norra Sverige (t ex X11 Stensjön) och längre söderut (t ex H08 Brunnsjön). Kravet på en acceptabel modellkalibrering är att modelleringen stämmer i kalibreringsåret med hänsyn till sjövattnets- och markkemi. Kravet uppfylls i alla sjöarna och även för övriga år för de flesta sjöarna, men man kan illustrera de problem som kan uppstå. Fjärasjö (F09) har högre modellerad SO_4 -halt än uppmätt SO_4 -halt före 1990. Detta leder till att minskningen i SO_4 blir något större än den verkliga och att det finns viss risk för överskattning av framtida återhämtning. För Älgsjön stämmer de uppmätta trenderna i ANC, SO_4 och Ca ganska väl överens mellan modellen och observationerna, men modellen har en tendens att överskatta sjöns pH, vilket kan bero på t ex DOC-halterna i sjön.

I Bjännsjön (AC15) har modellen predikerat en viss minskning av Ca-halten. Ca har dock stannat på ungefär oförändrad nivå eller t.o.m. gått upp något. Sulfat har minskat mer i modellen än i verkligheten vilket förmodligen är förklaringen till varför modellen räknade med större minskning av Ca p.g.a. minskande utlakning av Ca från markens jonbyttekomplexet. ANC har därför avvikit och stannat något högre än vad som förutsågs med modellen. Men förändringen i de absoluta halterna är ganska måttlig eftersom det handlar om ett relativt jonsvagt vatten som utsätts för lågt atmosfäriskt

nedfall. Därför blev inte heller de observerade trenderna av ANC och pH dramatiska i Bjännsjön (AC15) och liknande sjöar som ligger i områden med likartade depositionsnivåer.

I det stora hela var ca 4 av de 68 tidsseriesjöarna inte tillräckligt bra. För dessa fyra sjöar stämde observerad och modellerad sjökemi överens endast under kalibreringsåret eller för några år direkt före eller efter kalibreringsåret. Den modellerade sjökemin avvek mer från observationerna ju längre från kalibreringsåret jämförelsen gjordes. Det kan finnas flera orsaker till detta, kalibreringsåret kan ha varit extremt torrt eller blött. Andra orsaker kan vara att tillgängliga markdata från sjöns närhet inte representerar avrinningsområdet eller att skog har avverkats inom avrinningsområdet vilket inte har tagits hänsyn till inom modellarbetet.

För övriga 64 sjöar stämmer uppmätta data och modelldata väl överens även 10 år efter kalibreringen (Figur 9). För SO_4 stämmer modellen med verkligheten på sjöar med medelhöga och låga SO_4 halter men modellen överskattar SO_4 halter fram till år ca 1992. Det kan tyda på att nedfallet under 1980-talet



Figur 9. Observerad (svart) och modellerad (rött) sjökemi på 64 tidsseriesjöar, median (tjocka linjer i mitten) och 0.25 resp 0.75 percentiler. Modellen fångar inte den mellanårsvariation som berörs till en stor del berörs av hydrologin eftersom sjöarnas verkliga avrinning inte mätts.

inte var riktigt så högt som EMEP beräknar. Konsekvensen av detta är att under samma tid underskattas ANC och $\text{pH}_{(\text{ANC})}$ i de mest försurade sjöarna samt att Ca-halterna överskattas. Sjövattnets buffringsförmåga (ANC) underskattas i sjöar med hög ANC och pH överskattas generellt något, vilket kan bero på DOC och kolsyratrycket.

Kalkade sjöar

Jämförelser med omdrev och målsjöar

För att beskriva hur målsjöarna förhåller sig till de okalkade referenserna och Sveriges sjöar i stort jämfördes resultaten med omdrevssjöarna. Medianer, 25 och 75 percentiler av medelvärden för 2007 och 2008 av alkalinitet och TOC jämfördes med motsvarande percentiler från Omdrevssjöarna 2007–2008. Resultaten redovisas länsvis.

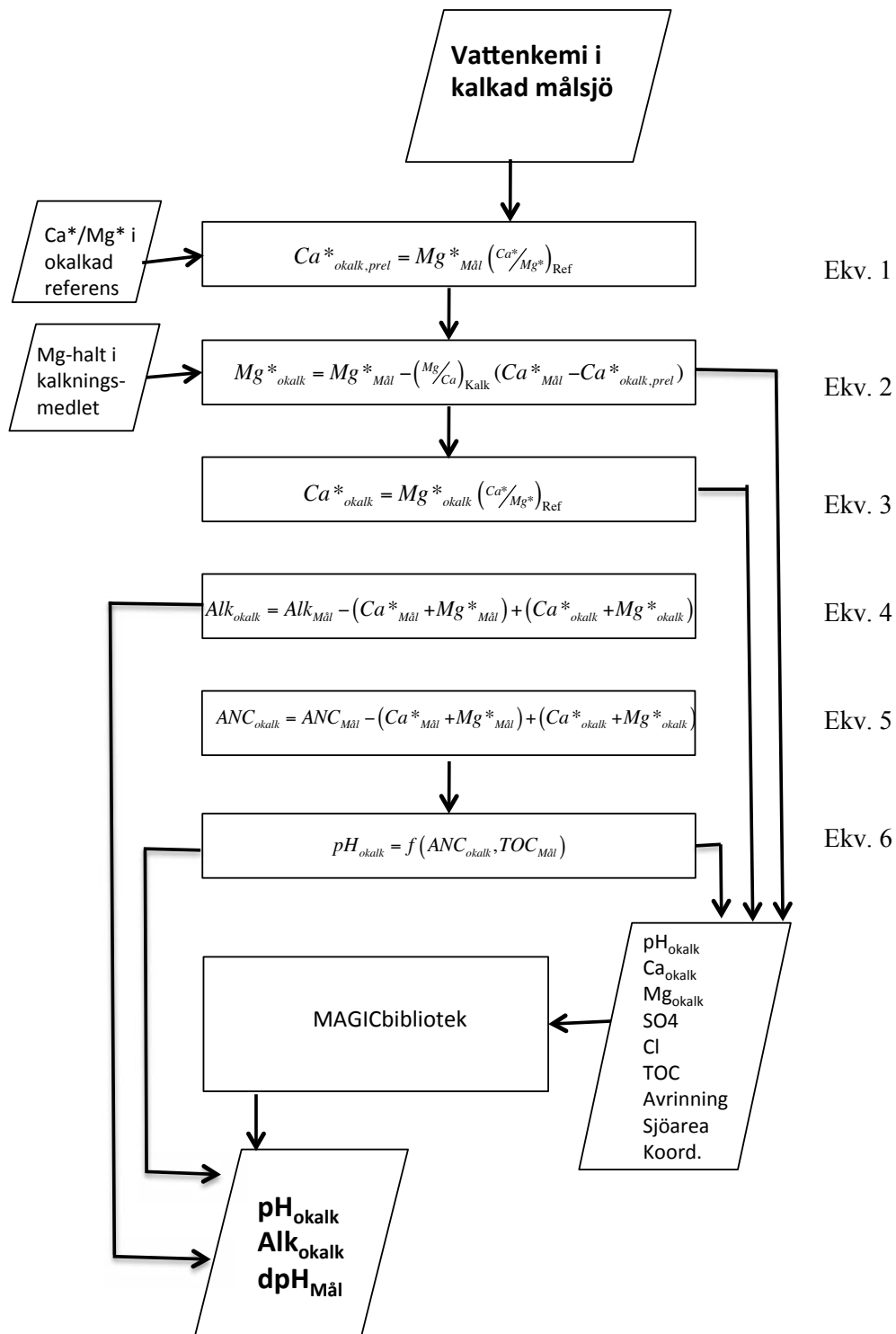
Val av referenser

För varje målsjö togs två okalkade referenser fram. I första hand valdes länsstyrelsernas urval. Om en referens saknades för någon sjö beroende på att länsstyrelserna inte valt ut någon eller för att referensen strukits, togs i stället den geografiskt närmsta referensen. Om båda referenserna saknades togs de två geografiskt närmsta referenserna.

Korrigerig av vattenkemin för kalkningspåverkan med Ca^*/Mg^*

För att bedöma den surhet och försurning som de kalkade målsjöarna skulle ha om de inte kalkades, används kvoten mellan icke marint kalcium och magnesium (Ca^*/Mg^*) enligt den metodik som finns beskriven i Fölster och Wilander (2005). Metoden går ut på att man räknar ut vilken halt Ca^* den kalkade sjön skulle haft om den inte kalkades ur halten Mg^* genom att utnyttja Ca^*/Mg^* från en närliggande okalkad referens. Metoden omfattar även att man tar hänsyn till Mg-halten i kalkningsmedlet. Efter att de korrigerade halterna Ca^* och Mg^* beräknats kan även korrigerade värden för alkalinitet och ANC tas fram ($\text{Alk}_{\text{okalk}}$ respektive $\text{ANC}_{\text{okalk}}$) ur vilka även ett korrigerat värde på pH kan beräknas (pH_{okalk}). Dessa korrigerade värden kan i sin tur användas för att göra en försurningsbedömning med MAGIC-bibliotek som motsvarar hur försurad sjön skulle vara om den inte kalkades. Korrigeringen av kalkningens påverkan på kemin finns beskriven i Figur 10.

I målsjöundersökningen gjordes två oberoende korrigeringar för varje målsjö med två referenser för att ge en uppfattning om osäkerheten i korrigeringen. För en ingående analys av osäkerheten vid korrigerig av kalkningspåverkan hänvisas till en särskild utvärdering (Fölster m fl 2011)



Figur 10. Korrigering av vattenkemi och för kalkningspåverkan med Ca*/Mg* från referens och försurningsbedömning för kalkade vatten.

Försurningsbedömning via MAGIC-biblioteket

MAGIC-biblioteket är ett bedömningsverktyg för försurning som baseras på att de sjöar och vattendrag som idag har liknande status med avseende på ett antal parametrar (se nedan) sannolikt även historiskt har påverkats på liknande sätt av försurning. Bedömningsverktyget består av tre delar. Det första är ett bibliotek med 2 400 sjöar och 130 vattendrag som har försurningsmodellerats med MAGIC och där modellerad vattenkemi för år 1860–2030 finns inlagd. Det andra är användargränssnittet där man kan mata in uppgifter om en vattenförekomst man vill ha bedömd (X- och Y-koordinater, sjöarea, pH, SO₄-S, Cl, Ca, Mg, DOC, sjöns avrinning) för ett givet år. Den tredje delen är en matchningsrutin som också innehåller olika filter som förhindrar att sjöar eller vattendrag som är alltför olika matchas mot varandra bara för att de är de mest lika. Hur lika två sjöar är mäts med ett s k viktat euklidisk avstånd som tar hänsyn till hur olika alla angivna parametrar är. Den sjö i biblioteket som har det kortaste viktade (d v s testat med olika vikter för de olika parametrarna) euklidiska avståndet till den sjö som ska bedömas och som passerar filtren är den sjö som används i bedömningen. Viktningen av de olika parametrarna är ett sätt att skilja mellan de matchningsparametrar som är mer respektive mindre avgörande för likheter mellan sjöarna utifrån försurningssynvinkel. Genom att vikterna används försäkras man sig om att t ex två sjöar med snarlika kalcium- och sulfathalter bedöms som bättre match än om de t ex hade snarlik klorid och storlek. För att få fram vikterna användes multipel regression med ANC år 1860 som beroende parameter. Korrelationskoefficienterna för de olika matchningsparametrarna (se ovan) användes för att avgöra vilken vikt de olika parametrarna skulle ha vid beräkning av den viktade euklidiska avståndet. Resultatet som man får visar bland annat vilken pH-minskning som har skett sedan 1860 (förindustriellt pH) fram till det år för vilket data matas in och andra parametrar för den sjö som bedömts vara mest lik den sjö man vill bedöma.

I den version av MAGIC-biblioteket som nu finns tillgänglig på IVL Svenska Miljöinstitutets websida (www.ivl.se/magicbibliotek) är antalet sjöar 2 400 och antalet vattendrag 130. Under arbetet med målsjöundersökningen har MAGIC-biblioteket utvecklats och år 2010 skedde en stor utökning av det antal MAGIC-modellerade sjöar som finns inlagda (tidigare versioner omfattade ca 400 sjöar). Jämfört med i tidigare versioner så finns det nu inte bara fler sjöar utan de är också mer spridda över Sverige. Sjöarna i MAGIC-biblioteket är MAGIC-modellerade RI05-sjöar, tidsseriesjöar och okalkade referenssjöar som provtagits för målsjöundersökningen. Biblioteket har också justerats med avseende på de vikter som används vid uträkning av det viktade euklidiska avståndet och filtrens gränser, exempelvis så tillåts inte en lika stor avvikelse i pH- respektive Ca-värdena som tidigare. I de fall filter 2 har använts (se resultatfil) är resultatet osäkrare än i de fall filter 1 har använts.

För att få en bild av hur försurningsläget är i olika delar av Sverige har mätdata från sjöinventeringen 2005 (RI05) använts vid en bedömning med MAGIC-biblioteket. RI05-sjöarna har representativitetsvikter som gör att resultaten från MAGIC-bedömningen kan skalas upp så att man kan få en bild av försurningsläget i hela och olika delar av Sverige (Wilander och Fölster, 2007). Högst andel försurade sjöar finner man i sydvästra Sverige och procentuellt sett lägst andel i norra Sverige. Andelen försurade sjöar sammanfaller därmed med depositionen av svavel och kväve, som är (och de senaste decennierna har varit) högst i sydvästra Sverige. Nedfallet av försurande ämnen har avtagit norrut.

När RI05-sjöarna bedöms med det nya och utvidgade MAGIC-biblioteket bedöms fler sjöar vara försurade än vid den fördjupade utvärderingen 2007 (NV rapport 5766). Den största skillnaden märks bland sjöarna i norra Sverige (Tabell 7). Eftersom det totala antalet sjöar i norra Sverige är stort (Tabell 8) ökar även den totala andelen försurade sjöar i Sverige jämfört med tidigare bedömningar. I den version av MAGIC-biblioteket som tidigare har använts var representationen av försurade sjöar i norra Sverige låg och detta kan ha bidragit till en underskattning av försurade sjöar i denna del av landet. Totalt sett ökar antalet försurade sjöar i Sverige med ca 2 500 (varav 1 700 i norra Sverige) från ca 4 800 i den fördjupade utvärderingen (NV rapport 5766) till ca 7 300 sjöar enligt denna bedömning.

En annan orsak till att det nya biblioteket gör bedömningen att fler sjöar är försurade är nya skattningar av hur det historiska nedfallet har utvecklats sedan 1800-talet. Förändringen gäller till större del svavel och till mindre del kväve. I samband med rapporteringen av kritiska belastningsgränser (Hettelingh m fl 2008) omvärderades de tidigare historiska skattningarna av försurande atmosfäriskt nedfall (Schöpp m fl 2003). De nya skattningarna används av Sverige och alla andra länder inom Luftvårdskonventionen (CLRTAP) som räknar fram kritiska belastningsgränser. Samma skattningar användes i bedömningsgrunden MAGIC-biblioteket och därför också i matchningen av målsjöarna. Jämfört med äldre skattningar av historisk nedfall (på vilka den förra versionen av MAGIC-biblioteket baserades) ändrade sig bilden av historisk försurning något. Beräkningar av pH-utveckling i sjövatten sedan 1800-talet fram till idag behöver utgå ifrån i genomsnitt ca 0,2 pH-enheter högre historiskt pH för att överensstämma med de moderna tidernas (ca 1990–2010) uppmätta sjökemi. Därmed ökar den skattade sänkningen av pH under samma period i genomsnitt med motsvarande 0,2 pH-enheter. En jämförelse med paleolimnologiska underökningar antyder att det nya biblioteket ger en överskattning av försurningspåverkan i genomsnitt. Se vidare avsnittet om osäkerhet nedan.

Tabell 7 visar andelen försurade sjöar inklusive och exklusive kalkade sjöar. Exklusive kalkade sjöar innebär i detta fall att alla kalkade sjöar har antagits vara oförsurade och det viktade antalet försurade ickekalkade sjöar har delats med det totala antalet sjöar i denna storleksklass. RI05 var, liksom andra riksinventeringar och omdrevsundersökningar, ett stratifierat slumpat urval av Sveriges sjöar. Resultaten har därför viktats för att beskriva tillståndet i alla sjöar. Hur stratifieringen och viktningen gjordes finns beskrivet i Wilander och Fölster (2007). Tabell 8 visar det totala antalet sjöar och antalet försurade sjöar uppdelat på olika geografiska områden.

Tabell 7. Andelen försurade sjöar i Sverige 2005 enligt sjöinventeringen 2005 (RI05), avrundat till närmaste halvprocent, enligt bedömning med det omarbetade och utvidgade MAGIC-biblioteket. Data från Tabell 7.1 i NV rapport 5766 (tidigare MAGIC-bibliotek använt), sid. 69 anges inom parentes.

	Försurade sjöar (%)			
	> 4 ha		> 1 ha	
	Exkl. försurade kalkade	Inkl. försurade kalkade	Exkl. försurade kalkade	Inkl. försurade kalkade
Norrland	3,5 (1)	3,5 (1)	3,5 (1)	3,5 (1)
Mellersta och sydöstra Sv.	6 (2)	9,5 (5)	6,5 (4)	9,5 (6,5)
Sydvästra Sv.	15 (11)	31 (26)	20 (16)	33 (29)
Hela Sverige	5,5 (3)	8 (5,5)	6 (3)	8 (5,5)

Tabell 8. Antalet sjöar respektive försurade sjöar i Sverige större än 1 hektar enligt sjöinventeringen 2005 och bedömning med det omarbetade och utvidgade MAGIC-biblioteket. Uppdelningen i landsdelar är baserad på länsindelning.

	Antal sjöar i Sverige	Antal försurade sjöar i Sverige
Norra Sverige	63 500	2 200
Mellersta och östra Sverige	14 000	1 300
Sydvästra Sverige	11 500	3 700
Hela Sverige	89 000	7 300

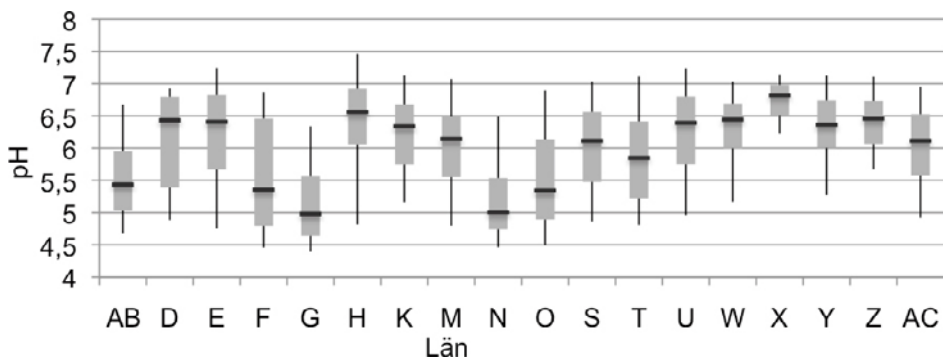
Resultat

Okalkade referenssjöar

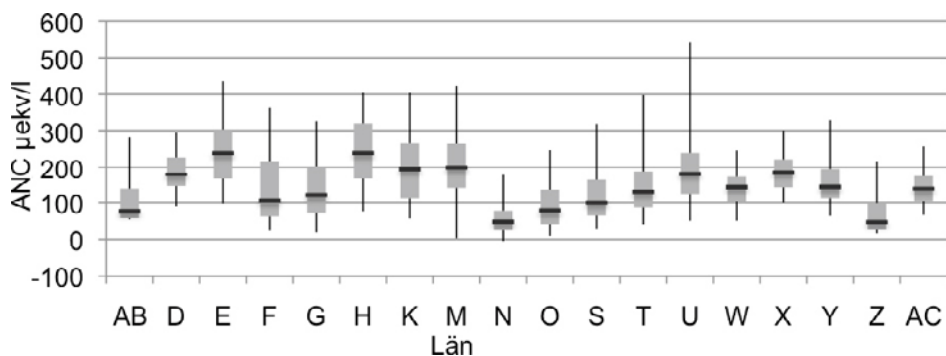
Vattenkemisk status i referenssjöarna

Vattenkemin i referenssjöarna beskrivs med medelvärdet av provtagningarna 2007 och 2008. De okalkade referenserna var genomgående förhållandevis välbuffrade med medianer av pH-värden över 6 och alkaliniteter över 30 $\mu\text{ekv/l}$ i de flesta länen (Figur 11). De län som tagit fram surast referenser var AB, F, G, N och O län med pH-medianer under 5,5 och aciditet (negativ alkalinitet). Allra surast var referenserna i G-län där 75 % hade aciditet. I X-län hade 75 % av referenserna pH-värden över 6,5 vilket gör att man kan ifrågasätta hur representativa referenserna är för försurade sjöar.

Länsvisa medianer av ANC var positiva i alla län och oftast över 100 $\mu\text{ekv/l}$. Lågst ANC-värden hade referenserna i N och Z-län där 75 % hade ANC-värden under 100 $\mu\text{ekv/l}$ (Figur 12).



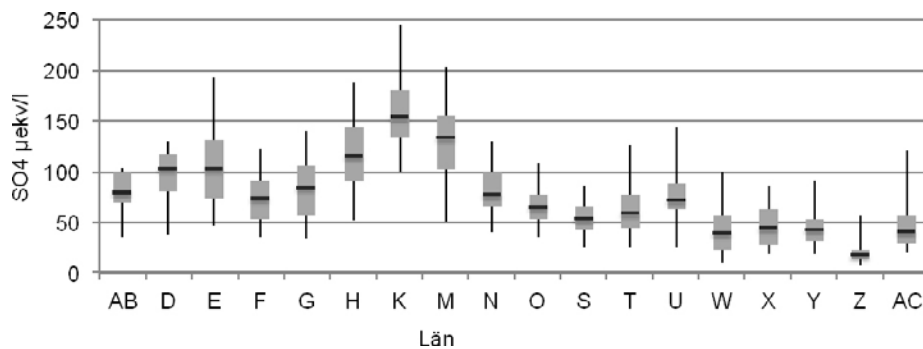
Figur 11. Fördelningen av pH i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.



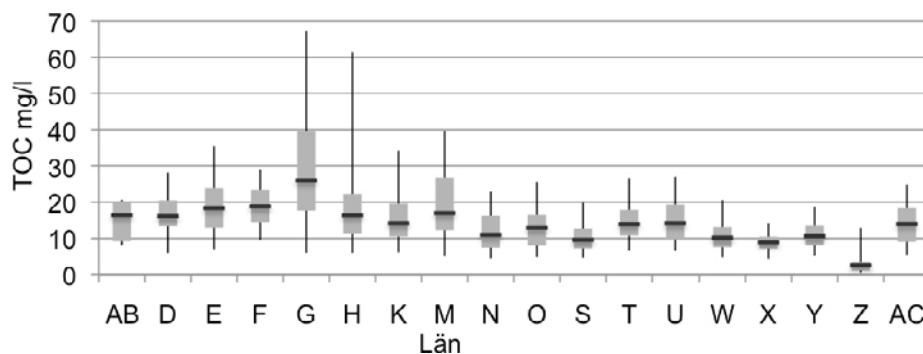
Figur 12. Fördelningen av ANC i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.

Sulfathalterna avspeglar i stora drag depositionstrycket med ökande halter från söder till norr (Figur 13). I en mindre skala spelar även nederbördsmängder och avdunstning roll för sulfathalterna i ytvattnet. Högst halter återfanns i H, K och M län där största delarna av sjöar hade halter över 100 µekv/l. Lågst sulfathalter återfanns i Z län där 75-percentilen var 23 µekv/l vilket tyder på ett mycket lågt försurningstryck. De låga värdena på ANC i samband med låga SO₄-halter i Z-län tyder på mycket låga halter baskatjoner och därmed låg buffring. Övriga höga halter i förhållande till regionen återfanns i D och E län samt i ett mindre antal i AC-län (95-percentilen på 121 µekv/l) antyder en påverkan från geologiska källor till SO₄.

Referenserna var förhållandevis bruna med halter av TOC över 11 mg/l (medianvärde för omdrevssjöar) i de flesta sjöarna i de flesta länen (Figur 14). Undantag utgjorde S och X-län med medianer av TOC under 10 mg/l och framför allt det fjälldominerade Z-län med 75 % av referenserna under 3,3 mg/l. Högst halter TOC hade G-län.



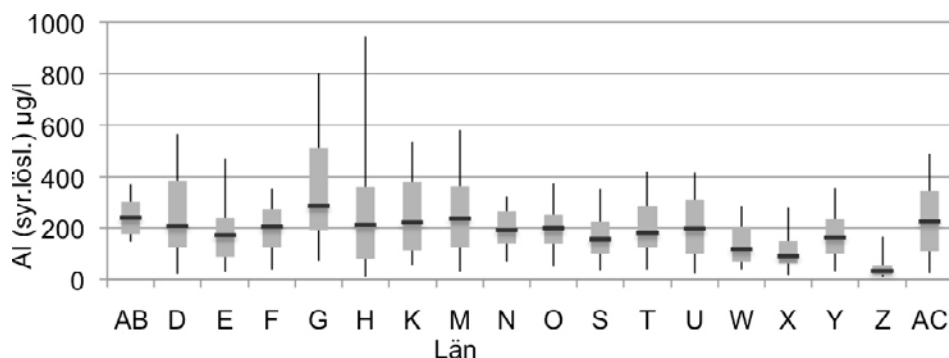
Figur 13. Fördelningen av halten sulfat (SO₄) i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.



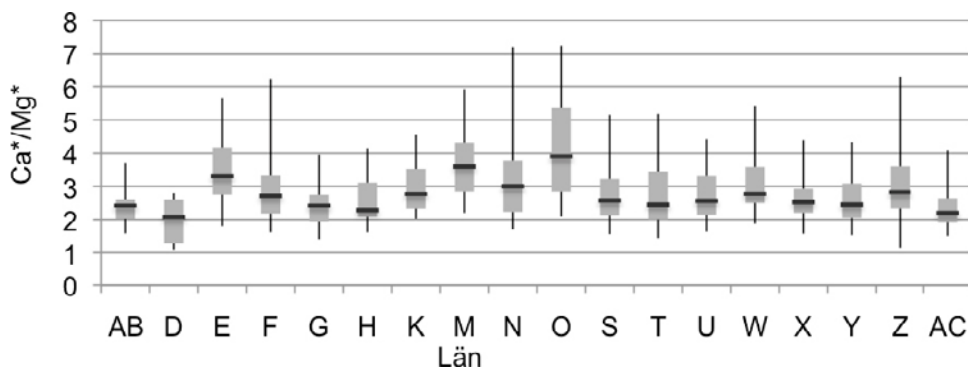
Figur 14. Fördelningen av halten organiskt kol (TOC) i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.

De länsvisa medianerna av syralösligt aluminium låg mellan 100 µg/l och 250 µg/l i de flesta fallen. Högst halter hade G-län, med 25 och 75 percentiler på ca. 200 µg/l och 500 µg/l. Lägst halter hade Z-län med 75 percentilen på 55 µg/l. Halterna syralösligt aluminium är korrelerat till halten TOC ($r^2 = 0,44$) (Figur 15) vilket delvis kan förklara de höga halterna i G-län och de låga halterna i Z-län.

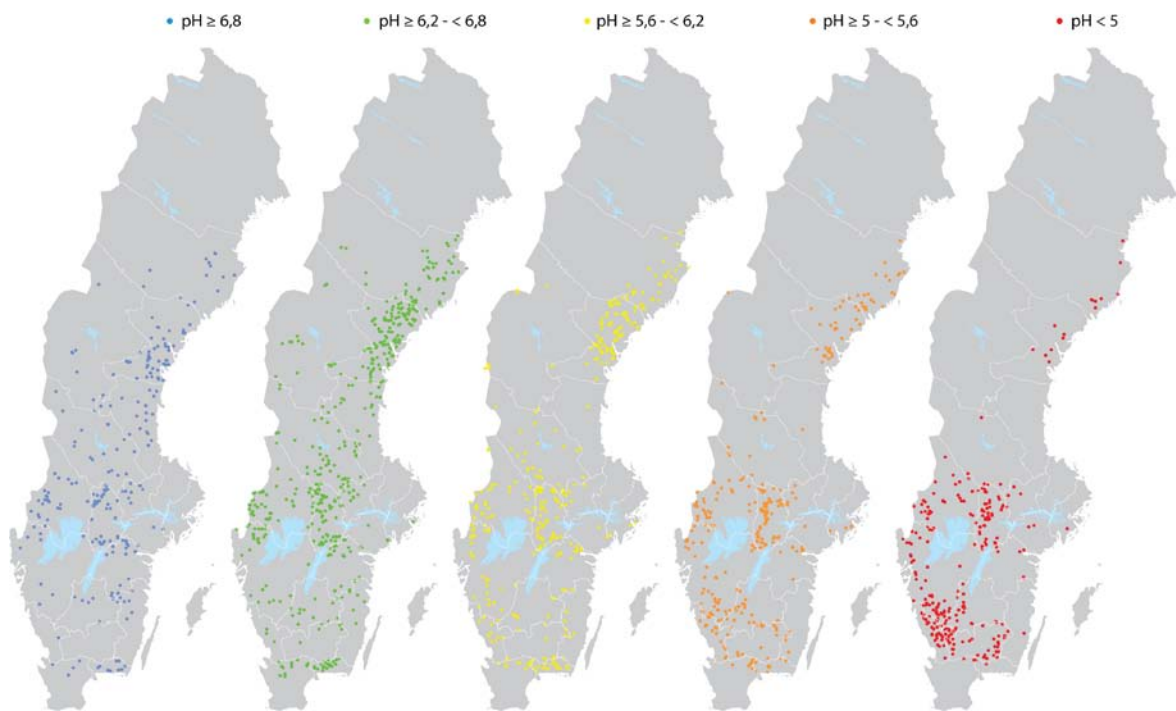
För de flesta länen låg Ca^*/Mg^* oftast mellan 2 och 3,5, dvs 25 och 75 percentilerna låg inom det intervallet (Figur 16). Lägre Ca^*/Mg^* hade D-län och högre värden hade E, M och O-län.



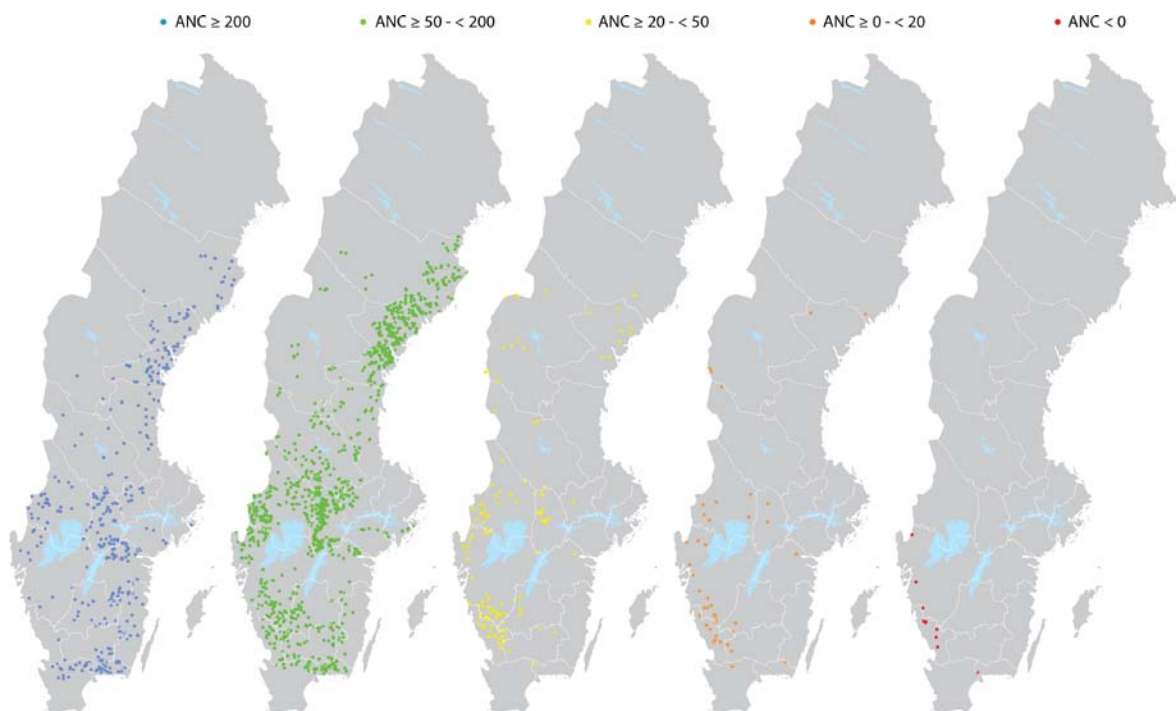
Figur 15. Fördelningen av syralösligt aluminium i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.



Figur 16. Fördelningen av kvoten mellan icke-marint kalcium och magnesium (Ca^*/Mg^*) i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.



Figur 17. Klassning av pH i okalkade referenser. Medelvärde mellan 2007 och 2008



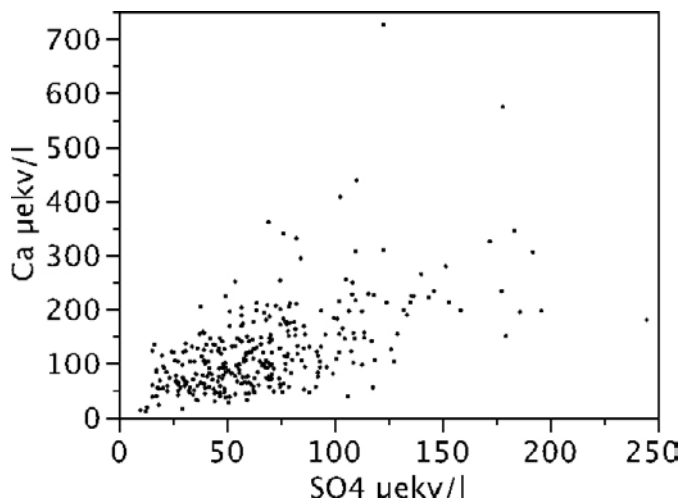
Figur 18. Klassning av ANC i okalkade referenser. Medelvärde mellan 2007 och 2008

Samband mellan halter

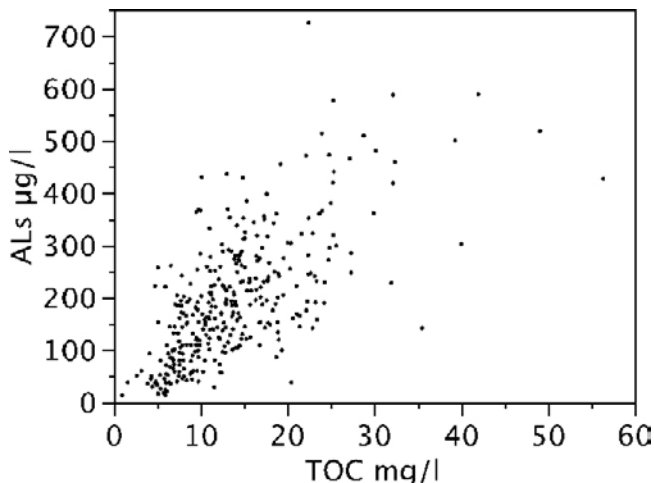
En viktig faktor för surhetstillståndet i vattnet är ANC som beror av balansen mellan markens vittring i form av baskatjoner och försurningstryck i form av SO_4 . En mycket svag korrelation mellan SO_4^* (icke marint sulfat) och ANC ($r^2 = 0,14$ för en linjär regression) visar att den rumsliga variationen av ANC i de okalkade referenserna främst styrs av vittringen och till mindre del av försurningstrycket.

Ett visst samband mellan Ca och SO_4 kunde noteras i de okalkade referenserna ($r^2 = 0,34$) (Figur 19). Detta kan ha flera orsaker. Ca kan delvis härröra från jonbyte av försurande nedfall vilket ger högre Ca-halt vid höga SO_4 -halter. Både Ca och SO_4 ingår också i havssalt. Vidare kan sedimentära jordarter ge höga halter av både SO_4 och Ca. Sambandet kan också ha att göra med flödesvägar genom marken. Med längre uppehållstid avdunstar en större andel av vattnet vilket leder till en ökad koncentration av samtliga joner.

Sambandet mellan syralösligt aluminium (Al_s) och TOC visar på den starka bindningen mellan Al och organiskt material och betydelsen av organiskt material som transportör av aluminium (Figur 20).



Figur 19. Sambandet mellan sulfat Ca och SO_4 i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Endast en slumpvis utvald femtedel av proverna visas för att undvika att tätt liggande punkter skymmer varandra. Ett fåtal extrema värden har uteslutits.



Figur 20. Sambandet mellan syralösligt aluminium (ALs) och TOC i okalkade referenser. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Endast en slumpvis utvald femtedel av proverna visas för att undvika att tätt liggande punkter skymmer varandra. Ett fåtal extrema värden har uteslutits.

Halter Ali i ett urval av sjöar

I en specialstudie analyserades halten oorganiskt aluminium (Ali) i ett urval av sjöar under våren 2008. Syftet med undersökningen var att beskriva halterna Ali i ett urval av de suraste referenserna samt ge underlag för en förbättrad modell av Ali. Modelleringsarbetet resulterade i en modell där Ali beräknades ur ur totalaluminium, TOC, Fe, SO_4F och ANC (Sjöstedt m fl 2010).

Ali-analyserna omfattade 361 sjöar som valts ut för att representera hela landet och gradienter i TOC och pH men med pH värden under 6. Urvalet gjordes utifrån resultaten från 2007 och fördelningen på olika klasser redovisas i Tabell 1 i metoddelen. Eftersom vattenkemin 2008 skiljde sig något från 2007 kom fördelningen i olika klasser att ändra sig något från den planerade (Tabell 9). Bl a hade 45 sjöar nu pH-värden över 6.

Halterna Ali varierade mellan detektionsgränsen på 3 µg/l och 300 µg/l. De högsta halterna återfanns i klassen med TOC < 5 mg/l och pH < 5 (Tabell 9). Lägst halter hade sjöar med pH över 6. I de övriga klasserna varierade halterna oftast mellan värden nära detektionsgränsen och mellan 100 och 200 µg/l. Toxiska nivåer för Ali brukar anges mellan 20 och 100 µg/l beroende på typ av organism och övrig vattenkemi (Andrén, 2003). Höga halter av Ali förekom främst i sura och klara vatten, men toxiska nivåer av Ali förekom även i humösa sjöar (TOC > 20 mg/l) och vid pH-värden upp till 5,5.

Tabell 9. Oorganiskt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i 361 sura okalkade referenssjöar fördelade i olika klasser för pH och TOC. Provtagning våren 2008. Tabellen visar för varje klass min och maxvärden samt antal sjöar inom parentes.

TOC klass	pH-klass				
	< 4,5	4,5 – < 5	5 – < 5,5	5,5 – < 6	≥ 6
< 5	(0)	99–300 (10)	3–86 (5)	9–32 (7)	<3 (1)
5 – < 10	22–203 (9)	14–232 (24)	14–161 (22)	5–108 (26)	<3–20 (19)
10 – < 20	20–158 (24)	4–126 (41)	12–132 (57)	<3–114 (56)	<3–57 (22)
≥ 20	<3–155 (9)	8–149 (11)	21–122 (8)	10–47 (7)	<3–24 (3)

Ali-halter över $100 \mu\text{g/l}$ förekom främst på västkusten och sydvästra Sverige där försurningstrycket är högst (Figur 21), men halter mellan 50 och $100 \mu\text{g/l}$ förekom över hela landet bland de provtagna sjöarna. En mer genomgående analys av vilka faktorer som styr halten Ali redovisas i en rapport av Köhler och Erlandsson. (2011)

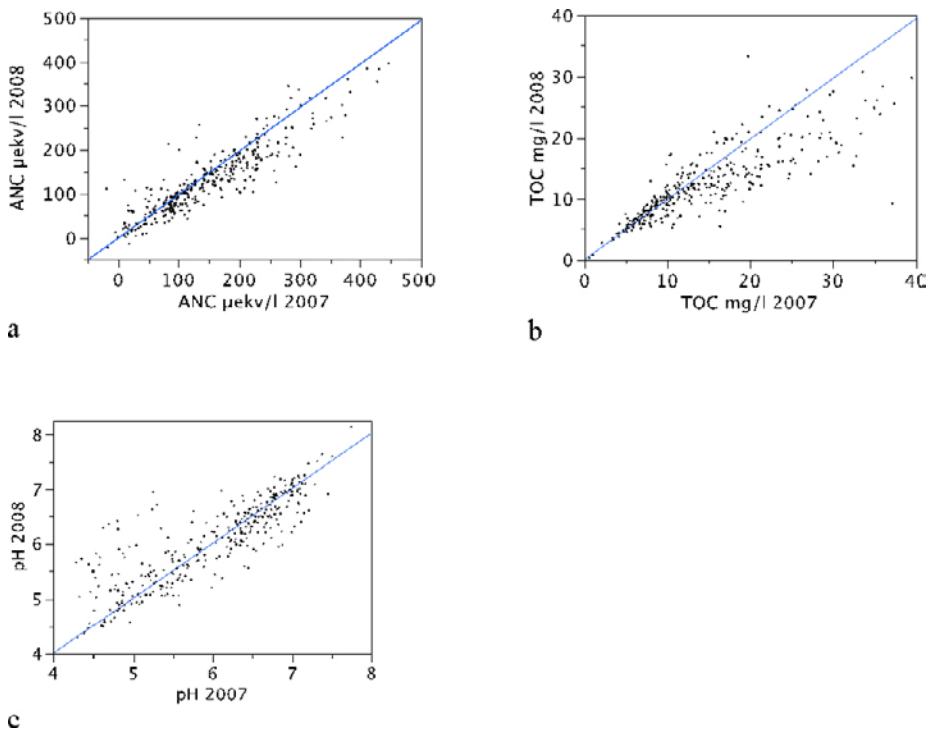


Figur 21. Halterna av oorganiskt aluminium i ett urval på 381 sjöar av de okalkade referenserna 2008. Siffrorna inom parentes i legenden anger antal sjöar i varje klass.

Skillnad mellan provtagningarna hösten 2007 och våren 2008.

En jämförelse mellan vår och höst visar på något lägre värden 2008 jämfört med 2007 för både ANC och TOC. Detta kan delvis tolkas som en utspädning av basflödet under vinterns och vårens höga flöden (Figur 22 a och b). För TOC-halter över 15 mg/l är haltminskningen betydande. Eftersom en minskning av ANC ger lägre pH-värden medan en minskning av TOC ger högre pH-värden ser man ingen generell trend i skillnaden pH mellan höst och vår. Däremot är det en tendens till en utjämning i rumslig variation genom att sjöar med pH mellan 6 och 7 hösten 2007 hade något lägre värden våren 2008, medan det motsatta förhållandet gäller för sjöar som hösten 2007 hade pH-värden under 5,5.

En länsvis jämförelse mellan provtagningarna hösten 2007 och våren 2008 visar att lägre halter av ANC och TOC under våren återfanns i de flesta länen (Tabell 10). ANC var signifikant lägre (mellan 0,02 och 0,05 mekv/l lägre) i 12 av de 19 länen. TOC-halterna var signifikant lägre i 11 av länen. Störst skillnad i TOC-halt hade F och G län med 6 respektive 7 mg/l lägre halter vid vårprovtagningen. I inget av länen var skillnaderna signifikant i motsatt riktning.



Figur 22. Samband mellan nivåer 2008 och 2007 för ANC (a), TOC (b) och pH (c) i okalkade referens-sjöar. Figurerna visar ett slump-mässigt urval av en femtedel av sjöarna för att undvika att punkterna täcker varandra. I varje figur har ett fåtal extrema värden uteslutits.

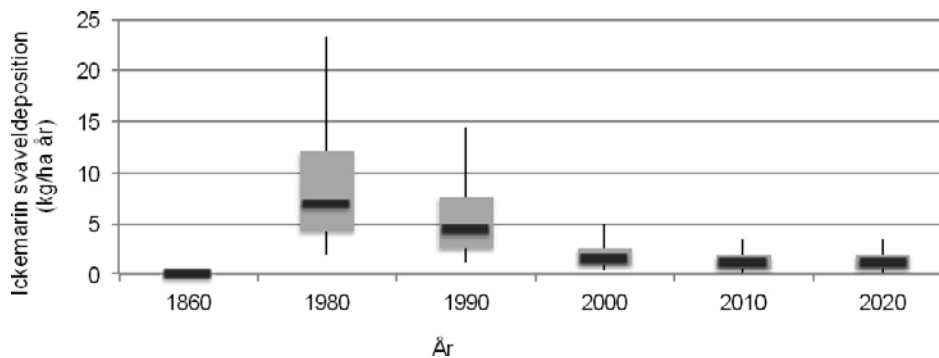
Eftersom förändringarna i ANC och TOC påverkar både alkaliniteten och pH i motsatt riktning; lägre ANC ger lägre alkalinitet och pH medan lägre TOC ger högre alkalinitet och pH, var det färre signifikanta skillnader i dessa två parametrar och de gick i olika riktningar. G, S och T län hade högre alkalinitet våren 2008 jämfört med hösten 2007, medan K, M, W, X, Y och Z hade lägre alkalinitet på våren. Skillnaderna i alkalinitet var mindre än skillnaderna i ANC. pH-värdena var i genomsnitt högre under våren i D, S och T län medan de var lägre i H, O, W, X, Y, och Z-län. De genomsnittliga skillnaderna i surhet mellan våren och hösten får betraktas som små. Även Ca*/Mg* visar på signifikanta skillnader mellan de två provtagningarna med både högre (G och N län) och lägre (S och Y län) kvoter under våren 2008 jämfört med hösten 2007. Kvotens variation i tiden finns noggrannare utredd i en särskild rapport om kalkningskorrigerings (Fölster m fl 2011).

Tabell 10. Skillnad mellan provtagningarna hösten 2007 och 2008 (c2008 – c2007) i okalkade referenser. Ett positivt värde anger högre halter våren 2008 jämfört med hösten 2007 och tvärt om. "*" anger signifikansnivå enligt ett dubbelsidigt parat t-test**

Län	pH	Alk	TOC	ANC	Ca*/Mg*
AB	0,05	-0,001	1,55	0,004	0,05
D	0,22 *	0,006	0,14	-0,004	-0,05
E	0,1	-0,007	-0,48	-0,015	-0,09
F	0,01	0	-6,06 ***	-0,035 ***	0
G	0,05	0,018 ***	-7,16 ***	-0,036 ***	0,18 ***
H	-0,15 *	-0,01	-1,06	-0,027 **	-0,01
K	-0,05	-0,027 ***	-1,85 ***	-0,046 ***	0,01
M	-0,04	-0,024 ***	-4,79 ***	-0,051 ***	0,04
N	0,02	0,003	-4,71 ***	-0,026 ***	0,31 **
O	-0,06 *	-0,005	-2,65 ***	-0,02 ***	0
S	0,42 ***	0,021 ***	-2,66 ***	0,002	-0,19 ***
T	0,37 ***	0,022 ***	-3,09 ***	-0,002	-0,01
U	0,17	-0,001	-1,16	-0,005	-0,13
W	-0,06 *	-0,01 ***	-0,92 ***	-0,022 ***	-0,06 *
X	-0,29 ***	-0,032 ***	1,02 ***	-0,028 ***	0
Y	-0,23 ***	-0,024 ***	-0,1	-0,029 ***	-0,09 ***
Z	-0,16 ***	-0,007 *	0,17	-0,01 **	0,06
AC	-0,04	-0,001	-2,82 ***	-0,023 ***	-0,03

MAGIC-modellering av de okalkade referenssjöarna

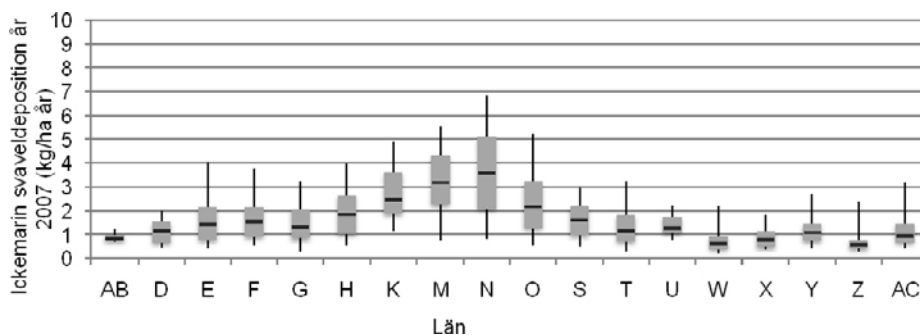
Svaveldepositionen kommer att ha minskat sedan 1980-talet från en median-deposition på 7,3 kg till 1,2 kg ickemarint svavel per ha och år för år 2020. Modellen antar konstant svaveldeposition från 2020 och framåt i enlighet med internationellt överenskomna utsläpps begränsningar (Figur 23), boxen representerar den 25 till 75 percentilen och den vertikala linjen åskådliggör 5 till 95 percentilen i datamaterialet, som omfattar de 1 732 modellerade okalkade referenssjöarna.



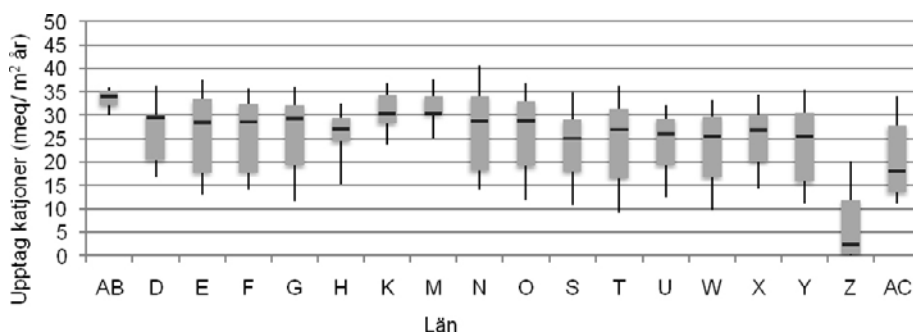
Figur 23. Ickemarin svaveldeposition för de okalkade referenssjöarna över tid.

Den ickemarina svaveldepositionen för modellens kalibreringsår (2007) varierar kraftigt mellan länen (Figur 24). Svaveldepositionen är högst i K, M och N län. I figuren representerar boxen den 25 till 75 percentilen och den vertikala linjen åskådliggör 5 till 95 percentilen i datamaterialet, som omfattar alla de modellerade okalkade referenssjöarna (Figur 24).

När det gäller luftföroreningar är det främst nedfall av svavel som har orsakat försurningen i Skandinavien, kvävetts roll är utifrån försurningens synvinkel oftast mycket mindre. Skogsbrukets roll för mark- och vattenförsurning är också viktigt att inte glömma bort. Växande skog tar upp baskatjoner, så som Ca, Mg och K, som behövs för tillväxten och bygger in dem i träden. Den delen som skördas vid gallringen och vid avverkningen betyder en baskatjonförlust som utifrån massbalanssynvinkel är likvärdig med utlakningen av baskatjoner till vattnet. Hur stort uttaget av baskatjoner är beror på tillväxten som i sin tur styrs av bonitet, klimat, typ av skog, skogskötsel o.s.v., på hur skogen skördas (t ex helträd mot endast stamuttag) och inte minst på andelen skog i avrinningsområdet. Därför finns också regionala skillnader i baskatjonupptaget (Figur 25). De uttag av baskatjoner i sjöarnas avrinningsområden som användes inom MAGIC-modelleringen varierade dock mindre än t ex svavelnedfallet (Figur 24).



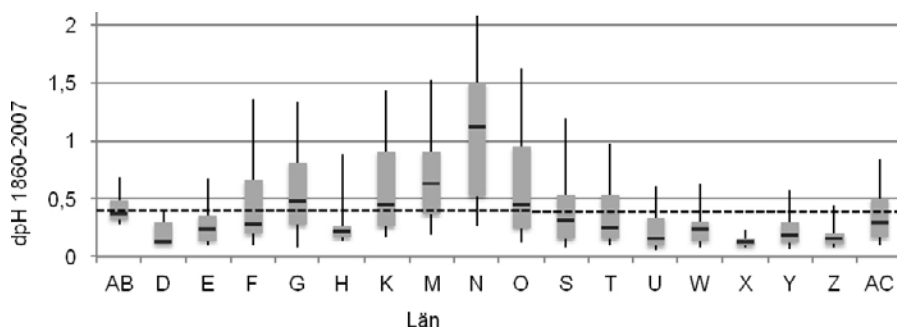
Figur 24. Icke-marin svaveldeposition år 2007. I absoluta tal varierar depositionen i länen med relativt hög deposition av icke-marint svavel (K-, M-, N- och O-län) mer, men i relativa tal beror spridningen också på antalet provtagna sjöar i respektive län.



Figur 25. Netto upptag av baskatjoner, d v s den delen avupptaget som skördas bort från skogen vid gallringen och slutavverkningen beräknat per genomsnittligt år inom omloppstiden.

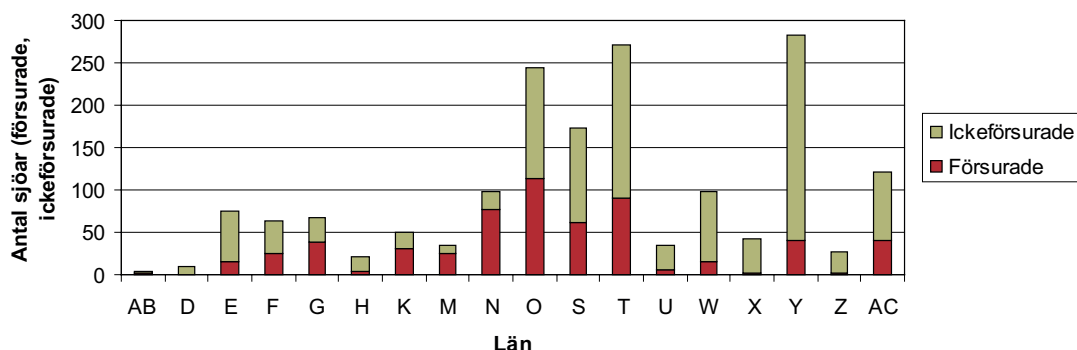
Försurningspåverkan är resultatet av balansen mellan de pådrivande faktorerna (luftföroreningar och skogsbruk) och försurningskänsligheten, d v s den motståndskraft som finns i jordar och sjöarnas sediment på grund av den upplagrade alkaliniteten och mineralvittringen som tillsammans med baskatjonnedfallet från atmosfären kontinuerligt fyller på markens förråd av utbytbara baskatjoner. Skillnaderna i andel försurade sjöar i olika delar av Sverige är mycket stora. Uttryckt per län (Figur 26 och 27) är det tydligt att i de värst drabbade länen (M och N) är det 3 av 4 modellerade sjöar som är försurade. Däremot i t ex X, Y och Z län är andelen modellerade sjöar som bedöms försurade lägre p.g.a. det mycket lägre svavelnedfallet (Figur 24).

Antal sjöar i varje län och antal modellerade sjöar i varje län varierar också kraftigt. Länen med störst antal modellerade sjöar som bedömdes som försurade (Figur 27) är N, O och T.



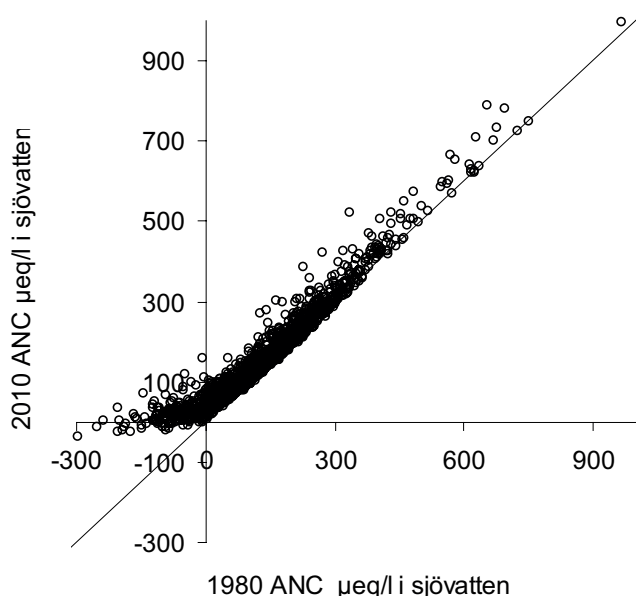
Figur 26. Skillnaden mellan förindustriellt pH (1860) och dagens pH (2007) uppdelat på län. Om skillnaden är större än 0.4 klassas sjön som försurningspåverkad.

Sjöar i studien (dpH 1860-2008, >0.4 =försurade, <0.4=ickeförsurade)



Figur 27. Antal okalkade referenssjöar som modellerats med MAGIC fördelat per län. Staplarna är uppdelade i försurade respektive ickeförsurade sjöar. Mer än hälften av alla sjöar i G, K, M och N län är försurningspåverkade.

En viss återhämtning av sjövattnets ANC och pH har skett i de allra flesta försurningsdrabbade sjöarna. Huvudanledningen är den massiva regionala minskningen av svavelnedfall sedan 1980. Storleken på ANC-förändringen i de modellerade sjöarna framgår av Figur 28. Man kan konstatera att både sjöar med låga och höga ANC-nivåer har varit med om en generell ökning av ANC de senaste 30 åren. De största ökningarna upp till 300 $\mu\text{eq/l}$ finns bland sjöarna med lågt ANC. Man kan också konstatera att det finns många sjöar utan någon ökning av ANC. Dessa är i de allra flesta fall sjöar som inte har



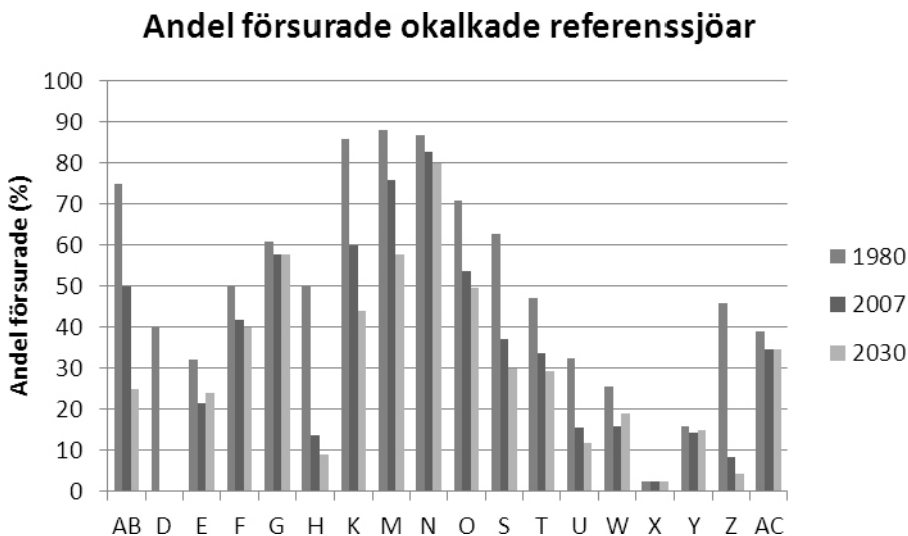
Figur 28. ANC i sjövattnet 1980 och 2010. Linjen visar 1:1-förhållandet, det vill säga hur det ser ut ifall ANC är lika stor 1980 och 2010. De allra flesta okalkade referenssjöar ligger ovan linjen vilket innebär att buffringsförmågan har ökat generellt på grund av den kraftiga minskningen av svaveldeposition. Störst ökning har skett i de sjöar som hade lägst ANC 1980. Fyra sjöar med 1980 ANC >1000 $\mu\text{eq/l}$ och en sjö med ANC < -300 har utelämnats.

drabbats av försurning och därmed inte har återhämtat sig. Till slut kan man konstatera att inga av de modellerade sjöarna har någon större minskning av ANC sedan 1980, d v s att minskningen av försurande nedfall räckte i alla fall till att ytterligare försurning av sjövattnet hejdades.

Framtida försurningsstatus via MAGIC-modellering

Trettiofyra procent av de modellerade okalkade referenssjöarna klassades som försurningspåverkade år 2007 enligt MAGIC-modelleringen. Andel försurade sjöar per län varierar kraftigt. I de mest försurningsdrabbade länen var mer än 70 % av de okalkade referenssjöarna försurade år 2007.

Skogsbruket bidrar till försurningen genom upptag av baskatjoner som byggs in i biomassa och så småningom skördas bort. I modellberäkningar varierade baskatjonupptaget från söder till norr (Akselsson m fl 2006). Upptaget viktades med andel skog i varje avrinningsområde. Vi har antagit att fram till 1970 skördades enbart stammar. Från 1970 till 2000 ökades intensiteten succesivt med skörd av grenar och toppar som har gått från 0 % 1970 till 30 % år 2000. Inga ytterligare justeringar gjordes efter år 2000, d v s framtida skogsbruk antogs vara skörd av stammar samt 30 % av grenar och toppar.



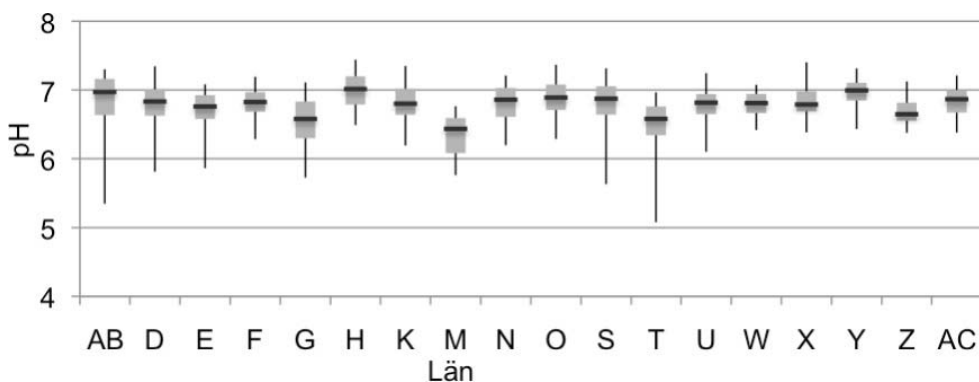
Figur 29. Andel av de okalkade referenssjöarna inom målsjöundersökningen som bedöms vara försurade enligt MAGIC-modellen år 1980, 2007 och år 2030.

Kalkade målsjöar

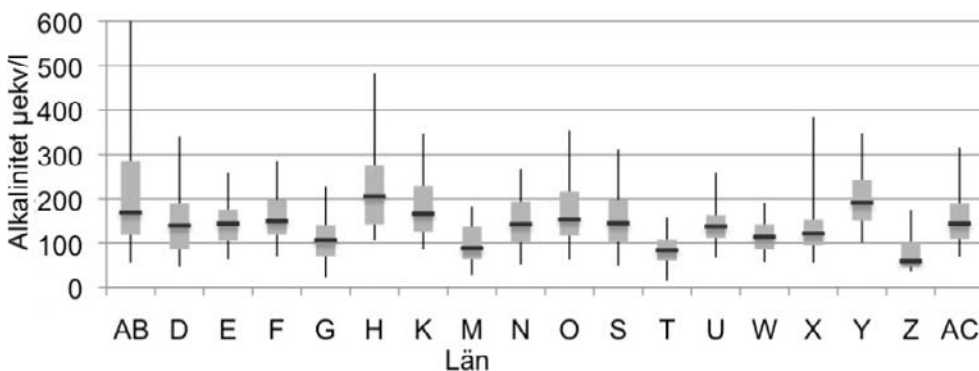
Vattenkemisk status

Vattenkemin i målsjöarna beskrivs med medelvärdet av provtagningarna 2007 och 2008. Värdena av pH i de kalkade målsjöarna ligger väl samlade mellan cirka 6,5 och 7 för de flesta länen. Lägre pH-värden återfanns i G, M och T-län. De högsta pH-värdena återfanns i H och Y-län med median pH på 7,0 (Figur 30).

De flesta sjöarna hade en alkalinitet mellan 100 och 200 $\mu\text{ekv/l}$. Alkaliniteter under 100 $\mu\text{ekv/l}$ var vanliga i G, M, T och Z-län. Alkaliniteter över 200 $\mu\text{ekv/l}$ var vanligast i AB, H och Y-län (Figur 31).



Figur 30. Fördelningen av pH i kalkade målsjöar. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.

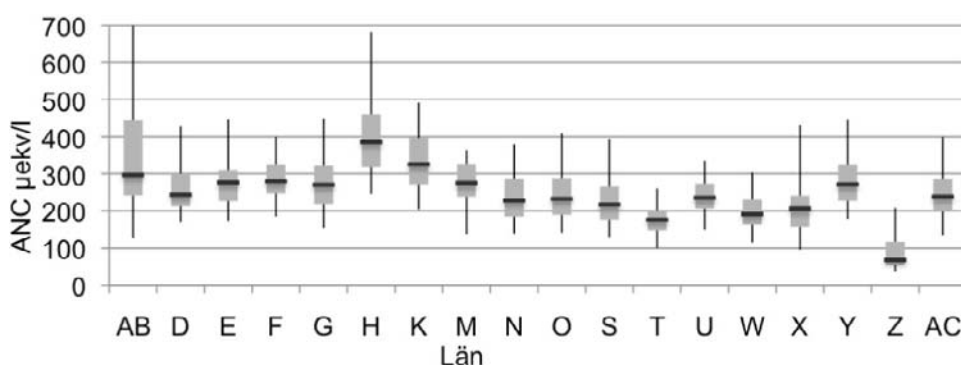


Figur 31. Fördelningen av alkalinitet i kalkade målsjöar. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.

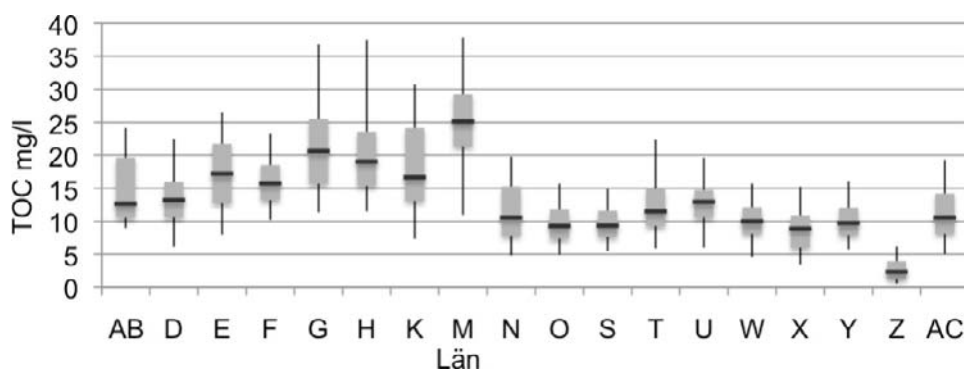
ANC-värdena låg oftast mellan 150 $\mu\text{ekv/l}$ och 350 $\mu\text{ekv/l}$. Z-län avvek kraftigt med 75 percentilen på 117 $\mu\text{ekv/l}$. Högst ANC hade H och K-län med medianer över 300 $\mu\text{ekv/l}$. Störst spridning på ANC inom länet hade AB-län (Figur 32).

I E, F, G, H, K och M-län kalkas främst bruna sjöar – medianvärdena på TOC var för dessa län över 15 mg/l. De klaraste målsjöarna återfanns i det fjälldominerade Z-län med 75 percentilen för TOC på 4,0 mg/l (Figur 33).

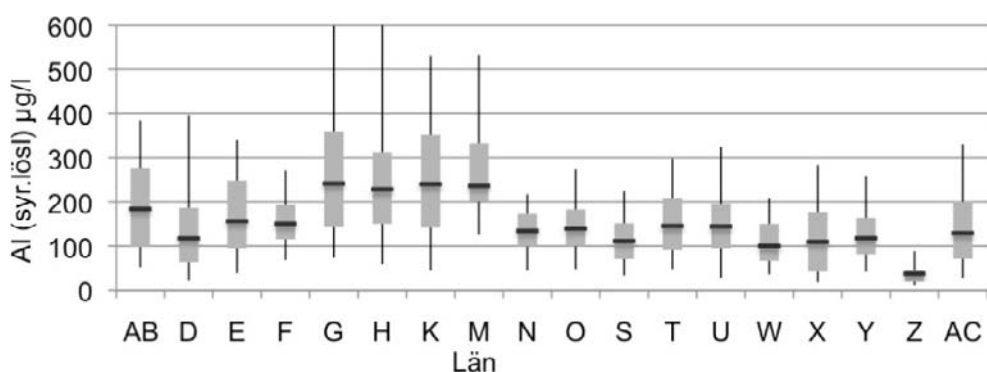
Halterna syralösligt aluminium (Al_s) avspeglar till stor del TOC-halterna (Figur 34).



Figur 32. Fördelningen av ANC i kalkade målsjöar. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.



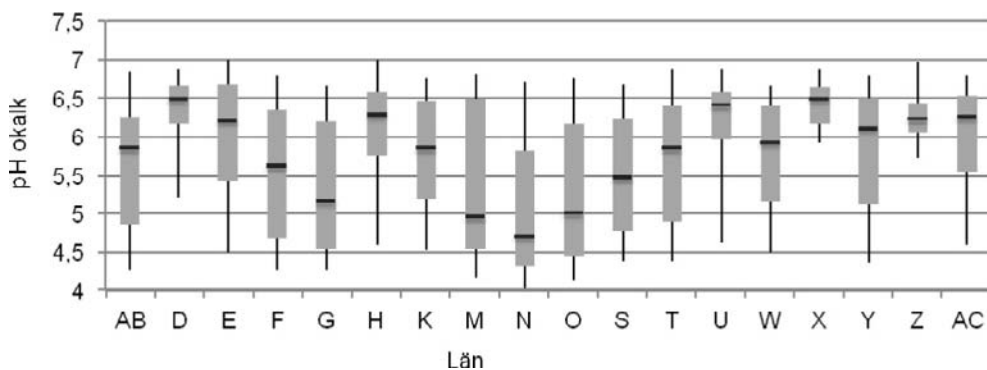
Figur 33. Fördelningen av TOC i kalkade målsjöar. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.



Figur 34. Fördelningen av syralösligt aluminium (Als) i kalkade målsjöar. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler.

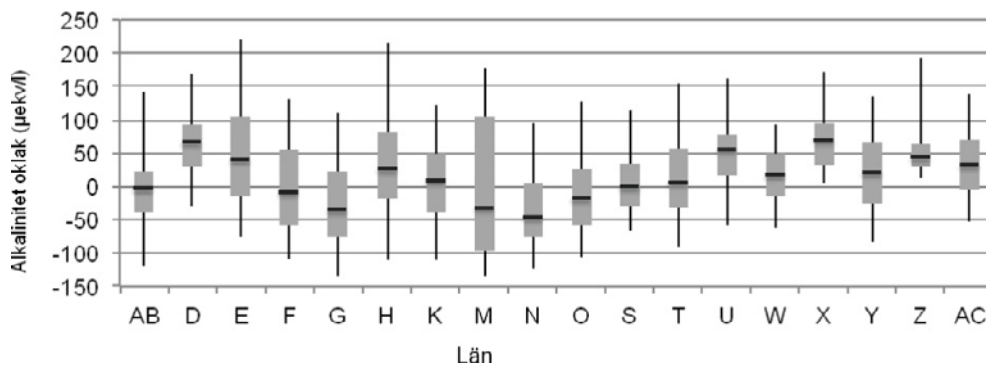
Vattenkemisk status efter korrigering för kalkpåverkan enligt medelvärden från provtagningarna hösten 2007 och våren 2008.

Vattenkemin i målsjöarna korrigerades för kalkningspåverkan med Ca^*/Mg^* för att visa hur de vattenkemiska förhållandena skulle vara utan påverkan från kalkning. Resultaten visar på stora spridningar av pH-värden i de flesta länen (Figur 35). I D, U, X och Z-län skulle 75 % av sjöarna ha pH-värden över 6 om de inte kalkades. I M, N och O-län skulle median-pH ligga under 5, men även i dessa län förekommer sjöar som skulle ha pH-värden över sex om de inte kalkades.

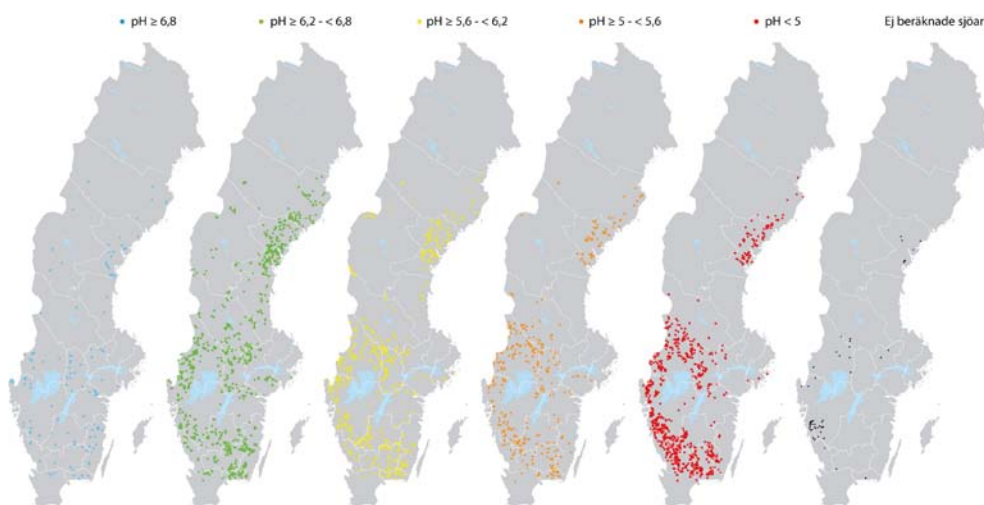


Figur 35. Fördelningen av pH i kalkade målsjöar efter korrigering för kalkningspåverkan med Ca^*/Mg^* (pH-okalk). Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler

Även alkaliniteten visar på att många målsjöar skulle vara relativt välbuffrade även om de inte kalkades (Figur 36). I D, U och X-län dominerar sjöar som skulle ha en alkalinitet över 50 $\mu\text{ekv/l}$ i genomsnitt om de inte kalkades. Även i AB, F, G, M, N, O och S-län, där majoriteten av sjöarna skulle ha aciditet om de inte kalkades, förekommer sjöar som skulle ha en alkalinitet över 100 $\mu\text{ekv/l}$ om de inte kalkades. För 73 av sjöarna ledde korrigeringen för havssaltpåverkan och kalkningspåverkan enligt referens 1 till negativa värden på Mg^* vilket gjorde att okalkad kemi inte kunde beräknas. För referens 2 var motsvarande siffra 76 sjöar. En stor andel av dessa ligger på västkusten där havssaltpåverkan är särskilt stor. Korrigeringen för havssaltpåverkan medför då alltid en risk för stora fel i beräkningen av okalkad kemi, även då värde inte är negativa.



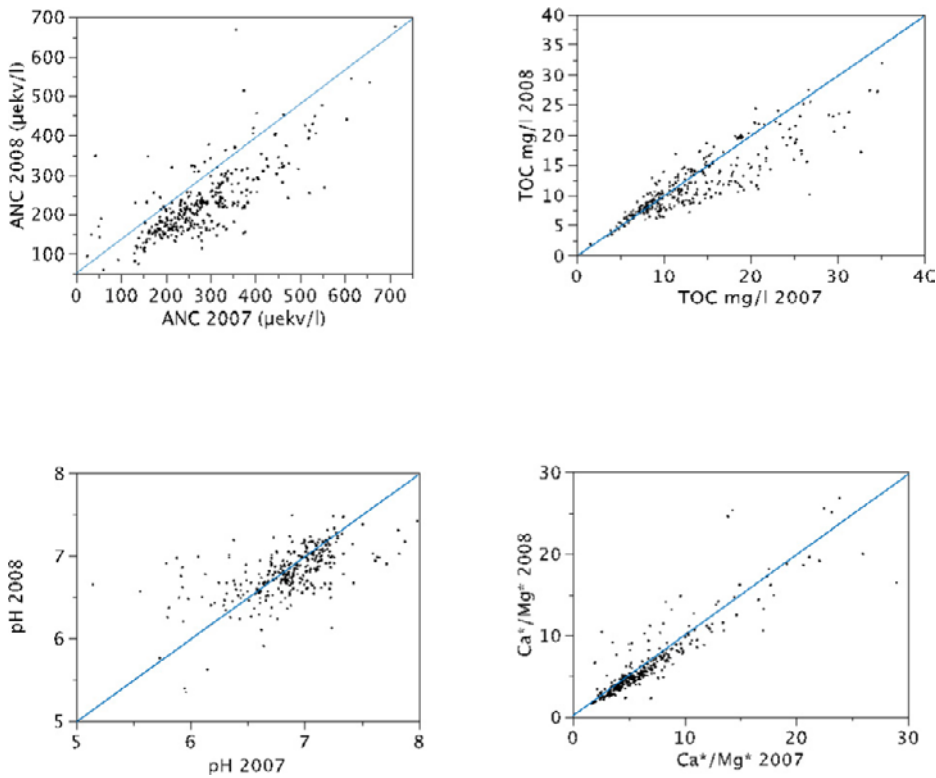
Figur 36. Fördelningen av alkalinitet i kalkade målsjöar efter korrigering för kalkningspåverkan med Ca^*/Mg^* (alkalinitet-okalk. Medelvärden av prover hösten 2007 och våren 2008. Boxen anger 25 och 75 percentiler, markeringen i boxen anger medianen och de lodräta strecken markerar 5 och 95 percentiler



Figur 37. Klassning av pH_{okalk} i målsjöar korrigerade för kalkning med referens 1. Medelvärde mellan 2007 och 2008. Ej beräknade sjöar innebär att korrigeringen för kalkning gav negativa halter av Mg^* efter korrigering för havssalt och kalkning.

Skillnad mellan provtagningarna hösten 2007 och våren 2008.

Skillnaden i ANC mellan våren 2008 och hösten 2007 var större för de kalkade målsjöarna jämfört med de okalkade referenserna (Figur 38 a). Skillnaden beror troligen till stor del på mindre kalkningspåverkan under våren eftersom den mesta av kalkningen genomfördes under hösten före provtagningen (Figur 7). Detta antagande styrks också av att Ca^*/Mg^* var lägre våren 2008 jämfört med 2007 (Figur 38 d). För effekterna av kalkning, hänvisas till en kommande rapport. Tendenserna till lägre halter TOC under våren var likartade i målsjöarna som för de okalkade referenserna. För pH var skillnaderna mellan hösten 2007 och våren 2008 relativt stora, men utan någon tendens åt något håll (Figur 38 c). De flesta målsjöarna ligger inom pH-intervallet över 6,5 där kolsyratrycket har stor betydelse för värdet. Detta bidrar troligen till den stora spridningen.



Figur 38. Samband mellan nivåer 2008 och 2007 för ANC (a), TOC (b), pH (c) och Ca^*/Mg^* (d) i kalkade målsjöar. Figurerna visar ett slumpmässigt urval av en tiondel av sjöarna för att undvika att punkterna täcker varandra. I varje figur har ett fåtal extrema värden uteslutits.

De stora skillnaderna i ANC mellan vår och höst syns även i länsvisa jämförelser (Tabell 11).

För TOC var bilden mer varierande. I X och Y län var halterna signifikant högre under våren, medan halterna i de flesta länen var signifikant lägre under våren. Liksom för referenserna var skillnaderna stora i F och G län, men de största minskningarna av TOC mellan vår och höst återfanns i M-län där halterna i genomsnitt var 6,51 mg/l lägre under våren.

Till skillnad från referenserna var alkaliniteten mer entydigt lägre under våren i målsjöarna med fler signifikanta och större skillnader. Enda undantaget var K-län med signifikant ökning av alkalinitet och där all kalkning genomfördes strax innan vårprovtagningen (Figur 7). Många län hade signifikant lägre pH-värden under våren 2008 jämfört med hösten 2007 med undantag för K, S och T län vilket bidrog till den tvetydiga bilden för hela landet. I K-län berodde detta troligen på att man kalkade mellan provtagningarna. I S och T län sammanföll signifikanta ökningarna av pH med minskningar i alkalinitet och TOC, vilket visar att kolsyratrycket spelar stor roll för pH där.

Ca*/Mg* minskade i de flesta länen vilket avspeglar att den kalk som i de flesta fall tillsattes före höstprovtagningen har späts ut (Figur 38 d och Tabell 11). Undantag från detta är G, H, K och Z län, som hade signifikant högre Ca*/Mg* på våren. Detta sammanfaller för de flesta länen med kalkningen mellan provtagningarna (Figur 7)

Tabell 11. Skillnad mellan provtagningarna hösten 2007 och 2008 (värdet 2008 minus värdet 2007) i kalkade Målsjöar. * anger signifikansnivå enligt ett dubbelsidigt parat t-test

Län Kalkning	pH	Alk	TOC	ANC	Ca*/Mg*
AB	0,1	-0,145	1,45	-0,141	-0,49
D	0,1	-0,014	0,44	-0,016	-0,44***
E	0,05	-0,038***	-0,41	-0,043***	-0,73***
F	-0,11***	-0,047***	-4,38***	-0,084***	-0,8***
G	0,08**	-0,01*	-4,51***	-0,049***	0,34**
H	-0,12**	-0,017*	-2***	-0,042***	0,19*
K	0,22***	0,017*	-1,39***	0	0,72***
M	-0,06	-0,025**	-6,51***	-0,074***	0,24
N	0,02	-0,054***	-3,72***	-0,08***	0,44
O	-0,12***	-0,071***	-1,38***	-0,083***	-15,13
S	0,15***	-0,018***	-1,67***	-0,029***	-0,36
T	0,15***	-0,011**	-0,97***	-0,021***	-0,24***
U	-0,11*	-0,052***	-0,35	-0,054***	-0,79***
W	-0,19***	-0,041***	-1,07***	-0,059***	-0,9***
X	-0,3***	-0,05***	0,63**	-0,048***	-0,48***
Y	-0,21***	-0,052***	0,33***	-0,057***	-0,64***
Z	-0,04	-0,001	0,05	-0,002	1,39*
AC	-0,16***	-0,039***	-1,34***	-0,056***	-0,43***

Försurningsbedömning av de kalkade målsjöarna

För att ge en översiktlig bild av försurningsläget i de kalkade målsjöarna i Sverige gjordes en försurningsbedömning utifrån vattenkemin korrigerad med referens 1 för medelvärden 2007–2008. Detta visade att 46 % av sjöarna inte skulle vara försurade om kalkningen avslutades (Tabell 12). Störst andel icke försurade målsjöar återfanns i D, U, X, Z och AC – län där mer än 70 % av sjöarna inte var försurade. Minst andel icke försurade målsjöar återfanns i N-län – 9 %).

Tabell 12

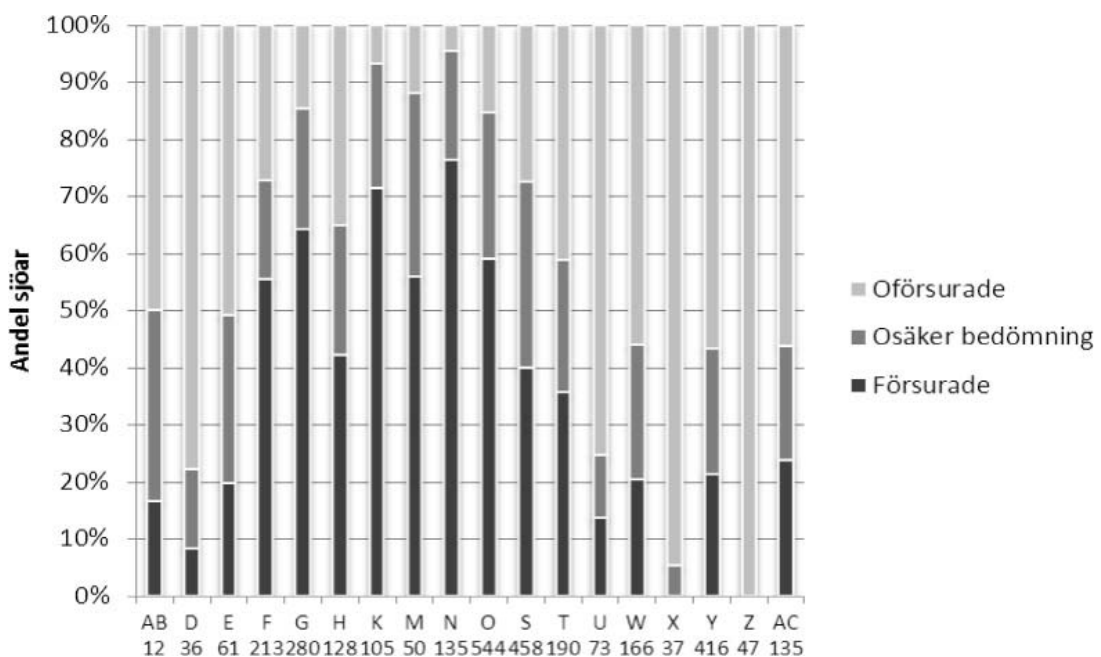
Medelvärde 2007–2008 Korrigerat med referens 1				
Län Kalkning	N Rows	N(Missing)	Andel försurade %	Andel oförsurade %
AB	12	0	42	58
D	36	0	14	86
E	61	0	34	66
F	213	0	63	37
G	280	2	73	27
H	128	2	56	44
K	105	1	85	15
M	50	0	68	32
N	135	11	91	9
O	544	38	72	28
S	458	8	56	44
T	190	0	47	53
U	73	2	17	83
W	166	2	35	65
X	37	0	3	97
Y	416	10	31	69
Z	47	0	0	100
AC	135	2	29	71
Hela Sverige	3 086	78	54	46

En jämförelse mellan de okalkade referenssjöarnas försurningsbedömning enligt modellering med MAGIC och med bedömning enligt MAGIC-biblioteket gjordes för att undersöka om biblioteket och MAGIC-modellen gav likvärdiga försurningsbedömningar. Vissa skillnader förekom, men generellt var överensstämmelsen tillfredsställande och 90 % är sjöarna fick samma försurningsbedömning. MAGIC-biblioteket användes därför för att bedöma de kalkade målsjöarna som kalkningskorrigerades med hjälp av Ca/Mg-kvoten enligt ovan.

För en bedömning på den individuella nivån tas hänsyn till osäkerheten genom att jämföra försurningspåverkan baserad på korrigerad med två olika referenser. För varje sjö användes två olika kalkningskorrigeringar utifrån de två okalkade referenssjöarna (Korr 1 och Korr 2). Detta för att se hur mycket skillnad det blir i försurningsbedömningen beroende på korrigeringen. I de fall

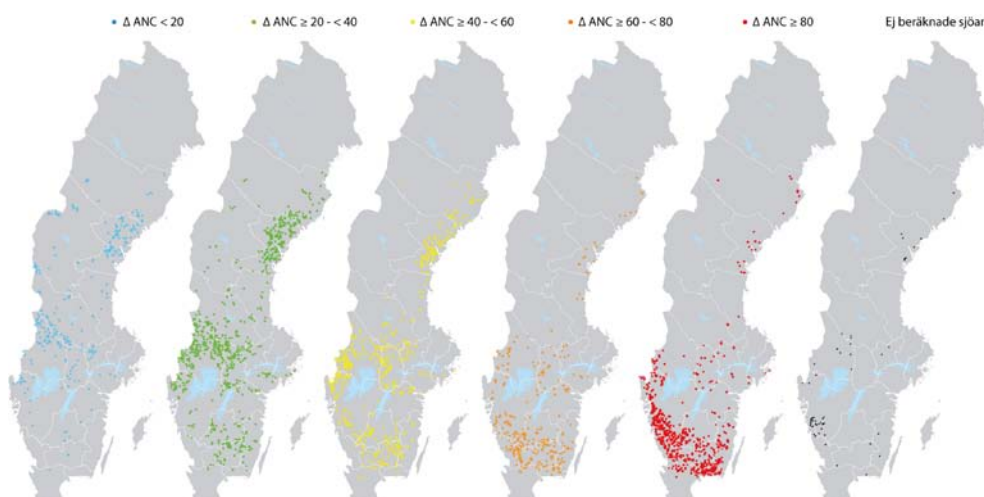
där båda korrigeringarna gav samma resultat har sjön bedömts som oförsurad eller försurad. I de fall där korrigeringarna gav olika bedömning har sjöns försurningstillstånd klassats som osäkert (Figur 39). Fem sjöar fann inte någon matchande sjö i MAGIC-biblioteket och dessa räknades också till de osäkra liksom sjöar som fick negativa halter vid korrigeringen.

Totalt kunde 3 008 målsjöar ges en försurningsbedömning efter korrigering med både referens 1 och 2. Av dessa klassades 43 % som påverkade av försurning enligt både referens 1 och 2, 34 % klassades som entydigt opåverkade. För 23 % av sjöarna gav de olika referenserna olika bedömningar och de betecknas därför som osäkra.

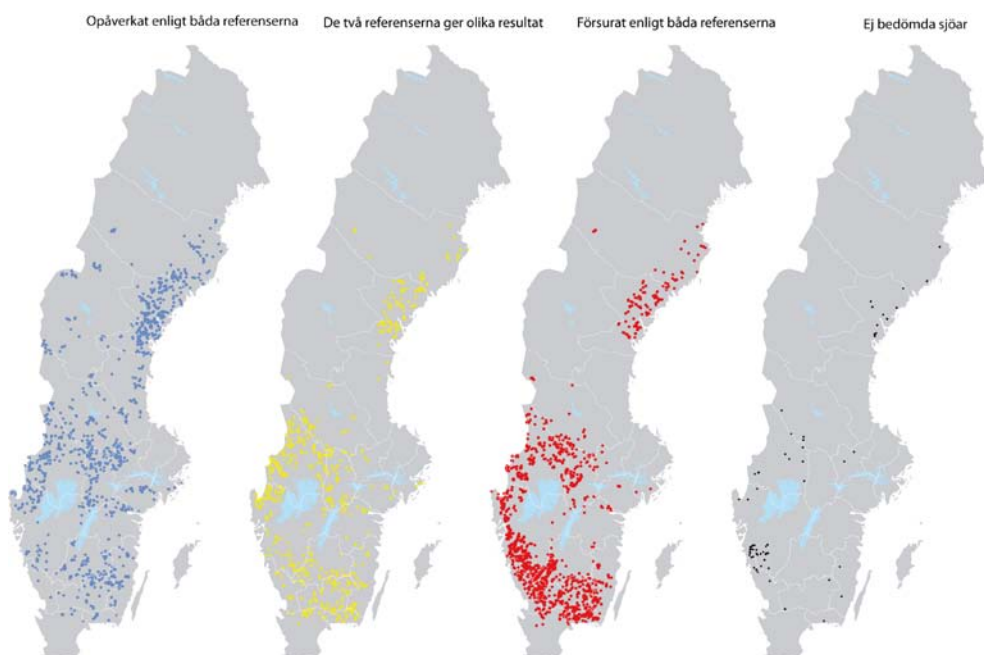


Figur 39 Andelen försurade, osäkra och oförsurade kalkningskorrigerade målsjöar fördelat på län. Antalet målsjöar som provtagits i länet anges under länsbeteckningen. Med osäkra bedömningar avses att korrigering med referens 1 och 2 gav olika klassning, att kalkningskorrigeringen gav negativa halter, eller att det inte blev någon matchning i MAGIC-bibliotek.

I grafen ovan kan man se att i vissa län är frekvensen försurade (kalkningskorrigerade) målsjöar endast kring 10–30 %, medan över 80 % av målsjöarna i andra län är försurade.



Figur 40. Klassning av ANC-förändring sedan 1860 i Målsjöar korrigerade för kalkning med referens 1. Medelvärde mellan 2007 och 2008. Obedömda sjöar innebär att korrigeringen för kalkning gav negativa halter eller att MAGIC-bibliotek inte gav någon matchning



Figur 41. Klassning av försurning i Målsjöar korrigerade för kalkning med referens 1 och referens 2. Medelvärde mellan 2007 och 2008. Osäkra bedömningar avser att korrigeringen med de två referenserna gav olika klassning. Obedömda sjöar innebär att korrigeringen för kalkning gav negativa halter eller att MAGIC-bibliotek inte gav någon matchning

Representativitet i tid och rum

Jämförelse av målsjöundersökningens resultat och den löpande provtagningen i IKEU-sjöar

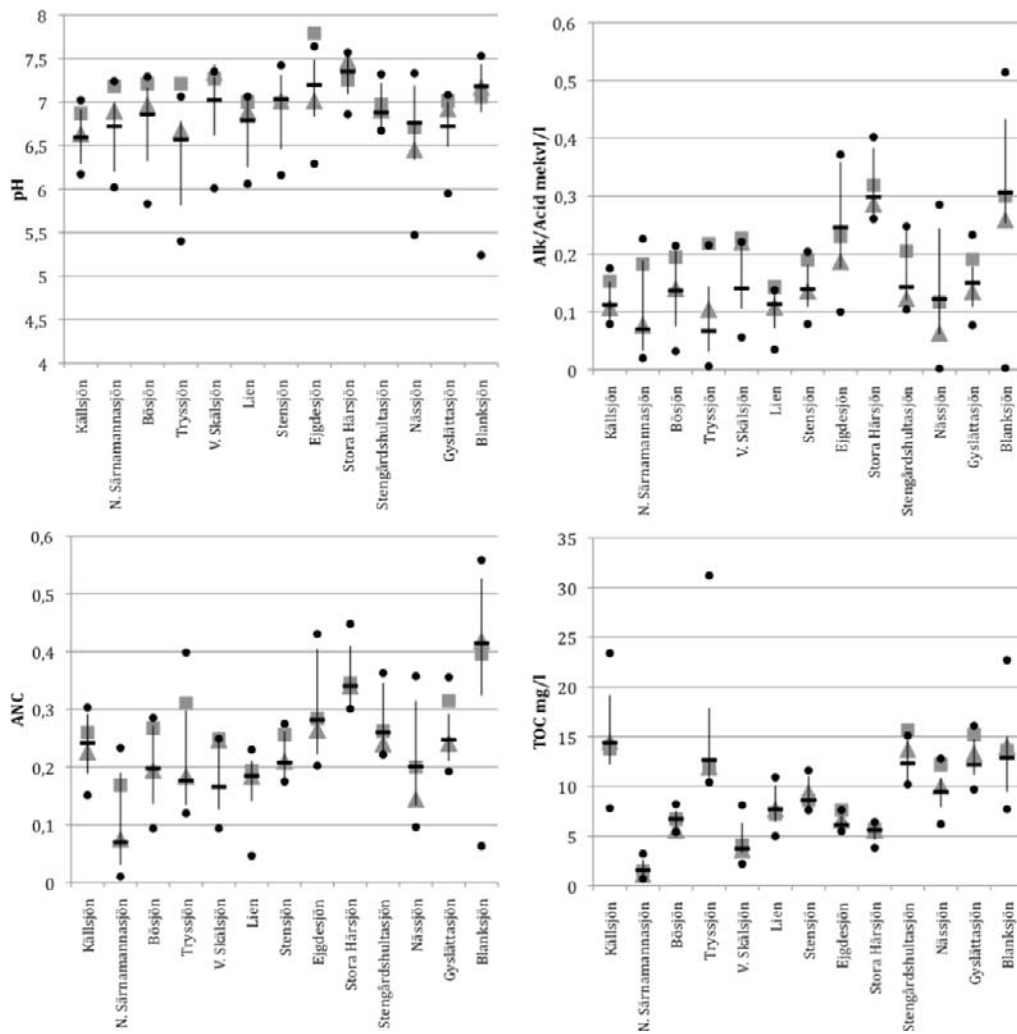
Inom IKEU-programmet provtas ett antal kalkade målsjöar åtta gånger per år. Detta gör det möjligt att undersöka hur pass representativa målsjöundersökningarnas två prov var i relation till variationen i tiden i sjöarna. Med några få undantag var målsjöundersökningens prover väl representativa för sjöns genomsnittliga halter. Några undantag var att pH och alkalinitet från höstproverna låg i den övre delen av fördelningarna för många sjöar i södra Sverige. Det kan bero på att målsjöundersökningens provtagning i södra Sverige till stor del togs efter kalkningen. I Trysjön och Elgdesjön hade målsjöundersökningens höstprover högre pH än vad som mättes någon gång under 2006–2008 inom IKEU-programmet.

Jämförelse av målsjöar och referenser med Omdrevssjöarna

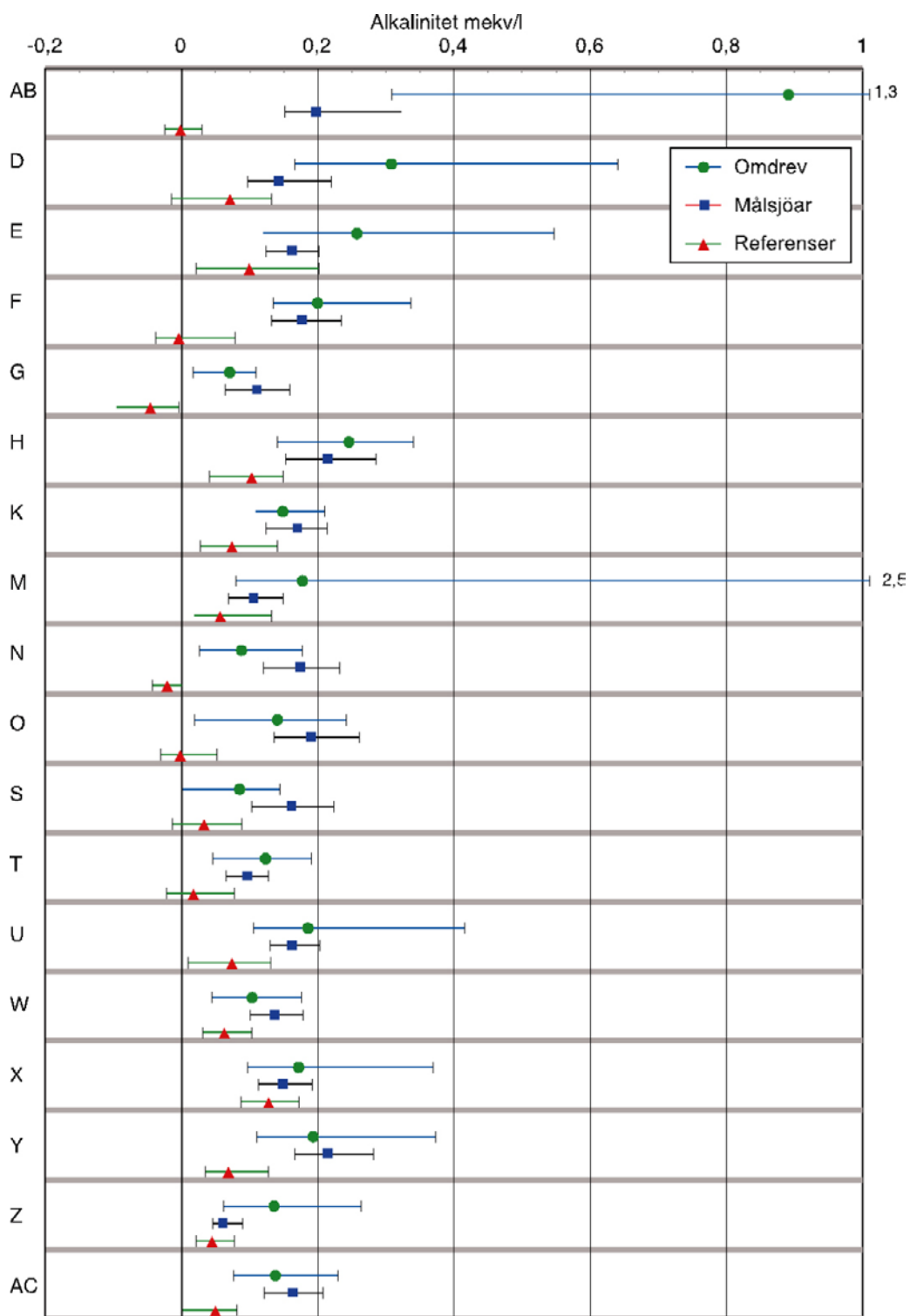
En jämförelse av fördelningarna av målsjöarna och referenserna med fördelningarna hos omdrevssjöarna visar hur målsjöar och referenserna förhåller sig till resten av sjöarna i ett område. Omdrevssjöarna omfattar ett stratifierat slumpat urval och avspeglar därmed alla Sveriges sjöar, men där små sjöar, som utgör det allra största antalet sjöar, viktats ner något (Grandin, 2007). Omdreven 2007 och 2008 omfattar tillsammans cirka 1 600 sjöar i hela Sverige.

Stora spridningar i alkaliniteten i omdrevssjöarna i t ex AB, D, E, och M län avspeglar de heterogena landskapen med både välbuffrade slättområden och mer svagt buffrade skogsområden. Referenserna har genomgående lägre alkaliniteter än omdrev och vilket visar att de flesta länsstyrelserna lyckats med att välja ut försurningskänsliga okalkade sjöar.

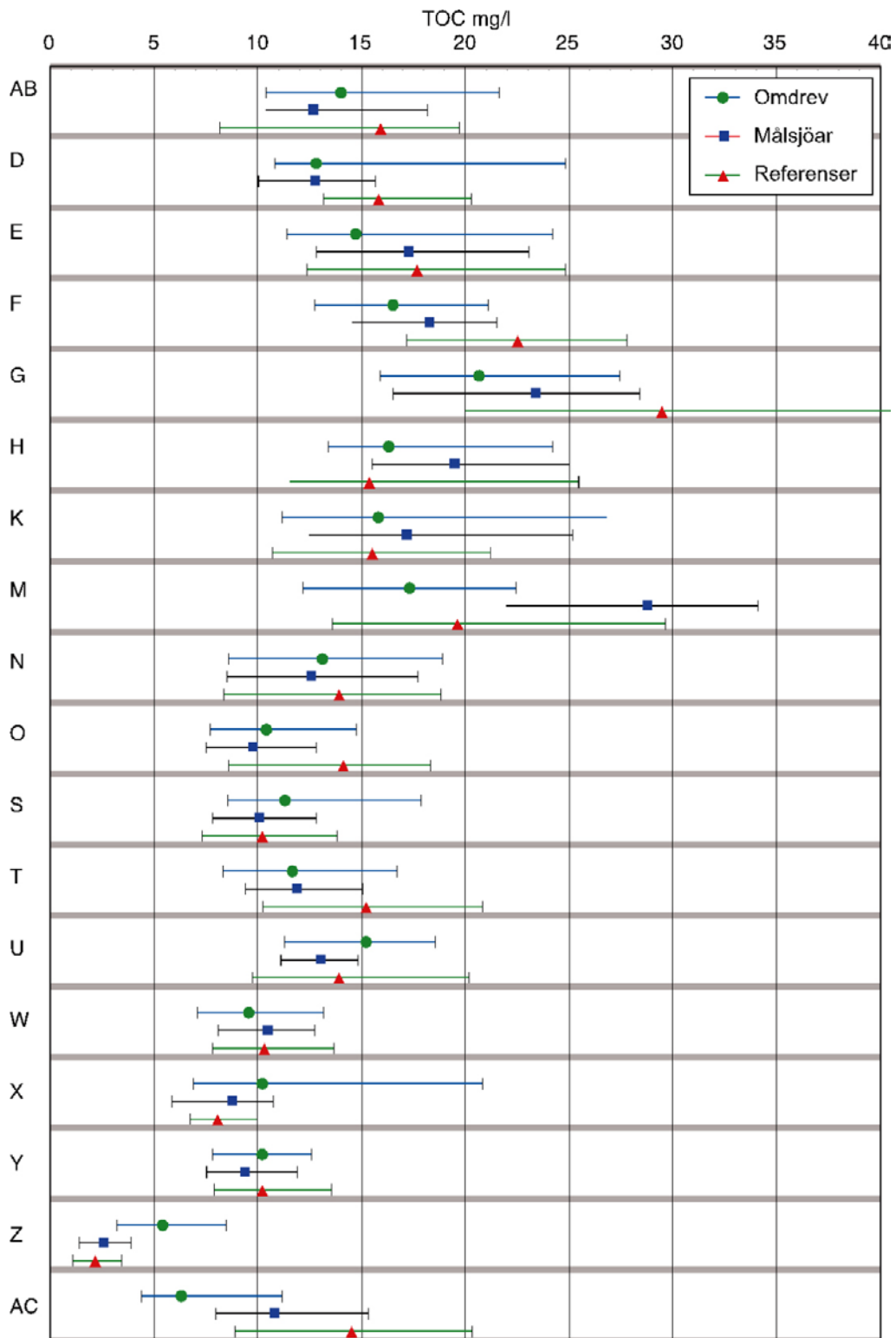
Fördelningarna av halten TOC är ofta lika i de tre sjögrupperna. Undantag är t ex Z-län där målsjöar och referenser har lägre TOC-halter än Omdrevet och AC-län där motsatt förhållande råder. Båda länen omfattar både fjäll och skogsområden. I Z-län kalkas i första hand i fjällområden medan i AC-län kalkas främst i de kustnära skogsområdena. I många län i södra Sverige är TOC-halterna något högre i referenserna jämfört med de kalkade sjöarna. Ett markant undantag här utgör M-län, där de kalkade målsjöarna har betydligt högre halter TOC jämfört med både Omdrev och Referenser.



Figur 42. Jämförelse av mätresultaten från Målsjöundersökningen hösten 2007 (grå fyrkant) och våren 2008 (grå triangel) med det löpande miljöövervakningsprogrammet 2006–2008 för 13 sjöar inom IKEU-programmet. Sjöarna är ordnade från norr till söder. Svart streck anger medianer från IKEU-provtagningen, lodräta streck anger 10 och 90 percentiler. Prickarna anger min och max-värden. Median för kalkintensiv sjöar = svart streck, svart linje visar 10- respektive 90-percentil, svart boll min respektive max för kalkinhöstprov 2007 = grå fyrkant och målsjöar, vårprov 2008 = grå triangel.



Figur 43. Alkalinitet i Omdrevssjöar, 2007–2008, Målsjöar 2007 och Målsjöreferenser 2007. Länsvisa medianer, 25 och 75 percentiler



Figur 44. Halten TOC i Omdrevssjöar, 2007–2008, Målsjöar 2007 och Målsjöreferenser 2007. Länsvisa medianer, 25 och 75 percentiler.

Osäkerheter i utvärderingen

MAGIC-modellering och MAGIC-biblioteket – överensstämmelse

MAGIC-modellen har använts i många länder i över 20 år och har hela tiden utvecklats och kompletterats. Mera ingående beskrivningar av modellens utveckling och egenskaper finns i Cosby m fl (1985a, b, 2001) och Jenkins m fl (1998). Drygt 60 av sjöarna i MAGIC-biblioteket har ingått i en skandinavisk studie där modellberäkningar med MAGIC har jämförts med tidsserier med mätdata (Skjelkvåle m fl 2001). Denna studie visade på en relativt god överensstämmelse. MAGIC-modellens förmåga att beräkna vattenkemi med tillgång till ett års data respektive med tillgång till tidsserier av flera års vattenkemi har studerats av Larssen m fl (2004). Slutsatsen var att osäkerheten kunde minskas om mätserier användes för kalibrering.

En osäkerhet ligger naturligtvis i själva modelleringen med MAGIC-modellen. Vi kan inte säkert veta hur de förindustriella förhållandena var i sjöarna eller vattendragen, så modelleringen kan inte kontrolleras. Det man kan göra, förutom att jämföra modellerade data från de korta tidsperioder som det finns mätdata ifrån, är att jämföra MAGIC-modelleringarna med resultat från helt andra metoder. En sådan metod är paleolimnologiska undersökningar, där man undersöker fossil av mikroskopiska alger i sjöars sediment och utifrån dem avgör vilket pH-intervall sjön kan ha legat inom. Metoden är också en modellering, där man måste uppskatta många parametrar, exempelvis sedimentationshastigheten för att veta när provet avsattes. En tidigare jämförelse mellan MAGIC-resultat och paleolimnologiska resultat har visat ganska god överensstämmelse (Erlandsson m fl 2008). Sedan dess har paleolimnologiska undersökningar utvecklats (Guhren et al, 2003) och även det senaste arbetet med MAGIC-modellen har gett en något modifierad bild av de förindustriella förhållandena jämfört med de tidigare modellberäkningarna. Generellt man kan konstatera att skattningar av förindustriellt pH som baseras på paleolimnologi ligger i median 0,19 pH enheter lägre än skattningar med MAGIC för 65 sjöar där båda metoderna användes. Osäkerheten i pH från paleolimnologi skattades till $\pm 0,3$ pH enheter. För 45 av de 65 undersökta sjöarna låg MAGIC pH inom det intervallet, för 20 sjöar var skillnaden mellan paleolimnologi och MAGIC större än så.

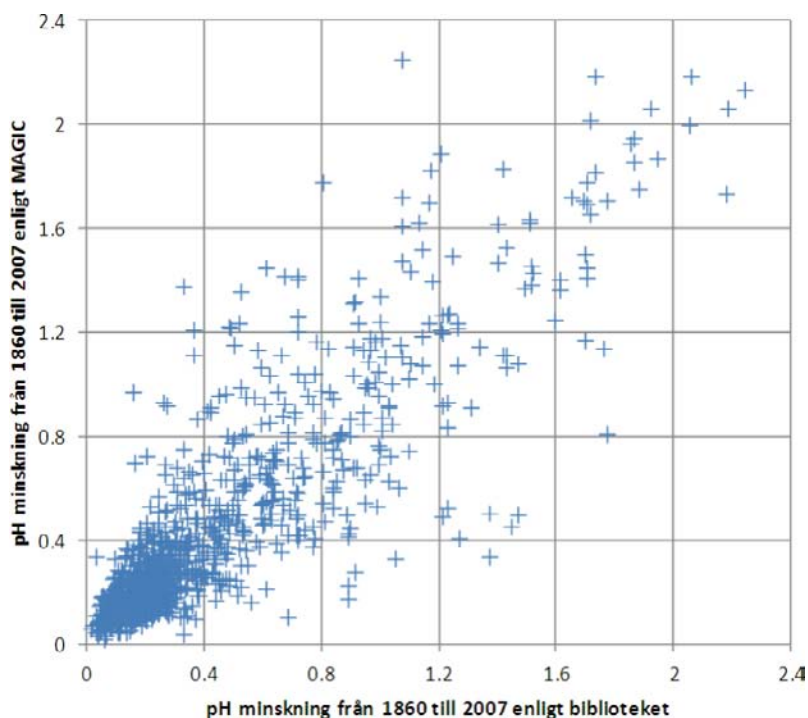
Utöver osäkerheter i själva MAGIC-modelleringen finns en annan osäkerhet i bedömningen p.g.a. att man försöker hitta en likadan sjö eller ett likadant vattendrag i en katalog med ett begränsat antal vattenförekomster. Sjöar är naturligtvis olika beroende på omgivningen och historien (markegenskaperna i avrinningsområdena, deposition, markanvändning och så vidare) och vissa är mer unika än andra. När MAGIC-bibliotekets sjöar har matchats mot varandra med den så kallade Jack-knife-tekniken, har det blivit ett medianfel (på absolutvärden) i matchningen för pH på 0,07 enheter. Det betyder att hälften av de matchade sjöarna har ett pH-värde som skiljer sig med mindre än 0,1 pH-enheter från pH-värdet i sjön den matchas mot. 2 % av sjöarna har haft ett fel i pH-bedömningen på 0,2 enheter eller mer.

De 1 090 okalkade referenssjöarna som finns inlagda i biblioteket bedömdes med MAGIC-biblioteket (utan möjligheten att träffa sig själv). Försurningspåverkan jämfördes med resultatet för MAGIC-modelleringen (Figur 43). I båda fall bedömdes majoriteten av sjöarna som oförsurade (d v s pH minskning sedan mitten av 1800 talet < 0,4 pH-enheter). Enligt biblioteket var 729 sjöar icke försurade. När bedömningen gjordes med MAGIC-biblioteket var motsvarande siffra var 723. Av dessa sjöar var det 671 som fick samma bedömning (icke försurad) vid båda tillfällena. Trehundranio sjöar bedömdes som påverkade av försurning i båda fallen (361 med biblioteket och 367 med MAGIC). Detta betyder att 62 % av sjöarna bedömdes som oförsurade, 28 % av sjöarna som försurade och 10 % av sjöarna fick olika bedömningar beroende på vilken metod som användes. De 10 % av sjöarna (110 stycken) med olika bedömningar syns i Figur 45 som påverkade av försurning i det ena fallet och opåverkade i det andra fallet.

Tabell 13. Resultaten av det s k Jack-knife testet av 1 090 okalkade referenssjöar som modellerats med MAGIC och lagts in i biblioteket. PP – sjöar försurade enligt MAGIC och MAGIC-biblioteket, PO – försurade enligt MAGIC men inte enligt MAGIC-biblioteket, OP – oförsurade enligt MAGIC, men försurade enligt biblioteket, OO – oförsurade enligt både MAGIC och MAGIC-biblioteket.

MAGIC/Jack-knife (MAGICbibl)	PP	PO	OP	OO
Antal sjöar	309	58	52	671

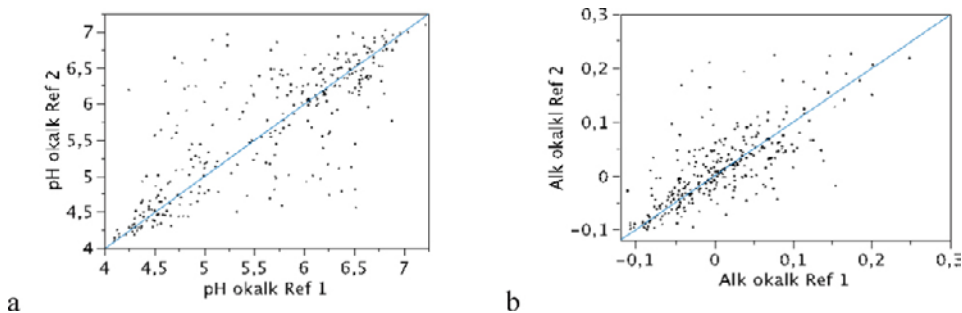
Att 90 % av sjöarna fick samma bedömning med MAGIC-biblioteket som med MAGIC-modelleringen innebär att MAGIC-biblioteket kan användas för bedömning då inte alla parametrar som krävs för modellering finns tillgängliga och att bedömningen i nio av tio fall blir samma som om sjön modellerats med MAGIC, d v s relativt pålitlig (Tabell 13). Det betyder dock också att i ett fall av 10 blir inte bedömningen samma med dessa två metoder. Merparten av sjöarna som fick olika bedömningar ligger nära 0,4 dpH-gränsen och olikheten i bedömningen beror på vilken sidan av 0,4 gränsen sjön har hamnat med de båda metoderna. Men det finns också sjöar som avviker avsevärt och det är svårt att få samma bedömning med MAGIC-biblioteket utan att använda annan information och andra kriterier än det som kan baseras på uppgifter som finns tillgängliga för att göra en MAGIC-biblioteksbedömning. En annan observation som är värd att notera är att det är ganska exakt lika många sjöar som bedöms som försurningspåverkade och opåverkade med de båda metoderna, d v s MAGIC-biblioteket har inte någon tendens att bedöma hela datasetet skevt åt något håll.



Figur 45. De 1 090 okalkade referenssjöarna bedömda med MAGIC-modellering och MAGIC-biblioteket.

Korrigerig av kalkningspåverkan

Osäkerheten i beräkningen av okalkad kemi testades genom att jämföra pH_{okalk} och $\text{Alk}_{\text{okalk}}$ för varje sjö beräknat separat med de två olika referensernas värde på Ca^*/Mg^* . I hälften av målsjöarna var skillnaden mindre än 0,2 enheter i pH och 20 $\mu\text{ekv/l}$ i alkalinitet, men för många sjöar var felet betydligt större (Figur 46). För pH var felet som väntat störst i intervallet 5 till 6 där buffringen är låg. Betydelsen av felet för försurningsklassningen är helt beroende av graden av försurningspåverkan. När försurningspåverkan är obetydlig eller mycket stor spelar felet i kalkningskorrigering mindre roll för att klassningen. För sjöar som ligger nära klassgränsen på 0,4 pH-enheter är felet helt avgörande för vilken klassning det blir. För en mer utförlig kvantifiering av felet i beräkningen av kalkad kemi samt en utveckling av metoden hänvisas till en specialstudie (Fölster m fl 2011).



Figur 46. Jämförelse av pH_{okalk} (a) och alkalinitet $_{\text{okalk}}$ (b) beräknat med referens 1 respektive referens 2. Figurerna visar ett slumpmässigt urval av en tiondel av sjöarna för att undvika att punkterna täcker varandra. I varje figur har ett fåtal extrema värden uteslutits.

Diskussion

Försurningsläget i landets kalkade sjöar

Målsjöundersökningen visar att 46 % av Sveriges kalkade sjöar inte klassas som försurade enligt Bedömningsgrunder. Försurningsläget uppvisar stora regionala skillnader som motsvarar försurningstrycket med större andel försurade kalkade sjöar i sydvästra Sverige jämfört med i norra Sverige. Resultaten visar att den neddragning av kalkningen som påbörjats varit motiverad. För en mer utförlig redovisning av samband mellan försurning och kalkning hänvisas till en kommande rapport. Samtidigt är försurningen i målsjöarna betydligt mer omfattande än vad som redovisades i den fördjupade utvärderingen baserat på 200 målsjöar inom Riksinventeringen 2005 (RI 2005) och en tidigare version av MAGIC-bibliotek då bara 20 % av målsjöarna bedömdes som försurade. De främsta orsakerna till den underskattning av försurningen som gjordes då var att det fanns sämre referenser för Ca^*/Mg^* , det saknades uppgifter om Mg-halten i kalkningsmedlet samt begränsningar i den dåvarande versionen av MAGIC-biblioteket. I och med att data för kalkningsuppgifter saknades underskattades försurningen i sjöar som kalkades med magnesiumrika kalkningsmedel som t ex Gåsgruvekalk. När uppgifter om kalkningsmedel blev tillgängliga kunde en mer realistisk bedömning göras.

Den version av MAGIC-biblioteket som användes för RI 2005 bestod främst av slumpvis utvalda sjöar från tidigare Riksinventeringar. Det slumpvisa urvalet gjorde att försurade sjöar i regioner med liten försurning eller i områden där en stor del av de försurade sjöarna kalkats, var underrepresenterade i biblioteket. Det gjorde i sin tur att sannolikheten för en försurad sjö att matcha mot en försurad sjö i biblioteket var liten. I och med att biblioteket utökats med ca 800 sjöar samt ytterligare kompletterats med 1 090 av målsjöundersökningens okalkade referenssjöar avhjälpes detta. Tilläggen av dessa modellerade sjöar är en betydande utökning och förbättring av bibliotekets underlag. Två tredjedelar av dessa sjöar bedöms som ej försurade (cf Tabell 13) och ca en tredjedel som försurade. Men egentligen är det viktigaste att den regionala representativiteten av bibliotekets underlag har förbättrats med både försurade och ickeförsurade sjöar i främst norra Sverige. Detta gör att risken minskar för den närmaste matchningen för en bedömningssjö blir en sjö som inte riktigt är jämförbar och att bedömningen därmed blir av tveksam trovärdighet. Arbetet med målsjöprojektet har medfört även andra förbättringar av MAGIC-biblioteket. Modellberäkningar på alla tidigare inlagda sjöar som har lagts in i biblioteket under de senaste 4 åren har modellerats om. Detta var för att nya nedfalls-scenarier blev tillgängliga från EMEP modellen och för att försäkra sig om att nedfalls-, mark-, skog- och hydrologidata bearbetades på ett enhetligt sätt. Jämförelsen med biblioteket som baserades på färre sjöar och som modellerades vid olika tillfällen gjordes och generellt sett kan man konstatera att en större andel av sjöarna nu bedöms som försurade. Att redovisa exakt vilka av de skillnaderna som beror på skillnader i bedömningarna med MAGIC-bibliotek med respektive utan kalkrefssjöar och vilka som beror

på den senaste och de äldre MAGIC-kalibreringarna är en ganska komplicerad uppgift. Alla faktorer spelar roll och hur stor roll beror på i vilken del av landet, vilken typ av sjöar det är och vilket år som används för bedömningen. Det finns också många likheter mellan de bedömningar som gjordes med hjälp av den allra första biblioteksversionen och den senaste, efter flera tusen modellerade sjöar och många timmars arbete med provtagning, analyser, databehandling och modellering. En sådan likhet är att försurningen procentuellt sett drabbar väldigt många fler sjöar i sydvästra Sverige än i resten av landet. Särskilt märks skillnaden mellan sydvästra Sverige och länen X, Y, Z, AC och BD. En annan likhet är att återhämtningen pågår i många av de försurningsdrabbade sjöarna samt att den naturliga återhämtningen inte ens om tiotals år kommer att leda till önskvärd sjövattekemi i de hårdast drabbade sjöarna.

Osäkerheterna i bedömningen av enskilda sjöar

En försurningsbedömning av kalkade vatten omfattar flera komplicerade beräkningssteg där felen ibland kan bli stora. Betydelsen av de olika felen för hur försurningsbedömningen i slutändan blir beror bland annat på sjöns pH-värde och hur stor försurningspåverkan är. För en del sjöar påverkas inte bedömningen även om felen är stora medan i andra fall kan även små fel ha betydelse för om en sjö klassas som försurad eller inte. Under arbetet med utvärderingen av målsjöundersökningen blev det snart klart att det fanns ett behov av att ytterligare förbättra metodiken för beräkning av okalkad kemi och framför allt fanns det ett behov av en bättre uppskattning av osäkerheten än den jämförelse av korrigering med två referenser som här presenteras. Därför påbörjades en specialstudie parallellt med utvärderingen av målsjöundersökningen som redovisas i en separat rapport (Fölster m fl 2011). Den visade t ex att en korrigering med kvoten av totalhalter av Ca och Mg är att föredra framför den marinkorrigerade kvoten som använts i denna utvärdering. Vidare togs verktyg fram för beräkning av osäkerheten i försurningsbedömningen för varje enskild sjö.

En viktig felkälla utgör referensvärdet för Ca^*/Mg^* som används vid korrigeringen av vattenkemin för kalkningspåverkan. På grund av att kalkningen oftast görs integrerat i hela avrinningsområden var det ofta svårt att hitta okalkade referenser uppströms. I stället fick okalkade referenser väljas utanför avrinningsområdet, vilket ökade osäkerheten. I specialstudien visades att med en referens uppströms var r^2 -värdet för sambandet mellan beräknad och uppmätt kalciumhalt 95 %. Om i stället en referens utanför avrinningsområdet användes var r^2 -värdet bara 58 %. Till detta kommer osäkerheter i matchningen mot MAGIC-biblioteket och osäkerheter i själva MAGIC-modelleringen. Det gör att i första skedet bör stora säkerhetsmarginaler tillämpas vid beslut om neddragningen eller avslutning av kalkningen. I takt med att mer mätdata samlas in, metodiken av försurningsbedömning utvecklas och erfarenhet av förekommande eller uteblivna skador på biota vid kalkavslut samlats in, kan neddragningen ske i fler sjöar och mindre säkerhetsmarginaler tillämpas.

All typ av modellering innebär en viss osäkerhet. Samtidigt som det pågår ett arbete med att minimera och kvantifiera denna osäkerhet är det viktigt att det för beslutsfattare utvecklas ett förhållningssätt till denna osäkerhet. Det handlar dels om riktlinjer för hur säker man ska vara på att en sjö är försurad för att ta beslut om fortsatt kalkning och dels om hur en bedömning med MAGIC vägs samman med andra tillgängliga data. MAGIC-biblioteket tillhandahåller en relativt robust skattning av försurningspåverkan med minimal arbetsinsats från användarsidan och med måttliga krav på information som behöver tas fram för bedömningen. I jämförelsen mellan skattningar av förindustriellt sjövattnen-pH skattade MAGIC-modellen merparten av de modellerade sjöarna (45 av 65 sjöar) inom säkerhetsmarginalen för de paleolimnologiska pH-skattningarna. För närvarande tycks MAGIC-biblioteket ge en överskattning av referens-pH och därmed försurningspåverkan på ca 0,2 enheter jämfört med den paleolimnologiska modellen. I det här sammanhanget innebär det att det troligen finns en viss säkerhetsmarginal för risken att felaktigt avsluta kalkning i ett försurat vatten.

Målsjöundersökningen genomfördes vid två tillfällen – hösten 2007 och våren 2008. Detta ger en otillräcklig beskrivning av tidsvariationen i vattenkemin. Det föreslagna programmet för Omdrev av målsjöar kommer ge ytterligare två mätningar i varje sjö. Detta ger en bättre beskrivning av tidsvariationen vilket kommer kunna minska säkerhetsmarginalerna vid beslut om minskad eller avslutad kalkning.

De flesta målsjöarna ingår i integrerade kalkningsplaner för hela avrinningsområden. Även om sjön själv inte behöver kalk, kan det behövas för nedströms effekt i vattendrag. Eftersom vatten generellt blir klarare och mer välbuffrat ju längre nedströms man kommer torde det inte vara så vanligt att ett vattendrag nedströms en icke försurad sjö är försurad. Även om variationen i surhet i ett nedströms vattendrag kan vara större än sjön uppströms så är variationen i försurning inte lika stor ((Erlandsson m fl 2010). Trots det bör ytterligare säkerhetsmarginal tillämpas vid beslut om avslut av kalkning i icke försurad målsjö som även kalkas för nedströms effekt. I och med att prover tas för försurningsbedömning inom det nystartade programmet för målvattendrag, kommer förbättrat underlag tas fram för att göra integrerade försurningsbedömningar av åtgärdsområden.

Försurningsbedömningen bygger på medelvärden av två provtagningar. Bedömningen av försurningspåverkan på medelvärden som beskriver den genomsnittliga vattenkemin är i enlighet med Bedömningsgrunder och baseras på samband mellan vattenkemi och biologiska parametrar i miljöövervakningsdata (Fölster m fl 2007). Detta innebär inte att skador på biota uppstår under medelsituationen. Den uppstår ofta under de suraste förhållanden och/eller när organismerna är känsligast, men risken är stor att man missar dessa kritiska tillfällen. Det genomsnittliga surhetstillståndet kan skattas med större statistisk noggrannhet och var därför bättre eller lika bra korrelerat till biota som minvärden. Det finns också ett samband mellan medeltillståndet och mintillståndet.

Försurningsbedömningen utifrån medelvärde bygger också på att försurningspåverkan inte varierar lika mycket i tiden som surhetstillståndet. Surstötter är ett naturligt fenomen men det är när den förstärks av antropogen påverkan som försurningskador uppstår. En studie har visat att episoder med förhöjd försurningspåverkan i samband med låga pH-värden främst uppstår i vatten som redan vid medelsituationen klassas som försurade (Erlandsson m fl, 2010). Risken att man felklassar ett vatten utifrån medelvärdet är därmed inte så stor även om den naturligtvis måste tas i beaktande när man bedömer ett enskilt objekt. Vårflodsepisoderna i Norrland har minskat snabbt i takt med den minskade depositionen (Laudon 2007) och idag förekommer förhöjda sulfathalter främst efter torra (Erlandsson m fl 2010).

Målsjöundersökningen har inneburit ett stort steg framåt i kunskapen om försurningstillståndet i våra kalkade vatten. För de flesta sjöar är det första gången man har tillgång till vattenkemiska data som gör det möjligt att göra en försurningsbedömning. Provtagningen i de okalkade referenserna har förutom att ge underlag till kalkningskorrigerings av de kalkade vattnen även gett en ökad kunskap om tillståndet i våra mest försurade sjöar. På det sättet är målsjöundersökningen ett viktigt komplement till omdrevsundersökningen som baserar sig på ett slumpat urval. De okalkade referenserna har också gjort det möjligt att förbättra MAGIC-biblioteket.

Samtidigt har utvärderingen påvisat behov av ytterligare dataunderlag och ökad kunskap. Kvaliteten på den kalk som används kan ibland vara avgörande för försurningsbedömningen. För utvärderingen av målsjöundersökningen samlades sådana uppgifter in från länen. Detta var tidsödande och krävde en hel del granskning och kompletteringar innan ett komplett dataset fanns tillgängligt. Någon motsvarande sammanställning har inte gjorts sedan dess. Det går därför inte att göra en säker bedömning av kalkade vatten utifrån provtagningar gjorda efter våren 2008. Ett arbete har påbörjats med att upprätta en nationell databas över kalkningsdata. Det är viktigt att detta arbete fortskrider för att möjliggöra kommande utvärderingar.

Målsjöundersökningen omfattade två provtagningar. Det påbörjade programmet med omdrevsprovtagning av målsjöar där en sjättedel av målsjöarna provtas vår och höst varje år kommer succesivt öka kunskapen om variationen i försurningsbedömningen och ge ett säkrare underlag både för klassning enligt bedömningsgrunder och för expertbedömningar. Det påbörjade programmet för omdrev av målvattendrag kommer på sikt ge ett motsvarande underlag för bedömning av vattendrag.

Slutsatser

Målsjöundersökningen omfattade 3 086 målsjöar inom den svenska kalkningsverksamheten. Som stöd till försurningsbedömningen har även 1 826 okalkade sjöar ingått i undersökningen. Vattenkemisk provtagning genomfördes i två omgångar; hösten 2007 och våren 2008. Undersökningen visade att 46 % av de kalkade sjöarna inte skulle vara försurade om kalkningen upphörde

En korrekt bedömning förutsätter att det finns uppgifter om magnesiumhalten i kalkningsmedlet. Sådana uppgifter saknades och fick samlas in under utvärderingen. Det är väsentligt att uppgifter om kalkens ursprung rutinmässigt samlas in fortsättningsvis för att möjliggöra korrekta bedömningar i framtiden.

Under utvärderingen av målsjöundersökningen konstaterades att bedömningsverktyget för försurningpåverkan inte fungerade tillfredställande för de kalkade sjöarna. Inom ramen för utvärderingsarbetet har därför en förbättrad version av bedömningsverktyget utvecklats.

Försurningsbedömningen av de kalkade målsjöarna gjordes med den förbättrade versionen av bedömningsverktyget.

En enkel osäkerhetsbedömning gjordes genom att för varje målsjö göra två separata försurningsbedömningar efter korrigerig av kalkpåverkan med två separata okalkade referenssjöar. Resultaten gav att 1 325 sjöar bedömdes som försurade med bägge referenserna, 1 059 sjöar bedömdes som oförsurade med bägge referenserna och 702 sjöar erhöll antingen olika bedömningar med de olika referenserna, eller fick orealistisk vatenkemi efter kalkningskorrigeringen.

Utfallet visade på stora skillnader mellan länen. I de mest påverkade länen var mer än 70 % av målsjöarna försurade och mindre än 15 % oförsurade. I några län var inga eller mycket få målsjöar försurade. Halland, Blekinge och Kronoberg uppvisade störst andel försurade målsjöar. I Jämtland bedömdes ingen målsjö vara försurad.

För de okalkade referenssjöarna har den framtida försurningsutvecklingen modellerats med MAGIC. Resultaten visade att det skett en betydande försurningsåterhämtning, men också att den framtida återhämtningen förväntas bli ringa.

Precis som i alla modellberäkningar finns en viss grad av osäkerhet i de försurningsbedömningar som görs med MAGIC-bibliotek. För att ytterligare öka användbarheten av resultaten bör osäkerheten kvantifieras bättre och riktlinjer tas fram hur resultaten sammanvägs med andra data och hur osäkerheten ska hanteras vid beslutsfattande.

Referenser

- Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin och E. Uggla, 2006: Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. *Water, Air, & Soil pollution. Focus* 2006, 7, 201–210.
- Andrén, C., 2003. Inorganic aluminium in streams – Bioavailability and toxicity. *Scripta Limnologica Upsaliensis* 2003 B:3.
- Andrén, C., E. Rydin, 2009. Which aluminium fractionation method will give true inorganic monomeric Al results in fresh waters (not including colloidal Al)? *J. Environ. Monit.*, 11, 1639–1646.
- Cosby, B. J., R. C. Ferrier, A. Jenkins och R. F. Wright, 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5:499–518.
- Cosby, B. J., G. M. Hornberger, J. N. Galloway och R. F. Wright, 1985a. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research* 21:51–63.
- Cosby, B. J., R. F. Wright och E. Gjessing, 1995. An acidification model (MAGIC) with organic acids evaluated using whole-catchment manipulations in Norway. *Journal of Hydrology* 170:101–122.
- Cosby, B. J., R. F. Wright, G. M. Hornberger och J. N. Galloway, 1985b. Modelling the effects of acid deposition: estimation of long term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research* 21:1591–1601.
- Driscoll, C. T., 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 16: 267–284.
- Erlandsson, M., K. Bishop, J. Folster, M. Guhren, T. Korsman, V. Kronnas och F. Moldan, 2008. A comparison of MAGIC and paleolimnological predictions of preindustrial pH for 55 Swedish lakes. *Environmental Science & Technology* 42(1): 43–48.
- Erlandsson, M., H. Laudon och J. Folster, 2010. Spatiotemporal patterns of drivers of episodic acidification in Swedish streams and their relationships to hydrometeorological factors. *Science of the Total Environment* 408(20): 4633–4643.
- Fölster, J. och A. Wilander, 2005. Försurningsbedömning in kalkade vatten med kvoten Ca^*/Mg^* . Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2005:3.

- Fölster, J., 2007. Förslag till Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Inst. för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:9.
- Fölster, J., C. André, K. Bishop, I. Buffam, N. Cory, W. Goedkoop, K. Holmgren, R. Johnson, H. Laudon och A. Wilander, 2007. A Novel Environmental Quality Criterion for Acidification in Swedish Lakes – An Application of Studies on the Relationship Between Biota and Water Chemistry. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 7(1): 331–338.
- Fölster, J., S. Köhler, C. von Brömsen, C. Akselsson och P. Rönnback, 2011. Korrigering av vattenkemi för kalkningspåverkan – val av referenser och beräkning av osäkerheter. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2011:1.
- Grandin, U., 2007. Strategier för urval av sjöar som ska ingå i den sexåriga omdrevsinventeringen av vattenkvalitet i svenska sjöar. Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:10.
- Guhrén, M., P. Rosén, T. Korsman och I. Renberg, 2003. Tidigare pH i referenssjöar i Sverige. ISBN 91-7305-448-8 ISBN 91-7305-448-8. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University.
- Henriksen, A., 1984. Changes in base cation concentration due to freshwater acidification. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 692–698.
- Hettelingh, J-P., M. Posch och J. Slootweg (eds.), 2009. Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe: CCE Status Report 2008. CCE status report 2008. <http://www.pbl.nl/en/publications/2009/Critical-load-dynamic-modelling-and-impact-assessment-in-Europe-CCE-Status-Report-2008>
- Hruska J, S. Köhler, H. Laudon och K. Bishop, 2003. Is a universal model of organic acidity possible: Comparison of the acid/base properties of dissolved organic carbon in the boreal and temperate zones. *Environmental Science & Technology* 37 (9): 1726–1730.
- Jenkins, A., R. F. Wright och B. J. Cosby, 1998. Modelling long-term hydrochemical response at ENCORE catchments in the UK and Norway. 35/1994, Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- Jenkins, A., T. Larsen, F. Moldan, M. Posch och R. F. Wright, 2002. Dynamic modelling of surface waters: impact of emission reduction – possibilities and limitations. ICP Waters Report 70/2002, NIVA, Norway.
- Köhler, J. och K. Bishop, 2005. Quantifying the error in EQC introduced by not including aluminium buffering in the conversion of ANC to pH. Rapport 2005:22 Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Köhler, S. och M. Erlandsson, 2011. Utvärdering av halterna oorganiskt aluminium i referenser inom Målsjöutvärderingen. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2011:04.

- Laudon, H., 2007. Försurningsläget i Norrland: En regional bedömning av situationen 1994, 2004 och 2020. Slutrapport till Naturvårdsverket dnr 235-5862-07Me.
- Larssen, T., J. Cosby och T. Högåsen, 2004. Uncertainties in predictions of surface water acidity using the MAGIC model. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4:125–137.
- Moldan, F., V. Kronnäs, A. Wilander, E. Karlton och B. J. Cosby, 2004. Modelling acidification and recovery of Swedish lakes. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4:139–160.
- Moldan, F., B. J. Cosby och R. F. Wright, 2009. Modelling the role of nitrogen in acidification of Swedish lakes: future scenarios of acid deposition, climate change and forestry practices. B1888, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Mörth, C-M., P. Torssander, O. J. Kjønaas, A. Stuanes, F. Moldan och R. Giesler, 2005. Mineralization of Organic Sulphur Delays Recovery from Anthropogenic Acidification. *Environ, Sci, Technol*, 39, 5234–5240.
- Nisell, J., A. Linsjö och J. Temnerud, 2007. Rikstäckande virtuellt vattendrags nätverk för flödesbaserad modellering VIVAN. Rapport 2007:17. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Naturvårdsverket, 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2007. Bara naturlig försurning – Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet (Rapport 5766), 116 s.
- Posch, M., J. Aherne, M. Forsius, S. Fronzek och N. Veijalainen, 2008. Modelling the impacts of European emission and climate change scenarios on acid-sensitive catchments in Finland. *Hydrology and Earth System Sciences* 12:449–463.
- Schöpp, W., M. Posch, S. Mylona och M. Johansson, 2003. Long-term development of acid deposition (1880–2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7, 436–446.
- Sjöstedt, C.S., J.P. Gustafsson och S.J. Köhler, 2010. "Chemical equilibrium modeling of organic acids, pH, aluminum and iron in Swedish surface waters". *Environmental Science & Technology* (In Press).
- Skjelkvåle, B.L., J. Mannio, A. Wilander och T. Andersen, 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990–1999. *Hydrology and Earth System Sciences* 5:327–337.
- SMHI, 2008. Väder och vatten. En tidskrift från SMHI – Nr 5 Maj 2008.
- Svarén, A., 1996. Jordmånsbildning och markkemisk övervakning i fjällområdet – en pilotstudie. Examensarbete 1995/96, Institutionen för skoglig marklära SLU, Uppsala. 48 p.

Wilander, A. och J. Fölster, 2007. Sjöinventeringen 2005 – En synoptisk vattenkemisk undersökning av Sveriges sjöar. Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:16.

Wright, R. F., C. Beier och B. J. Cosby, 1998. Effects of nitrogen deposition and climate change on nitrogen runoff at Norwegian boreal forest catchments: The MERLIN model applied to Risdalsheia (RAIN and CLIMEX projects). *Hydrology and Earth System Sciences* 2:399–414.

Wright, R.F., T. Larssen, L. Camarero, B.J. Cosby, R.C. Ferrier, R. Helliwell, M. Forsius, A. Jenkins, J. Kopá ek, V. Majer, F. Moldan, M. Posch, M. Rogora och W. Schöpp, 2005. Recovery of Acidified European Surface Waters. *Environ, Sci, Technol*, Feb. 1, 2005, 64–72.

www.emep.int

www.rivm.nl/cce

Målsjöundersökningen 2007–2008

JENS FÖLSTER, FILIP MOLDAN
OCH JOHANNA STADMARK

RAPPORT 6412

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6412-9
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Det försurande nedfallet över Sverige har minskat och det har inneburit en återhämtning i många tidigare försurade vatten. Därför är det nu möjligt att trappa ned eller avsluta kalkningsinsatserna i flera sjöar och vattendrag. Som ett led i att anpassa den omfattande kalkningen till minskad försurning lät Naturvårdsverket provta och försurningsbedöma landets ca 3000 kalkade målsjöar, och därtill ca 1800 okalkade referenser. De nya försurningsbedömningarna har sedan använts av länsstyrelserna när de har reviderat de regionala åtgärdsplanerna under 2010-2011.

Denna omfattande målsjöundersökning har även lett till en förbättrad bedömningsgrund för försurning, och ett omdrev av målsjöarna är igångsatt för att ytterligare öka precisionen i försurningsbedömningarna under den känsliga återhämtningsfasen.

