



LÄNSSTYRELSEN  
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Rapport 2005:43

## Magicmodellering av försurnings- påverkan på sjövatten och markkemi i 80 utvalda sjöar med avrinningsområden i Västra Götalands län



Rapport 2005:43  
ISSN 1403-168X

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län  
Enhet: Vattenvårdsenheten  
Adress: 462 82 Vänersborg  
Telefon: 0521-60 50 00  
Fax: 0521-60 55 07  
Beställ från [www.o.lst.se](http://www.o.lst.se) under rubriken Rapporter

## FÖRORD

Sydvästra delen av Sverige är hårt drabbat av försurningen. Detta beror på att nedfallet av försurande ämnen har pågått under lång tid och varit mycket stort samtidigt som motståndskraften mot försurning i många områden är låg. Internationella avtal har medfört att nedfallet av svavel minskat kraftigt medan nedfallet av kväve fortfarande ligger kvar på en hög nivå. Västra Götalands län är särskilt hårt drabbat. Framförallt de västra länsdelarna utgörs av svårvittrad mineral med tunna jordtäcken vilket ger en låg motståndskraft. Effekterna i sjöar och vattendrag av ett minskat nedfall av försurande ämnen är ännu små. Nästan 70 % av länets sjöar bedöms vara försurade (Länsstyrelsen 2002. Riksinventering 2000. Rapport 2002:19).

Som ett led i det regionala miljömålsarbetet har Länsstyrelsen uppdragit till IVL att modellera försurningsutvecklingen i ett antal av länets sjöar. Resultaten är ytterst intressanta för det fortsatta arbetet med åtgärder mot försurning. En viktig slutsats i rapporten är att det i många vatten inte kommer att ske någon fullständig återhämtning ens om 100 år. Det innebär att ytterligare åtgärder än utsläppsbegränsningar måste genomföras om miljömålet ”bara naturlig försurning” skall uppnås. Skogsstyrelsen har föreslagit ett storskaligt markkalkningsprogram och troligen är dessa åtgärder nödvändiga för att försurade vatten skall återhämta sig inom överskådlig framtid. Den pågående sjökalkningsverksamheten måste alltså i de flesta fall fortsätta ända tills åtgärder vidtagits och gett verkan i tillrinningsområdena.

Rapporten har finansierats med medel från miljömåls- och kalkeffektuppföljning.

För modelleringarna har Filip Moldan, Veronika Kronnäs och Olle Westling vid IVL i Göteborg ansvarat. Vi tackar för utfört uppdrag som också inkluderar denna rapport.

IVL är själva ansvariga för rapportens innehåll. Det kan därför inte åberopas som Länsstyrelsens ståndpunkt.

*Fredrik Nilsson*

# **MAGIC-modellering av försurningspåverkan på sjövattnen och markkemi i 80 utvalda sjöar med avrinningsområden i Västra Götalands län**

**Filip Moldan, Veronika Kronnäs och Olle Westling,  
IVL Svenska Miljöinstitutet  
Box 5302, 400 14 Göteborg  
filip.moldan@ivl.se**

## **Sammanfattning**

80 sjöar i Västra Götalands län har modellerats med försurningsmodellen MAGIC 7. Syftet med modelleringen var att uppskatta historiskt tillstånd, försurningsförlopp och återhämtningsförlopp under de närmaste årtiondena för sjöarna i länen och bedöma behovet av framtida åtgärder mot försurningen. Sjöarna har provtagits med avseende på vattenkemi en till fyra gånger och mätvärdena från år 2000 ligger till grund för modelleringen. I modelleringen används nederbörds-, avrinnings- och depositionsuppskattningar från ASTA för området runt respektive sjö. Markkemiska och –fysikaliska egenskaper för sjöarnas avrinningsområden togs från Markinventeringen, utförd av SLU. Vegetationsdata för avrinningsområdena kommer också från ASTA.

Modellberäkningar som redovisas i denna rapport tyder på att försurningens påverkan av sjöar i länet inte kommer att försvinna inom överskådlig framtid och att förindustriellt tillstånd i alla länets sjöar inte kommer att vara återställt ens om 100 år. Detta beror på att nedfallsminskningen inte är tillräcklig för att markens basmättnadsgrad ska kunna återhämta sig i någon större utsträckning. Men samtidigt man kan också konstatera att nedfallsminskningar har tydlig positiv effekt på vattenkemi, att länets sjöar har återhämtat sig till en viss del och att situationen kommer förbättras ytterligare inom de närmaste åren.

När försurningspåverkan bedöms utifrån pH-förändringen (omräknat från ANC förändringen) kommer ca 20% av VG80 sjöarna (7% av alla 4200 länets sjöar) år 2010 att ha pH mer än en enhet under 1860 års värde (mycket stor påverkan), 16% av VG80 sjöarna (5% av 4200 sjöar) att ha en pH-minskning mellan 0.8 och 1 enheter (stor påverkan), 16% av VG80 sjöarna (5% av 4200 sjöar) att ha en pH-minskning mellan 0.6 och 0.8 enheter (måttlig påverkan), 16% av VG80 sjöarna (5% av 4200 sjöar) att ha en pH-minskning mellan 0.4 och 0.6 enheter (liten påverkan), och 20% av VG80 sjöarna att ha en pH-minskning med mindre än 0.4 enheter (obetydlig påverkan). Dessa gränser är dock preliminära tills de nya bedömningsgrunderna är antagna.

# Innehåll

Sammanfattning	1
Innehåll	2
1. Inledning	3
1.1 Målsättningen med projektet	3
1.2 Utförande	3
2. Metod	4
2.1 Förurningsmodellen MAGIC	4
Databehov	4
Kalibrering	6
2.2 Data	6
Mark- och avrinningsområdesdata	8
Atmosfärdata och framtidsscenarioer	9
3. Resultat och diskussion	11
3.1 Kalibrering av modellen	11
3.2 Modellresultat för 10 referenssjöar, jämförelse med mätdata	11
3.3 Modellresultat för VG80-sjöarna, Göteborgsscenarioet	12
3.4 Jämförelser mellan scenarioer	16
3.5 Förurningspåverkan	17
4. Slutsatser	22
5. Referenser	23
Bilaga A Förurningspåverkansklasser	24
Bilaga B Fler resultat för referenssjöarna	26

## 1. Inledning

Med försurning menas den sänkning av pH-värdet i nederbörd, mark och vattendrag som har ägt rum, framför allt under andra halvan av 1900-talet. Sänkningen av pH-värdet beror på de utsläpp av försurande ämnen, främst svavel och kväve, som sker vid förbränning. Svavelutsläpp sker vid förbränning av svavelhaltigt bränsle (exempelvis brunkol) medan kväveutsläpp sker vid all förbränning vid höga temperaturer. De största utsläppen sker i tätbefolkade industrialiserade länder i Sydostasien, Nordamerika och Europa, men problemen med försurningen är störst i urbergsområden, dvs för Europas del de glesbefolkade länderna i Norden. Det var också här som den storskaliga mark- och sjöförsurningen upptäcktes på 1960-talet. Sedan dess har det internationella samarbetet i Europa lett till att svavelutsläppen minskat betydligt. Kväveutsläppen har minskat något. Södra Norge och sydvästra Sverige är extra utsatt för försurningen pga mager berggrund, relativt höga nederbördsmängder och sydliga och västliga vindar som för med sig luftföroreningar från de tätbebyggda områdena i Central- och Västeuropa.

Försurningen av sjöar innebär att många djurarter som naturligt finns i sjöarna inte längre kan överleva där. För att motverka detta kalkas många av de drabbade sjöarna. Av Sveriges drygt 90000 sjöar större än en hektar antas 17000 vara försurade och 7000 har kalkats en eller flera gånger (Naturvårdsverkets websida). I Västra Götalands län finns ca 4200 sjöar och av dessa är 1400 försurade men okalkade enligt tidigare bedömningar (Naturvårdsverket, 2000, Länsstyrelsen Västra Götaland 2003).

### 1.1 Målsättningen med projektet

Målet med projektet har varit att uppskatta historiskt tillstånd, försurningsförlopp och återhämtningsförlopp under de närmaste årtiondena utifrån dynamiska modellberäkningar på utvecklingen av sjövatten- och markkemi från ca 1850 till ca 2030 på ett antal sjöar i Västra Götalands län. Följande frågor har belysts:

- Hur försurningspåverkade är de modellberäknade sjöarna,
- hur långt har återhämtning redan gått och hur kan den fortsatta utvecklingen uppskattas,
- hur stor andel av försurade sjöar kommer att återhämta sig till en viss tid med avseende på vattenkemisk gränser med realistiska scenarier för framtidsnedfall, hur stor andel av sjöarna skulle kunna återhämta sig om nedfallet minskar mer än väntat, hur stor andel kommer inte återhämta sig oavsett hur mycket nedfallet minskar.

### 1.2 Utförande

Modellberäkningarna har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Länsstyrelsen för Västra Götalands Län.

## 2. Metod

### 2.1 Försurningsmodellen MAGIC

En dynamisk modell som används för att beskriva utvecklingen av försurning räknar på materialbalanser i sjöar och deras tillrinningsområden. Tillförsel och bortförsel av syror och basiska ämnen beräknas årsvis med hänsyn till att flöden och förråd ändras med tiden. Den dynamiska försurningsmodell för ytvatten som använts mest i Sverige och internationellt är MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) Den beskriver förändringar av syra- och basförhållandena i marken och i ytvatten när faktorer som nedfall av försurande ämnen och skogsbrukets inriktning förändras. Förändringarna beskrivs genom tidsserier för indikatorvärden, som till exempel markens basmättnadsgrad i tillrinningsområdet samt pH, ANC (Acid Neutralising Capacity, dvs buffringsförmåga i vattnet, som räknas ut som summan av baskatjoner och ammonium minus summan av nitrat och sulfat), och halter av oorganiskt aluminium i ytvatten. Man räknar ofta från mitten/slutet av 1800-talet, som då representerar det förindustriella referenstillståndet. Modellen kan tillämpas på både rinnande vatten och sjöar. Modellberäkningarna i sjöar omfattar även vissa interna processer, t.ex. sedimentation utöver tillrinningsområdets och avrinningsvattnets kemi.

MAGIC modellen består av tre delar:

1. En del som behandlar markkemiska jämviktsreaktioner där halterna av olika ämnen i jonform kontrolleras av sulfatadsorption, utbyte av katjoner på markpartiklarna, upplösning- utfällning- speciering av aluminium, samt upplösning- speciering av oorganiskt och organiskt kol.
2. En del som beräknar massbalanser där flödet till och från marken kontrolleras av atmosfäriskt nedfall, vittring, nettoupptag i biomassa samt utlakning.
3. En del kopplar samman de markkemiska jämviktsreaktionerna med massbalansberäkningarna. Centralt i modellen är det utbytbara förrådet av baskatjoner i marken. Om förrådet förändras över tiden, på grund av påverkan från luftföroreningar eller skogsbruk, förändras även jämvikterna mellan mark och markvatten, vilket i sin tur ändrar avrinningens kemi. Tidsstegen i modellen är normalt år vid simuleringar under långa perioder. Hur omfattande och snabba förändringarna blir beror både på storleken av flödet av till exempel luftföroreningar och markens naturliga grundegenskaper.

MAGIC modellen har använts i många länder i nära 20 år och har hela tiden utvecklats och kompletterats. Mera ingående beskrivningar av modellens utveckling och egenskaper finns i Cosby m. fl., (1985a,b,c, 2001) och Jenkins m. fl., (2002).

#### Databehov

Modellen drivs av tidsserier på deposition av olika joner, hydrologi, biologiskt upptag av joner, interna markkemiska processer samt klimatvariabler (se tabell 1). Konstanta parametrar i modellen inkluderar fysikaliska och kemiska egenskaper i mark och vatten och termodynamiska konstanter.

Tabell 1. Databehov för beräkningar med MAGIC.

---

**Hydrologiska parametrar**

- Avrinning (m/år)
- Nederbörd (m/år)

**Markparametrar**

- Markdjup (m)
- Porositet (%)
- Bulkdensitet (kg/m<sup>3</sup>)
- CEC (meq/kg)
- SO<sub>4</sub> maximal adsorptionskapacitet (meq/kg)
- SO<sub>4</sub> halvmättnadskonstant (meq/m<sup>3</sup>)
- Löslighetskonstant för aluminiumhydroxid i fast fas, KA1(OH)3 (log10)
- Temperatur (årsmedel) (°C)
- pCO<sub>2</sub> (%)
- Organiska syror (mmol C/m<sup>3</sup>)
- Löslighetskonstant för organiska syror (pK)
- Nitrifikation (% av kvävetillförsel)

**Ytvattenparametrar**

- Sjöns retentionstid (år)
- Sjöns relativ area (% av avrinningsområde)
- Temperatur (årsmedel) (°C)
- Löslighetskonstant för aluminiumhydroxid i fast fas, KA1(OH)3 (log10)
- pCO<sub>2</sub> (%)
- Organiska syror (mmol C/m<sup>3</sup>)
- Löslighetskonstanter för organiska syror (pK1-3)
- Nitrifikation (% av kvävetillförsel)

**Ytvatten- och markkemi under kalibreringsåret**

- Koncentrationer av makrokonstituenterna (Ca, Mg, Na, K, Al, NH<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub>, Cl, NO<sub>3</sub>, F) (meq/ m<sup>3</sup>)
- Utbytbara baskationer i mark (Ca, Mg, Na, K) (meq/kg)

**Depositionsparametrar**

- Koncentrationer av makrokonstituenterna (Ca, Mg, Na, K, NH<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub>, Cl, NO<sub>3</sub>, F) under kalibreringsåret
  - Tidsserie på förändringar av våt och torr deposition av olika joner
- 

Tidsserier för historisk och framtida nedfall av försurande luftföroreningar som används i modellberäkningarna hämtas från uppskattningar och prognoser utarbetade inom Konventionen för Gränsöverskridande Luftföroreningar (CLRTAP).

Det framtida nedfallet i modellberäkningarna baseras i regel på att det senaste internationella avtalet om utsläpps begränsningar, det så kallade Göteborgsprotokollet från 1999, genomförs fram till år 2010. Därefter minskar nedfallet bara lite i de modellberäkningar som utnyttjar ett basscenario. De relativa förändringarna är ganska lika i hela landet, men den relativa minskningen efter 1997 är något mindre i norra Sverige som aldrig haft så högt nedfall som de södra delarna.



## Kalibrering

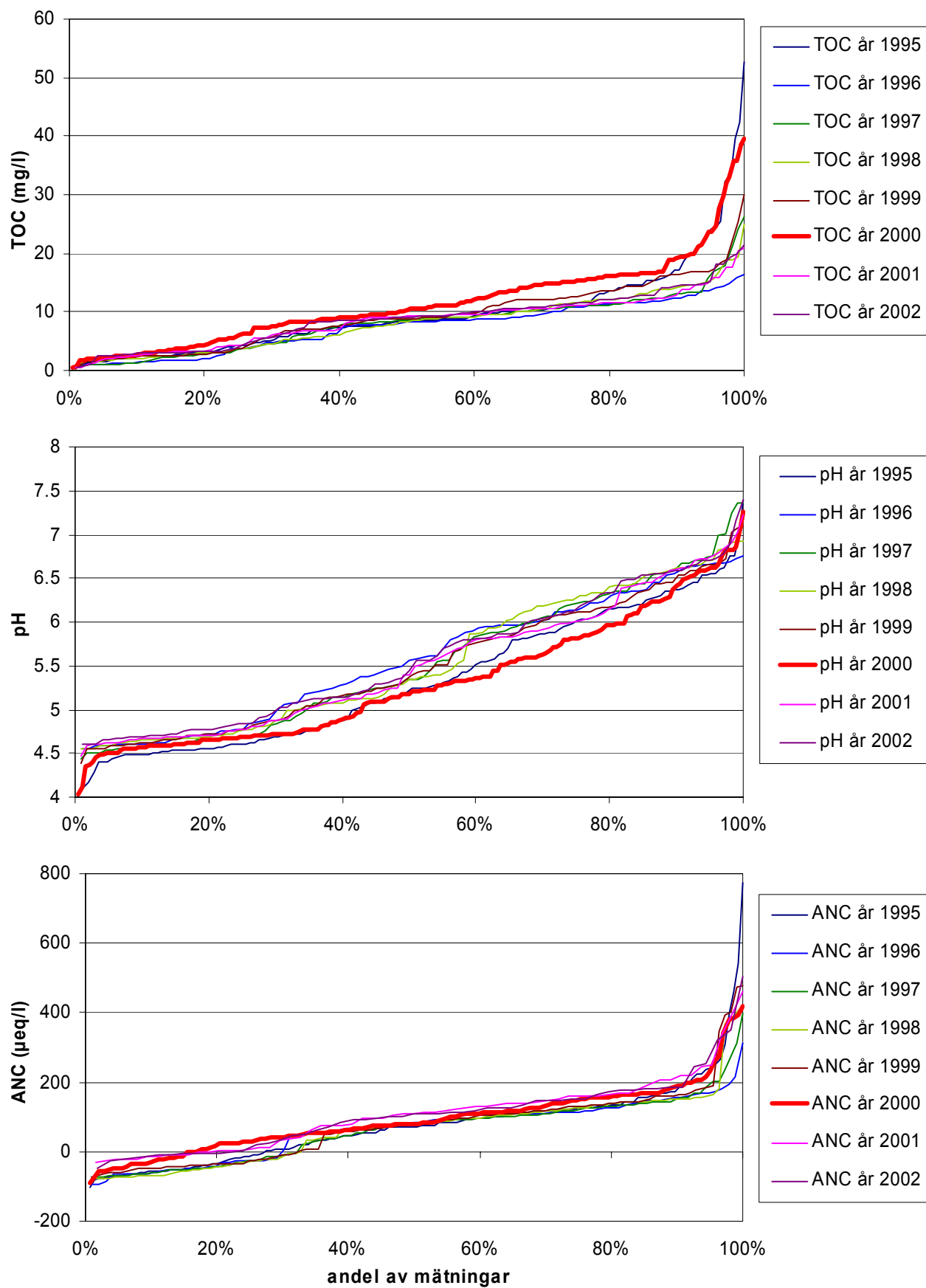
Beräkningarna med MAGIC kalibreras med hjälp av uppmätta värden på mark- och vattenkemi under en specifik period. Kalibreringen sker i flera steg:

- Uppmätta ämnen som antas passera genom mark och vatten (främst klorid) balanseras i modellberäkningarna så att tillförsel och bortförsel i avrinningsområdet blir lika stora.
- Retentionen av kväve och adsorptionen av sulfat i mark i modellberäkningarna justeras så att beräknade anjonflöden stämmer överens med uppmätta.
- Beräknade och uppmätta halter av baskatjoner i avrinningen och som utbytbara joner på markpartiklarna matchas genom att justera markens jonbytesselektivitet och vittringshastighet i modellberäkningarna.
- Beräknade och uppmätta halter av pH och aluminium matchas genom att justera löslighetskonstanten för aluminium.

### 2.2 Data

Data från 80 sjöar i Västra Götalands län ligger till grund för modelleringen (VG80). Sjöarna är slumpvis utvalda och utgör ett representativt urval av de 1400 sjöar i länet som av Länsstyrelsen bedömts vara försurningspåverkade enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2000). De har provtagits mellan en och fyra gånger under åren 1985, 1990, 1995, 2000 och 2001. De vattenkemiparametrar som ligger till grund för modelleringen är pH, koncentration av  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{4-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , summan av  $\text{NO}_3^-$  och nitrit (där nitriten antogs vara försumbar), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) och totalt organiskt kol (TOC) för år 2000. För en sjö, Lurkevattnet (6541700,1249700), användes data från år 2001 eftersom det saknades mätningar från år 2000. Utöver de ovan nämnda 80 sjöar fanns det uppgifter på ytterligare 13 sjöar, så kallade referenssjöar, som har provtagits många gånger per år mellan 1983 och 2002. För referenssjöarna, där flera mätningar från år 2000 förelåg användes medianvärdena av de olika parametrarna. Sjöar som kalkats och som därigenom återfått en acceptabel vattenkvalité ingår inte i modelleringen.

När man har jämfört riksinventeringen år 2000 med den år 1995 (Naturvårdsverket, 2003) har man funnit att både alkalinitet och pH var påtagligt lägre år 2000 än 1995 pga högre nederbörd än normalt år 2000, vilket ledde till högre halter av TOC i sjöarna. Detta gäller för landet som helhet, men effekten är ganska svag för de modellerade sjöarna i Västra Götaland (se figur 2.1). TOC och pH är svagt påverkade (i genomsnitt är TOC 1 mg/l högre än näst högsta året och pH 0.02 enheter lägre än näst lägsta året) och ANC är inte påverkat alls.



Figur 2.1 Fördelning av TOC, pH och ANC för olika år för alla mätningar i de modellerade sjöarna i Västra Götaland. År 2000 är inte ett påtagligt avvikande år i Västra Götalands län och inte alls vad gäller ANC.

Uppmätt eller uppskattat TOC antogs lika med löst organiskt kol (DOC) och ekvivalenter DOC räknades ut enligt formeln  $DOC=10.2*TOC/3$  som baseras på dissocieringsmodellen för organiska syror framtagen av Hruška et al. (2001).

Uppgifter om sjöarea för alla sjöarna och sjövolym för 10 (varav en referenssjö) av sjöarna togs fram av länsstyrelsen i Västra Götaland. Sjövolymen för de övriga 83 sjöarna uppskattades från sjöarean enligt en linjärregression för sjöar som tidigare modellerats med MAGIC och för vilka det fanns volymsuppskattningar i sjöregister från SMHI eller SLU.  $V(10^6 m^3) = 6.7536 * A(ha)$  ( $R^2=0.72$ ).

Avrinningen till sjön togs från ASTA-databasens avrinning i den 5\*5-km-ruta sjöns koordinater befinner sig i.

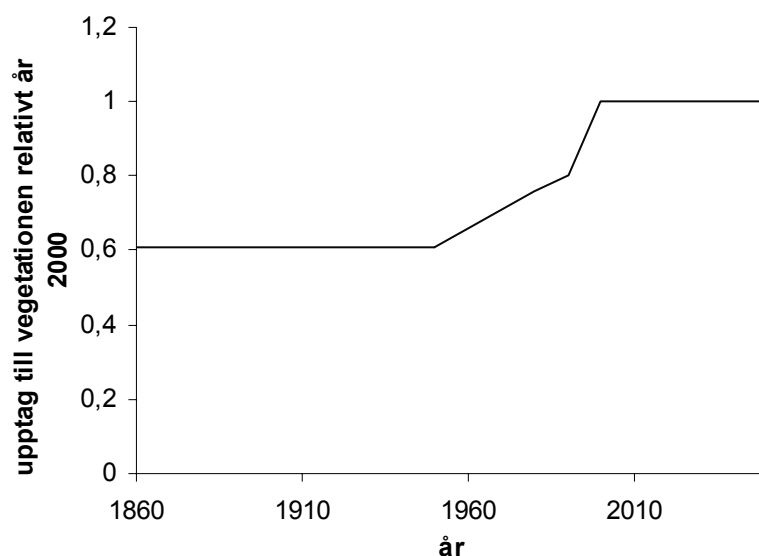
Uppehållstiden för sjön räknades ut som kvoten mellan volym och avrinning. En sjö, Kroksjön (6534080, 1403420), hade en uppehållstid över fem år (6,8 år) och modellerades inte, eftersom MAGIC inte är anpassad till sjöar med lång uppehållstid.

Medelsjövattentemperatur över året antogs lika med årsmedeltemperaturen för mark och för luft, vilken avlästes från en karta till ca 6 grader C för alla sjöarna vilket är en tämligen grov uppskattning av en parameter som modellen inte är särskilt känslig för.

### Mark- och avrinningsområdesdata

Uppgifter om avrinningsområdesarea för sjöarna togs fram av länsstyrelsen i Västra Götaland. Markkemi och -fysik för avrinningsområdet uppskattades från närliggande mätpunkter mätningar inom Markinventeringen, som är ett nationellt markprovtagningsprogram som bedrivs av Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU. De parametrar som användes var effektiv katjonbyteskapacitet (CEC, dvs markens kapacitet att lagra positiva joner), andel av CEC som upptas av utbytbart kalcium (ExCa), magnesium (ExMg), natrium (ExNa) och kalium (ExK), vilkas summa utgör basmättnadsgraden (BS), jorddjup, bulkdensitet, mark-pH och mängd kol och kväve i marken. För att få värden på parametrarna för avrinningsområdena, trots att det inte alltid låg någon provpunkt i avrinningsområdet togs medelvärden av parametervärdet från alla punkter inom en radie av mellan 18,5 km och 21,8 km från sjöns koordinater, beroende på nordkoordinaten. Bakgrunden till den varierande radien är att Markinventeringen är anpassad till att variationen i parametrarna är större ju längre söderut i Sverige man kommer, på så sätt att provpunkterna ligger tätare i längst i söder och glesnar successivt mot norr enligt en formel. Radien som användes var uträknad för att matcha Markinventeringens design så att ungefär lika många markprovpunkter kommer att användas för varje sjö.

Markanvändning, dvs brukad mark, lövskog, barrskog eller vatten, samt näringsupptag i vegetationen togs från ASTA-databasen. Upptaget ökades över tid (se figur 2.2) eftersom stående biomassa har ökat sedan 1950-talet och andelen skördade grenar och trädtoppar (GROT) har ökat sedan 1990. Upptaget i MAGIC är nettoupptag som bortförs från marken på längre sikt. Upptaget efter år 2000 hölls konstant.



Figur 2.2. Upptaget av basketjoner till vegetationen i avrinningsområdena, relativt år 2000.

### Atmosfärdata och framtidsscenarier

Långtidsmedelvärden för nederbörd och deposition år 1998 togs från ASTA-databasen. Depositionen justerades dock för varje sjö för att stämma med sjökemin och kalibreringsåret och göra modellkalibrering möjlig. Detta görs eftersom den faktiska depositionen i sjöns avrinningsområde ofta inte är densamma som medelvärdet för ASTA-rutan och eftersom depositions-mätningar är osäkra, särskilt för basketjoner. Cl-nedfall räknades direkt från sjökemin under antagandet att Cl-flöde i avrinningen är detsamma som Cl-nedfall. SO<sub>4</sub> räknades från sjökemin på samma sätt men justerades ner för år 2000 genom att divideras med 1,2 som en uppskattning av desorptionen av SO<sub>4</sub> från marken, d.v.s utlakning av SO<sub>4</sub> som finns lagrad i marken sedan höga nedfalls år under senaste åren. Depositionen av NH<sub>4</sub> och NO<sub>3</sub> räknades från den uppskattade SO<sub>4</sub> depositionen och från förhållandet mellan respektive kvävejon och SO<sub>4</sub> i depositionen i ASTA-databasen, justerat för de respektive jonernas historiska förändring mellan sjökemiåret (2000) och depositionsåret (1998). Kvävejonerna binds i växlighet och mark och felaktiga värden på depositionen orsakar därför inte samma kalibreringsproblem som exempelvis för klorid. Kvävenedfallet behöver dock ändå justeras eftersom förhållandet mellan kväve och svavel annars blir fel om man antar att ASTA-värdet stämmer med värdet för sjöns avrinningsområde för kväve men inte för svavel. Nedfallet av marint Ca, Mg, Na och K räknades från Cl-nedfall, under förutsättningen att all klorid i nedfallet (och i sjön) kommer från havssaltet. Nedfallet av ickemarina basketjoner togs från ASTA-databasen.

Tre framtidsscenarier har modellerats (Tabell 1, Figur 2.3):

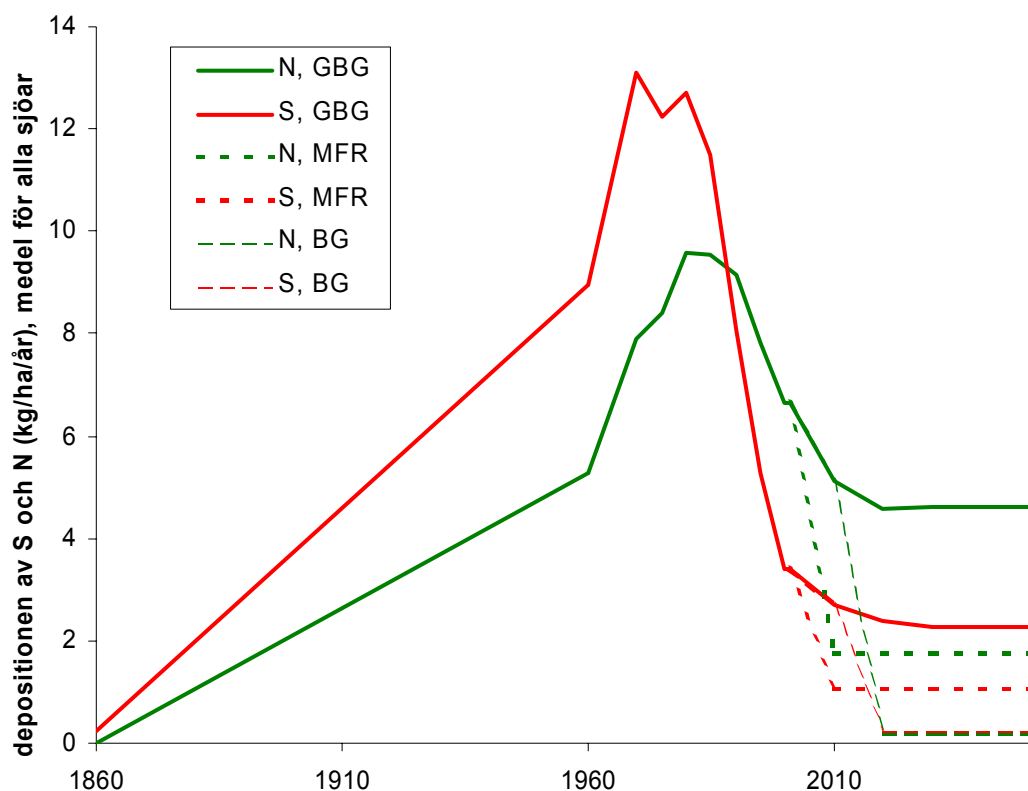
- GBG, Göteborgsprotokollet, dvs redan överenskomna minskningar av de försurande utsläppen fram till 2010, liten minskning därefter
- MFR, Maximum Feasible Reduction, dvs största tekniskt möjliga minskning av de försurande utsläppen från 2000 till 2010, ingen minskning därefter och
- BG, Bakgrund, dvs först genomförande av GBG enligt ovan, men sedan ytterligare minskning fram till 2020 till bara naturliga utsläpp av försurande ämnen såsom vulkaner o dyl och inga antropogena utsläpp alls (samma nedfall som 1860).

I alla scenarierna är depositionen av basketjoner och klorid konstanta och alla scenarierna är lika fram till år 2000. Tidsserierna för depositionen av SO<sub>4</sub> och NO<sub>3</sub> från 1860 till 2030 samt uppskattningar av MFR- och bakgrundsdeposition är enligt beräkningar från IIASA som är

tillgängliga för varje 50X50 km EMEP ruta. Depositionen av NH<sub>4</sub> har satts till samma som för NO<sub>3</sub> för hela perioden, alla scenarierna. I GBG varierades depositionen av SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> med tiden från 2000 till 2030 enligt tidsserierna från IIASA och hölls konstant därefter. GBG är det grundscenario som oftast finns med när man modellerar försurning. Depositionen i MFR är uträknad som den lägsta försurande deposition som skulle vara tekniskt/ekonomiskt möjlig att åstadkomma idag och är betydligt lägre än GBG. MFR-depositionen är i våra beräkningar konstant från 2010. MFR-scenariot kördes för att se hur snabbt och mycket sjöarna kan återhämta sig från försurningen under ideala men ändå realistiska förhållanden. Syftet med BG-scenariot är att beräkna den maximala återhämtningen om alla antropogen utsläpp upphörde fram till 2020 och endast ickeantropogena utsläpp fanns efter det.

Tabell 1. Deposition av svavel (S) (havssalts-S borträknat) och kväve (N) under olika scenarier. Värdena är medelvärden för alla sjöarna (kg/ha/år).

		1985	2000	2010	2020
GBG	S			2.7	2.4
	N			5.1	4.6
MFR	S	11.5	3.4	1.1	1.1
	N	9.6	6.7	1.8	1.8
BG	S			2.7	0.2
	N			5.1	0.2



Figur 2.3. Deposition av ickemarin S och N (kg/ha/år), medelvärde för alla sjöarna..

### **3. Resultat och diskussion**

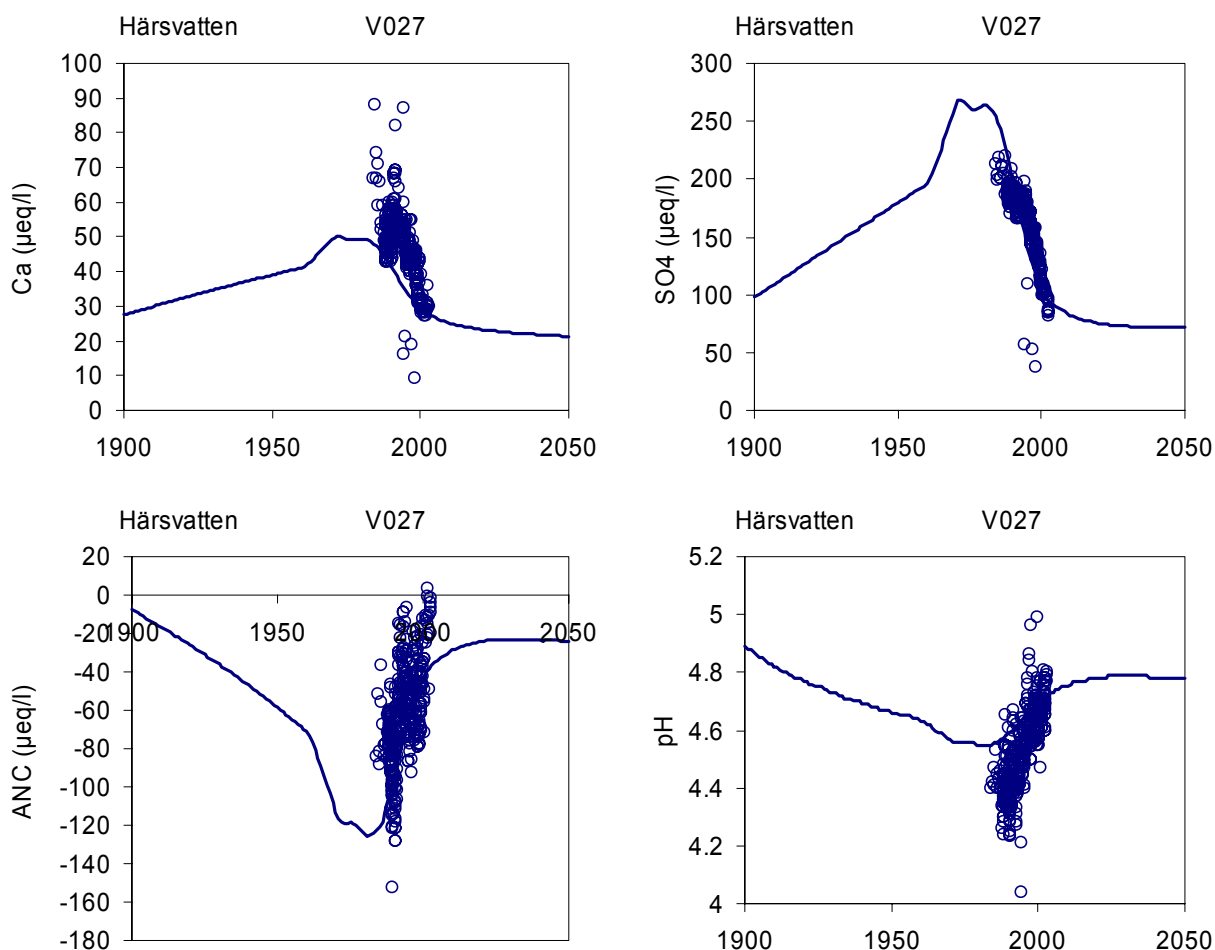
#### **3.1 Kalibrering av modellen**

MAGIC modellen kalibrerades till de 80 försurningskänsliga sjöarna samt till de 13 referenssjöarna. Modellen kalibrerades till sjökemi år 2000 (SO<sub>4</sub>, Cl, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, Ca, Mg, Na och K) och avrinningsområdets basmättnadsgrad för fyra individuella baskatjoner (Ca, Mg, Na, K) för år 2000. Av VG80 sjöar har fem sjöar tagits från materialet: en för att kalibreringen komplicerades av lång uppehållstid i sjön och fyra för att kalibreringen var svår eller omöjlig för en eller flera av parametrarna ovan, vilket ofta beror på någon motsägelse i data som modellen har svårt att förklara. Tre av de 13 referenssjöarna har tagits från materialet av samma skäl.

Efter modellkalibreringen räknades tidsutvecklingen av sjö- och markkemi fram med MAGIC modellen för varje kalibrerad sjö mellan åren 1860 och 2050 under de tre nämnda nedfallsscenarierna. Syftet med att modellera ända till 2050 trots att alla inparametrar är konstanta senast efter år 2020 är att vissa förändringar av sjö- eller markkemi är långsamma, så för att se vartåt parametrarna går krävs några extra decennier.

#### **3.2 Modellresultat för 10 referenssjöar, jämförelse med mätdata**

De tio modellerade referenssjöarna lämpar sig väl för en jämförelse med mätdata, eftersom antalet provtillfällen är så stort (25 till 407 provtillfällen) och proverna är tagna under en såpass lång tid (1983-2002). Särskilt det sistnämnda gör att parametrarnas tidsutveckling kan kontrolleras. Mätvärden och modellresultat för den av referenssjöarna, Härsvatten, som hade flest mätdata, finns i figur 3.1. Resultat för alla referenssjöarna finns i bilaga B. Vid modelleringen används genomsnittlig hydrologi, så den årliga variation som finns i mätvärdena, och som kan vara betydande, finns inte med i modellresultaten. Skillnader mellan åren beror i modellresultaten bara på de långsiktiga trenderna i indata.

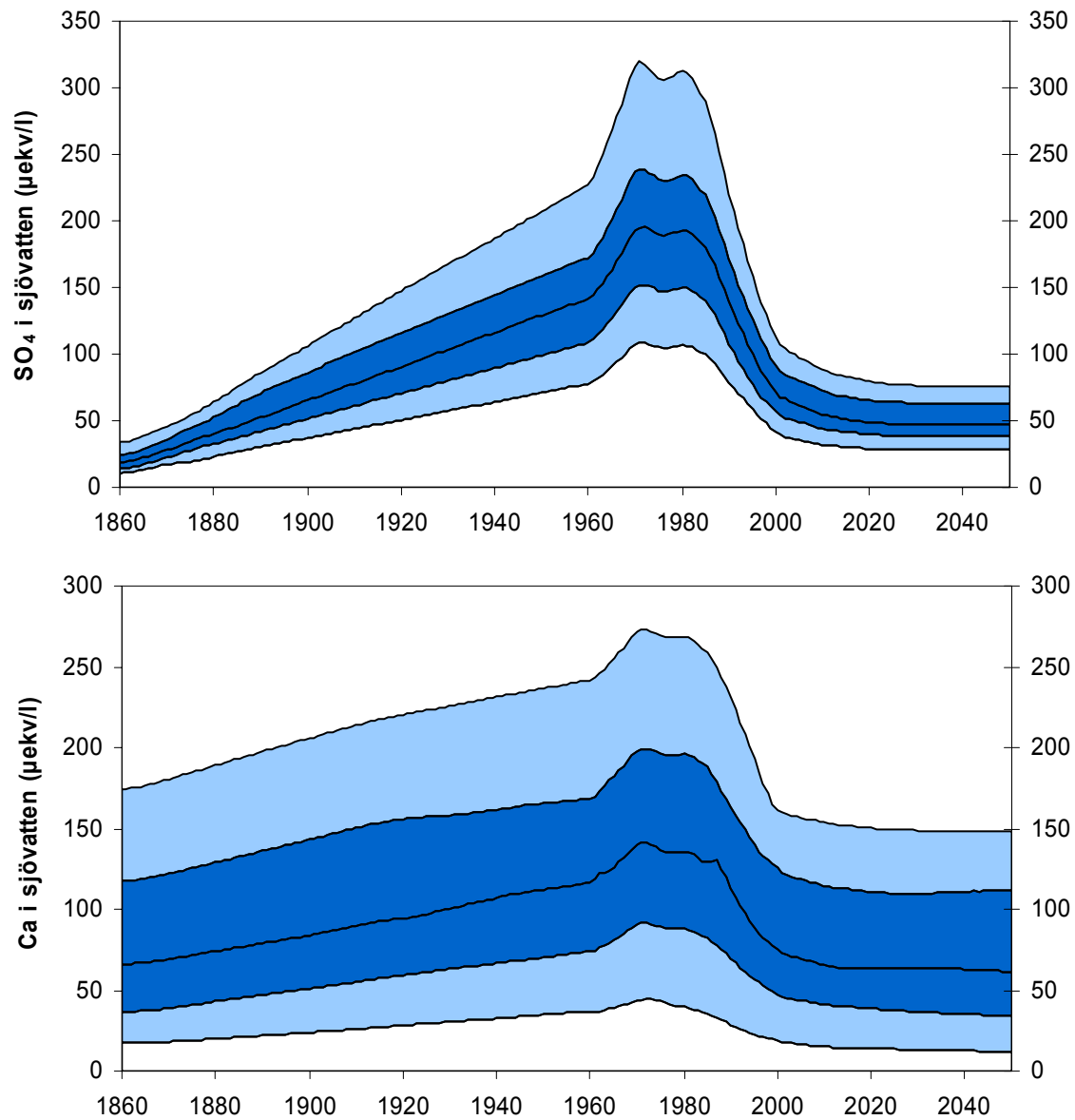


Figur 3.1 Mätvärden och modellresultat för referenssjön Härsvatten.

Resultaten för referenssjöarna uppvisar samma trender som VG80-sjöarna (se kapitel 3.3 samt bilaga B). Alla referenssjöar utom Svartsjön påverkas negativt av försurningen men återhämtar sig delvis men inte helt. För fem av de tio sjöarna fortsätter basmättnadsgraden i avrinningsområdet att sjunka fram till 2050, trots den minskande depositionen av försurande ämnen. ANC år 2050 är 16-65  $\mu\text{eq/l}$  lägre än år 1900.

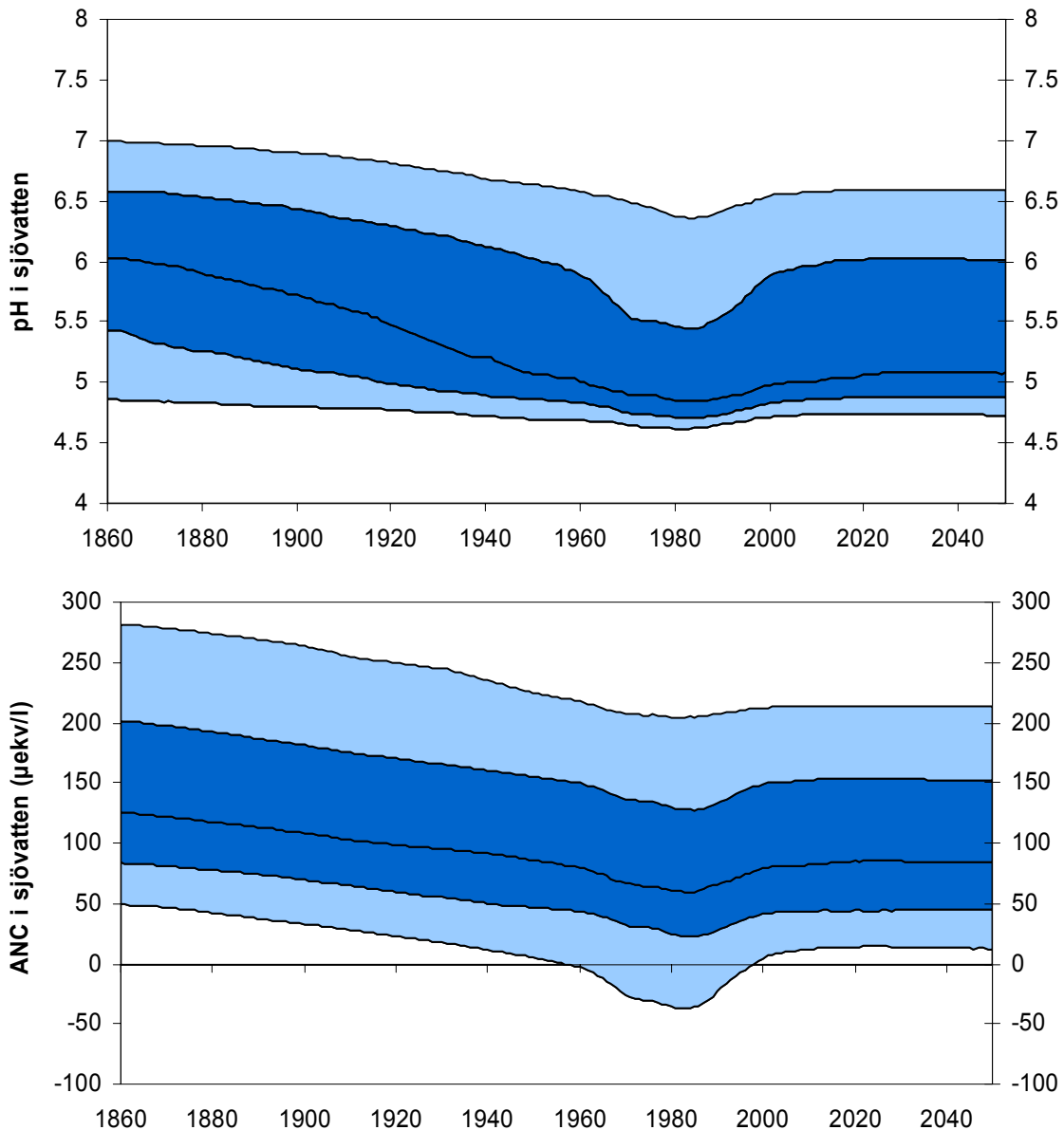
### 3.3 Modellresultat för VG80-sjöarna, Göteborgsscenariet

I figur 3.4 och 3.5 visas hur pH och ANC sjönk medan sulfathalten ökade kraftigt som följd av de ökande försurande utsläppen mellan 1860 och 1970. Samtidigt ökade kalciumhalten i sjöarna eftersom sulfaten lakade ut kalcium ur marken. Detta motverkade sjöförsurningen så att ANC-minskningen inte blev lika stor som sulfatökningen. Efter 1980 minskade utsläppen av sulfat kraftigt och pH och ANC återhämtade sig ganska snabbt. Kalciumhalten minskade också, och hamnade på en lägre nivå än före försurningen eftersom försurningen hade minskat kalciumhalterna i markerna. Detta gjorde att även ANC- och pH-ökningen bara kom upp i nivåer jämförbara med 1960-talet, då försurningen redan hade gått ganska långt. De sista 30 åren är sulfatdepositionen nere i samma nivå som i slutet av 1800-talet (figur 2.2). Ytterligare återhämtning av pH och ANC efter år 2010 blir dock mycket måttlig enligt beräkningarna.



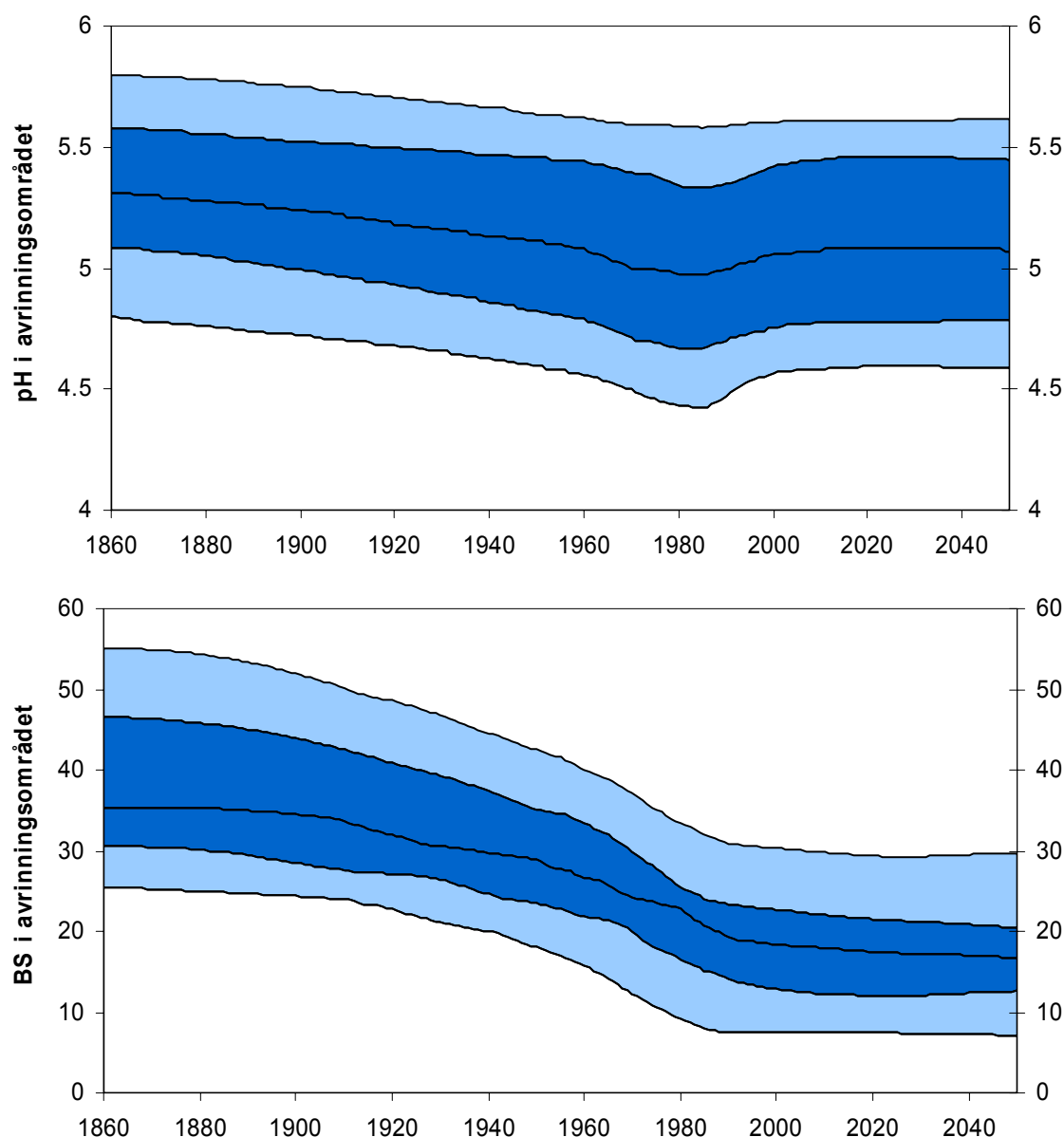
Figur 3.4. Förändring av sjökemi ( $\text{SO}_4^{2-}$  och  $\text{Ca}^{2+}$ ) över tiden för VG80. Medianen av sjöarnas värden markeras av mittlinjen, det mörkare blåa bandet omsluter de mittersta 50% av sjöarnas värden och de ljusare blåa banden ytterligare 40%.





Figur 3.5. Förändring av sjökemi (pH och ANC) över tiden för VG80. Medianen av sjöarnas värden markeras av mittlinjen, det mörkare blåa bandet omsluter de mittersta 50% av sjöarnas värden och de ljusare blåa banden ytterligare 40%.

I figur 3.6 visas förändring av pH i markvätskan och markens basmättnadsgrad (BS) i sjöarnas avrinningsområden under samma tid som i figurerna 3.4 och 3.5. pH i markvätskan uppvisar en bild liknande sjöarnas ANC, men BS minskar först kraftigt fram till 1990-talet och återhämtar sig sedan inte alls. Utsläppsminskningarna är inte tillräckliga för att basmättnadsgraden ska byggas upp igen och det är detta som är grunden till att ANC i sjövattnet inte återhämtar sig fullt ut.



Figur 3.6. Förändring av markkemi (pH och basmättnadsgrad, BS) över tiden i VG80-sjöarnas avrinningsområden. Medianen av avrinningsområdenas värden markeras av mittlinjen, det mörkare blåa bandet omsluter de mittersta 50% av avrinningsområdenas värden och de ljusare blåa banden ytterligare 40%.

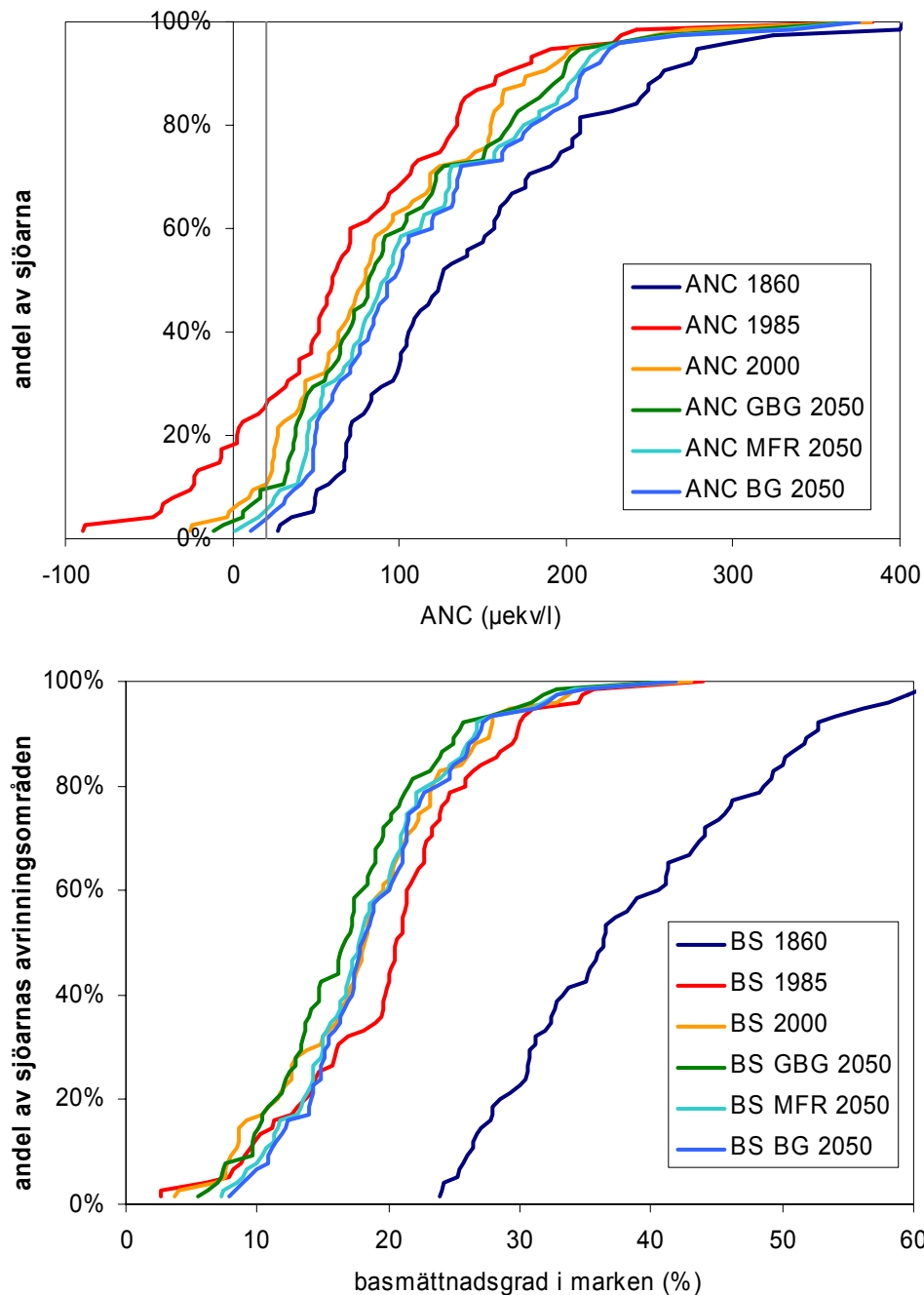
Basketjoner förs bort från marken i sjöarnas avrinningsområdena genom två mekanismer: utlakning till avrinningen och upptag till skogen som sedan förs bort efter avverkningen. Ur markförsurnings synvinkel är båda dessa poster förluster. Markförsurning sker om summan av tillförseln av basketjoner från vittringen och från nedfallet är lägre än summan av nettoupptag och utlakning. Skogsbrukets relativa betydelse för försurningen ökar när nedfallet minskar. Det genomsnittliga nettoupptaget (den del av upptaget som förs bort med skörden) av basketjoner i VG80-sjöarna var 29 meq/m<sup>2</sup> år 1990. På grund av ett måttligt GROT-uttag på 20% antas nettoupptaget därefter öka till 36 meq/m<sup>2</sup> år 2010 (figur 2.2). Nedfallet av ickemarin S antas samtidigt sjunka från 51 meq/m<sup>2</sup> år 1990 till 17 meq/m<sup>2</sup> år 2010. Därmed är den beräknade bortförslen av basketjoner från marken år 2010 på grund av nedfallet av SO<sub>4</sub> ungefär hälften så stor som bortförslen på grund av skogsbruket.

### 3.4 Jämförelser mellan scenarier

För att underlätta jämförelsen mellan förindustriell, nutidens och framtidens tillstånd och för olika scenarier kan man omgruppera resultat från MAGIC i form av kumulativa fördelningar för olika år och scenarier, figur 3.7. I figur 3.7, överst, förskjuts kurvan först åt vänster, när ANC i sjövattnet minskar från förindustriell tid (1860) till försurningens höjdpunkt (1985), för att sedan åter röra sig åt höger när sjöarna återhämtar sig och ANC ökar (2000 och 2020 för alla scenarierna). Skillnaden mellan de olika scenarierna är inte så stor – MFR och BG är nästan exakt likadana och är förskjutna ytterligare en bit åt höger jämfört med GBG. Median-ANC har från 1860 sjunkit från 125 µeq/l till 61µeq/l år 1985 och sedan ökat till 80 µeq/l år 2000. År 2020 är den 83 µeq/l för GBG och 90 µeq/l för MFR och BG. I figur 3.7, underst, förskjuts kurvan kraftigt åt vänster när basmättnadsgraden i avrinningsområdena minskar från 1860 till 1985, medianen minskar från 36 till 21%, men till skillnad från ANC fortsätter sedan kurvan ytterligare en bit åt vänster, dvs basmättnadsgraden fortsätter att minska fram till år 2000 (median 18%). Till år 2020 minskar den ytterligare något för alla tre scenarierna och för alla utom de avrinningsområden med lägst basmättnadsgrad (ej visat i figuren). Om vi istället tittar på år 2050 ser vi att under GBG-scenariot har basmättnadsgraden minskat jämfört med år 2000 medan försurningen under de två andra scenarierna har hejdats – medianen är ungefär densamma som år 2000 och de 30% av avrinningsområdena med lägst basmättnadsgrad har förbättrats avsevärt. Det betyder att nedfallsminskningen under Göteborgsprotokollet räcker till en kraftig förbättring av sjövattnet för i stort sätt alla modellerade sjöar, men inte till att vända försurning i marken, förutsatt rådande skogsbruk. Vidare betyder det att oavsett hur mycket man skär ner på de försurande utsläppen kommer försurningen av avrinningsområdena kvarstå under mycket lång tid.

Tabell 2. Median av ANC (µeq/l) och basmättnadsgrad (%) för olika år och scenarier.

	Median ANC (µeq/l)			Median BS (%)		
	GBG	MFR	BG	GBG	MFR	BG
1860		125.4			36.4	
1985		60.6			20.7	
2000		79.9			18.3	
2020	83.3	90.6	90.9	17.5	18.0	17.8
2050	81.7	92.4	97.9	16.7	17.8	18.1
2150			101.0			19.8



Figur 3.7 Kumulativ fördelning av ANC i sjövattnet och basmättnadsgrad i avrinningsområdena för VG80-sjöarna för fyra år och tre scenarier.

### 3.5 Försurningspåverkan

Under miljö kvalitetsmålet Bara Naturlig försurning, Delmål 1 - Färre försurade vatten, har man definierat att: "År 2010 är högst 15 procent av antalet sjöar och 20 procent av sträckan rinnande vatten i Västra Götalands län drabbade av försurning som orsakats av människan." Detta delmålet bedöms som svårt att nå (källa: <http://www.o.lst.se/miljomal/>).

Sjöarnas surhet kan bedömas utifrån deras tillstånd något visst år eller hur påverkade de är, dvs hur deras tillstånd har förändrats på grund av försurningen. Tillståndsbedömning grundas på mätningar eller på modellberäkningar framåt i tiden om det är fråga om framtidens tillstånd. För att bedöma påverkan behöver man utöver tillståndet också en uppskattning av

förindustriellt tillstånd som sedan relateras till dagens tillstånd med en kvot eller en differens. De vanligaste kriterierna för försurningsbedömning är alkalinitet, pH och ANC. I de nuvarande bedömningsgrunderna för surhet/försurning (Naturvårdsverket 2000) bedöms tillstånd utifrån alkalinitet och pH. Påverkan bedöms efter avvikelse av alkalinitet från jämförvärde (kvot) som också motsvarar en pH-skillnad uppdelat i 5 klasser från obetydlig till extremt stor avvikelse.

Arbetet med revidering av bedömningsgrunder för försurning under ledning av Naturvårdsverket har varit i gång sedan 2004 och nya bedömningsgrunder väntas vara färdigställda under 2005. Ett av förslagen i det arbetet är att jämförvärdet, eller det förindustriella tillståndet, uppskattas utifrån MAGIC-modellberäkningar. I de nya bedömningsgrunderna finns det olika förslag på uppdelningar av sjöarna i försurningsklasser med hänsyn till sjöarnas tillstånd och försurningspåverkan – utifrån ANC, utifrån pH och utifrån förändring i ANC från förindustriell tid och nutid. Förändringen i ANC översätts till pH med en iterativ formel eftersom pH anses ha en bättre koppling till biologin än ANC (se bilaga A). Klassgränserna är inte överenskomna ännu. Klassindelningen i Tabell 3 nedan är inte densamma som i de gamla bedömningsgrunderna och behöver inte heller nödvändigtvis vara densamma som den slutgiltiga.

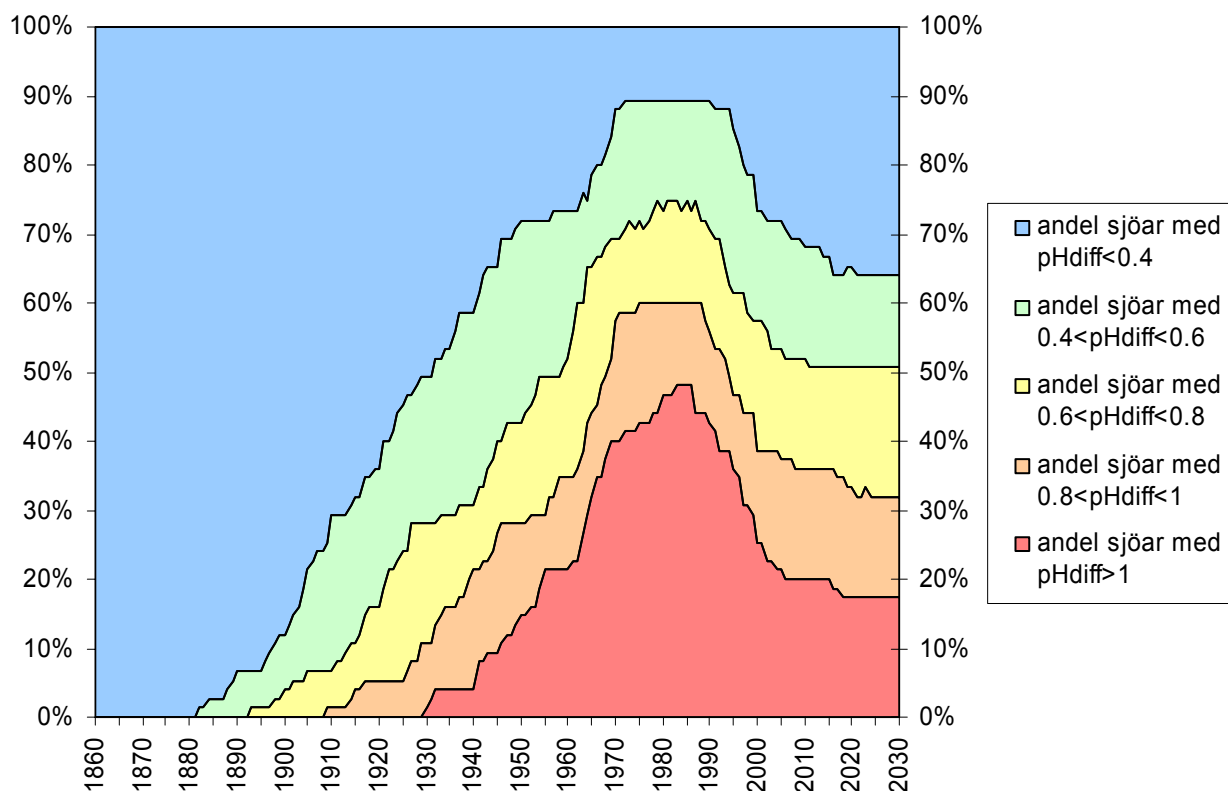
pH-förändringen, beräknad från ANC-värden för 1860, 2000 och 2010, modellerade med MAGIC, framgår av tabell 3. En fjärdedel av VG80-sjöarna hamnar år 2000 i den mest försurningspåverkade klassen och ungefär lika många i den minst påverkade klassen med resten tämligen jämt fördelade däremellan. Det kan finnas behov att generalisera ytterligare och dela upp sjöarna i två kategorier – försurade och icke försurade. Hur stor andel av sjöarna som hamnar de olika kategorierna i en sådan tolkning blir naturligtvis starkt beroende på vad som kan anses vara en acceptabel påverkan utan att betrakta sjön som försurad. Om de fyra mest försurningspåverkade klasserna ( Tabell 3) räknas som försurade är 73% av sjöarna försurade år 2000. För år 2010 hamnar en femtedel av sjöarna i den mest försurningspåverkade klassen, en tredjedel i den minst påverkade klassen och resten jämt fördelade däremellan, d.v.s 68% av sjöarna hamnar i de fyra mest påverkade klasserna år 2010. Som allra mest har ca 90% av sjöarna hamnat i de fyra påverkade klasserna, under åren 1970 till 1990 (figur 3.8). Om det däremot anses att det är först vid större pH sänkning, 0.6 eller t.o.m. 0.8 pH-enheter, som sjöarna borde bedömas som ”försurade”, då blir motsvarande procenttal väsentligt lägre; 57% respektive 38% år 2000 och 52% respektive 36% år 2010 (Tabell 3).

Med de gamla bedömningsgrunderna hamnade inga sjöar alls i klassen Obetydlig påverkan. Denna klass motsvarade då en pH-förändring på mindre än 0.1 enheter och även enligt MAGIC-modelleringen har alla sjöarnas pH sjunkit mer än så.

VG80-sjöarna är enligt Länsstyrelsens bedömning representativa för de 1400 försurade, okalkade sjöarna i Västra Götalands län. Alla resultat kan alltså anses gälla även för de 1400 sjöarna. Övriga 2800 sjöar i länet är antingen inte försurade (1300 sjöar) eller kalkade (ca 1500 sjöar, Länsstyrelsen Västra Götaland, 2003). Om dessa sjöar placeras i klassen Obetydligt påverkade (de kalkade sjöarna är ju inte försurade så länge man kalkar dem), kommer de fyra försurningspåverkade klasserna tillsammans att utgöra 24% år 2000 och 23% år 2010. Om de 1500 kalkade sjöarna däremot räknas som försurningspåverkade utgör de fyra försurningspåverkade klasserna tillsammans 67% år 2000.

Tabell 3. Andel av VG80-sjöarna i olika klasser för försurningspåverkan, med andelar av Västra Götalands alla 4200 sjöar inom parentes (kalkade sjöar räknas som obetydligt påverkade).

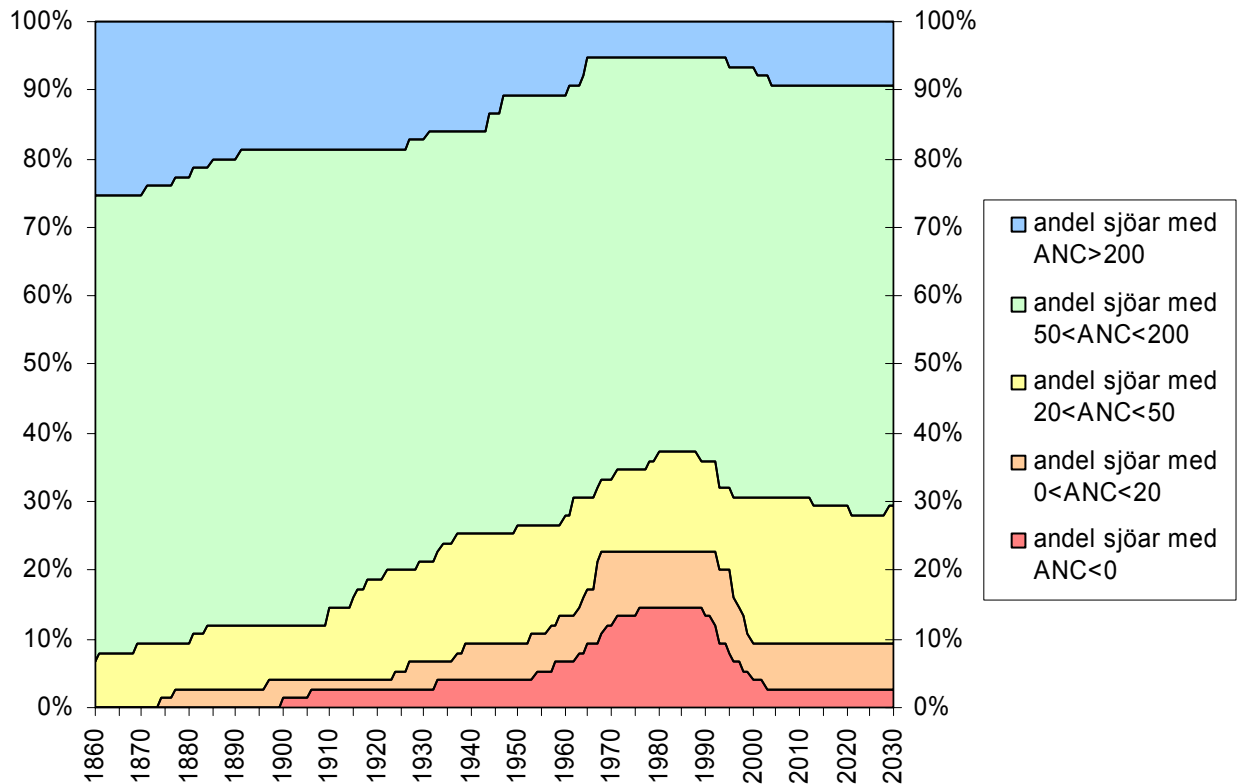
Försurningspåverkan	pH minskning (förslag)	andel sjöar år 2000	andel sjöar år 2010
Obetydlig påverkan	< 0,4	27% (76%)	32% (77%)
Liten påverkan	0,4 - 0,6	16% (5%)	16% (5%)
Måttlig påverkan	0,6 - 0,8	19% (6%)	16% (5%)
Stor påverkan	0,8 - 1,0	13% (4%)	16% (5%)
Mycket stor påverkan	> 1,0	25% (8%)	20% (7%)



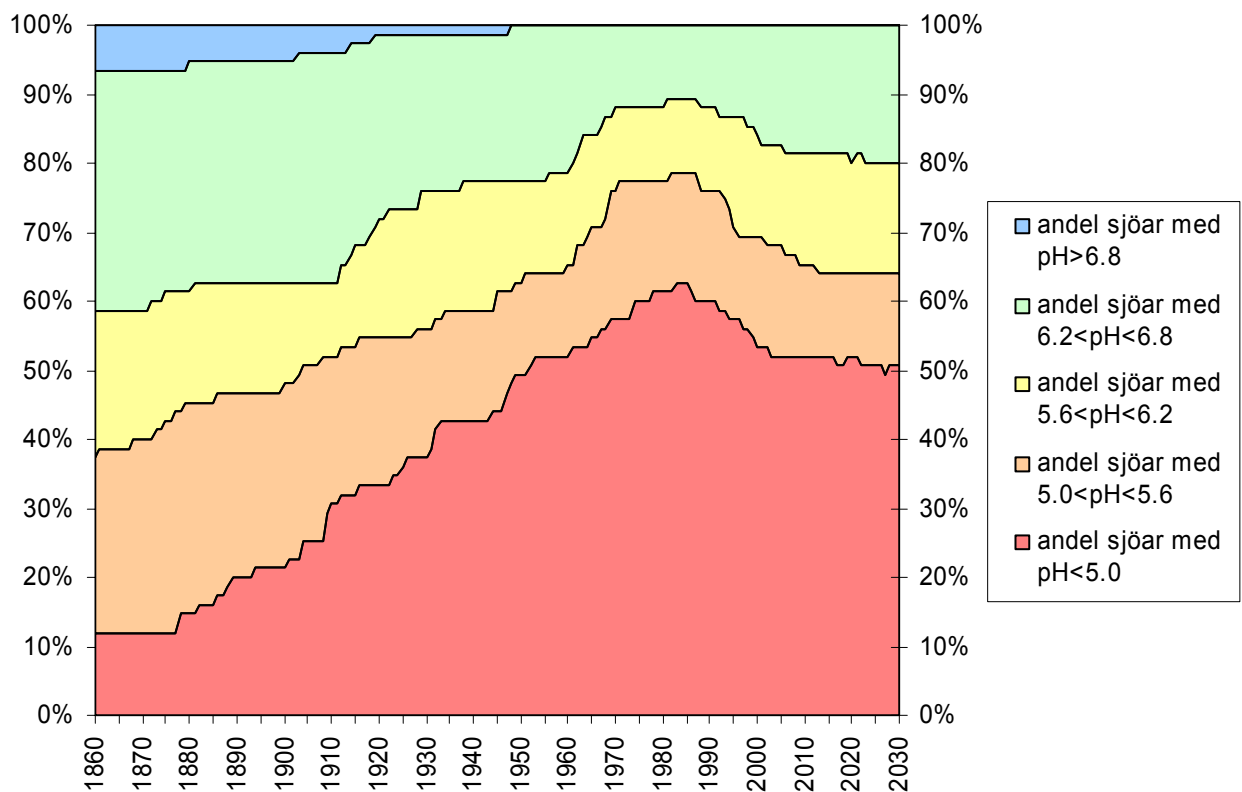
Figur 3.8 Andel av VG80-sjöar inom olika klasser för försurningspåverkan under GBG-scenariot.

I figur 3.9 och 3.10 visas vilken andel av VG80-sjöarna som hamnar i olika tillståndsklasser vid olika år. Figuren visar att det fanns sjöar i de ”sura” klasserna redan i förindustriell tid. Andelen sjöar i dessa klasser ökar under försurningens höjdpunkt för att sedan minska, dock utan att komma tillbaka till den förindustriella fördelningen, vare sig för ANC eller pH. I tabell 4 visas de exakta procenttalen för år 2010. Andelen sjöar som kan anses försurande om tröskelvärdet ANC=20 µeq/l används minskar kraftigt från 25% av VG80 sjöar 1985 till 9% 2000 men minskar inte därefter. För länets alla 4200 sjöar blir motsvarande siffror en minskning från 8% till 3% av sjöarna, under förutsättning att de kalkade sjöarna har ANC>20µeq/l. Andelen sjöar som kan anses försurande om tröskelvärdet ANC=50 µeq/l används minskar från 39% av VG80 sjöar 1985 till 31% 2000 och 29% 2010 men minskar inte därefter. Observera att 8% av VG80 sjöarna enligt MAGIC modellen hade ANC under 50µeq/l redan 1860, förmodligen av naturliga skäl. Det motsvarar 2% år 1860, 12% år 1985, 10% år 2000 och 10% år 2010 av länets alla 4200 sjöar om de kalkade antas ha haft ANC>50µeq/l. De här gränserna för försurning, ANC=20µeq/l eller 50µeq/l, används internationellt, exempelvis vid beräkning av kritisk belastning för försurning. De anses relevanta för fiskförekomsten (Lien et al, 1996).

I tabell 5 visas andelar i klasserna i procent år 2030 för de tre scenarierna. Nedfallsminskningarna i MFR- och bakgrundscenarierna är stora, vilket gör att många sjöar återhämtar sig, dock inte alla. 25% av sjöarna finns kvar i den lägsta pH-klassen under bakgrundsscenarioet, att jämföra med 9% under förindustriell tid (tabell 3).



Figur 3.9 Andel av VG80-sjöar inom olika ANC-intervall under GBG-scenariot.



Figur 3.10 Andel av VG80-sjöar inom olika pH-intervall under GBG-scenariot, med pH omräknat från ANC.

Tabell 4. Andel av VG80-sjöar inom olika pH- och ANC-intervall under GBG-scenariot år 2010 och år 1860 inom parentes.

Klass	ANC		pH	
	gränser	andel	Gränser	andel
1	>200	9% (25%)	>6.8	0% (13%)
2	50-200	60% (68%)	6.2-6.8	20% (31%)
3	20-50	21% ( 7%)	5.6-6.2	16% (23%)
4	0-20	7% ( 0%)	5.0-5.6	17% (24%)
5	<0	3% ( 0%)	<5.0	47% ( 9%)

Tabell 5. Jämförelse mellan de olika scenarierna av andelar av sjöarna i olika försurningsklasser år 2030. Klassgränserna är desamma som i figur 3.8 och 3.9 och lägsta klassnumret har högsta pH- respektive ANC-intervallet (se bilaga A).

Klass	ANC			pH		
	GBG	MFR	BG	GBG	MFR	BG
1	9 %	13 %	13 %	0 %	3 %	4 %
2	61 %	64 %	64 %	19 %	20 %	23 %
3	20 %	17 %	20 %	16 %	17 %	26 %
4	7 %	5 %	3 %	23 %	24 %	32 %
5	3 %	0 %	0 %	41 %	35 %	25 %



## 4. Slutsatser

Resultaten av modellberäkningarna av sjöar i Västra Götalands län, tillsammans med de data som använts vid modelleringen, visar att:

- Nedfallet av ickemarin S har minskat kraftigt från ca 11.5 kg/ha/år år 1985 (medelvärde) till 3.4 kg år 2000. Nedfallet kommer minska ytterligare till ca 2.7 kg/ha/år i 2010, men beräknas stanna på ungefär den nivån om inte ytterligare utsläpps begränsningar sker.
- Det beräknade förindustriella nedfallet av ickemarin S var ca 0.2 kg/ha/år, den maximala tekniskt möjliga utsläpps begränsningen skulle innebära ett S nedfall av ca 1.1 kg/ha/år (medel för alla sjöarna).
- Det finns inga opåverkade sjöar, både försurning och återhämtning har skett till en viss grad på samtliga VG80 sjöar.
- Medianvärdet av ANC i sjövattnet har sjunkit från 125  $\mu\text{eq/l}$  (medianvärde 1860) med ca 65  $\mu\text{eq/l}$  till 1985. Fram till år 2000 har medianvärdet återhämtat sig med ca 20  $\mu\text{eq/l}$  till ca 80  $\mu\text{eq/l}$ , men ytterligare stigning av ANC förväntas vara liten ( $<5\mu\text{eq/l}$ ) om inte nedfallet minskar mer än väntat.
- Om allt antropogent nedfall gradvis upphör fram till år 2020 skulle ANC relativt snabbt stiga med ytterligare ca 20  $\mu\text{eq/l}$  för att sedan plana ut ca 24  $\mu\text{eq/l}$  under det förindustriella värdet.
- Basmättnadsgraden i marken i avrinningsområdena har sjunkit från ca 36% (medianvärde 1860) till ca 21% i 1985 och 18% i 2010.
- Markens basmättnadsgrad återhämtar sig inte nämnvärt även om den negativa trenden har saktats ned kraftigt eller t.o.m. brutits. Utebliven stigning av basmättnadsgraden är också anledningen till att ANC i sjöarna inte kommer upp till de förindustriella värdena inom de närmaste århundradena enligt beräkningarna.
- Basmättnaden i marken ökar inte p.g.a. kombinationen av kvarvarande nedfall, skogsbruk och de låga vittringshastigheterna som berggrunden i länet bjuder på.
- När försurningspåverkan bedöms utifrån pH-förändringen (omräknat från ANC förändringen) kommer ca 20% av VG80 sjöarna (7% av 4200 sjöar) år 2010 att ha pH mer än en enhet under 1860 års värde (mycket stor påverkan), 16% av VG80 sjöarna (5% av 4200 sjöar) att ha en pH-minskning mellan 0.8 och 1 enheter (stor påverkan), 16% av VG80 sjöarna (5% av 4200 sjöar) att ha en pH-minskning mellan 0.6 och 0.8 enheter (måttlig påverkan), 16% av VG80 sjöarna (5% av 4200 sjöar) att ha en pH-minskning mellan 0.4 och 0.6 enheter (liten påverkan), och 20% av VG80 sjöarna att ha en pH-minskning med mindre än 0.4 enheter (obetydlig påverkan). Dessa gränser är dock preliminära tills de nya bedömningsgrunderna är antagna.
- Procenttalen ovan betraktar de kalkade sjöarna som icke-försurade. Om även dessa räknas som försurningspåverkade hamnar 67% av Västra Götalands 4200 sjöar i de fyra påverkade klasserna år 2010.
- Andelen sjöar som kan anses försurande om tröskelvärdet  $\text{ANC}=20\ \mu\text{eq/l}$  används minskar kraftigt från 25% av VG80 sjöar 1985 till 9% 2000 men minskar inte därefter. En beräkning för länets alla 4200 sjöar ger en minskning från 8% till 3% av sjöarna.
- Andelen sjöar som kan anses försurande om tröskelvärdet  $\text{ANC}=50\ \mu\text{eq/l}$  används minskar från 39% av VG80 sjöar 1985 till 31% 2000 och 29% 2010 men minskar inte därefter. Observera att 8% av VG80 sjöarna enligt MAGIC modellen hade ANC under 50  $\mu\text{eq/l}$  redan 1860, förmodligen av naturliga skäl. Det motsvarar 2% år 1860, 12% år 1985, 10% år 2000 och 10% år 2010 av länets alla 4200 sjöar.
- Ytterligare nedfallsminskningar skulle på sikt kunna innebära en halvering av antalet sjöar i de två värst drabbade tillståndsklasserna.

## 5. Referenser

- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. (1985a) Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, **21(1)**, 51-63.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. (1985b) Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research*, **21(11)**, 1591-1601.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. (1985c) Time scales of catchment acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science and Technology*, **19**, 1144-1149.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Wright, R.F. (2001) Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences*, **5(3)**, 499-517.
- Jenkins, A., Larssen, T., Moldan, F., Posch, M., Wright, R.F. (2002) *Dynamic modelling of surface waters: impact of emission reduction – possibilities and limitations*. ICP Waters Report 70/2002, NIVA, Norway.
- Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., and Henriksen, A. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Sci. Tot. Environ.* **177**: 173-193.
- Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag. Rapport 4913
- Naturvårdsverket. 2003. Bara naturlig försurning, Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5317
- "Miljömålen i Västra Götaland", Rapport 2003:19 Länsstyrelsen Västra Götaland, 2003:1 Skogsvårdsstyrelsen Västra Götaland,
- Moldan, F., Kronnäs, V., Wilander, A, Karlton, E., and Cosby, B.J., 2004 Modelling acidification and recovery of Swedish lakes. WASP Focus, Volume 4, Nos. 2-3, 2004.
- Hruška, J., Laudon, H., Johnson, C.E., Köhler, S., Bishop, K., 2001 Acid/base character of organic acids in a boreal stream during snowmelt. *Water Resour. Res.* Vol. 37 , No. 4 , p. 1043 (2000WR900290)

## Bilaga A Försurningspåverkansklasser

### Klasser

#### pH

Klass	Tillstånd	Intervall
1	Neutralt till högt pH	>6,8
2	Nära neutralt pH	6,2-6,8
3	Lågt pH	5,6-6,2
4	Mycket lågt pH	5,0-5,6
5	Extremt lågt pH	<5,0

#### Buffertkapacitet - Alkalinitet och ANC

Klass	Tillstånd	Intervall
1	Hög buffertkapacitet	>200
2	Måttlig buffertkapacitet	50-200
3	Låg buffertkapacitet	20-50
4	Mycket låg buffertkapacitet	0-20
5	Extremt låg buffertkapacitet	<0

#### Försurningspåverkan

	pH minskning
Obetydlig påverkan	< 0,4
Liten påverkan	0,4 - 0,6
Måttlig påverkan	0,6 - 0,8
Stor påverkan	0,8 - 1,0
Mycket stor påverkan	> 1,0

## Beskrivning av pH-beräkningen

(Jens Fölster, SLU pers. comm.)

Översättningen av ANC-förändringen till pH-förändring bygger på kemiska jämviktsekvationer och jonbalansvillkor. TOC sätts till samma för nutid och förindustriellt tillstånd. Kolsyratrycket sätts till 4 ggr bakgrunds halten i atmosfären. Detta grundar sig på beräkningar av kolsyratrycket i referenssjöar och Riksinventeringar där kolsyratrycket igenomsnitt varierar mellan 4 och 6 ggr atmosfärens kolsyratryck. De organiska syrorna beräknas med en enkel modell, OTM (Oliver, 1983, modifierad av Köhler 1999). Beräkningen går till enligt följande:

Man sätter ett värde på pH och beräknar ANC enligt ekv 1. Om det beräknade ANC-värdet avviker mer än 0.1  $\mu\text{eq/l}$  prövar man sig fram genom iteration tills man finner det pH där ekvationen stämmer.

$$\text{ANC}_{\text{pH}} = \text{OH}(-) + \text{HCO}_3(-) + 2 * \text{CO}_3(2-) + \text{RCOO}(-) - \text{H}^+ \quad (\text{ekv 1})$$

Där

$$\text{H}^+ = 10^{-\text{pH}}$$

$$\text{OH}(-) = (10^{-\text{pK}_w}) / \text{H}^+$$

$$\text{HCO}_3(-) = k_1 * k_h * \text{pCO}_2 / \text{H}^+$$

$$\text{CO}_3(2-) = \text{HCO}_3(-) * k_2 / \text{H}^+$$

Konstanterna är:

$$k_h = 10^{-1.45}$$

$$k_1 = 10^{-6.35}$$

$$k_2 = 10^{-10.33}$$

$$\text{pK}_w = 14$$

$\text{RCOO}(-)$  beräknas enligt:

$$\text{RCOO}(-) = \text{sitedens} * \text{DOC} * k_{\text{Org}} / (k_{\text{Org}} + \text{H}^+)$$

där

$$\text{sitedens} = 8$$

och

$$k_{\text{Org}} = 10^{-(\text{oliver1} + \text{oliver2} * \text{pH} + \text{oliver3} * \text{pH}^2)}$$

med konstanterna:

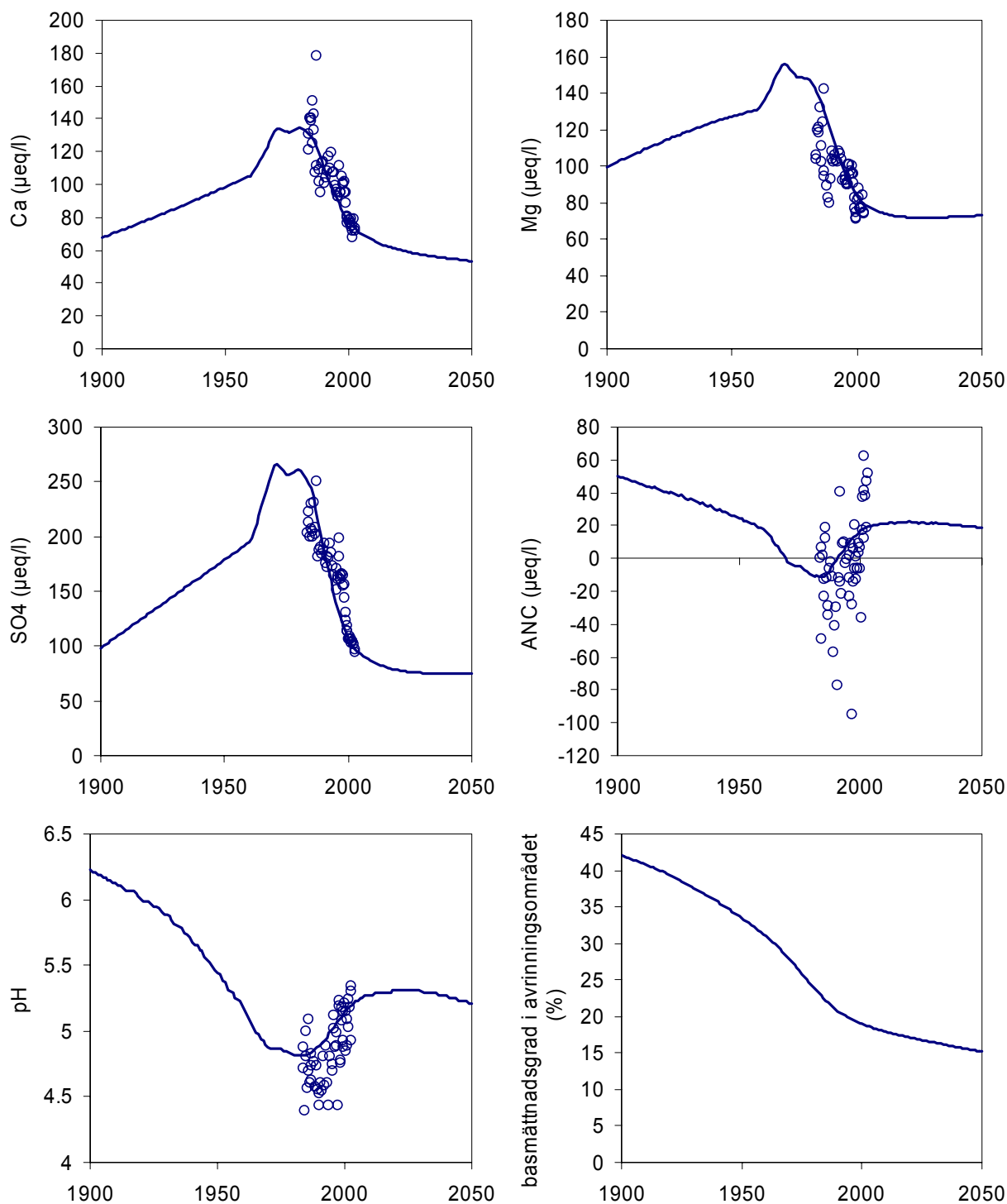
$$\text{oliver1} = 0.96$$

$$\text{oliver2} = 0.9$$

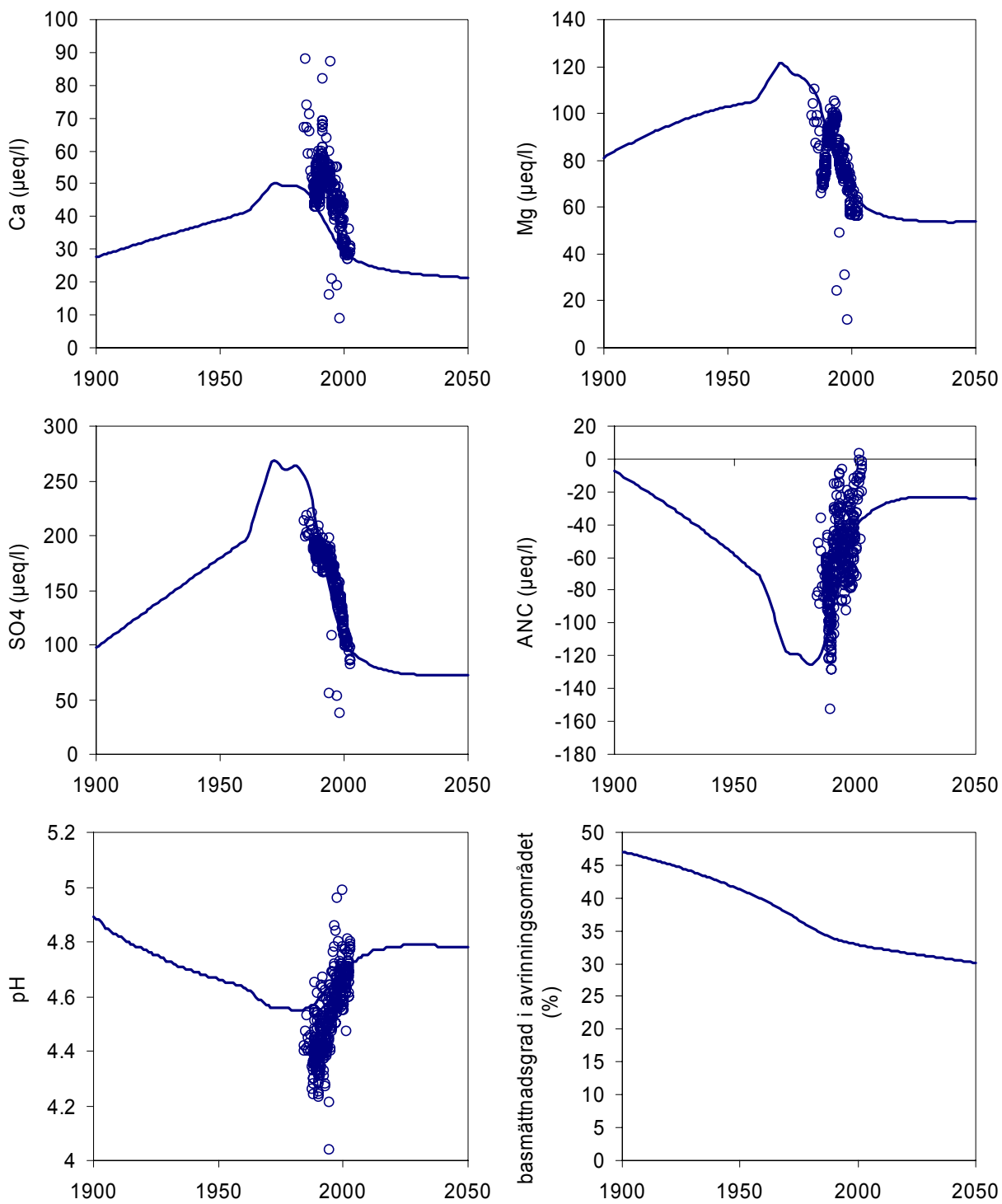
$$\text{oliver3} = -0.039$$

## Bilaga B Fler resultat för referenssjöarna

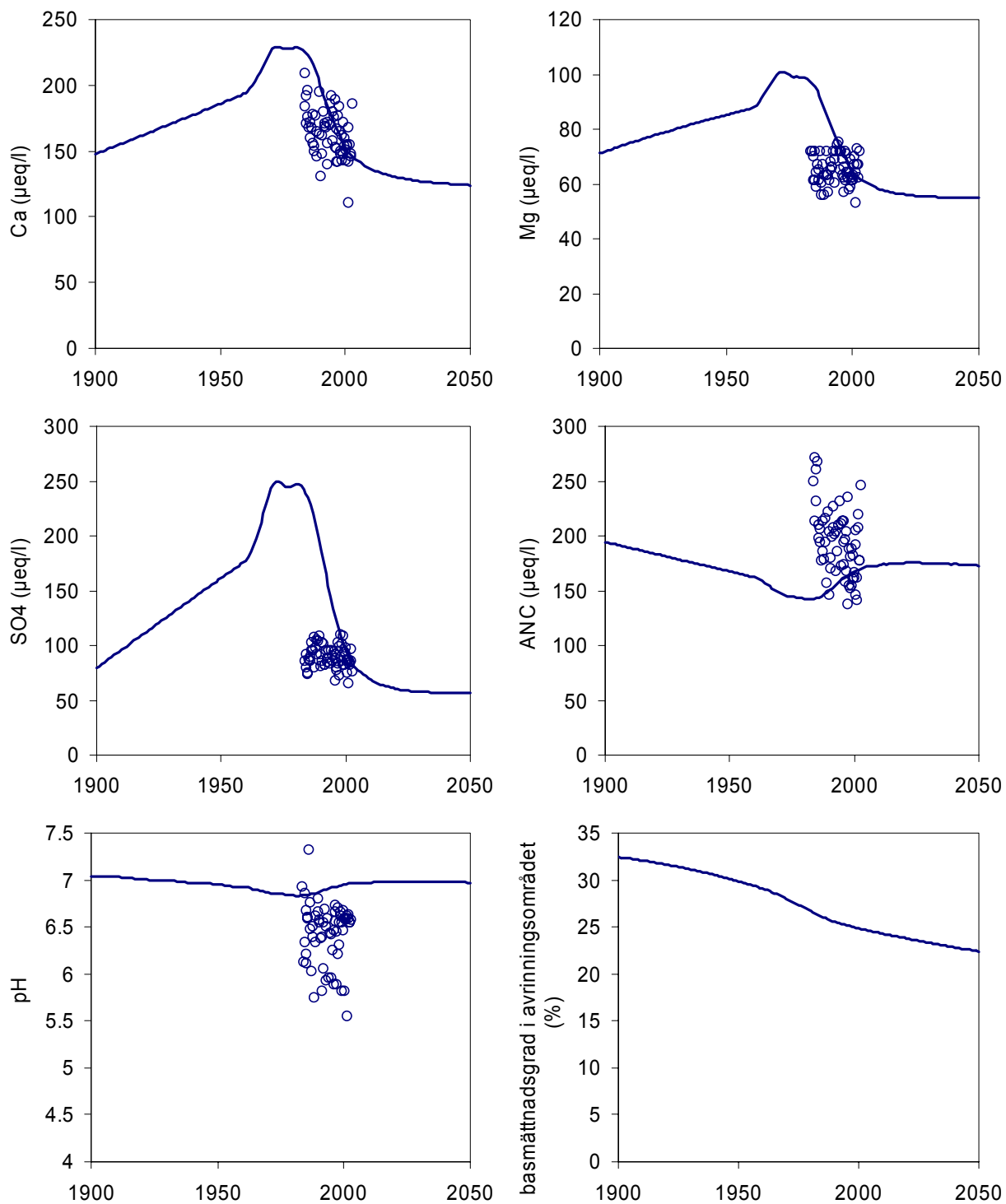
Figur a. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattnet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Lilla Öresjön



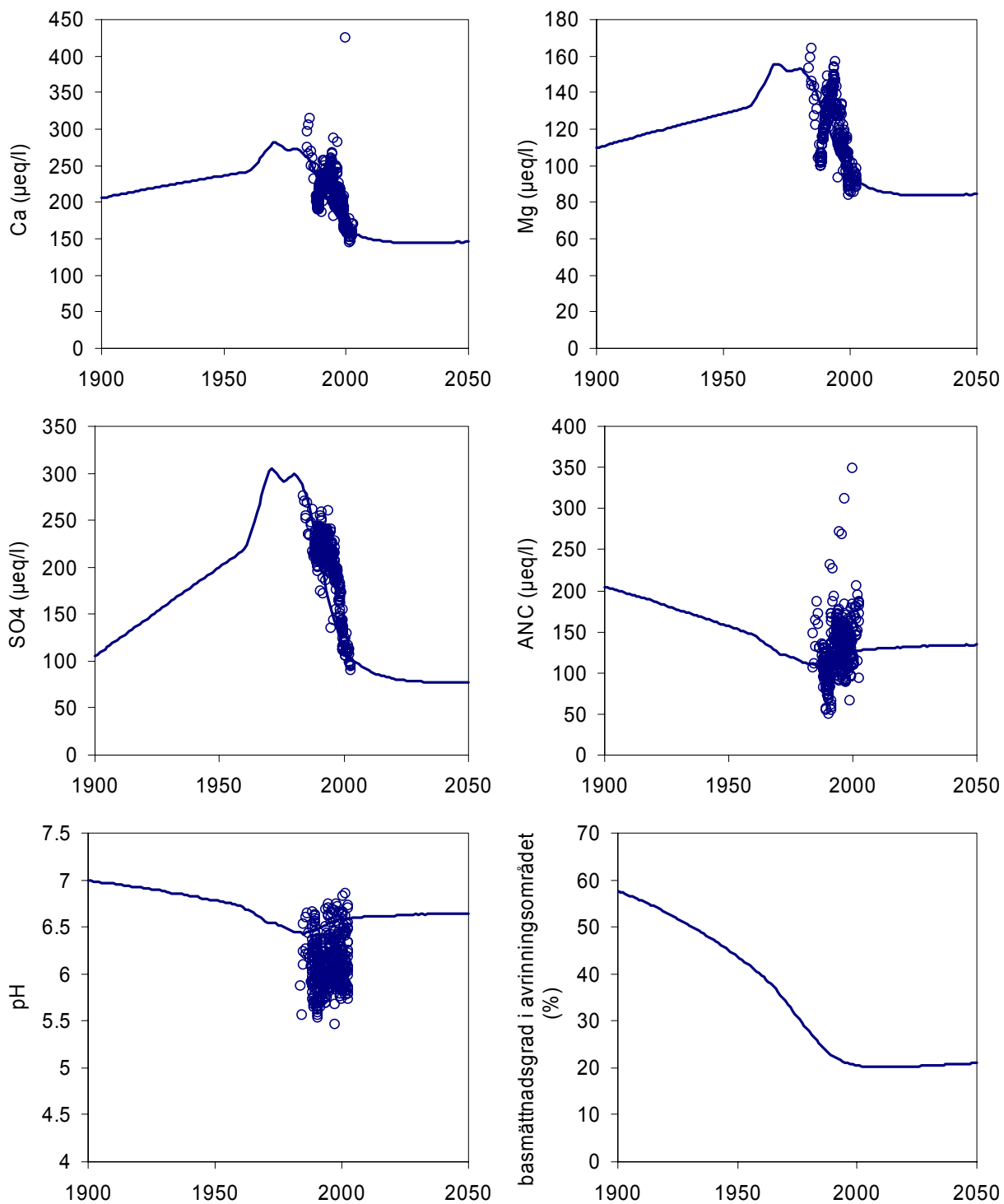
Figur b. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattnet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Härsvatten.



Figur c. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Stora Lummersjön.

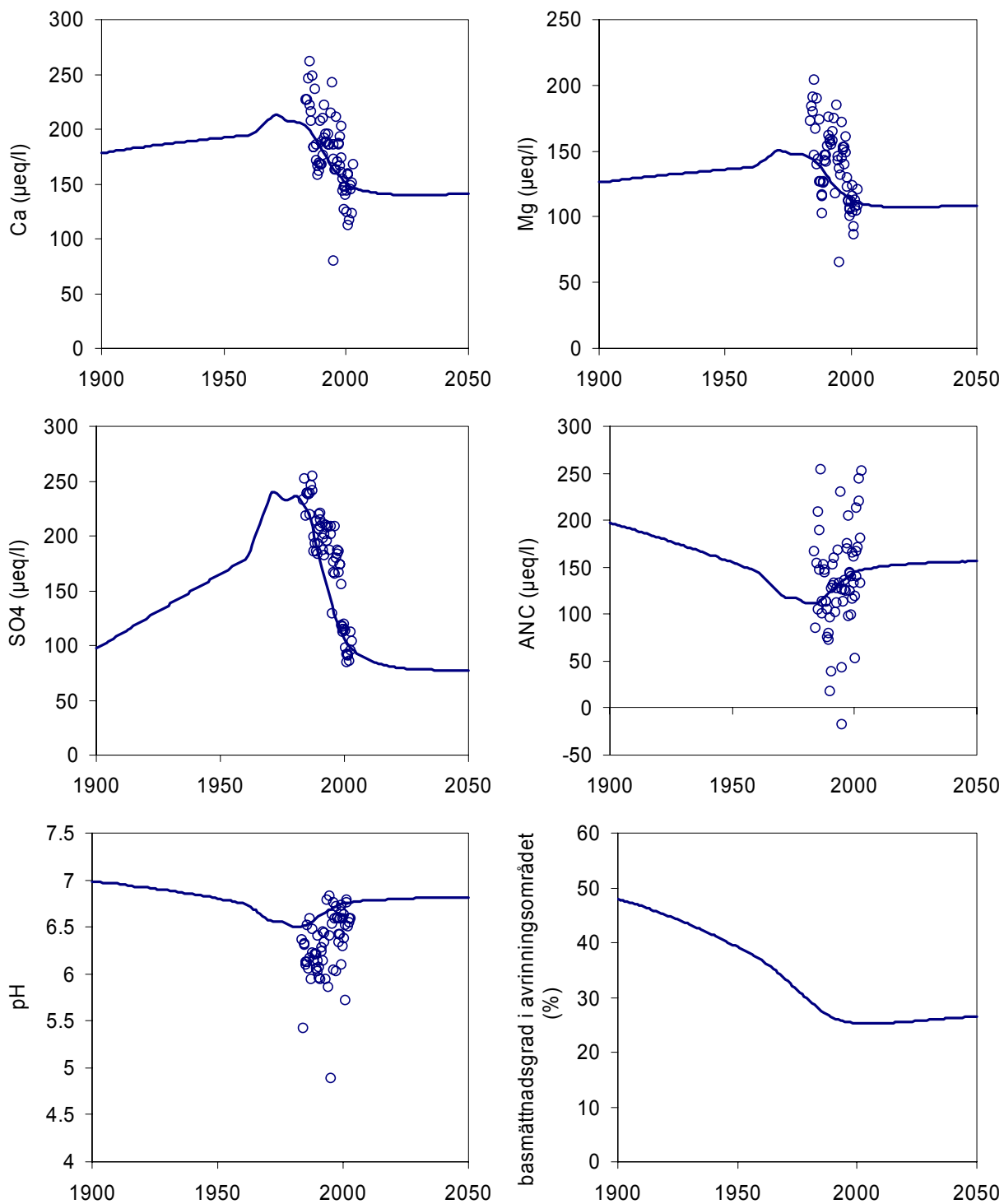


Figur d. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Fräcksjön.

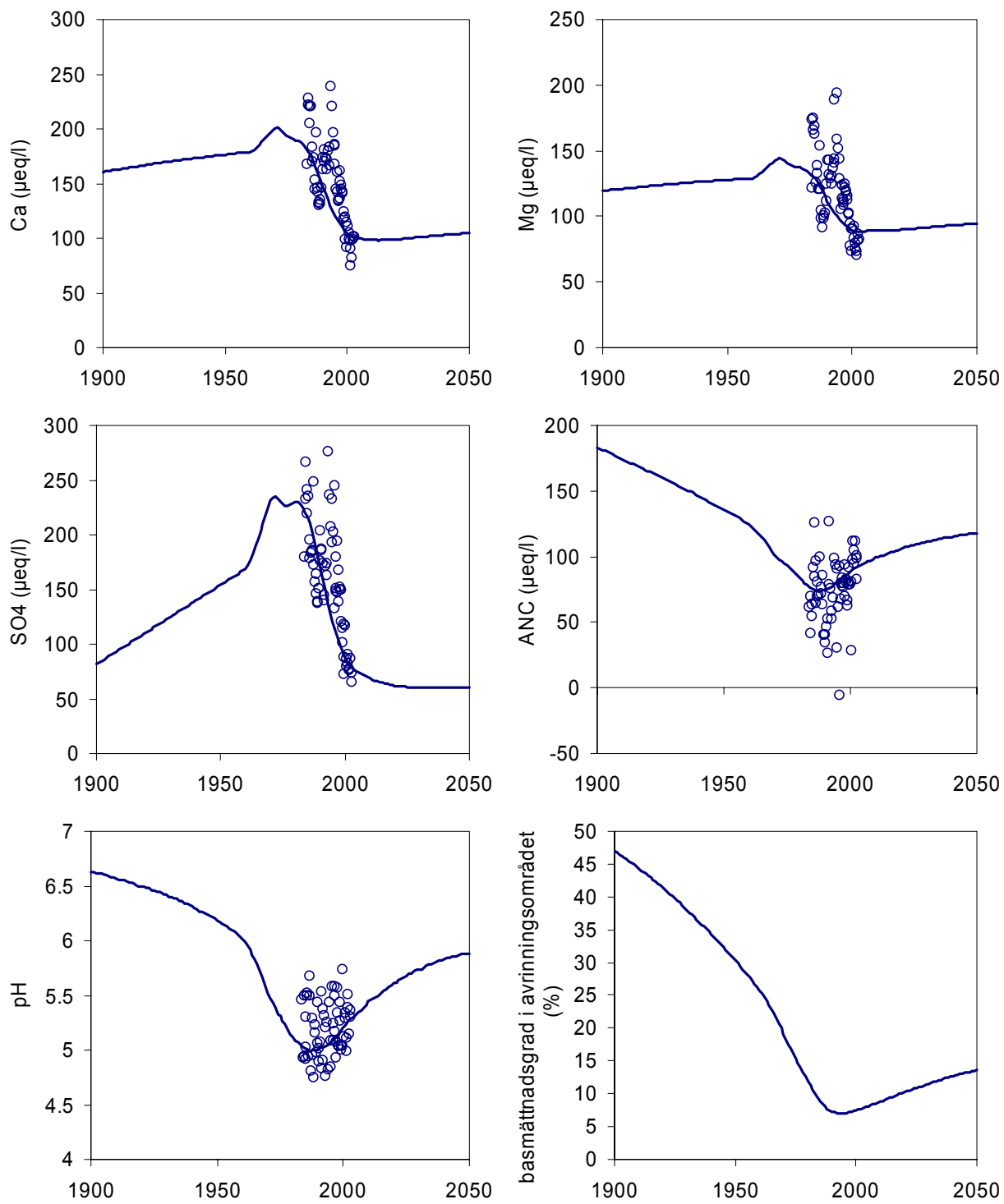




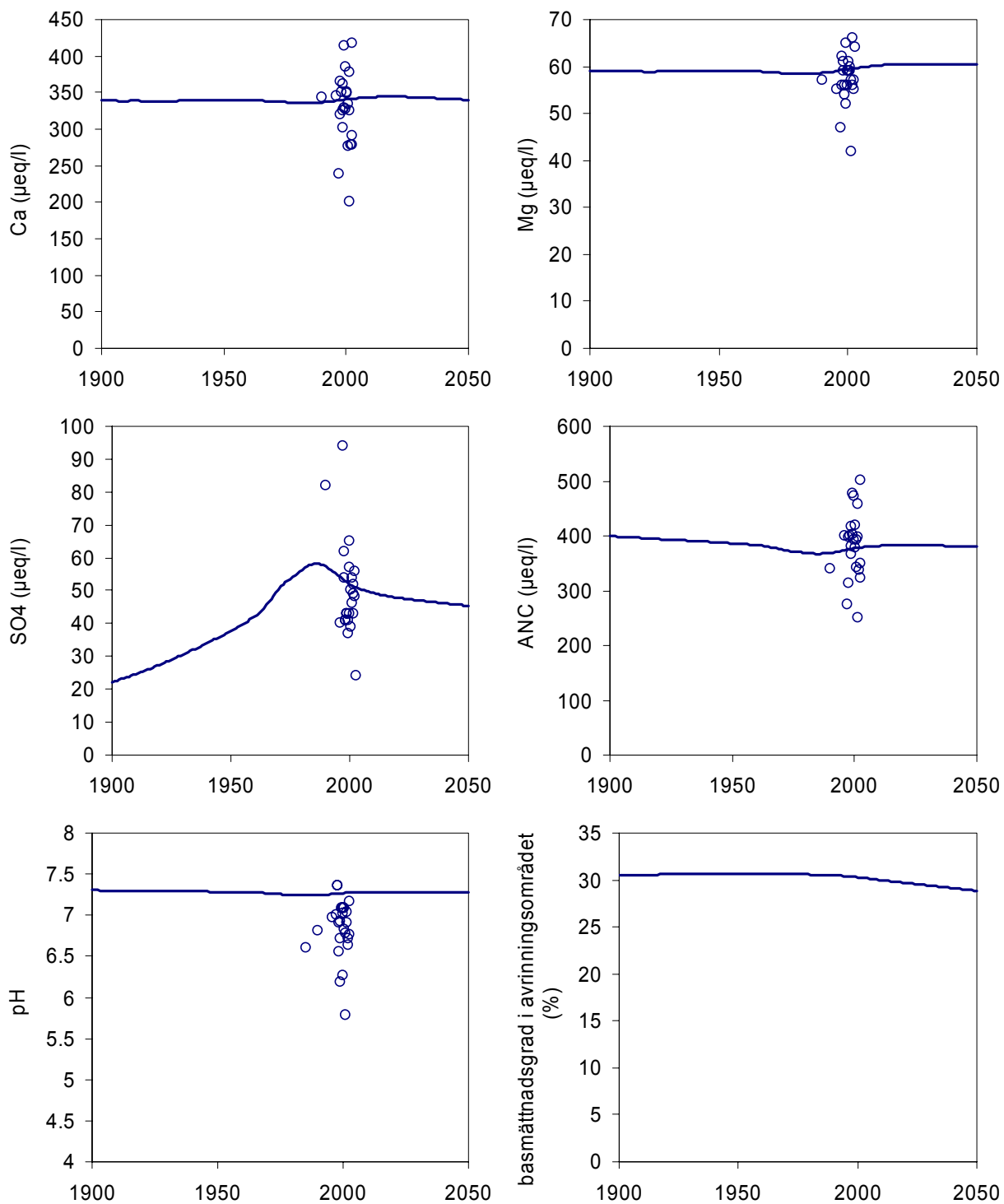
Figur e. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövatten, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Granvatten.



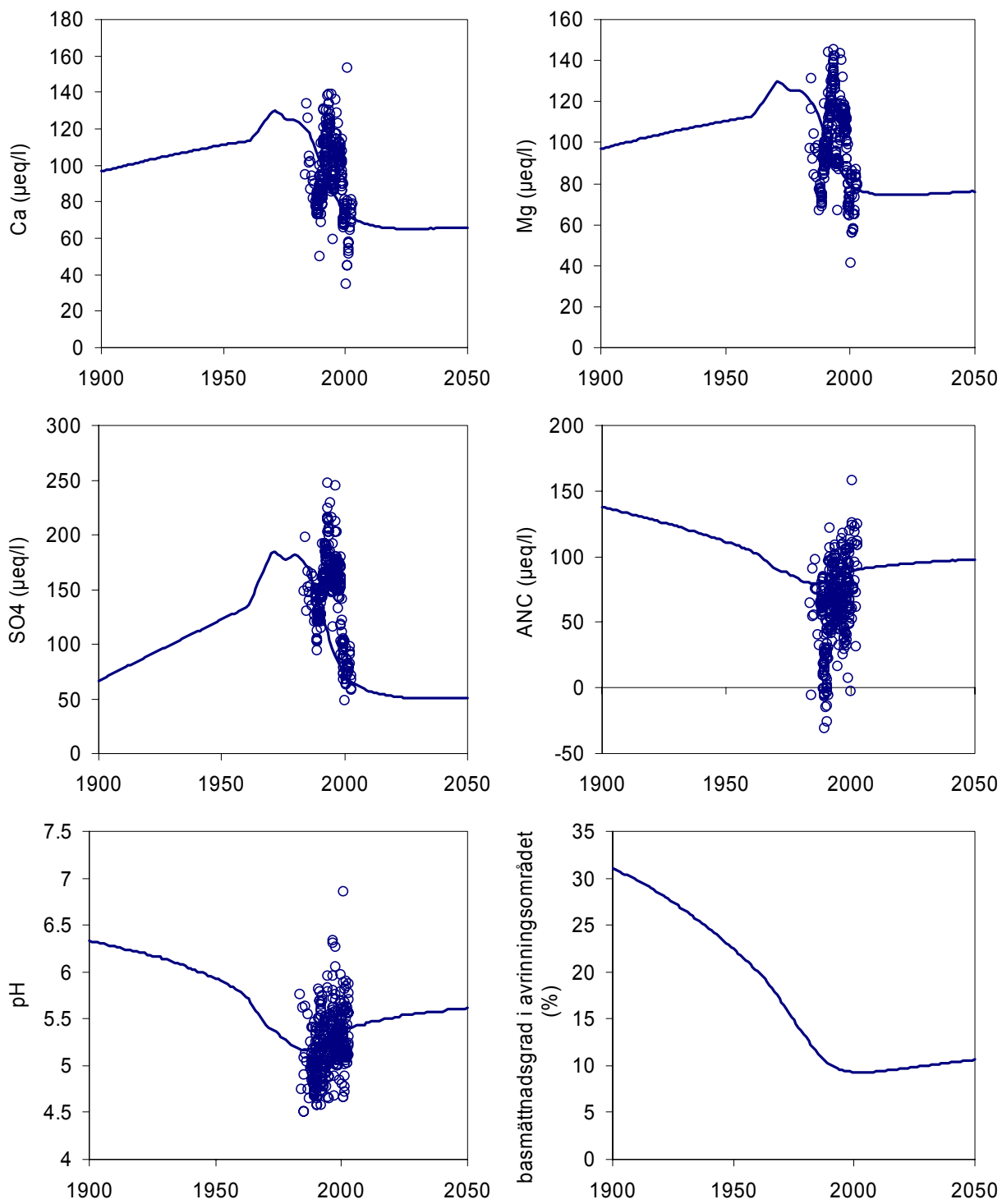
Figur f. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Alsjön.



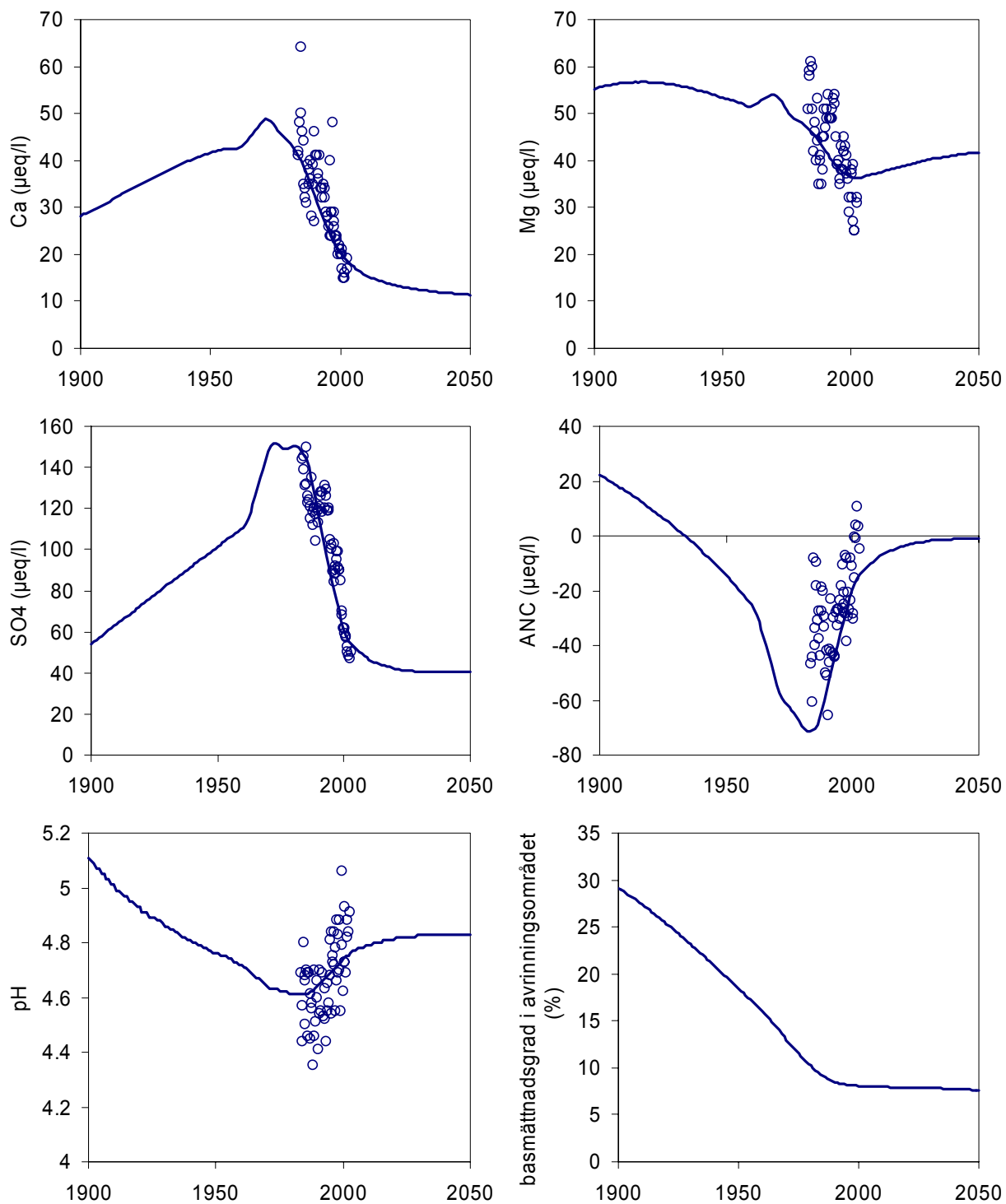
Figur g. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Svartsjön.



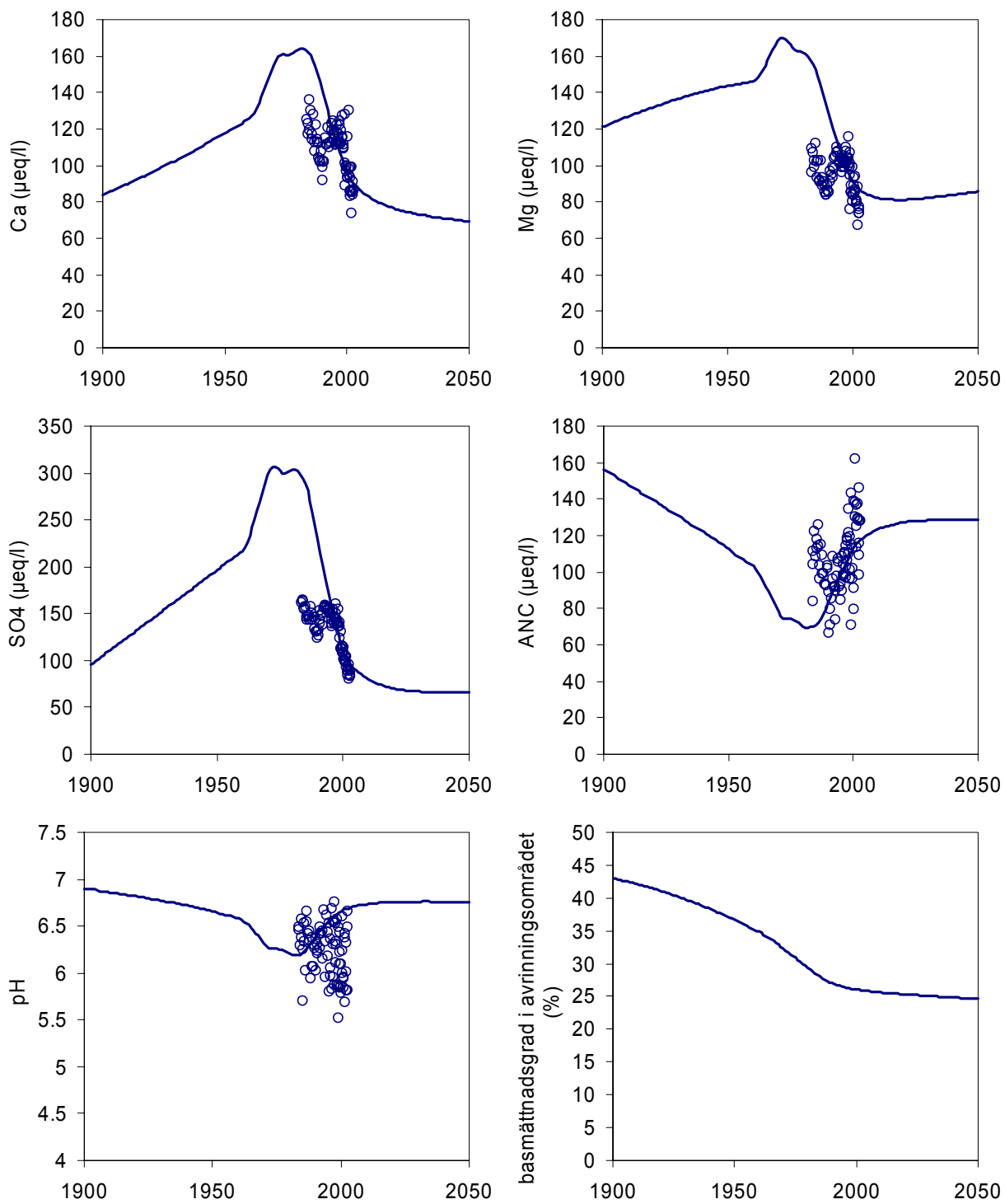
Figur h. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattnet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Rotehogstjärnen.



Figur i. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattnet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Stora Tresticklan.



Figur j. Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, ANC och pH i sjövattet, modellresultat och mätvärden, samt basmättnadsgrad i avrinningsområdet för Bodasjön.





LÄNSSTYRELSEN  
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

[www.o.lst.se](http://www.o.lst.se)

