



Sveriges
lantbruksuniversitet



Sjöinventeringen 2005

En synoptisk vattenkemisk undersökning av Sveriges sjöar

Anders Wilander och Jens Fölster

Sjöinventeringen 2005
En synoptisk vattenkemisk undersökning av Sveriges
sjöar

Anders Wilander och Jens Fölster

Institutionen för miljöanalys, SLU
Box 7050
75007 Uppsala
www.ma.slu.se

ISSN 1403-977X

Förord

Riksinventeringar av sjöar genomfördes för första gången 1972, då med syfte att klarlägga eutrofieringssituationen i Sveriges sjöar. Sedan dess har sammanlagt sju inventeringar gjorts med olika syften och olika provtagningstider. I början fanns inget användbart sjöregister, det har med tiden utvecklats och i och med att det fanns i digital form kunde provtagningen 1995 ske med ett statistiskt urval av sjöar för provtagning. Resultaten från denna kunde alltså användas för att beräkna förhållandena i hela den svenska sjöpopulationen. Provtagningen detta år samordnades dessutom med Norge och Finland så att ett enhetligt underlag skapades för utvärdering av förhållandena i de fennoskandiska sjöarna. I Sverige togs förutom prover för vattenkemi även prover på bottenfauna i ett urval av sjöar samt i ett antal vattendrag. Provtagningen 1995 och vid följande sjöinventeringar gjordes under hösten, vid cirkulation. Detta för att försöka få en så god bild av försurningsförhållandena som möjligt. Men samtidigt minskar informationen om eutrofiering något.

Sjöinventeringen 2005 fokuserades på de två miljömålen ”Bara naturlig försurning” och ”ingen övergödning”. Därför valdes förutom ett mer begränsat statistiskt valt antal sjöar även ett statistiskt valt antal kalkade sjöar och tidigare kända, kraftigt eutrofierade sjöar för provtagning. På detta sätt erhöles både data för den svenska populationen och för mer ”påverkade” sjöar. Tack vare en bättre lista över kalkade sjöar kunde dessa denna gång både väljas säkrare och resultaten i viss mån räknas upp till populationen kalkade sjöar. För att kunna jämföra inventeringens representativitet i tiden provtogs dessutom ett antal trendsjöar i samband med inventeringen förutom vid ordinarie provtagning.

Provtagningen har skett med helikopter, vilket underlättade arbetet eftersom prover inom ett dygn anlände till laboratoriet. Alla bestämningar har snabbt och noggrant genomförts av det vattenkemiska laboratoriet vid institutionen för miljöanalys, SLU.

Utskrifter av etiketter i flygordning samt datahantering har på ett förtjänstfullt sätt gjorts av Bert Karlsson.

Denna rapport är en sammanställning och vidare bearbetning av två underlag till fördjupad miljömålsuppföljning. Mikael Östlund har gjort den slutliga redigeringen.

Det finns naturligtvis ett behov av fortsatta sjöinventeringar. Den rumsliga fördelningen av tillstånd skiftar när påverkan ändras. Minskning i sulfatdeposition och läckage fortsätter och klimatförändringar kommer även de att ge olika effekter i olika delar av landet.

Uppsala

Anders Wilander

Jens Fölster

Innehåll

Sammanfattning	7
1. BAKGRUND TILL UNDERSÖKNINGEN	9
2. UNDERSÖKNINGENS UPPLÄGG OCH METODER FÖR UTVÄRDERINGEN.....	10
2.1. URVALET AV SJÖAR	10
2.2. OMRÄKNING TILL BESKRIVNING AV SVERIGES SJÖAR	11
2.3. BESTÄMDA PARAMETRAR	11
2.4. BERÄKNINGAR	11
2.5. UNDERSÖKNINGENS REPRESENTATIVITET.....	14
3. FÖRSURNINGSTILLSTÅNDET	19
3.1. ANDELEN FÖRSURADE SJÖAR I SVERIGE	19
3.2. BETYDELSEN AV SJÖSTORLEK	20
3.3. FÖRSURNINGSPÅVERKAN I KALKADE SJÖAR	22
3.4. REGIONSVIS FÖRSURNINGSTILLSTÅND	22
3.5. BETYDELSEN AV AVRINNINGSOMRÅDETS STORLEK	26
3.6. ANTAL FÖRSURADE SJÖAR OCH OSÄKERHETEN I BEDÖMNINGEN.....	27
3.7. SJÖARNAS FÖRDELNING PÅ SURHETSKLASSER.....	28
4. TILLSTÅNDET I KALKADE SJÖAR.....	29
4.1. MÅLSJÖAR - UPPNÅS KALKNINGSMÅLEN?	29
4.2. ÅTGÄRDSSJÖAR	31
4.3. HUR PÅVERKAR KALKNINGSDATUM VATTENKEMIN?	33
4.4. VAD BETYDER KALKNINGSMETODERNA FÖR VATTENKEMIN?	36
4.5. SKILJER SIG KALKADE OCH OKALKADE SJÖAR ÅT?	36
4.6. ALUMINIUM	38
4.7. TRENDER.....	39
5. ÖVERGÖDNING.....	42
5.1. FÖRHÅLLANDEN FÖR TOTAL-P I EUTROFIERADE SJÖAR	42
5.2. FÖRHÅLLANDEN FÖR TOTAL-P I UNDERSÖKTA TREND SJÖAR.....	44
5.3. FÖRHÅLLANDEN FÖR TOTAL-P I DE SLUMPVIS VALDA SJÖARNA	44
5.4. TYP SPECIFIKA VÄRDEN FÖR TOTAL-P. JÄMFÖRELSE MELLAN UPPMÄTT KONCENTRATION OCH BERÄKNADE REFERENSVÄRDEN	46
5.5. EKOLOGISK STATUS I SVERIGES SJÖAR.....	47
5.6. FÖRHÅLLANDENA FÖR FOSFAT, NITRAT OCH AMMONIUM.....	48
5.7. HUR SKILJER DE OLIKA FAKTORERNA SOM IDENTIFIERAR DE SJÖLIMNISKA REGIONERNA?	50
5.8. JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE RIKSINVENTERINGAR AV SJÖAR	53
6. ORGANISKT MATERIAL.....	54
7. REFERENSER.....	56
8. BILAGOR	61
8.1. BILAGA 1. UNDERLAG FÖR DESTRATIFIERING AV OKALKADE SJÖAR I SJÖINVENTERINGEN 2005	
8.2. BILAGA 2. UNDERLAG FÖR DESTRATIFIERING AV KALKADE SJÖAR	
8.3. BILAGA 3. ANALYSMETODER SOM ANVÄNTS VID VATTENKEMISKA BESTÄMNINGAR	
8.4. BILAGA 4. WHAM MODELLERING AV OORGANISKT ALUMINIUM	
8.5. BILAGA 5. KONCENTRATION, REFERENSVÄRDE OCH AVVIKELSE FRÅN REFERENSVÄRDE FÖR TOTAL-P FÖRDELAT PÅ SJÖLIMNISK REGION OCH VATTENDISTRIKT ENLIGT NATURVÅRDSVERKET	
8.6. BILAGA 6. TYP SPECIFIKA KONCENTRATIONER AV TOTAL-P (µg/L), BERÄKNADE REFERENSVÄRDEN OCH AVVIKELSE	

Sammanfattning

- Hösten 2005 genomfördes en riksomfattande sjöinventering som omfattade 2782 sjöar. Sjöinventeringen hade 2005 ett mer riktat syfte att följa upp de två miljömålen ”Bara naturlig försurning” och ”Ingen övergödning”. I undersökningen ingick 1653 sjöar som valts slumpvis bland okalkade sjöar i SMHI:s sjöregister. För detta användes ett uppdaterat register över kalkade sjöar. Dessutom ingick 360 kalkade sjöar. Därutöver ingick 99 utvalda eutrofa sjöar, 84 sjöar som provtagits i samtliga nationella sjöinventeringar sedan 1972 och för jämförelser även 50 sjöar inom programmet för trendsjöar. Länsstyrelserna kompletterade undersökningen med egna medel vilket resulterade i 536 ytterligare sjöar. Endast vattenkemiska analyser ingick i undersökningen. Till skillnad från Riksinventeringarna 1995 och 2000 ingick även sjöar mindre än 4 ha i de nationellt utvalda sjöarna. För att beskriva tillståndet i samtliga Sveriges okalkade och kalkade sjöar större än 1 ha användes 1974 sjöar.
- För bedömning av försurningspåverkan användes nya bedömningsgrunder som ger en bättre koppling till biologisk effekt än de föregående. Resultaten visade på att bara 2,8 % av Sveriges icke kalkade sjöar > 4 ha är försurade. Det innebär att delmålet för försurade sjöar under Miljökvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” redan är uppfyllt eftersom färre än 5% av sjöarna är försurade.
- Efter korrigering av vattenkemin för kalkningens påverkan kunde en bedömning göras av hur försurade dessa skulle vara om de inte kalkades. Det visade sig då att bara 20 % av de kalkade målsjöarna skulle vara försurade idag om de inte kalkades. Bedömningen innehåller osäkerheter, men visar ändå att många sjöar som kalkas idag inte längre behöver kalkas för att motverka försurningspåverkan.
- Med alla sjöar > 1 ha och när även kalkade försurade sjöar tas med i beräkningen var drygt 5 % av Sveriges sjöar försurade. Fördelningen över landet är dock stor, med bara 1 % försurade sjöar i Norrland, 7 % i mellersta och sydöstra Sverige och 29% i sydvästra Sverige.
- Kalkningsmålen att uppnå ett visst pH-värde eller alkalinitet uppnåddes i nästan samtliga kalkade målsjöar. Den höga måluppfyllelsen skedde dock till priset av en omfattande överkalkning.
- Halten totalfosfor var generellt låg i Sveriges sjöar. För cirka 75 % av sjöarna kan den betecknas som låga eller måttligt höga halter. Endast ca 5 % hade beräknade halter över 50 µg/l. dvs. mycket höga eller extremt höga halter.
- Klassning av ekologisk status för total-P gjordes för de 1974 slumpade sjöarna, andelen som inte uppfyllde god ekologisk status beräknades till 8 % av Sveriges sjöar. De största andelarna sjöar som ej uppfyllde god ekologisk status med avseende på total-P återfanns i vattendistriktet Norra och Södra Östersjön

- Försök att beräkna typs specifika referensvärden från sjöarna (efter ”filtrering”; åkerandel < 10 % eller tätortsandel < 0,1 %) visar acceptabel likhet i med beräknade referensvärden. Detta ger en viss trovärdighet för användning av bägge metoderna vid val av referensvärden.
- Trenden för förändring i fosforhalter, beräknad för sjöar som undersökts de tre senaste riksinventeringarna (2005, 2000 och 1995) antyder en svag men inte signifikant minskning av total-P.
- För TOC kan ingen trend iaktas för dessa provtagningar. Däremot är det klart att halterna organisk material var högst vid provtagningen år 2000. De klaraste sjöarna finns i Vattendistrikt Bottenviken och de brunaste i Vattendistrikt Södra Östersjön.

1. Bakgrund till undersökningen

Rikstäckande sjöinventeringar har genomförts med jämna mellanrum i Sverige sedan 1972 (tabell 1.1). Sedan 1990 har sjöinventeringar utförts som stratifierade slumpade urval av sjöar ur det nationella sjöregistret vilket omfattar sjöar > 1 ha. I inventeringen 1990 omfattade analyserna främst försurningsrelaterade kemiska parametrar. Inventeringarna 1995 och 2000 hade ett bredare urval av parametrar för att även beskriva näringstillståndet i Sveriges sjöar och ett bättre sjöregister (SMHI, 1996). I en fjärdedel av de undersökta sjöarna analyserades även tungmetaller och littoralfauna.

Tabell 1.1. Tidigare sjöinventeringar.

Tid	Antal sjöar	Referens
Augusti 1972	120	Johansson och Karlgren 1974, Dietrichson 1975a
Våren 1975	1000	Dietrichson 1975b
1977-1980	8000	Johansson och Nyberg 1981, Bernes 1981
Vintern 1985	6900	Bernes 1986
Vintern 1990	4018	Bernes 1991
Hösten 1995	4113	Wilander m.fl. 1998
Hösten 2000	3465	Wilander m.fl. 2003

Eftersom synoptiska undersökningar är kostsamma och hittillsvarande undersökningar ansågs ge en tillräckligt bra bild av den rumsliga variationen i Sveriges sjöar beslöt Naturvårdsverket att mer fokusera på två miljömål ”Bara naturlig försurning” och ”Ingen övergödning”. För kalkningsverksamheten saknades en aktuell bild av hur den minskande depositionen av försurande svavel och kväve påverkat de kalkade sjöarna. Därför gjordes mer riktat ett slumpmässigt urval av kalkade sjöar; både målsjöar och åtgärdssjöar. För miljömålet ”Ingen övergödning” valdes slumpmässigt ett antal kända, övergödda sjöar för en aktuell bild av eutrofiering i kraftig påverkade sjöar. Därtill gjordes ett slumpmässigt urval av sjöar som ingått i tidigare sjöinventeringar. Tillsammans med ett antal ”traditionellt utvalda” sjöar resulterade detta i en nationell sjöinventering 2005 av något mindre omfattning är de som tidigare genomförts.

Sjöinventeringen grundas på två projekt;

- 1) Naturvårdsverkets nr 2160433 från november 2004
- 2) Nv dnr 235-3848-05-Nv från juli 2005

”Syftet med 2005 års inventering är att erhålla underlagsdata för uppföljning av miljömålen Bara naturlig försurning och Ingen övergödning. Materialet skall även kunna användas i konventionsarbetet LRTAP samt för ramdirektivet för vatten.” Omfattningen för det första projektet innebar planering av provtagning, genomförande av provtagning och vattenkemisk analys av insamlade prover. Utvärderingen av materialet skulle ske enligt senare instruktioner.

Projekt 2 syftar till att få en enhetlig, riksomfattande bild av de vattenkemiska förhållandena i kalkningspåverkade sjöar. Även sådana som kalkas enbart för att uppfylla mål i nedströms liggande objekt och därför har en bristfällig uppföljning inom det regionala effektuppföljningsprogrammet. Den skulle omfatta 400 sjöar, varav 200 sjöar som enbart kalkas för nedströms effekt.

2. Undersökningens upplägg och metoder för utvärderingen

2.1. Urvalet av sjöar

Sjöinventeringen skiljer sig från tidigare Riksinventeringar i det att den gjordes utifrån ett fåtal väl specificerade syften medan Riksinventeringarna var breda undersökningar med syfte att ge en allmän beskrivning av tillståndet i Sveriges sjöar. Karaktären av specialundersökning gjorde att urvalet av sjöar inte var lika enhetligt som tidigare, utan utgjordes av ett antal grupper av sjöar (tabell 2.2).

Totalt omfattade sjöinventeringen 2782 sjöar, se tabell 2.1. Huvuddelen utgjordes av 1653 icke-kalkade sjöar i ett stratifierat, slumpat urval ur sjöregistret på liknande sätt som i de två senaste riksinventeringarna (SMHI, 1996. Wilander m.fl., 1998). Till skillnad från Riksinventeringarna 1995 och 2000 ingick även sjöar mellan 1 och 4 ha. För en specialstudie av tidsserier utvaldes 84 sjöar som ingått i samtliga sjöinventeringar sedan 1972.

Tabell 2.1. Grupper av sjöar som ingick i sjöinventeringen 2005.

Grupp av sjöar	Antal sjöar
Stratifierat slumpat urval av okalkade sjöar	1653
Kalkade målsjöar	195
Kalkade åtgärdssjöar	165
Trendsjöar	50
Tidsserier 1972-2005	84
Eutrofa sjöar	99
Sjöar valda av länsstyrelser	536
Summa	2782

Den nationella miljöövervakningens trendsjöarna syftar till att följa trender i mindre påverkade sjöar genom provtagningar flera gånger per år. Här kan de hjälpa till att avgöra hur representativ den synoptiska sjöinventeringen är i förhållandet till andra år. Av praktiska skäl sker ofta sjöinventeringens provtagningen någon månad senare än i trendsjöarna. För att avgöra om tidsskillnaden mellan sjöinventeringen och trendsjöarnas höstprover har betydelse för jämförbarheten togs därför extra prover i 50 trendsjöar i samband med sjöinventeringen.

Ett särskilt urval av kalkade sjöar ingick i undersökningen. Försurningspåverkan i kalkade sjöar är idag dåligt känt eftersom analysprogrammet i kalkeffektuppföljningen sällan omfattar de parametrar som behövs för att bedöma försurningspåverkan. För att beskriva tillståndet i kalkade sjöar slumpades 195 kalkade målsjöar och 165 åtgärdssjöar ur kalkningsregistret. De senare kalkas enbart för att ge effekt nedströms i målvattendrag eller målsjö.

Eutrofieringen rör ett begränsat antal sjöar. I ett slumpat urval kommer därför endast ett fåtal eutrofa sjöar att ingå. För att ge ett bättre underlag för beskrivningen av tillståndet i eutrofa sjöar valdes 99 sjöar ut ur en lista med 996 sjöar som tidigare identifierats som eutrofierade (Persson & Wilander 2005). Urvalet skedde genom slumpning.

För att beskriva tillståndet i Sveriges sjöar > 1 ha användes 1974 sjöar bland de slumpade och kalkade sjöarna. Det innebär att ett antal provtagna sjöar ströks beroende på dels att en del sjöar vid noggranna mätningar visade sig ha en sjöarea < 1 ha och dels på att en del sjöar som

valts ut som kalkade sjöar senare visade sig inte kalkas. För att beskriva tillståndet i sjöar > 4 ha användes 1610 sjöar.

Eftersom länsstyrelserna på olika sätt valt ytterligare sjöar för provtagning ingår inte dessa i denna utvärdering.

2.2. Omräkning till beskrivning av Sveriges sjöar

Den delen av Sjöinventeringen 2005 som utgjordes av ett stratifierat slumpat urval kunde användas för att beskriva tillståndet i alla Sveriges sjöar genom destratifiering. Destratifieringen innebär att en vikt beräknas för varje stratum utifrån förhållandet mellan antal sjöar i varje stratum och antal provtagna sjöar. Exempelvis i Stockholms län i storleksklass D provtogs 7 av 289 okalkade sjöar, vilket gav dessa sjöar vikten 41,3. Det innebär att varje provtagen okalkad sjö i storleksklass D i Stockholms län antas representera 41,3 sjöar. Storleksklass E delades upp i två klasser, Ea = 4–10 ha och Eb 1–4 ha. Dessa två klasser betraktades som separata strata eftersom fördelningen av sjöar mellan de två klasserna inte alltid avspeglar den verkliga. I en del fall var dock antalet provtagna sjöar i den minsta klassen så liten att klasserna Ea och Eb slogs samman. Kalkade sjöar i en storleksklass och län betraktades som ett stratum oavsett om de var målsjöar eller åtgärdssjöar. Antal sjöar i sjöregistret, antal provtagna sjöar och vikt presenteras för varje stratum i Bilagorna 1 och 2.

2.3. Bestämda parametrar

Alla bestämningar har utförts vid det ackrediterade vattenkemiska laboratoriet vid Institutionen för miljöanalys, SLU. Använda metoder och deras prestanda redovisas i Bilaga 3. Vid ankomsten registrerades proverna med hjälp av streckkoder. Därefter bestämdes omedelbart pH-värde, konduktivitet, alkalinitet och absorbans (filtrerat prov). På alla prov bestämdes också större konstituenten, nitrat+nitrit-N, total-N, total-P, kisel och TOC. På 230 valda prover bestämdes dessutom fosfat-P och ammonium-N. Dessutom bestämdes total-aluminium och katjonbytt aluminium i valda prover. Beräkningar av Al-fraktioner gjordes för dessa prover med WHAM-modellen (se bilaga 4).

Data för denna och tidigare nationella undersökningar av sjöar finns på institutionens hemsida [http://info1.ma.slu.se/ri/www_ri.acgi\\$Project?ID=Intro](http://info1.ma.slu.se/ri/www_ri.acgi$Project?ID=Intro)

2.4. Beräkningar

Bedömningsgrunder för försurning

Bedömningen av försurningspåverkan gjordes enligt de nya Bedömningsgrunderna som beslutades 2007 (Naturvårdsverket, 2007, Fölster, 2007). De nya Bedömningsgrunderna skiljer sig på flera punkter från de tidigare Bedömningsgrunderna för försurning (Naturvårdsverket, 1999). Referenstillståndet i Bedömningsgrunder 1999 beräknades med den så kallade F-faktormodellen. Den modellen fungerar inte när depositionen minskar och ekosystemen återhämtar sig. F-faktormodellen har därför ersatts av den dynamiska modellen MAGIC. Modellen utnyttjar nutida kemi, omgivande markegenskaper och en rekonstruktion av depositionens förändring till att räkna fram surheten år 1860, som satts till referensår.

Även kriteriet för försurningspåverkan har ändrats. Enligt Bedömningsgrunder från 1999 bedömdes ett vatten som försurat om 25 % av alkaliniteten förbrukats, oavsett vilken effekt förändringen förväntas haft på biota. I de nya Bedömningsgrunderna utgörs kriteriet i stället

av den pH-förändringen som försurningspåverkan har orsakat förutsatt att halten organiska syror och kolsyra trycket varit konstanta. De nya Bedömningsgrunderna, som bättre är kopplade till effekt på biota än de gamla, ger betydligt mindre andel försurade sjöar. I Riksinventeringen 2000 bedömdes 10 % av Sveriges sjöar vara försurade. Enligt de nya Bedömningsgrunderna var bara 3,8 % av sjöarna > 4 ha försurade. Försurade kalkade sjöar ingick inte.

Eftersom MAGIC är mycket krävande med avseende på data och arbetsinsats har ett bedömningsverktyg, MAGICbibliotek, tagits fram av IVL (www.ivl.se/magicbibliotek). Verktöget matchar den sjö som ska bedömas mot den modellerade sjö som är mest lik med avseende på försurning i en databas med drygt 300 sjöar som modellerats med MAGIC. Utvärderingen av sjöinventeringen 2005 har gjorts med MAGICbibliotek.

Korrigerig av kalciumhalt för kalkpåverkan

Effekten av kalkningspåverkan korrigerades med hjälp av kvoten icke marint kalcium och magnesium (Ca^*/Mg^*) (Fölster och Wilander, 2005, Göransson m.fl., 2005).

De icke-marina andelarna av kalcium och magnesium beräknades enligt:

$$Ca^* = Ca - 0,037 \times Cl \quad (1)$$

$$Mg^* = Mg - 0,198 \times Cl \quad (2)$$

där "*" anger den icke-marina andelen.

Halterna av icke-marint kalcium och magnesium korrigerades för kalkningspåverkan enligt formlerna:

$$Ca^*_{korr, prel} = Mg^* \times (Ca^*/Mg^*)_{ref} \quad (3)$$

$$Mg^*_{korr} = Mg^* - 0,01 \times \%Mg_{kalk} \times (Ca^* - Ca^*_{korr, prel}) \quad (4)$$

$$Ca^*_{korr} = Mg^*_{korr} \times (Ca/Mg)_{ref} \quad (5)$$

där $\%Mg_{kalk}$ anger den genomsnittliga halten av magnesium i kalkningsmedel som används i Sverige vilken var 1,8 % (Fölster och Wilander, 2005).

Referensvärdet för kalcium-magnesiumkvoten $(Ca^*/Mg^*)_{ref}$ beräknades som medelvärdet av de tre närmaste sjöarna ur ett urval av sjöregistrets sjöar. Referenserna utgjordes av 613 sjöar i sjöinventeringen som var opåverkade av kalkning (< 2% målområden), jordbruk, (< 10% åker) och tätort (< 1% tätort). Eftersom de kalkade sjöarna i regel är jonsvaga ingick endast sjöar med $ANC \leq 500 \mu\text{ekv/l}$. Även ett mindre antal sjöar med extrem kemi togs bort från urvalet av referenser.

För indata till MAGIC bibliotek beräknades de korrigerade totalhalterna av kalcium och magnesium genom enligt ekvationerna 1 och 2.

Ett korrigerat pH beräknades även med kemisk jämviktsmodell där ANC först beräknats ur de korrigerade halterna för kalcium och magnesium enligt:

$$ANC_{korr} = (Ca_{korr} + Mg_{korr} + Na + K) - (Cl + SO_4 + NO_3) \quad (6)$$

Halten organiska anjoner beräknades ur TOC och pH enligt en modell för en triprotisk syra (Hruska m.fl., 2003).

Beräkning av osäkerheten i försurningsbedömningen

Det slumpade urvalet i sjöprovtagningen omfattade cirka 2 % av Sveriges sjöar. Slumpningen gjordes för att få ett så representativt urval som möjligt. Osäkerheten i bedömning av andelen försurade sjöar beräknades genom så kallad Monte Carlo-simulering. För varje stratum med avseende på kalkning, län och storleksklass, slumpades lika många sjöar som ingick i Sjöinventeringen för den klassen (se kapitel 2.2). Efter att en sjö tagits ut genom slumpning lades den tillbaka så att den kunde väljas igen. Sjöar slumpades i alla län och storleksklasser så att ett stickprov med lika många sjöar som i den ursprungliga Sjöinventeringen erhöles. På det sättet skapades en ny "Sjöinventering" vilken gav en uppskattning av antal försurade sjöar som avvek något från det ursprungliga resultatet. Genom att upprepa detta förfarande 1000 gånger skapades en fördelning av uppskattningar av andel försurade sjöar i Sverige. För dessa 1000 uppskattningar kunde en standardavvikelse beräknas som motsvarar osäkerheten i bedömningen av andel försurade sjöar som beror på urvalet.

Metodiken kan jämföras med traditionell test av statistisk styrka. Denna ger osäkerheten i medelvärdet av en viss parameter för hela sjöpopulationen. Men i försurningssammanhang är det viktigare att uppskatta tillståndet i de 5 % mest påverkade sjöarna än att känna medelvärdet för t.ex. pH eller ANC för alla Sveriges sjöar. Den metod som beskrivs ovan är då mer relevant än traditionell styrkeanalys.

Bedömningsgrunder för övergödning

Även för övergödning användes nya bedömningsgrunder (Wilander, 2004, Naturvårdsverket, 2007). Beräkningen av referensvärdet skiljer sig från Bedömningsgrunder från 1999 (Naturvårdsverket, 1999) genom att fler variabler ingår. Det har också visat sig att sambandet mellan absorbans och totalfosfor (tot-P), som är den viktigaste komponenten i beräkningen av referensvärdet för total-P, förändras över tiden. Det nya förslaget, som baserar sig på senare data än underlaget till Bedömningsgrunder 1999, är därför lämpligare för bedömning av Sjöinventeringen 2005. Beräkning av referensvärdet kan ske enligt följande ekvation (Wilander, 2004):

$$\text{Log}(\text{tot-P}) = 1,679 + 0,0509 \times \log \text{BC}^* + 0,293 \times \log \text{Abs} - 0,123 \times \log \text{Höjd} - 0,190 \times \log \text{Djup} - 0,103 \times \log \text{Si} \quad (7)$$

För många av sjöarna i Sjöinventeringen 2005 saknas tyvärr uppgifter om sjödjup. Dessa bedömdes därför med en förenklad metod enligt Handbok för klassificering av status (Naturvårdsverket 2007). Den förenklade metoden kräver bara absorbans och höjd över havet:

$$\text{Log}(\text{ref-P}) = 1,561 + 0,295 \times \log \text{AbsF} - 0,146 \times \log \text{Höjd} \quad (8)$$

Den förenklade formeln användes för beräkning andelen sjöar i Sverige som inte uppnådde god status med avseende på tot-P.

2.5. Undersökningens representativitet

De vattenkemiska förhållandena styrs naturligtvis av förhållandena under den senaste tiden före provtagningen, men även väderleken tidigare har betydelse. SMHI ger goda sammanställningar av väderleken i tidskriften Väder och Vatten. Nedanstående referat utgår från tidskriftens månatliga rapporter för året och Årssammanställning (SMHI, 2005. SMHI 2006).

Sommaren 2005 var varmare än normalt i hela landet, men samtidigt också över stora delar av landet något nederbördsrikare. Hösten var bland de varmaste och torraste under de senaste 100 åren. September var nederbördsfattig i så gott som hela landet; i sydöstra delen av landet föll mindre än 25 % av den normala nederbörden. Samtidigt var temperaturen mellan 1 och 2 grader högre än normalt. I oktober var det fortfarande varmare än normalt och något nederbördsfattigare eller normal nederbörd i stora delar av landet. Även november var varmare än normalt och med normal nederbörd eller torrare i de östra delarna av landet.

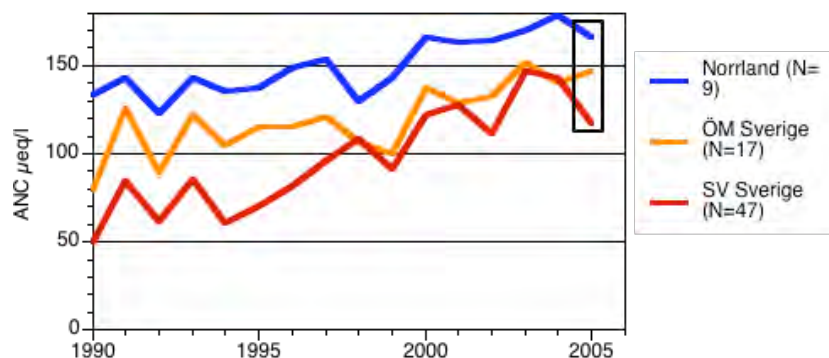
Grundvattenståndet var i augusti normalt eller över normalt i stort sett hela landet. Medan det fortfarande i september var normalt eller över normalt så sjönk det i december till under det normala i södra Sverige.

Sammanfattningsvis var år 2005 varmare än normalt. Nederbörden för året varierade med större nederbörd än normalt i norra Sverige och normalt eller mindre än normal i södra Sverige.

Hur förhöll sig vattenkemin hösten 2005 jämfört med andra år

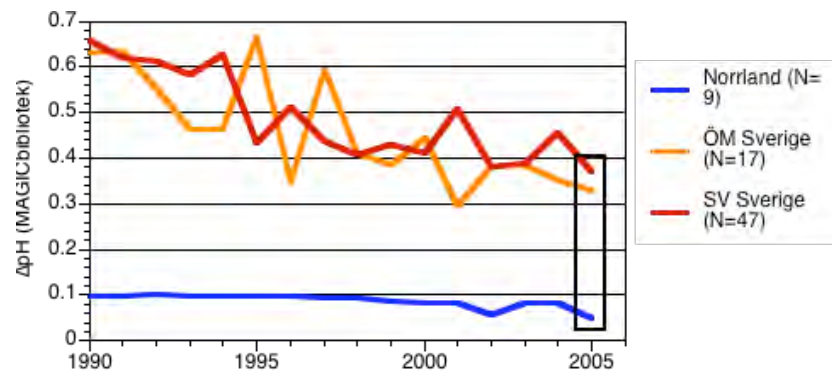
För att undersöka hur pass representativ vattenkemin var vid sjöprovtagningen studerades höstproverna i nationella och regionala referenssjöar med långa tidsserier. För försurning användes data från 73 sjöar med genomsnittligt ANC under 500 $\mu\text{g/l}$ och för total-P användes data från 98 sjöar.

I figurerna 2.1–3 presenteras årsmedianer för höstvärdena för referensvärdena uppdelade på landsdelar enligt samma indelning som i tabell 3.6. Trots den varma och torra sommaren skiljde sig vattenkemin i trendsjöarna hösten 2005 inte mycket från tidigare år. ANC och försurningspåverkan avspeglar återhämtningen från försurningen. Medianvärdet för ANC i sydvästra Sverige var något lägre än tidigare år, vilket tyder på surare förhållanden än (figur 2.1).



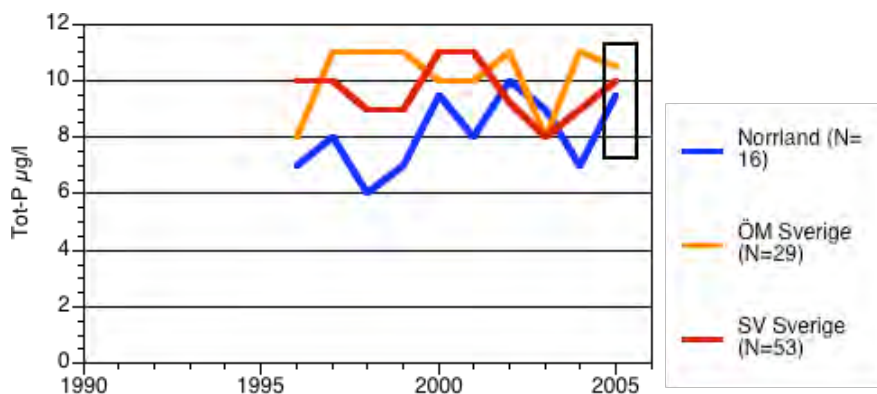
Figur 2.1. Medianvärden för ANC i trendsjöar

Avvikelsen i försurningsbedömning (figur 2.2) var dock mindre i höstprover i 73 försurningskänsliga trendsjöar.



Figur 2.2. Försurningspåverkan i 73 försurningskänsliga trendsjöar enligt bedömning med MAGICbibliotek. Medianvärden för höstprover.

För totalfosfor låg halterna i överkanten av den normala variationen (figur 2.3).

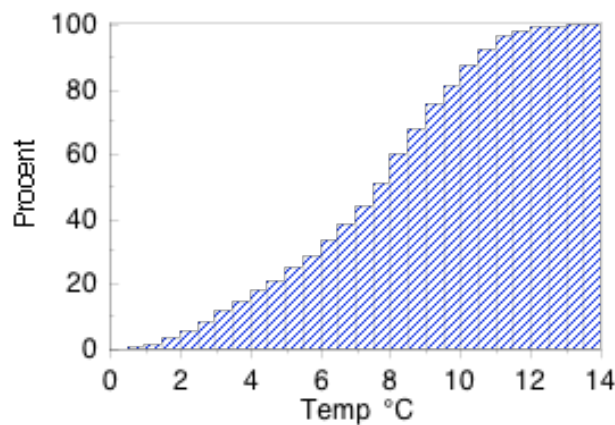


Figur 2.3. Medianvärden för total-P i 98 trendsjöar.

Temperaturförhållanden i sjöarna

Riksinventeringarna har sedan 1995 genomförts under hösten. Detta beror på att man då får en god bild av surhetstillståndet då sjön cirkulerar. Perioden är förhållandevis stabil, så att en tidsförskjutning inte gör för mycket för resultaten. Tidpunkten för när en sjö cirkulerar (blandas) efter sommarens skiktningssperiod beror på vattentemperatur och vattendjup. Dessutom har geografiska förhållanden som vindexponering betydelse. Provtagning en kort tid efter isläggning torde inte heller ha betydelse. Men provtagning i en islåg sjö är mer komplicerad så provtagningen planeras därför inom det ”fönster” som finns mellan cirkulation och isläggning. Vid 1995 år riksinventering fann vi att en sjö ofta har cirkulerat under hösten om vattentemperaturen är lägre än 8° (Wilander, m.fl. 1998). Men detta gäller dock inte alltid. Under hösten 2005 hade endast 5 av 16 intensivt undersökta trendsjöar cirkulerat i oktober och tre av dessa hade en vattentemperatur högre än 12°. Av planeringsskäl måste tyvärr tidpunkten för provtagning beslutas långt före själva provtagningstillfället.

Detta år var hösten ovanligt varm, vilket medförde att cirka hälften av sjöarna hade en temperatur högre än 8° (figur 2.4). Eftersom endast ytprov togs går det inte att avgöra om dessa sjöar cirkulerade vid provtagningen.



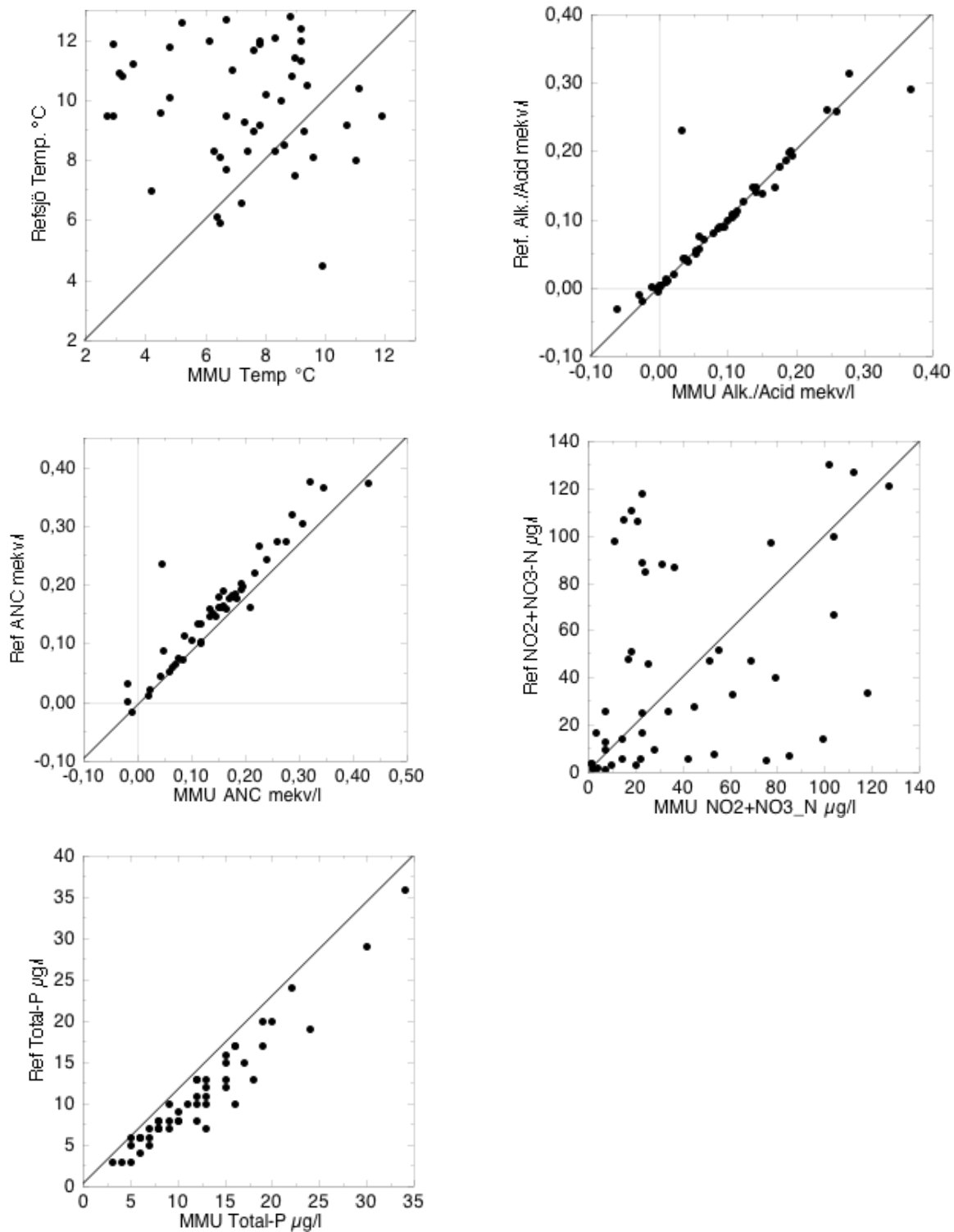
Figur 2.4. Vattentemperatur vid provtagningstillfället. Kumulativ fördelning.

Gav provtagningen en representativ bild av vattenkemiska tillståndet 2005?

I samband med riksinventeringen 2000 kom extremt stora nederbördsmängder i två områden av landet. Dessa gällde dels i mellersta Norrland under juni-juli, dvs. före provtagningen, dels i västra Sverige i november-december, alltså strax före och under provtagningen. För att kunna jämföra förhållandena under året i en tidsserie användes data för trendsjöar (referenssjöar), som provtas flera gånger per år. En genomgång av resultaten antyder att effekten av nederbörden i Västerbotten och Västernorrland då var liten (Wilander, 2003). I Västsverige kom år 2000 merparten av nederbörden efter det att höstens prover tagits i trendsjöarna. I detta fall kunde alltså inte trendsjöarnas data användas för att bedöma "representativiteten". En påverkan av den extrema nederbörden framträdde däremot i trendsjöarnas vinterprover 2001 (Wilander m.fl. 2003).

Svårigheten att värdera resultaten från riksinventeringen 2000 medförde att vi denna gång valde att provta 50 trendsjöar samtidigt med miljömålsuppföljningen förutom vid det ordinarie provtagningstillfället under hösten. Proverna för sjöinventeringen 2005 i trendsjöarna togs i medeltal 28 dagar efter den ordinarie höstprovtagningen. Men åtta prover togs tidigare vid sjöinventeringen, som mest 26 dagar före. I sju av dessa var, som väntat, temperaturen högre vid sjöinventeringen, som högst 5°. Den största skillnaden i tid var 78 dygn efter den ordinarie provtagningen (Stora Envättern, 655587 158869). Då var vattentemperaturen 2,9°, vilket var 13° lägre än vid den ordinarie provtagningen inom trendsjöprogrammet.

Jämförelser mellan trendsjöarnas ordinarie provtagning och provtagningen inom sjöinventeringen visas i figur 2.5. Av den framgår att vattentemperaturen som regel var lägre vid provtagningen. Det antyder att flera av sjöarna cirkulerade vid sjöinventeringens provtagning än vid den ordinarie trendsjöprovtagningen. Alkalinitetsvärdena var mycket lika mellan de två provtagningstillfällena. Värdena för ANC var systematiskt ca 0,006 mekv/l lägre vid sjöinventeringen än för den ordinarie provtagningen. Nitratkoncentrationerna varierade mycket mellan de två provtagningstillfällena. Detta beror på att nitrat påverkas kraftigt av biotiska processer. Koncentrationerna total-P var systematiskt högre vid provtagningen för sjöinventeringen än vid den ordinarie provtagningen.



Figur 2.5. Jämförelser mellan värden för prover tagna vid sjöinventeringen och vid ordinarie provtagning av 50 trendsjöar.

Syftet med provtagning under höstens cirkulationsperiod är att få ett mått på förhållandena under året med avseende på surhets/försurningsparametrar. En jämförelse mellan miljömålsuppföljningens provtagning i trendsjöarna och årsmedelvärden för samma sjöar visas i tabell 2.2. Skillnaden för sulfat signifikant ($p = 0,05$) med 0,003 mekv/l lägre värden vid sjö-

inventeringen i förhållande till årsmedelvärdena. Även ANC-värdena är något lägre, om än inte signifikant, vid tidpunkten för sjöinventeringen än för årets medianvärden. Att halterna av nitrat och total-P skiljer sig åt kan bero på flera faktorer. Under hösten sker en oxidation av organisk material som frigör ammonium, som sedan oxideras till nitrat. Höstregn torde orsaka att halten total-P, absorbansvärden (signifikant) och TOC var något högre än årsmedianvärdena och regnen kan även ha bidragit till en utspädning så att sulfatkoncentrationerna och ANC var något lägre än årets medianvärden.

Tabell 2.2. Jämförelse mellan värden för 50 trendsjöar som provtogs i samband med sjöinventeringen och medianvärden för ordinarie provtagningar under 2005.

Parameter	Skillnad mellan sjöinventeringens provtagning och ordinarie helårsmedian	P-värde
Ca mekv/l		0,82
Alk./Acid mekv/l	0,005	0,32
SO ₄ mekv/l	-0,003	0,05
Cl mekv/l	0,002	0,50
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	-9	0,07
Total-P µg/l	1,4	<0,0001
Abs F 420/5	0,014	0,01
Si mg/l	-0,22	0,02
TOC mg/l	0,37	0,58
ANC mekv/l	-0,009	0,07

3. Försurningstillståndet

3.1. Andelen försurade sjöar i Sverige

Enligt Delmål 1 för Miljömålet ”Bara naturlig försurning” ska färre än 5 % av Sverige sjöar vara försurade 2010 (Naturvårdsverket, 2003). De viktningar som använts vid destratifiering av okalkade och kalkade sjöar redovisas i bilagorna 1 och 2. Målet gäller för sjöar > 4 ha och inkluderar inte de försurade sjöarna som kalkas. Enligt sjöinventeringen 2005 och de nya Bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 2007) var bara 2,8 % av dessa sjöar försurade och delmålet är alltså uppfyllt i förtid (tabell 3.1). Delmålet formulerades utifrån Bedömningsgrunderna från 1999 (Naturvårdsverket, 1999) och Riksinventeringen 2000 (Wilander m. fl., 2003) som visade på att 10 % av sjöarna > 4 ha var försurade och inte kalkade. De nya Bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 2007) indikerar bättre den biologiska effekten av försurningen än de gamla. Cirka 9 % av sjöarna > 4 ha kalkas och 5 % bedöms som påverkade av kalkning uppströms. De sjöar där mer än 25 % av avrinningsområdet utgjordes av målområde inom kalkningsverksamheten bedömdes som påverkade av uppströms kalkning.

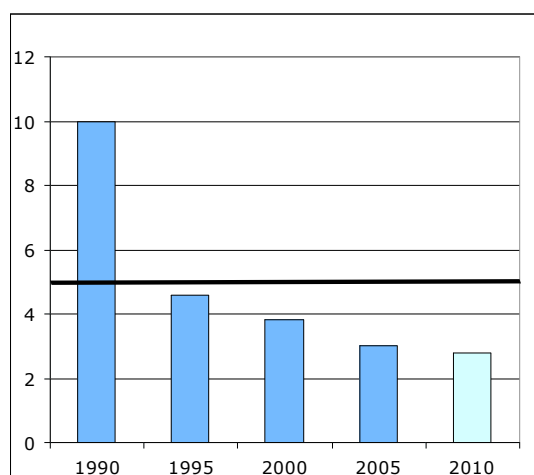
I sjöinventeringen 2005 ingick även, till skillnad från Riksinventeringarna 1995 och 2000, sjöar mellan 1 och 4 hektar. Om dessa räknas med var 3,2 % av sjöarna försurade. Försurningspåverkan i kalkade sjöar kan bedömas efter att kemin korrigerats för kalkningspåverkan (se kap. 2.4). Om man även tar med de sjöar som skulle vara försurade om de inte kalkades var 5,4 % försurade. När de försurade, kalkade sjöarna togs med var det ingen skillnad i andel försurade sjöar vare sig sjöar 1–4 ha räknas med eller inte (tabell 3.1). I södra Sverige, där den kraftigaste försurningen finns, ökade dock andelen försurade sjöar något när sjöarna 1–4 ha inkluderades (tabell 3.3). Att detta inte syns i värdena för hela Sverige beror förmodligen på det slumpmässiga felet.

Tabell 3.1 Andel försurade sjöar och andel kalkade sjöar samt sjöar påverkade av uppströms kalkning enligt Sjöinventeringen 2005 omräknat till att gälla för alla Sveriges sjöar.

Sjöstorlek	Försurade sjöar		Kalkade sjöar	Påverkade av uppströms kalkning
	Exklusive kalkpåverkade	Inklusive försurade kalkpåverkade		
> 4 ha	2,8	5,4	8,9	5,3
> 1 ha	3,2	5,4	6,9	3,7

Återhämtningen från försurningen visas i förändringen mellan de fyra senaste nationella sjöinventeringarna (figur 3.1). Den trend som inventeringarna ger är emellertid inte helt rättvisande av återhämtningen. Urvalet av sjöar har ändrats något och Riksinventeringen 1990 genomfördes under vintern medan de andra undersökningarna genomfördes under hösten. Under vintern är kolsyratrycket högre, vilket sänker pH-värdet och därmed kan påverka bedömningen enligt Bedömningsgrunder. Dessutom ökade kalkningen efter 1990.

Bedömningen av andelen kalkade och kalkningspåverkade sjöar är osäker och har gjorts på olika sätt vid de olika inventeringarna.



Figur 3.1. Andel försurade ej kalkade sjöar > 4 ha sjöar enligt Riksinventeringarna 1990, 1995, 2000 och 2005, samt en prognos för 2010. Delmålet på 5% är markerat i figuren. Försurningsbedömning och prognos gjorda med MAGICbibliotek. Källa: Naturvårdsverket Rapport 5766

3.2. Betydelsen av sjöstorlek

Försurning i storleksklasser

Försurningspåverkan uppvisar ett samband med sjöstorlek så att mindre sjöar i genomsnitt är mer försurningspåverkade än större (Fölster och Wilander, 2006). För sjöarna i södra Sverige (Svealand och Götaland) var 21 % av sjöarna 1–4 ha försurade, jämfört med 17 % av sjöarna 4–10 ha, om man inkluderar försurade kalkade sjöar (tabell 3.2). Om man uteslöt de kalkpåverkade sjöarna blev skillnaden ännu större, vilket beror på att sjöar under 4 ha inte kalkas i samma omfattning som de större sjöarna. De är även påverkade av uppströms kalkning i mindre utsträckning än de större. Stora sjöar har i genomsnitt större avrinningsområdet, vilket ökar sannolikheten för att det förekommer kalkning i avrinningsområdet.

Tabell 3.2. Andel försurade respektive kalkningspåverkade sjöar fördelade på sjöareaklasser. Kalkningspåverkade omfattar både de sjöar som kalkats direkt och de som påverkats av kalkning i tillrinningsområdet. Data för södra Sverige (Svealand och Götaland).

Sjöareaklass	Area	Andel försurade sjöar (%)		Andel kalkpåverkade (%)
		Inkl. försurade kalkade	Exkl. försurade kalkade	
A	> 100 km ²	0,0	0,0	100,0
B	10-100 km ²	8,1	0,0	55,0
C	1-10 km ²	12,3	0,2	48,5
D	0,1-1 km ²	13,5	3,7	45,1
Ea	4-10 ha	17,0	8,9	27,9
Eb	1-4 ha	21,0	17,3	9,5

Delmålet för försurning i sjöar var tidigare begränsat till sjöar > 4 ha eftersom uppföljningen i Riksinventeringarna 1995 och 2000 hade dessa begränsningar. Sjöarna 1–4 ha uppskattas utgöra närmare hälften av Sveriges sjöar (Fölster och Wilander, 2006). Utifrån Riksinventeringen 1990, där även sjöar 1–4 ha ingick, bedömdes att andelen försurade sjöar blir ca. 20 % högre om sjöar 1–4 ha ingår i beräkningsunderlaget (Fölster och Wilander, 2006). Den högre andelen försurade sjöar beror främst på att andelen små sjöar av det totala antalet

sjöar blir större, men även på att sjöarna 1–4 ha är något mer försurningsdrabbade än sjöarna 4–10 ha. Resultaten från sjöinventeringen 2005 visar på liknande förhållanden för södra Sverige när de försurade kalkade sjöarna inkluderas (tabell 3.3). I Norrland var antalet försurade sjöar i sjöinventeringen så litet att skillnaden mellan att inkludera och exkludera sjöar 1–4 ha främst beror på slump effekter. Av samma anledning hade sjöarna 1–4 ha ingen betydelse för andelen försurade sjöar när de försurade kalkade sjöar ingick eftersom sjöarna i Norrland utgör en så stor andel av det totala antalet sjöar. Utesluts de kalkade sjöarna, ökar dock andelen försurade sjöar från 2,8 % till 3,2 % om sjöarna 1–4 ha inkluderas.

Tabell 3.3. Andelen försurade sjöar i Sverige enligt sjöinventeringen 2005. Andelar anges både med och utan kalkade försurade sjöar.

Område	% försurade sjöar			
	> 4ha		> 1ha	
	Exkl. försurade kalkade sjöar	Inkl. försurade kalkade sjöar	Exkl. försurade kalkade sjöar	Inkl. försurade kalkade sjöar
Norrland	1,3	1,3	0,8	0,8
Mellersta och sydöstra Sverige	2,0	5,0	4,1	6,6
Sydvästra Sverige	11,3	25,9	15,9	29,3
Hela Sverige	2,8	5,4	3,2	5,4

Andel försurad sjöarea

Försurningsproblemet omfattning uttrycks i Miljömålet Bara naturlig försurning som andel försurade sjöar av det totala antalet sjöar. Om man i stället utgår från andel av sjöarea var 3,1 % av den totala sjöarean försurad när man inkluderar försurade kalkade sjöar och alla sjöar > 1 ha. Utgår man från antalet sjöar avspeglar bedömningen främst små sjöar, som utgör det största antalet; hela 96 % av sjöarna är mindre än 1 km². Samtidigt utgör dessa bara 21 % av den totala sjöarealen i Sverige (tabell 3.4). Ur ekologisk synvinkel finns argument både för att välja antal och sjöarea som indikator för försurade sjöar. Däremot är sjöarean problematisk ur uppföljningssynpunkt. Enskilda stora sjöar kommer att få stor vikt i beräkningen av en sådan indikator. Eftersom endast en liten andel av de stora sjöarna är försurade kommer sluppen avgöra om en sådan sjö kommer med eller inte i urvalet för en sjöinventering. Om ett delmål för försurning av sjöar baseras på sjöarea kommer osäkerheten i uppskattningen av andelen försurade sjöar att bli större än om man utgår från antalet sjöar. Vi förslår därför att man även i fortsatt miljömålsarbete använder en indikator baserad på sjöantal.

Tabell 3.4. Försurad sjöarea 2005. Försurade kalkade sjöar inkluderade.

Areaklass	% av sjöarean i klassen	% av antalet sjöar i klassen	% försurad area av hela sjöarealen i klassen	Antal försurade sjöar i inventeringen 2005	Antal sjöar i Sverige
A	32	0,02	0,0	0	24
B	23	0,4	0,7	2	387
C	24	4	1,2	18	3 708
D	13	21	0,7	58	21 138
E	8	75	0,4	120	(ca) 65 000
Summa			3,1	198	90 257

* 10% av sjöarna i storleksklass E i sjöregistret antas vara < 1 ha (Fölster och Wilander, 2006).

3.3. Försurningspåverkan i kalkade sjöar

Den nationella kalkningsverksamheten omfattar cirka 6700 sjöar varav drygt 3000 har uppsatta mål för kalkningen (målsjöar). Resterande kalkas för nedströms effekt (åtgärdssjöar). När vattenkemin korrigerades för kalkningspåverkan visade det sig att en förvånansvärt liten andel av de kalkade sjöarna skulle vara försurade om de inte kalkades idag. Av målsjöarna skulle bara 20 % vara försurade om de inte kalkades och av åtgärdssjöarna som kalkas för nedströms effekt skulle 24 % vara försurade (tabell 3.5). I Norrland bedömdes ingen av de kalkade sjöarna som ingick i undersökningen som försurad. Störst andel försurade kalkade sjöar återfanns i sydvästra Sverige, men bara ca 30 %. I östra och mellersta Sverige var andelen försurade kalkade sjöar ca 15 %. Sjöar som påverkas av uppströms kalkning var försurade i liknande omfattning som de kalkade. Resultaten innehåller vissa osäkerheter. Dataunderlaget är relativt litet och korrigeringen för kalkningspåverkan utgör en stor felkälla när referensvärdet för Ca^*/Mg^* utgörs av medelvärdet från de tre närmsta okalkade sjöarna i sjöinventeringen. Ändå visar resultaten på att en stor andel av de kalkade sjöarna idag inte skulle behöva kalkas för att motverka antropogen försurning. I stor utsträckning kan detta bero på att försurningstrycket minskat, men det kan också bero på att många sjöar som kalkas aldrig varit försurade. I en sammanställning av data från 643 sjöar med data före kalkning hade en stor del av sjöarna en alkalinitet över 50 $\mu eq/l$ vilket är kriteriet för att bevilja kalkning (Lydersen och Löfgren, 2000).

Tabell 3.5. Andel försurningspåverkade sjöar i okalkade, kalkade sjöar och sjöar påverkade av uppströms kalkning i olika landsdelar. Indelningen i landsdelar baserat på län (Kapitel 5.4). Försurningspåverkan avser tillståndet utan kalkning utifrån korrigerad kemisk kvalitet med kvoten Ca^*/Mg^* .

	Andel försurningspåverkade sjöar (%)			
	Hela Sverige	Norrland	Mellersta och sydöstra Sverige	Sydvästra Sverige
Okalkade	4	1	5	28
Målsjöar	20	0	11	32
Åtgärdssjöar	24	0	15	30
Påverkade av uppströms kalkning	16	0	17	32

3.4. Regionsvis försurningstillstånd

Sjöförsurningen i Sverige är ojämnt fördelad över landet med den största påverkan längs Västkusten. En omfattande försurning förekommer också i norra Skåne, Blekinge och Sydsvenska höglandet, samt till viss del i Värmland och Bergslagen (figur 3.2). I Norrland återfanns bara enstaka försurade sjöar i sjöinventeringen.

Bedömningen av andel försurade sjöar i de enskilda länen rymmer stora osäkerheter på grund av att det totala antalet sjöar i undersökningen är relativt litet. Detta gäller särskilt för län med litet antal provtagna sjöar eller få försurade sjöar i undersökningen.



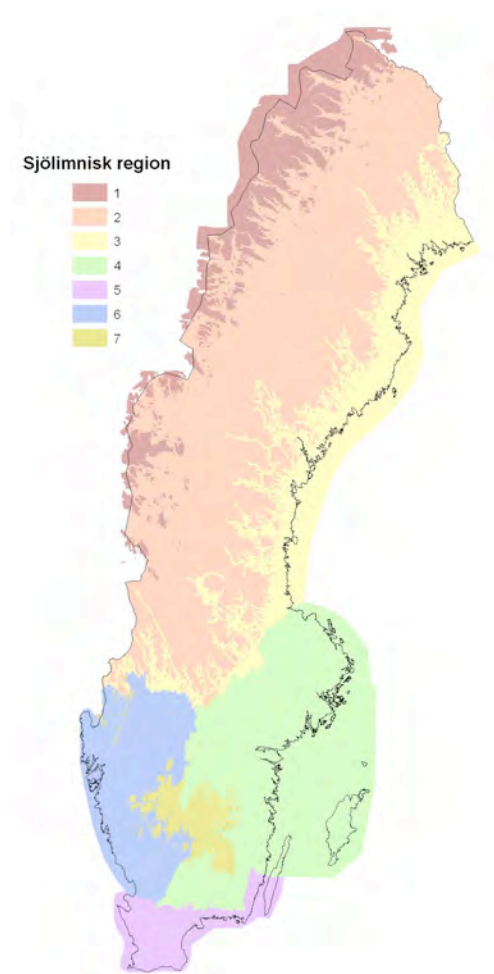
Figur 3.2. Försurade sjöar (> 1 ha) i sjöinventeringen 2005. Försurade kalkade sjöar ingår. Indelningen i landsdelar baserar sig på länsgränser.

Den största andelen försurade sjöar återfanns i Hallands och Västra Götalands län med 40 respektive 39 %. I Uppsala, Östergötland, Gotland och Västernorrlands län fanns inga försurade sjöar i sjöinventeringen (tabell 3.6).

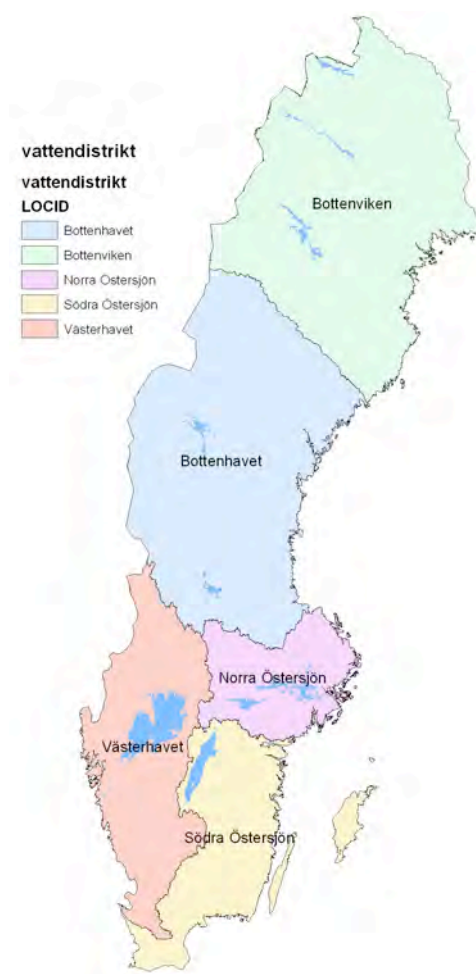
Tabell 3.6 Andel försurade sjöar (>1 ha) inklusive försurade kalkade sjöar fördelat på län. Landsdelarna avser Norrland (N), östra och mellersta Sverige (ÖM) och sydvästra Sverige (SV).

Län	Landsdel	Antal sjöar i inventeringen	Antal försurade sjöar i inventeringen	Andel försurade sjöar i länet
Stockholms län	ÖM	41	1	1,0
Uppsala län	ÖM	14	0	0,0
Södermanlands län	ÖM	19	1	1,0
Östergötlands län	ÖM	51	0	0,0
Jönköpings län	SV	84	17	18,4
Kronobergs län	SV	55	15	25,5
Kalmar län	ÖM	58	5	23,1
Gotlands län	ÖM	8	0	0,0
Blekinge län	ÖM	59	9	15,1
Skåne län	SV	41	12	31,0
Hallands län	SV	62	24	39,8
Västra Götalands län	SV	212	73	39,4
Värmlands län	SV	122	19	20,6
Örebro län	ÖM	58	6	8,8
Västmanlands län	ÖM	45	5	13,5
Dalarnas län	ÖM	138	4	2,3
Gävleborgs län	N	120	1	0,8
Västernorrlands län	N	105	0	0,0
Jämtlands län	N	174	1	0,4
Västerbottens län	N	176	3	2,0
Norrbottnens län	N	332	1	0,3
Sverige		1974	197	5,4

Den ojämna fördelningen över landet gör det önskvärt med indelning i regioner för att kunna formulera olika delmål för regioner med olika grad av försurningspåverkan. Regionerna bör inte vara för många, eftersom det krävs ett stort antal provtagna sjöar i varje region för att få en säker uppskattning av andelen försurade sjöar. Någon självklar indelning i regioner med avseende på försurningspåverkan baserad på etablerade gränser är svår att hitta. Alternativa indelningar kan vara de sjölimniska regionerna (figur 3.3) enligt NFS 2006:1 eller Vattendistrikten (figur 3.4).



Figur 3.3. Sjölimniska regioner i Sverige (Naturvårdsverket, 2006)



Figur 3.4. Vattendistrikt (Naturvårdsverket, 2006).

En indelning i sjölimniska regioner ger uppgifter för sju områden (tabell 3.7). Mest omfattande är försurningen i Sydväst (region 6) lägst i Fjällen och Norrlands inland (regionerna 1 och 2).

Tabell 3.7. Andel försurade sjöar inklusive försurade kalkade sjöar fördelade på sjölimniska regioner.

Sjölimnisk region	Nummer	Andel försurade sjöar (%)
Fjällen	1	0,0
Norrlands inland	2	1,7
Norrlands kust	3	3,8
Sydöst	4	11,7
Södra Sverige	5	15,6
Sydväst	6	38,6
Sydsvenska höglandet	7	17,9
Hela Sverige		5,4

En indelning i fem vattendistrikt ger fem områden. Spridningen mellan dessa beträffande andelen försurade sjöar är något mindre än för de sjölimniska regionerna (tabell 3.8). Det kraftigast försurade området är, som förväntat, Västerhavet med 28,7 % försurade sjöar. Men andelen försurade sjöar där är lägre i den för den sjölimniska regionen Sydväst med 38,6 %.

Tabell 3.8. Andel försurade sjöar inklusive försurade kalkade sjöar fördelade på vattendistrikt.

Vattendistrikt	Andel försurade sjöar (%)
Bottenviken	0,5
Bottenhavet	1,1
Norra Östersjön	6,4
Södra Östersjön	15,0
Västerhavet	28,7
Hela Sverige	5,4

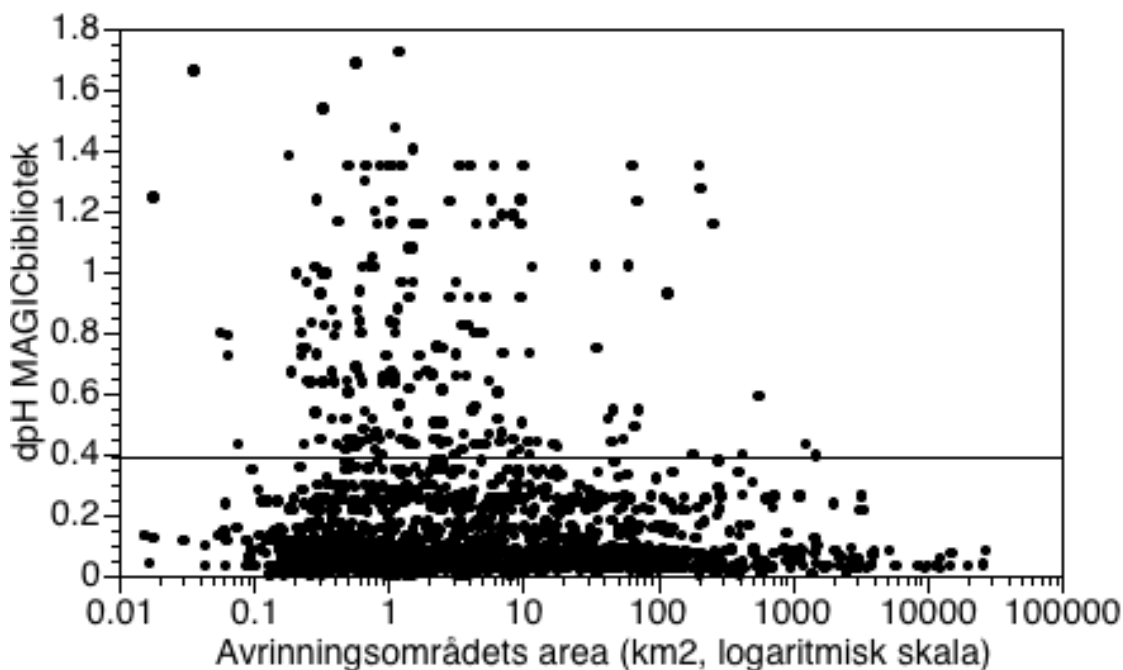
Här valde vi att dela in Sverige i tre landsdelar utifrån länsgränser: Norrland, östra och mellersta Sverige samt sydvästra Sverige (figur 3.2 och tabell 3.6). En länsbaserad indelning är att föredra eftersom norrlandsgränsen då ger ett renodlat område med obetydlig försurning. Med indelningen i sjölimniska typer, som baserar sig på naturgeografiska förhållanden, ingår delar av Bergslagen och Värmland, som är mer försurningspåverkade, i Norrlandsregionen. Den länsbaserade indelningen gör det dessutom möjligt att inkludera hela västra Småland i den mest försurade regionen, vilket inte är fallet med sjölimniska regioner eller Vattendistrikt. Underlaget av provtagna sjöar blir mer jämt fördelat och därmed även andelen försurade sjöar säkrare bestämt (tabell 3.9).

Tabell 3.9. Andel försurade sjöar inklusive försurade kalkade sjöar fördelade på landsdelar. Standardavvikelsen andelen försurade sjöar i procentenheter beräknad med Monte Carlo simulering.

Landsdelar	Antal sjöar i inventeringen	Antal försurade sjöar i inventeringen	Andel försurade sjöar i landsdelen (%)	Stdv (%)
Norrland	907	6	0,8	0,4
Östra och Mellersta Sverige	491	31	6,6	1,2
Sydvästra Sverige	576	160	29	2,0
Hela Sverige	1974	197	5,4	0,4

3.5. Betydelsen av avrinningsområdets storlek

Försurningspåverkan ökade generellt med minskande area för avrinningsområdena (figur 3.5).



Figur 3.5. Försurningspåverkan uttryckt som pH-förändring (dpH) enligt bedömning med MAGIC bibliotek mot avrinningsområdets area. Kalkade sjöar korrigerade för kalkpåverkan. Den horisontella linjen anger gränsen för försurningspåverkan enligt Bedömningsgrunder.

Även andelen försurade sjöar ökar med minskande avrinningsområdesstorlek (tabell 3.10). Resultaten sammanfaller med etablerad kunskap om att vattnets buffertförmåga oftast ökar med ökande storlek på avrinningsområdet.

Tabell 3.10. Försurningspåverkan i sjöinventeringen 2005 fördelad på olika storleksklasser med avseende på avrinningsområdet. Andelen kalkningspåverkade sjöar omfattar både kalkade sjöar och sjöar som påverkas av uppströms kalkning.

Avrinningsområdets storlek km ²	Andel försurade sjöar (%)		Andel kalkningspåverkade sjöar (%)
	Inklusive försurade kalkade	Exklusive försurade kalkade	
< 2	6,1	4,4	5,8
2 - 5	5,2	2,8	10,9
5 - 15	4,1	1,1	12,7
> 15	3,0	0,0	32,4
Alla sjöar	5,4	3,2	10,6

3.6. Antal försurade sjöar och osäkerheten i bedömningen

När andelen provtagna försurade sjöar är känd går det att uppskatta antalet försurade sjöar i Sverige. Med hjälp av Monte Carlo simulering går det dessutom att uppskatta den osäkerhet i bedömningen som beror på det slumpmässiga felet vid urvalet av sjöarna i undersökningen (tabeller 3.7 och 3.11).

Med ett 95% konfidensintervall är mellan 4100 och 5500 sjöar försurade av de totalt ca 89000 sjöarna i sjöregistret > 1 ha. De flesta försurade sjöarna ligger i Sydvästra Sverige, trots att det är den landsdelen som har minst antal sjöar totalt sett. Det lägsta antalet försurade sjöar återfanns i Norrland. Osäkerheten i andelen och antalet försurade sjöar blir större för de enskilda landsdelarna jämfört med för hela landet beroende på att antalet provtagna sjöar är mindre för varje enskild landsdel (tabell 3.7).

Tabell 3.11. Antal försurade sjöar och osäkerheter i Sveriges sjöar. Indelningen se figur 3.2.

Landsdel	Antal sjöar i Sverige > 1 ha	Intervall av andel försurade sjöar (%) (95% konfidensintervall)	Antal försurade sjöar (95% konfidensintervall)
Norrland	63500	0–1,6	10–1000
Östra och Mellersta Sverige	14000	4,2–9,0	600–1300
Sydvästra Sverige	11500	25,1–32,9	2900–3800
Hela Sverige	89000	4,6–6,2	4100–5500

3.7. Sjöarnas fördelning på surhetsklasser

Surheten i sjöarna kan beskrivas med pH eller buffertkapacitet och bestäms av tillskottet av buffertkapacitet från markens vittring, halten naturliga organiska syror och nedfallet av försurande ämnen. 19 % av sjöarna omfattades av pH-klasserna 3, 4 och 5. Vid så låga pH-värden (< 6,2) kan surhetstillståndet antas vara styrande för artsammansättning (tabell 3.12). De flesta försurade sjöarna ingick i klasserna 3–5, men större delen av sjöar i dessa surhetsklasser utgörs av naturligt sura sjöar.

Tabell 3.12. Klassning av pH och andelen sjöar > 1 ha i respektive klass i Sverige enligt sjöinventeringen 2005.

Klass	pH	Andel av sjöar (%)
1 Neutralt till högt pH	> 6,8	47
2 Nära neutralt pH	6,2–6,8	34
3 Lågt pH	5,6–6,2	10
4 Mycket lågt pH	5,0–5,6	6
5 Extremt lågt pH	< 5,0	3

En så stor andel som 9 % av sjöarna hade en alkalinitet under 0, dvs. en aciditet (tabell 3.13). Även den andelen är betydligt större än andelen försurade sjöar, beroende på att aciditet är naturligt vanligt förekommande i svenska sjöar. Aciditet kan uppstå när halten naturliga humussyror är hög och tillskottet av buffertkapacitet från markens vittring är låg.

Tabell 3.13. Klassning av alkalinitet och andelen sjöar > 1 ha i respektive klass i Sverige enligt sjöinventeringen 2005.

Klass	Alkalinitet $\mu\text{ekv/l}$	Andel av sjöar (%)
1 Hög buffertkapacitet	>200	31
2 Måttlig buffertkapacitet	50–200	44
3 Låg buffertkapacitet	20–50	12
4 Mycket låg buffertkapacitet	0–20	5
5 Extremt låg buffertkapacitet	<0	9

Klassningen av ANC enligt förslag till bedömningsgrunder (Fölster, 2007) följer samma skala som för alkalinitet. Eftersom ANC vanligen är högre än alkaliniteten tillhör en större andel klasserna med hög och måttlig buffertkapacitet jämfört med för alkalinitet (tabell 3.14). ANC kan ses som ett ungefärligt mått på vad alkaliniteten hade varit utan naturliga organiska syror. Skillnaden mellan klassningarna av buffertkapacitet utifrån alkalinitet och ANC avspeglar därmed betydelsen av naturliga organiska syror i svenska sjöar.

Tabell 3.14. Klassning av ANC och andelen sjöar > 1 ha i respektive klass i Sverige enligt sjöinventeringen 2005.

Klass	ANC $\mu\text{ekv/l}$	Andel av sjöar (%)
1 Hög buffertkapacitet	>200	49
2 Måttlig buffertkapacitet	50–200	44
3 Låg buffertkapacitet	20–50	5
4 Mycket låg buffertkapacitet	0–20	2
5 Extremt låg buffertkapacitet	<0	0,4

4. Tillståndet i kalkade sjöar

En kemiska målsättning finns endast för målsjöar, därför görs beräkningar av förhållandena i målsjöar och åtgärdssjöar separat. Åtgärdssjöar är, enligt Kalkningshandboken (Naturvårdsverket, 2002), sjöar som kalkas för att skydda nedströms liggande målobjekt; målvattendrag eller målsjö. Både kalkningsfrekvenser och kalkdoser kan skilja mellan de två typerna.

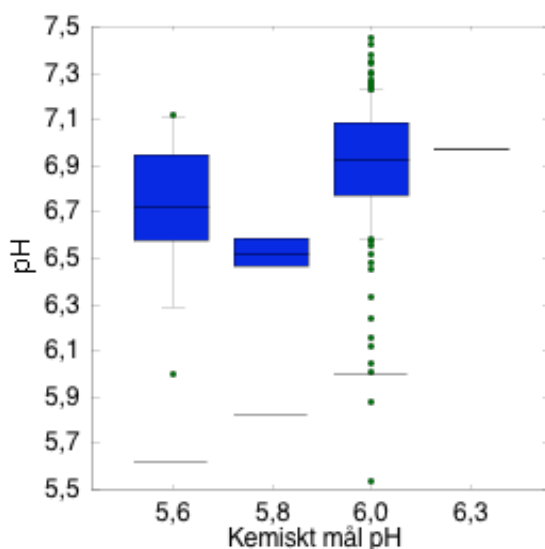
4.1. Målsjöar - uppnås kalkningsmålen?

Tillståndet i de kalkade sjöarna kan jämföras med kalkningsmålsättningen enligt Kalkhandboken (Naturvårdsverket, 2002). Kalkningsmålen är satta för att styra kalkdoserna till en lämplig nivå. En utvärdering av tillståndet i förhållande till kalkningsmålen visar alltså i vilken mån kalkningsverksamheten varit lyckosam. För en utvärdering av försurningspåverkan i kalkade sjöar, se kapitel 3.3. Kalkningsmålen anges i första hand som ett pH-värde; 5,6, 6,0 och 6,3. I databasen för kalkning förekommer ytterligare några pH-värden (tabell 4.1).

Tabell 4.1. Kemiskt mål (pH-värde) för målsjöar enligt länsstyrelsernas sammanställning (T. Haag, juni 2006).

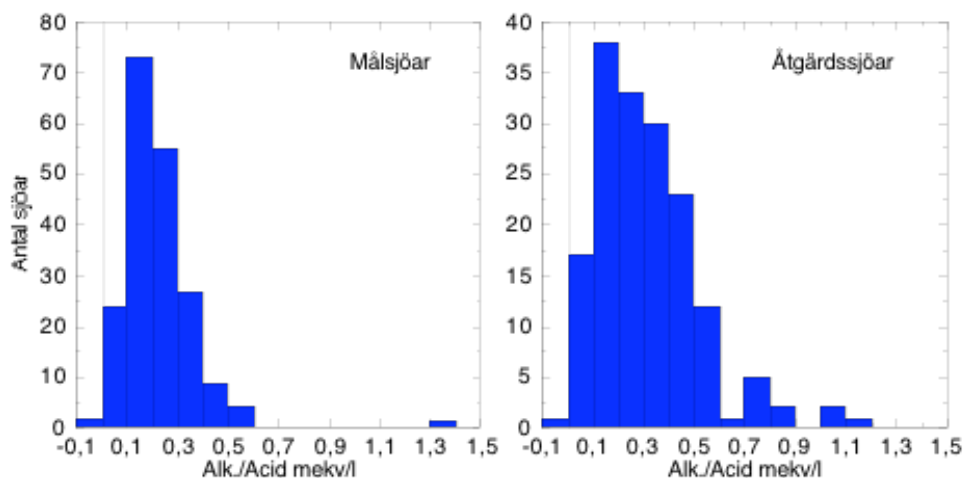
Kemiskt mål	Antal målsjöar	Andel målsjöar %	Antal provtagna sjöar	Andel provtagna sjöar %
Okänt	41	1,4	41	20
5,6	284	9,6	13	6
5,7	1	0,03		
5,8	52	1,8	4	2
6	2536	86,2	138	70
6,3	29	1,0	1	1

Av tabellen framgår att en alltför stor del av målsjöarna vid rapporteringstillfället saknar pH-mål. Det helt dominerande kemiska målet är pH = 6,0 följt av pH 5,6. Uppmätta pH-värden kan jämföras med dessa kalkningsmål (figur 4.1). Det är uppenbart att kalkningsmålet för de provtagna sjöarna vid provtagningsstillfället, med några enstaka undantag, uppnås för alla pH-mål. Endast två provtagna målsjöar med pH-målet 6,0 hade lägre pH-värden.



Figur 4.1. pH-värden i undersökta målsjöar fördelade på kemiska kalkningsmål. De vågräta linjerna anger pH-värdet för kalkningsmålet.

pH-värdena ger bara en ögonblicksbild av surhetstillståndet (figur 4.2). De påverkas både av säsongsvariation, som bör vara relativt liten och mer av när kalkningen senast genomfördes. Tidpunkten för kalkningen i förhållande till provtagningstillfället påverkar självklart värdena.



Figur 4.2. Fördelning av alkalinitet värden i provtagna kalkade sjöar.

En jämförelse mellan de två typerna av kalkade sjöar visar att de bägge grupperna har så gott som samma medianvärden (tabell 4.2).

Tabell 4.2. Fördelning av pH-värden i provtagna kalkade sjöar.

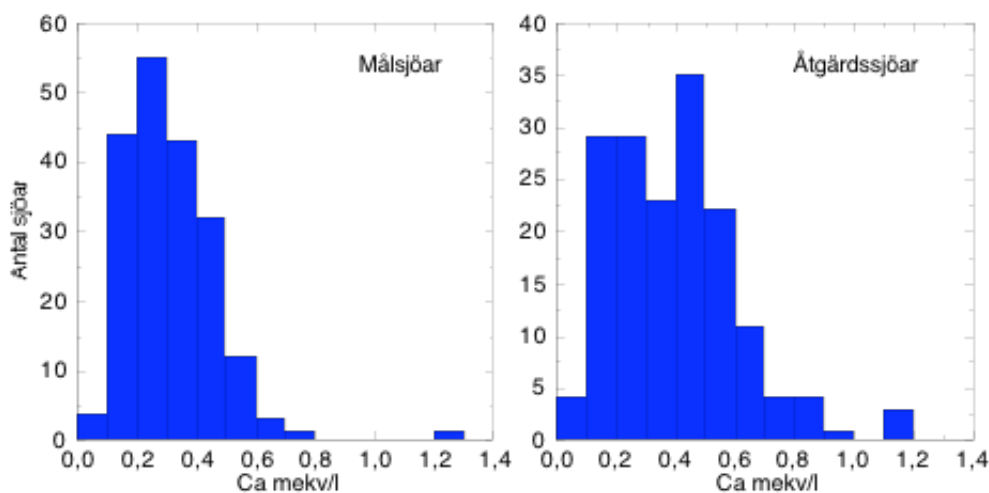
Kalkning	Antal sjöar	Percentil				
		10	25	50	75	90
Åtgärdssjö	163	6,5	6,74	6,99	7,22	7,38
Målsjö	197	6,49	6,71	6,9	7,08	7,22

Värden på pH under 6,0 uppmättes i 5 av målsjöarna och 4 av åtgärdssjöarna. Höga pH-värden (större än 7,5) förekom i 9 stycken åtgärdssjöar. Detta kan förklaras av att åtgärdssjöarna skall fungera som ”förråd” för nedströms målobjekt (sjöar eller vattendrag) och därmed behöver ”överkalkas”.

Alkaliniteten beskriver förhållandena på ett likartat sätt, men är mer stabilt mot variation (figur 4.2). Även för alkalinitet finns kemiska mål som är kopplade till pH-målen. För pH 6,0 är det 0,10 mekv/l. I 91 % av de undersökta målsjöarna med mål 0,10 mekv/l uppnåddes målet vid provtagningstillfället.

Som mediankoncentration var alkaliniteten i målsjöarna 0,198 mekv/l och i åtgärdssjöarna påtagligt högre; 0,281 mekv/l. Det finns ännu ingen antagen definition av ”överkalkning”, men ingen kalkad sjö torde ha haft en alkalinitet högre än 0,2 mekv/l innan den försurades. Med ett sådant gränsvärde skulle hälften (50 %) av målsjöarna och två tredjedelar (66 %) av åtgärdssjöarna vara ”överkalkade”.

Kalciumhalterna, som i stort avspeglar kalkningsintensiteten, var klart högre i åtgärdssjöarna än i målsjöarna; medianvärden 0,375 respektive 0,278 mekv/l (figur 4.3).



Figur 4.3. Fördelning av kalciumkoncentration i provtagna kalkade sjöar.

4.2. Åtgärdssjöar

Kunskapen om åtgärdssjöarnas vattenkemi är mindre än för målsjöarna eftersom mätprogrammet som regel är mycket begränsat. Sjöinventeringen 2005 kan således ge en mer komplett bild av förhållandena i dessa sjöar.

Av 3243 åtgärdssjöar enligt databas levererad av Länsstyrelsen i Jönköpings län och som identifierats med SMHI:s sjöregister undersöktes 165. Fördelat på län och storleksklass finns 45 strata (dvs. grupper identifierande med län och storleksklass inom varje län) och av dessa har minst två sjöar provtagits i 31 strata. Två eller fler sjöar provtogs endast i 21 strata. Som medianvärde täcktes de strata som provtogs med ca 7 %.

En skattning av tillståndet i åtgärdssjöarna kan göras på åtminstone fyra sätt;

- 1 de provtagna sjöarna förutsätts representativa för hela populationen och resultaten ger då en omedelbar bild av förhållandena.
- 2 destratifiering görs med avseende på län.
- 3 destratifiering görs med avseende på storleksklass och
- 4 destratifiering görs med avseende på län och storleksklass.

Det första alternativet synes vara lämpligast eftersom de provtagna sjöarna valdes ur det slumpade registret av tidigare provtagna sjöar. Men de tidigare provtagna sjöarna har ju valts stratifierat med avseende på både län och storleksklass. Destratifiering med avseende endast på län täcker, inom beräkningsmarginalen alla åtgärdssjöar (tabell 4.3). Med detta sätt att vikta utesluts tre län (sammanlagt 8 åtgärdssjöar). Det fjärde alternativet lämnar däremot 24 strata med 324 sjöar utan representation och bedöms därmed som olämpligt.

Tabell 4.3. Underlag för destratifiering av åtgärdssjöar med avseende på län.

Län	Namn	Antal sjöar	Antal provtagna sjöar	Viktning (x100)
1	Stockholms län	2	-	-
4	Södermanlands län	10	1	10,0
5	Östergötlands län	91	5	5,49
6	Jönköpings län	214	11	5,14
7	Kronobergs län	170	6	3,53
8	Kalmar län	71	2	2,82
10	Blekinge län	327	13	3,98
12	Skåne län	9	1	11,1
13	Hallands län	161	13	8,07
14	Västra Götalands län	642	36	5,61
17	Värmlands län	679	30	4,42
18	Örebro län	267	7	2,62
19	Västmanlands län	33	5	15,1
20	Dalarnas län	61	5	8,20
21	Gävleborgs län	357	28	7,84
22	Västernorrlands län	2	-	-
23	Jämtlands län	4	-	-
24	Västerbottens län	143	2	1,40
Sverige		3243		

Betydelsen av viktning för att så korrekt som möjligt kunna beskriva populationen åtgärdssjöar testades på tre sätt; med data för samplet, med samplet destratifierat med avseende på län och samplet destratifierat med avseende på län och storleksklass (tabell 4.4).

Tabell 4.4. Effekter av destratifiering på resultatet för åtgärdssjöar för några vattenkemiska parametrar. Värden för samplet. Värden efter destratifiering med avseende på populationen i län och destratifiering med avseende på populationen i län och storleksklass.

Parameter	Värde	Samplet	Destrat. län	Destrat. län och storlek
Antal		165	3235	3137
pH	% > 8	0,61	2,21	1,42
	medelvärde	6,97	6,96	6,96
Alkalinitet	% > 0,2 mekv/l	66,1	65,2	65,3
	% > 0,5 mekv/l	13,9	12,7	12,9
	medelvärde mekv/l	0,312	0,309	0,317
Ca	% > 1 mekv/l	1,8	4,8	3,2
	medelvärde mekv/l	0,395	0,396	0,406
Absorbans (vattenfärg)	% > 0,4 absenheter	15,8	13,9	13,5
	medelvärde absenheter	0,230	0,242	0,240

Det synes alltså som att olika vägar att destratifiera samplet för att beskriva fördelningen av tillståndet för landets population av åtgärdssjöar ger obetydliga skillnader vad gäller medelvärden. Detta är även fallet för medianvärden. Men skillnader framträder dock i utkanten av distributionen, som t.ex. för höga pH-värden (pH > 8,0). För samplet hade 0,61 % ett högre pH-värde, medan beräkningar för population gav att 2,21 respektive 1,42 % av åtgärdssjöarna hade högre pH-värden. Sammantaget tycks emellertid inte destratifiering ge väsentliga skillnader vid beskrivningar av de vattenkemiska förhållandena på nationell nivå.

Ett försök att utvärdera effekten av en destratifiering på länsnivå gjordes för andelen sjöar med låg alkalinitet (< 0,05 mekv/l). I sju län fanns minst en sjö med en så låg halt. Värdena är naturligtvis mycket svaga när samplet omfattar mindre än ca 10 sjöar (tabell 4.5). När samplet är så litet blir naturligtvis varje beräkning av ett ytterlighetsvärde mycket osäkert. Det framgår i viss mån av en jämförelse mellan den ”uppmätta” andelen och den som beräknas under förutsättning att samplet (populationen) är normalfördelad (värdena inom parenteser). Ett

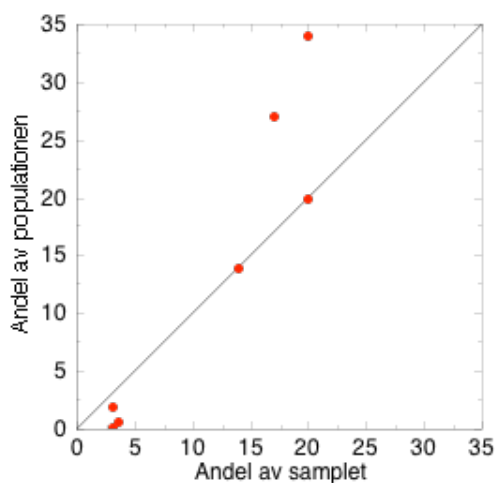
exempel på svagheten i utvärderingen är län 5 med endast 5 provtagna sjöar. Där är den beräknade andelen mycket högre än den som skulle finnas om normalfördelning gällde. Men i detta fall svarar endast en sjö för ”avvikelsen”.

För länen varierar andelen provtagna sjöar med låg alkalinitet mellan 3 och 20 % för länspopulationen mellan 0,1 och 34 %.

Tabell 4.5. Åtgärdssjöar med låg alkalinitet (< 0,05 mekv/l). Andel dels för provtagna sjöar, dels beräknade för populationen sjöar. Värden ges för andelen och, inom parentes, andelen om samplet (populationen) var normalfördelad.

Län	Antal sjöar	Antal provtagna	Andel av provtagna < 0,05 mekv/l	Andel av populationen < 0,05 mekv/l
5	91	5	20 (8)	34 (4)
7	170	6	17 (14)	27 (14)
14	642	36	3 (10)	2 (10)
17	679	30	3 (6)	0,1 (3,7)
18	267	7	14 (13)	14 (11)
19	33	5	20 (15)	20 (12)
21	357	28	3,5 (10)	0,6 (11)

Resultaten av de olika sätten att beskriva de två sätten att destratifiera visas i figur 4.4. Det framgår klart av figuren att de två sätten att beskriva extrema tillstånd (i detta fall låg alkalinitet) kan skilja sig avsevärt.



Figur 4.4. Andelen sjöar med låg alkalinitet (< 0,05 mekv/l) i samplet och i den beräknade populationen åtgärdssjöar. Länsvis enligt tabell 4.3.

I motsats till åtgärdssjöarna finns det en mer omfattande statistik för målsjöarnas vattenkemi. En destratifiering görs därför inte i detta sammanhang.

4.3. Hur påverkar kalkningsdatum vattenkemin?

För 251 sjöar har uppgifter om senaste kalkningsdatum erhållits. Fördelningen på senaste rapporterade kalkningsår framgår av tabell 4.6.

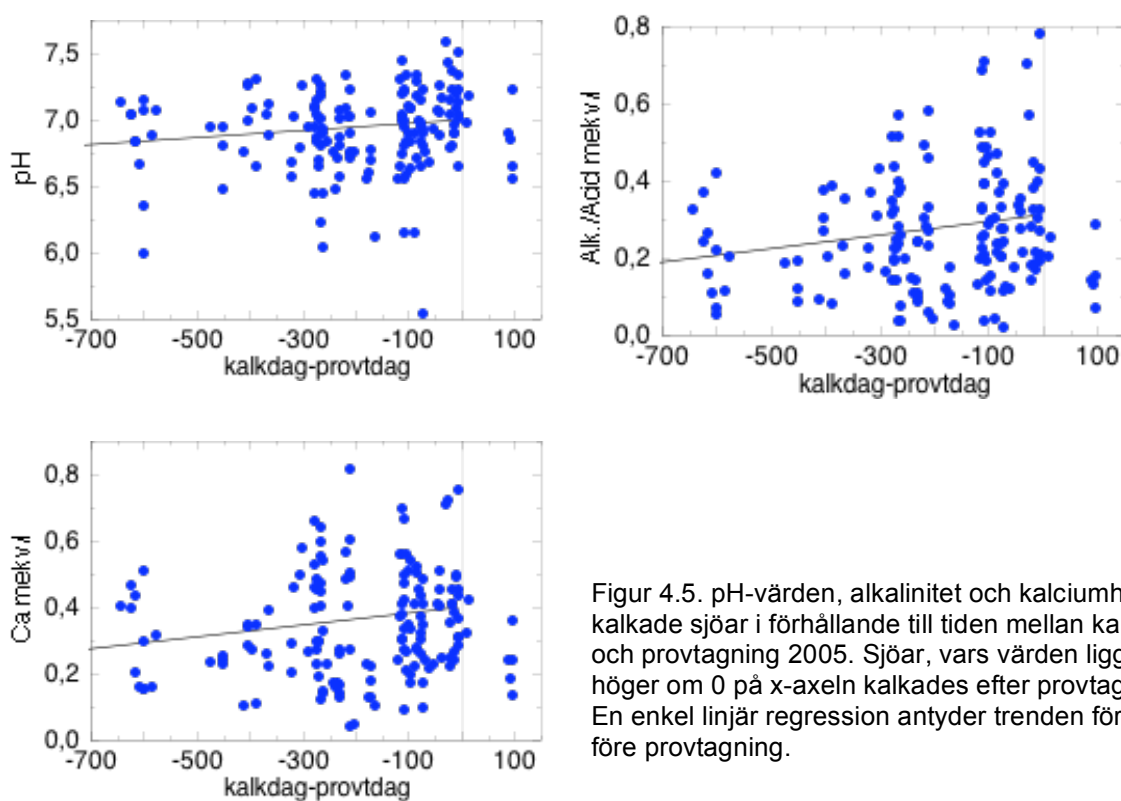
Tabell 4.6. Senaste kalkningsår för 251 undersökta, kalkade sjöar. Grupper utan årtal har kalkats uppströms, med doserare, i icke undersökta åtgärdssjöar eller i våtmarker.

Kalkningssjö typ	Senaste kalkningsår	Antal sjöar
Åtgärdssjö	Ingen/oklar uppgift –2002	33
	2003	8
	2004	11
	2005	54
Målsjö	Ingen/oklar uppgift –2002	50
	2003	3
	2004	16
	2005	76

Under 2005 kalkades 130 av sjöarna, alltså cirka hälften av alla de undersökta sjöarna. Året dessförinnan kalkades 27 sjöar och under 2003 ytterligare 11 sjöar. I sjöar som kalkades före 2003 är troligen kalkningseffekten obetydlig. 45 sjöar kalkades indirekt och för dessa redovisas inte året här.

Effekten av tiden mellan kalkningstillfället och provtagningen varierar beroende på kalkningsmetoden. De direktkalkade mål- och åtgärdssjöarna visar en tendens till stigande pH-värden ju närmare kalkningen skett i förhållande till provtagningsdatum. Den är dock inte signifikant (figur 4.5). Även kalciumkoncentrationen visar en minskning ju längre tid det är mellan kalkning och provtagning. Som förväntat syns inte samma tendens för magnesium.

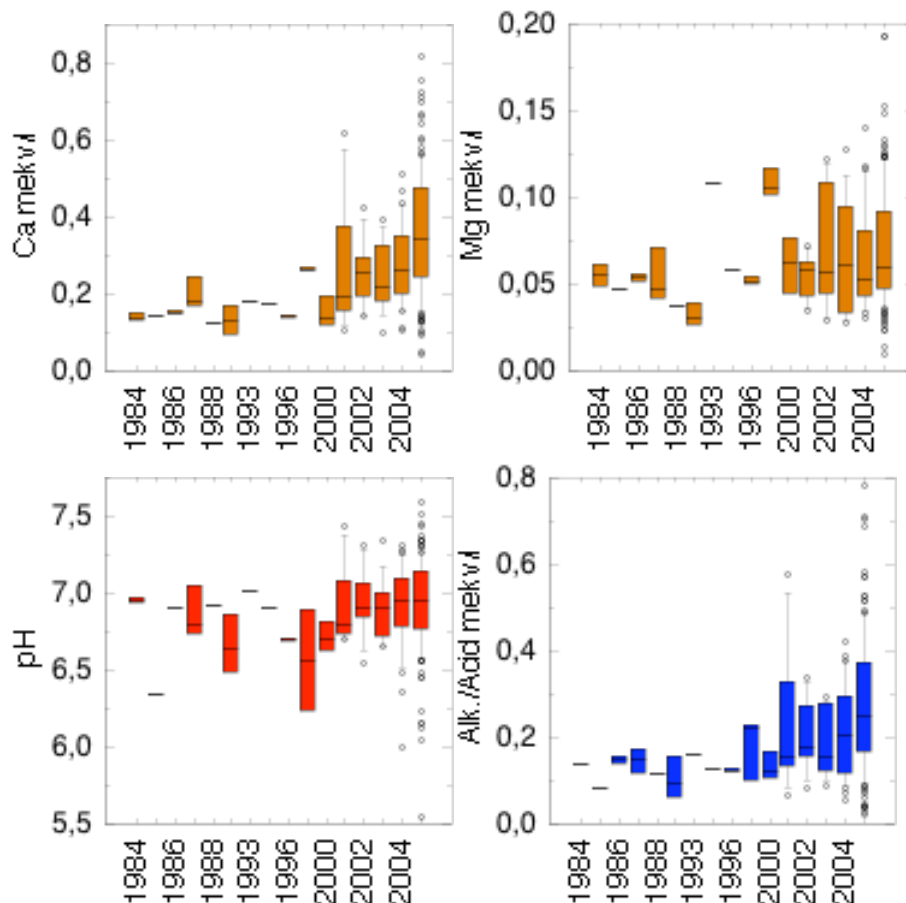
En sjö Garptjärnen (663706 148178) i Västmanlands län avviker mycket. Sjön kalkades uppströms den 2005-09-27. Den är, enligt uppgift, en åtgärdssjö med liten area (Ea 0,0878 km²) och provtogs 76 dagar efter kalkningen. Då var pH-värdet så lågt som 5,55 och alkaliniteten 0,02 mekv/l. Detta antyder att våtmarkskalkning kan ta lång tid innan effekt uppnås.



Figur 4.5. pH-värden, alkalinitet och kalciumhalt i kalkade sjöar i förhållande till tiden mellan kalkning och provtagning 2005. Sjöar, vars värden ligger till höger om 0 på x-axeln kalkades efter provtagningen. En enkel linjär regression antyder trenden för tiden före provtagning.

Det är, som förväntat, något högre värden för alla tre parametrarna ju kortare tiden är mellan kalknings- och provtagningsdag. Sjöar som direktkalkats mer än ett år före provtagningen hade pH-värden över 6,0 även om alkaliniteten i några fall låg strax över 0,05 mekv/l.

Över en längre tidsperiod på cirka fem år mellan kalkning och sjöinventeringen 2005 är skillnader med tiden mer påtagliga för kalcium (figur 4.6). Under samma period syns, som förväntat, ingen trend för magnesium.



Figur 4.6. Några vattenkemiska förhållanden i sjöar som senast kalkats olika år före provtagning.

Både pH-värdena och alkaliniteten är högre ju kortare tid som förflutit mellan kalkning och provtagning.

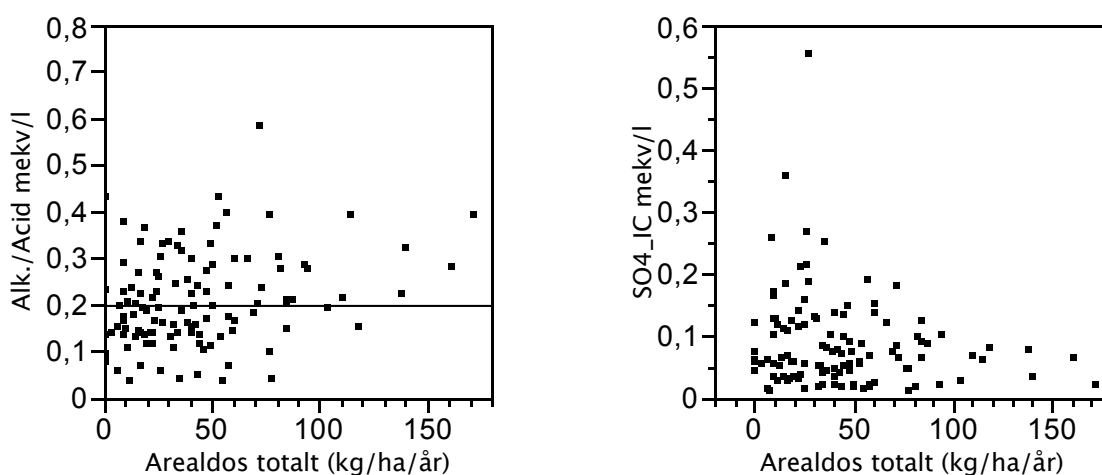
4.4. Vad betyder kalkningsmetoderna för vattenkemin?

En säker bild av kalkningsförhållandena går tyvärr inte att få. Valet av kalkade sjöar baserades på en databas från slutet av 2004, medan utvärderingen har skett med hjälp av en databas från juni 2006 (Tobias Haag). Av de 115 identifierade målsjöarna anges 15 som aldrig kalkade av länsstyrelser, medan tre av dessa är registrerade med användning av kalkdoserare som kalkningsmetod.

Enligt Haag's databas sjökalkas 103 av de aktuella målsjöarna. Av dessa är 24 dessutom våtmarkskalkade och 12 doserarkalkade. 8 målsjöar kalkades med alla tre metoderna.

De våtmarkskalkade sjöarna tycks ha mindre variation i pH-värde och alkalinitet jämfört med de sjökalkade. Detta är vad man förvänta sig. Ytterligare, detaljerad utvärdering försvåras av att flera metoder används för varje målsjö.

Om man väljer en alkalinitet större än 0,2 mekv/l som ett mått på överkalkning synes detta vara vanligt i de här undersökta målsjöarna (figur 4.7). En total kalkdos över ca 100 kg/ha.år leder ofta till höga värden på alkaliniteten. En hög koncentration av sulfat indikerar en hög syrabelastning, som borde kräva en högre kalkdos. Så är inte fallet utan istället tycks det vara tvärtom (figur 4.7), alltså ytterligare en indikation på överkalkning.



Figur 4.7. Förhållandet mellan alkalinitet och sulfat och total areal kalkdos för målsjöar.

4.5. Skiljer sig kalkade och okalkade sjöar åt?

Eftersom provtagningen gjordes samtidigt i både kalkade och okalkade sjöar kan en jämförelse av de vattenkemiska förhållandena vara av värde. För att göra jämförelsen så korrekt som möjligt ingick endast län där kalkning sker och koncentrationen av alkalinitet begränsades till < 0,5 mekv/l för de okalkade sjöarna. Som förväntat är kalciumhalterna som regel högre i de kalkade sjöarna (tabell 4.7). Som medianvärden är halterna i målsjöar 0,278 mekv/l, i åtgärdssjöar klart högre 0,375 mekv/l mot 0,173 mekv/l i det utvalda samplet okalkade sjöar. Detta kan jämföras med koncentrationerna av Mg (icke-marint) som är mycket enhetligare, främst beroende på att magnesium i första hand kommer från vittring och jonbyte i marken och endast i liten del tillförs i kalkningsmedlet.

Sulfathalterna är högst i de kalkade målsjöarna (0,056 mekv/l) och lägst i de okalkade sjöarna (0,040 mekv/l). Det antyder naturligtvis att de kalkade sjöarna är de som kraftigast påverkas av försurande sulfat. Koncentrationen av sulfat ger alltså en uppskattning av försurningen i en sjö med dess tillrinningsområde. Visserligen har en stor del sulfat neutraliserats i marken och försurar därmed inte direkt sjövattnet, men försurningen måste, bortsett från nitrat, vara lägre än sulfathalten. Om all icke-marin sulfat i de kalkade sjöarna har en försurande effekt och man bara tillfört kalk för att neutralisera syran så skulle kalkningen leda till en högre koncentration av kalcium än i de okalkade sjöarna, dvs. $0,056 + 0,173 = 0,229$ mekv/l (jfr tabell 4.7). Mediankoncentrationen i de kalkade målsjöarna är 0.278 mekv/l vilket visar på en viss allmän överkalkning.

Tabell 4.7. Fördelning av icke-marina koncentrationer av Ca, Mg och SO₄ i kalkade mål- och åtgärdssjöar och okalkade sjöar (endast för län som kalkar och okalkade sjöar med alkalinitet <0,5 mekv/l).

Parameter	Percentil	Målsjöar	Åtgärdssjöar	Okalkade sjöar
Ca (icke-marint)	10	0,147	0,060	0,136
	25	0,196	0,111	0,212
	Median	0,273	0,174	0,331
	75	0,380	0,267	0,440
	90	0,469	0,391	0,529
Mg (icke-marint)	10	0,021	0,014	0,008
	25	0,032	0,027	0,025
	Median	0,043	0,043	0,037
	75	0,058	0,066	0,050
	90	0,073	0,098	0,063
SO ₄ (icke-marint)	10	0,022	0,013	0,021
	25	0,037	0,024	0,030
	Median	0,055	0,043	0,046
	75	0,091	0,077	0,059
	90	0,150	0,132	0,105

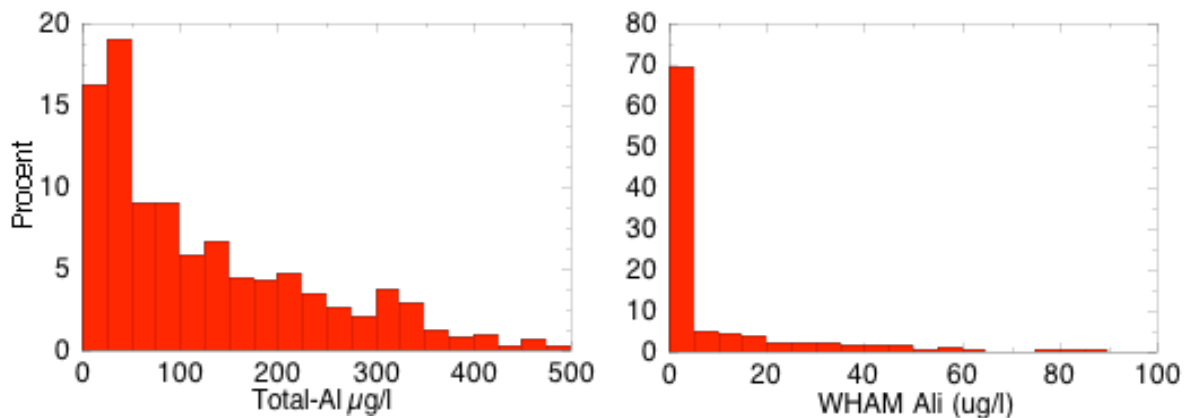
Några parametrar, som inte primärt påverkas av kalkningen, visar också på skillnader mellan kalkade och okalkade sjöar (tabell 4.8). För total-P syns inga skillnader mellan de olika åtgärderna. Däremot är halten TOC något högre i de kalkade målsjöarna än i åtgärdssjöarna och de okalkade sjöarna. Skillnaderna är inte statistiskt signifikanta. Nitralthalterna är påtagligt högre i de kalkade sjöarna. En orsak till detta kan vara att ett högre pH-värde ger en snabbare mineralisering än i de något surare okalkade sjöarna.

Tabell 4.8. Fördelning av koncentrationer av total-P, TOC och nitrat i kalkade mål- och åtgärdssjöar och okalkade sjöar (endast för län som kalkar och okalkade sjöar med alkalinitet <0,5 mekv/l).

Parameter	Percentil	Målsjöar	Åtgärdssjöar	Okalkade sjöar
Total-P µg/l	10	7	6	7
	25	9	8	9
	Median	12	10	12
	75	17	13	20
	90	24	19	34
TOC mg/l	10	6,6	5,0	4,2
	25	9	7,7	6,7
	Median	12,3	11,1	9,9
	75	16,1	17,7	14,6
	90	20,6	23,0	20,9
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	10	7	8	3
	25	19	16	7
	Median	41	33	21
	75	94	65	57
	90	136	98	123

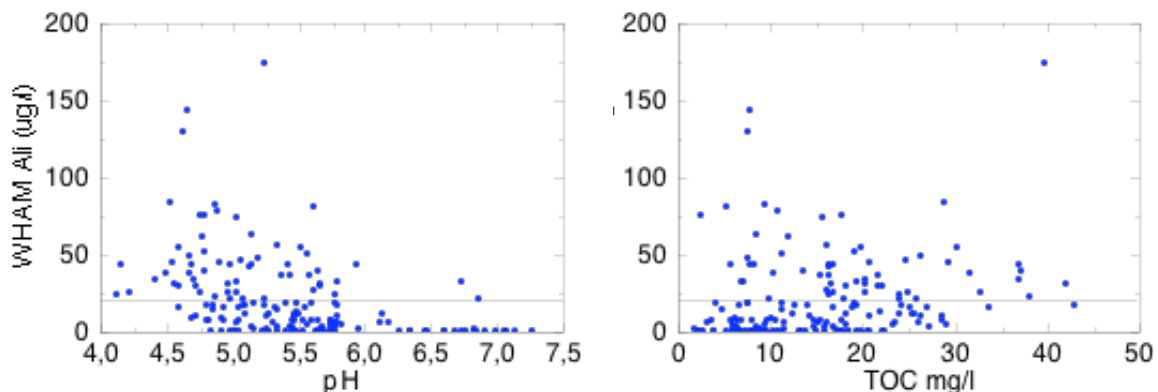
4.6. Aluminium

Bestämningar av total-aluminium gjordes på prover från 502 valda sjöar varav 40 % hade ett pH-värde lägre än 6,0. Urvalet av sjöar gjordes i huvudsak från tidigare bestämningar av pH-värde. Dessutom gjordes fraktionering med jonbytare på 325 prover. Med hjälp av WHAM-modellen har halter av katjoniskt Al kunnat beräknas för alla prover för vilka total-Al bestämts (se Bilaga 2). Fördelningar av mätta koncentrationer av total-Al och beräknade för katjoniskt Al (Ali) a visas i figur 4.8. Halten av total-Al var som medianvärde 100 µg/l och den för katjoniskt Al 0 µg/l. Strax över 80 % hade en halt lägre än 20 µg/l av Ali, vilket är den lägsta klassgränsen för klassning av aluminium, som kan betraktas som gräns för effekt på biota.



Figur 4.8. Aluminiumkoncentrationer. Fördelning av uppmätt koncentration av total-Al (µg/l) och katjoniskt Al (Ali) beräknat med WHAM modellen. Bägge bildernas x-axlar något beskurna.

Det är väl känt att koncentrationen av Ali är starkt kopplat till pH-värdet. Som framgår av figur 4.9 förekommer (med två undantag) koncentrationer av Ali större än 20 µg/l (klass ”låga halter” enligt förslag till Bedömningsgrunder) endast vid pH-värden lägre än 6,0.



Figur 4.9. Förhållandet mellan modellerat Ali och pH-värdet och halten av TOC.

Däremot finns inget enkelt samband mellan Ali och halten av TOC (figur 4.9 till höger) trots att en hög halt organiskt material bör binda aluminium så att halten oorganiskt Al blir lågt. Orsaken är att låga pH-värden ofta är kopplade till höga halter av TOC och därmed motverkas bindningen.

En klassning av Ali för de undersökta sjöarna enligt förslag till Bedömningsgrunder (Fölster 2007) framgår av tabell 4.9.

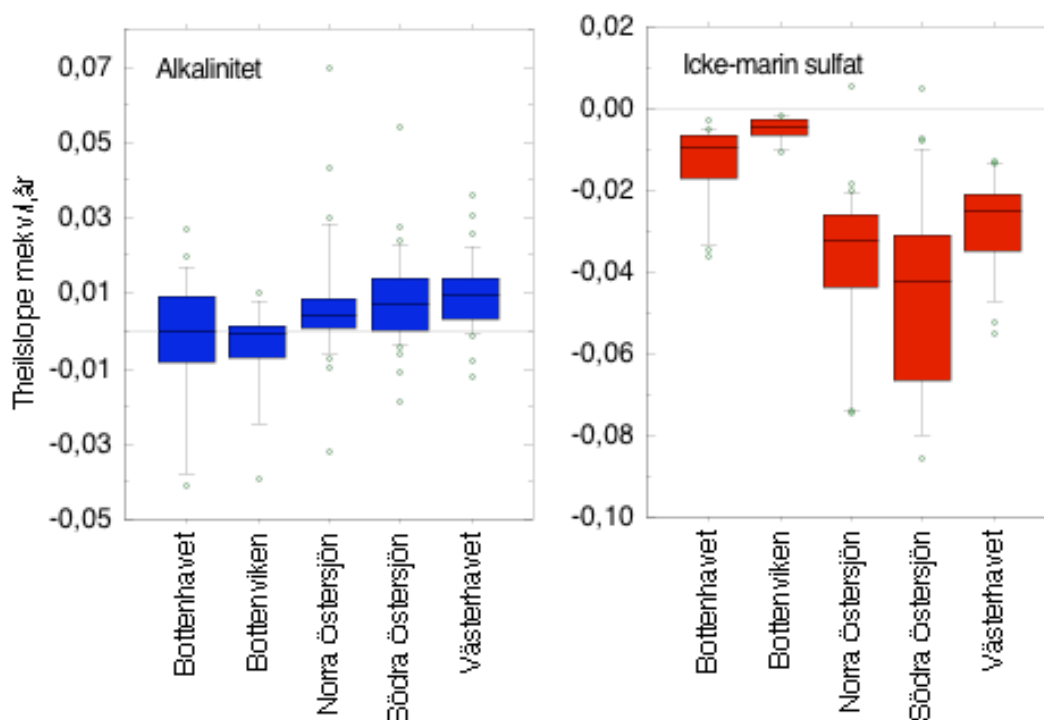
Tabell 4.9. Klassning av beräknad koncentration av kationiskt, potentiellt toxiskt Al (Ali) för undersökta sjöar (enligt förslag till Bedömningsgrunder).

Typ	Klass			
	1	2	3	4
Ali $\mu\text{g/l}$	< 20	20-50	50-100	100-150
Okalkade	319	59	18	4
Åtgärdssjöar	50		1	
Målsjöar	47		2	

Endast 22 av de totalt 400 modellerade, okalkade sjöarna tillhör klass 3 eller högre. Detta trots att bestämningarna har fokuserats på prover med relativt lågt pH-värde. Av de 100 kalkade sjöar som modellerades föll 97 i klass 1 (låga halter; < 20 $\mu\text{g/l}$), vilket kan jämföras med 6 % i okalkade sjöar. Det innebär att håller koncentrationerna vid icke toxiska nivåer.

4.7. Trender

Sedan 1972 har nationella sjöundersökningar genomförts åtta gånger. 135 sjöar har provtagits mer eller mindre vid alla riksinventeringar sedan 1972. För att försöka få en långsiktig bild av förändringar sedan dess har beräkningar av trender gjorts med den icke-parametriska Theil's lutning. I de icke kalkade sjöarna ökade alkaliniteten med 0,005 mekv/l,år och i 67 % av dessa sjöar ökade alkaliniteten enligt denna beräkning (figur 4.10). För de kalkade sjöarna var ökningen som medianvärde större än 0,01 mekv/l,år och 80 % av dem ökade den. Ökningen tycks många gånger bero på att sjöarna vid de första provtagningarna inte var kalkade.



Figur 4.10. Trender för alkalinitet och sulfat (icke-marint) fördelade på vattendistrikt för icke kalkade sjöar som provtagits vid riksinventeringar sedan 1972. Theil's lutning. Bilden är något beskuren.

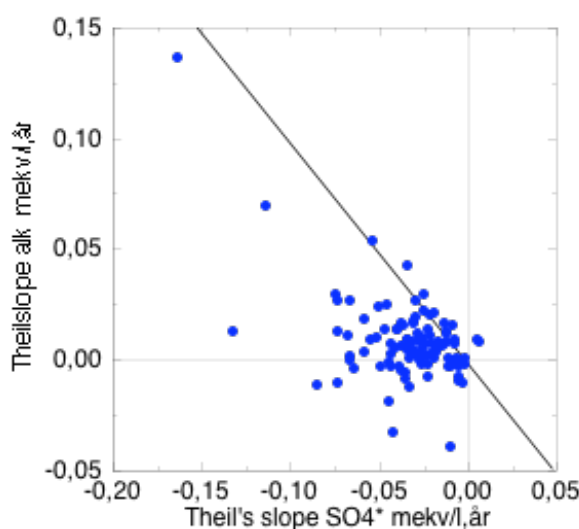
Fördelningen av trender för alkalinitet och sulfat redovisas uppdelade på tre områden i tabell 4.10.

Tabell 4.10. Trender för alkalinitet och sulfat (icke-marint) för icke kalkade sjöar som provtagits vid riksinventeringar sedan 1972 fördelade på områden, mekv/l.år. Theil's lutning.

Parameter	Percentil	Norrland	Sydöstra och mellersta Sverige	Sydvästra Sverige
Antal sjöar		29	58	48
Alkalinitet	10	-0,039	-0,005	-0,003
	25	-0,010	0,000	0,002
	Median	-0,001	0,005	0,010
	75	0,003	0,013	0,014
	90	0,010	0,023	0,028
Icke-marin sulfat	10	-0,032	-0,072	-0,069
	25	-0,011	-0,042	-0,054
	Median	-0,007	-0,031	-0,037
	75	-0,005	-0,022	-0,023
	90	-0,003	-0,010	-0,014

Sulfathalterna i sjöarna minskar för så gott som alla undersökta sjöar med långa tidsserier. Den största minskningen sker i vattendistriktet Södra Östersjön och inte, som förväntat, i vattendistriktet Västerhavets sjöar. Dock är antalet sjöar per vattendistrikt litet och urvalet kan vara icke representativt.

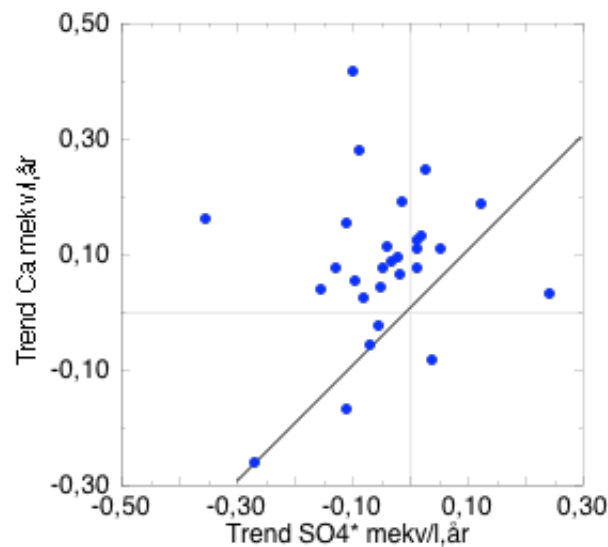
Minskningen i sulfatkoncentration leder till en ökning i alkalinitet. Denna ökning är ekvivalent med sulfatminskningen om inte samtidigt koncentrationen av baskatjoner (Ca + Mg) minskar, vilket alltid sker. Ökningen i de undersökta sjöarna följer detta (figur 4.11).



Figur 4.11. Förhållandet mellan trender för alkalinitet och sulfat (icke-marint). Linjen visar förhållandet 1:1 då minskningen i sulfat är lika stor som ökningen i alkalinitet.

Den minskning av sulfat som visades för de okalkade sjöarna förekommer naturligtvis även i de kalkade sjöarna. Minskningen i belastning av försurande svavelsyra borde ju, vid en anpassad kalkning, även ge en minskning i dosering av kalk. För de 28 kalkade sjöar, som undersökts vid de fyra senaste riksinventeringarna (1990–2005) beräknades trender med Theil's lutning.

I de flesta fall syntes en minskning i sulfat, men i det stora flertalet kalkade sjöar ökade kalciumkoncentrationerna (figur 4.12). Följaktligen har inte kalkningen minskat i takt med den minskande depositionen.



Figur 4.12. Kalkade målsjöar. Förhållandet mellan trender för kalcium och sulfat (icke-marint). Linjen visar förhållandet 1:1 då minskningen i sulfat är lika stor som minskningen i kalcium.

5. Övergödning

Miljömålet ”Ingen övergödning” kan följas upp med hjälp av två delar i uppföljningen; dels de stratifierat slumpvis utvalda sjöarna dels med kända, kraftigt eutrofierade sjöarna som slumpvis valdes från tidigare riksinventeringar. Dessutom redovisas resultaten för de provtagna trendsjöarna.

I utvärderingen saknas denna gång de fyra stora sjöarna; men deras tillstånd undersöks med högre intensitet i särskilda övervakningsprogram.

5.1. Förhållanden för total-P i eutrofierade sjöar

Johansson och Persson (2001) sammanställde en lista omfattande 790 eutrofa sjöar, varav en del insamlades från tidigare riksinventeringar. En komplettering gjordes genom enkäter till länsstyrelserna. Som eutrofa sjöar betecknades de med en halt av total-P överstigande 25 µg/l.

Johansson och Persson (2001) fann vid sin utvärdering enligt Bedömningsgrunder (1999) av 732 sjöar att ungefär hälften hade mycket eller extremt stora avvikelsekvoter; dvs. de var enligt den bedömningen klart antropogent påverkade. Som ”värstingsjöar” identifierades sådana med en halt större än 100 µg/l; 52 st. I sjöinventeringen 2005 valdes 99 eutrofierade sjöar ut för en specialstudie. Först valdes 32 sjöar (”värstingsjöar”) specifikt bland de tidigare slumpvis valda sjöarna till RI00, därefter slumpades de övriga sjöarna ur listan med eutrofa sjöar tills 99 sjöar valts.

I de nya Bedömningsgrunderna i Handbok för klassificering av status, har beräkningen för referensvärde för total-P reviderats (Naturvårdsverket, 2007). För den nya beräkningen krävs värden på medeldjup och sjöns höjd över havet men värden på medeldjup finns bara för ett begränsat antal sjöar. Status (enligt Vattendirektivet) beräknas som en kvot mätt koncentration/referensvärde. Gränsen mellan god och måttlig status är 2 medan gränsen mellan måttlig och otillfredsställande status sattes till 3; alltså samma klassgränser som Persson (1999) föreslog och som används i nuvarande bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

Koncentrationerna för sjöarna varierar mellan 8 och 480 µg/l, med ett medianvärde på 52 µg/l. För 58 av de 99 ”kraftigt eutrofa sjöarna” finns data som medger beräkning av en referenskoncentration för total-P enligt bedömningsgrunder. Den varierar mellan 7 och 25 µg/l, med ett medianvärde på 15 µg/l. Kvoten uppmätt koncentration/referenskoncentration varierar mellan 0,9 och 28, med ett medianvärde på 3,5. En klassning av status visar, som väntat, att ungefär hälften av sjöarna har otillfredsställande eller dålig status (tabell 5.2).

Tabell 5.2. Beräknad status för undersökta ”kraftigt eutrofa sjöar”. Data för 58 sjöar.

Klass	Benämning	Mätt koncentration/referensvärde	Antal sjöar
1 och 2	Hög eller God status	<2,0	11
3	Måttlig status	2,0–3,0	14
4	Otillfredsställande status	3,0–5,0	17
5	Dålig status	>5,0	16

I stort stämmer alltså tidigare bedömningar av eutrofiering med denna. Men, antingen beroende på förbättrade förhållanden eller det ändrade (högre) referensvärdet, klassas knappt 20 % av de kraftigt eutrofierade sjöarna som hög eller god status.

Utav dessa sjöar undersöktes 22 även vid RI95 och RI00. Ett försök till trendberäkning för de tre provtagningsåren har gjorts med den icke-parametriska Theil's slope. Det är naturligtvis så att tre mätningar inte ger en säker bild av en trend, men vissa indikationer på förändringar finns. Resultaten, sammanställda i tabell 5.1, visar på en viss variation. Medianvärdet för lutningen var 0,25 µg/l.år, vilket betyder att total-P-halten ökade i ungefär i lika många sjöar som den minskade i enligt dessa tre provtagningar. Förändringar mellan Sjöinventeringen 2005 och RI00 visar för de 32 sjöarna inte heller på någon systematisk förändring; medianvärdet för skillnaden var 0,5 µg/l.

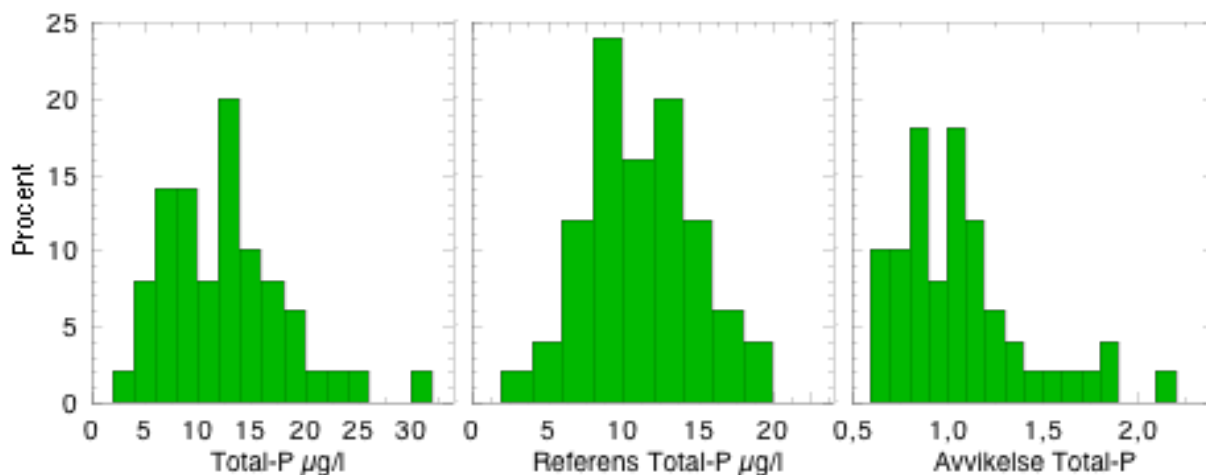
Tabell 5.1. Trender och koncentrationer för total-P i de sjöar som är identifierade som eutrofierade och provtogs 1995–2005. Trender beräknade som Theil's lutning.

Sjönamn	SMHI-X	SMHI-Y	Län	1995	2000	2005	Trend Theil's slope µg/l.år
Andersvedjedjupet	664200	167468	1	42	71	37	-3,6
Värnässjön	646953	150510	5	55	127	167	9,6
Ralången	642136	144141	6	52	43	37	-1,4
Säbysjön	643125	144824	6	38	38	30	-1,2
Flaken	643376	153467	8	22	60	24	-3,5
Ödingen	640920	153783	8	20	51	51	1,6
	618507	135406	12	77	43	31	-3,5
Vombsjön	617666	135851	12	112	102	135	4,5
Hallasjön	645794	134947	14	29	53	100	8,3
Östen	649436	138900	14	71	68	155	13
Strömsvattnet	654455	123369	14	40	64	118	9,3
Hallaren	666202	155038	19	28	112	98	2,1
Lundbysjön	660973	150540	19	17	46	38	0,25
	680815	154372	21	71	132	118	0,95
Lill-Gösken	671235	152899	21	21	28	96	11
Ramsjösjön	686365	153560	21	31	33	34	0,25
Storsjön	672215	156026	21	32	38	43	1,1
Öfjärden	702372	165146	22	41	43	41	-0,2
	752229	165291	25	560	7	15	-26
Höträsket	731348	177982	25	55	99	84	-0,05
Lahnajärvi	743460	178751	25	73	72	40	-4,9
Takajärvi	750365	179231	25	61	112	76	-2,9

Några sjöar tycks ha försämrats under decenniet. Särskilt gäller detta de tre sjöarna i Västra Götaland (län 14), men även Värnässjön (646953 150510) i Östergötland (län 5), och Storsjön (672215 156026) i Gävleborgs län (län 21). Påtagliga förbättringar observeras i Ralången (642136 144141) i Jönköpings län (län 6) och eventuellt i Lahnajärvi (743460 178751) i Norrbottens län (län 25).

5.2. Förhållanden för total-P i undersökta trendsjöar

Koncentrationerna i de undersökta 50 referenssjöarna varierar mellan 3 och 34 $\mu\text{g/l}$ med ett medianvärde på 11 $\mu\text{g/l}$. För dessa sjöar beräknades också referenskoncentrationer enligt bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2007) (figur 5.1). Referenskoncentrationerna varierar mellan 3 och 19 $\mu\text{g/l}$ och avvikelserna mellan 0,6 och 2,1; dvs. alla utom en undersökt trendsjö klassas enligt förslaget som hög eller god status (en avvikelse < 2).

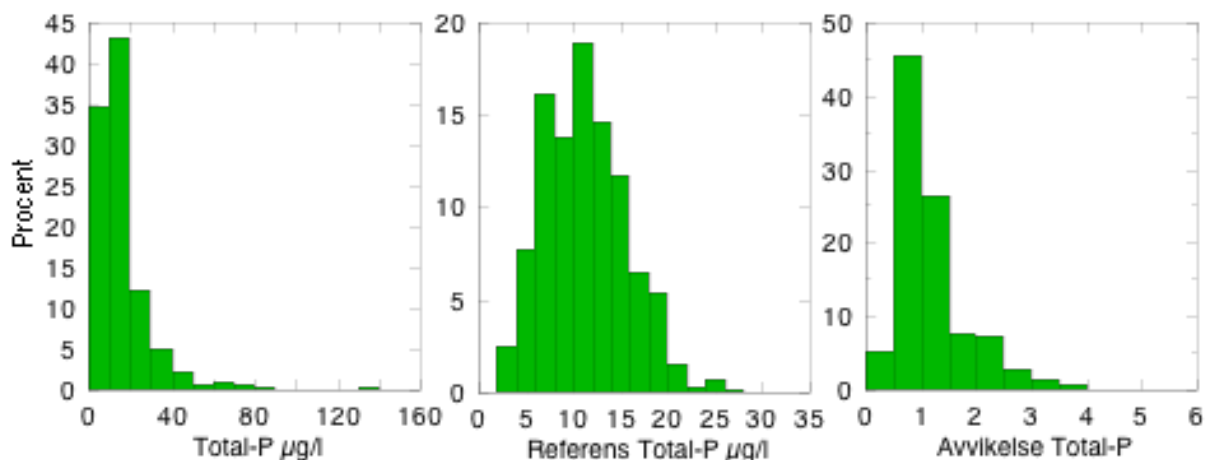


Figur 5.1. "Trendsjöar". Fördelning av koncentration, referensvärde och avvikelse från referensvärde. N=50.

5.3. Förhållanden för total-P i de slumpvis valda sjöarna

För de 607 av sjöinventeringens sjöar för vilka underlagsdata finns har beräkningar av referensvärden gjorts (figur 5.2). Dessa har naturligtvis högre koncentrationer än de i referenssjöarna; maximalt 1090 $\mu\text{g/l}$ och en mediankoncentration på 12 $\mu\text{g/l}$.

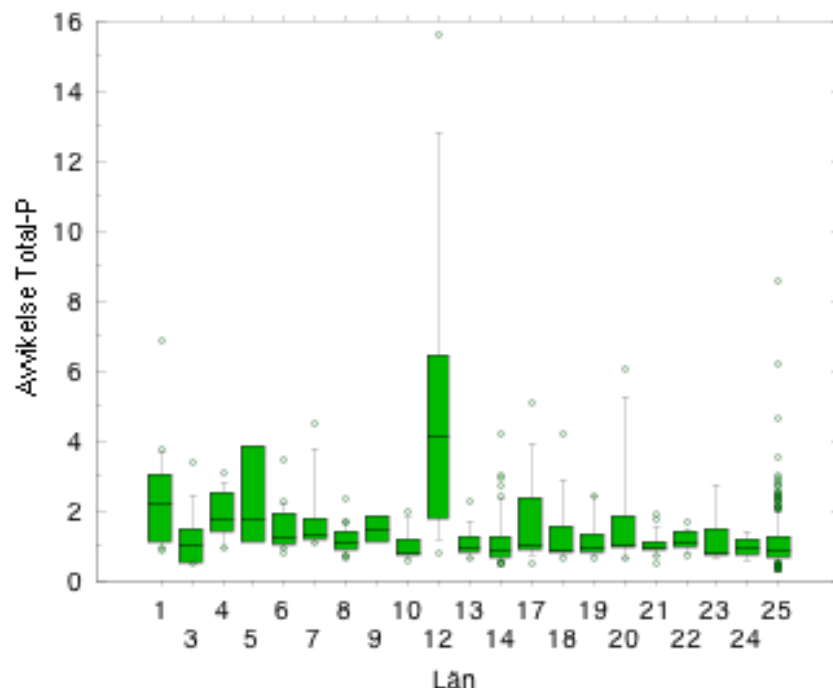
Referenskoncentrationerna beräknades till mellan 2 och 27 $\mu\text{g/l}$, med mediankoncentration på 11 $\mu\text{g/l}$. Detta ger en kvot med ett medianvärde så lågt som 1,0. En så stor andel som 85 % av sjöarna klassas alltså som hög eller god status (1 och 2), dvs. med en avvikelse < 2 och endast 5 % som otillfredsställande eller dålig status (klass 4 och 5).



Figur 5.2. Sjöar i inventeringen 2005 med data som medger beräkning av referensvärden enligt Bedömningsgrunder. Fördelning av koncentration, referensvärde och avvikelse från referensvärde, N=607 för referensvärde och avvikelse.

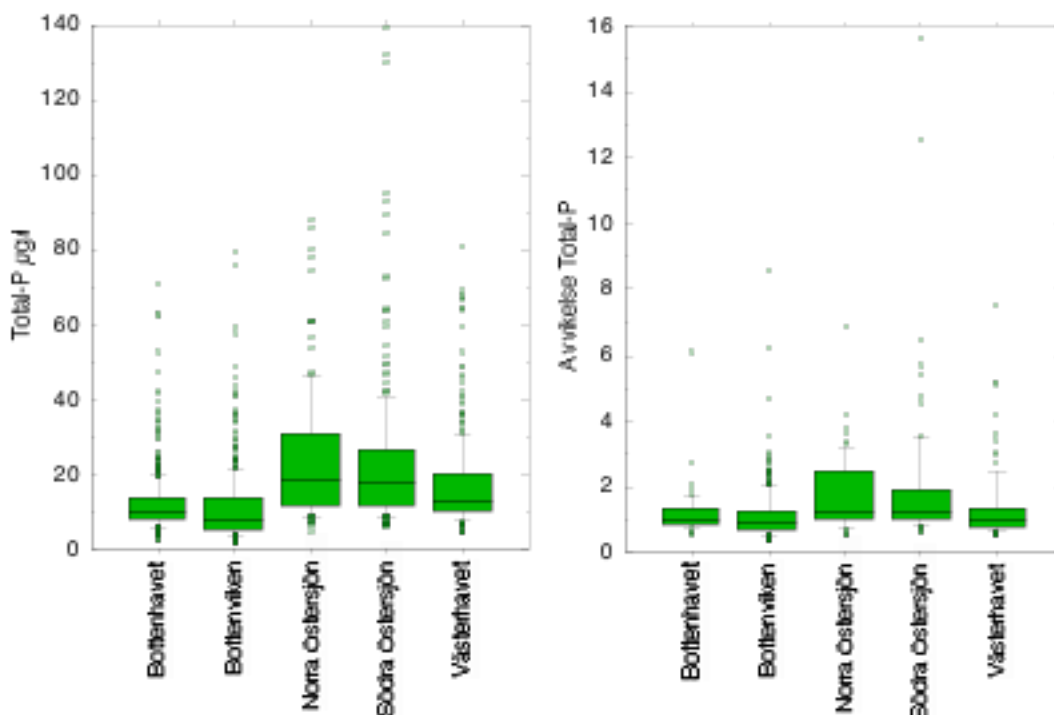
Den geografiska variationen är stor, både för uppmätt koncentration och för avvikelse från referensvärde (figur 5.3). Se även Bilaga 5.Fjällen över trädgränsen) och de högsta i ekoregion 5 (södra Sverige, Skåne och Blekinges kust) (figur 5.3). Som medianvärde var avvikelsen i den senare 2,7, dvs. fler än hälften av de undersökta sjöarna uppnådde inte god status. Trots att jämförvärdena är relativt höga i ekoregion 5 så är avvikelsen från referensvärden även högst i denna ekoregion. Mer än 25 % av de undersökta sjöarna i region 5 hade till och med dålig status. Som förväntat var situationen bäst i region 1 (Fjällen över trädgränsen) där minst 90 % uppnådde hög eller god status. Ungefär lika goda förhållanden uppmättes i regionerna 2 (Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen) och 7 (Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.). Ekoregionerna 1 och 2 (Norrlands inland, under trädgränsen och över högsta kustlinjen) skiljer sig signifikant från övriga ekoregioner, medan ekoregionerna 6 (sydvästra Sverige, söder om norrlandsgränsen och under 200 m.ö.h.) och 7 (sydsvenska höglandet) är lika (t-test). De beräknade referensvärdena är lägst för ekoregion och högst i ekoregionerna 3 (Norrlands kust under högst kustlinjen) och 4 (sydöstra Sverige). Även de beräknade referensvärdena är signifikant lägre för ekoregionerna 1 och 2 jämfört med de övriga ekoregionerna. Beträffande avvikelser (status) syns ingen generell likhet mellan de olika regionerna.

En länsvis fördelning av avvikelse från referensvärde ger en mer detaljerad geografisk bild (figur 5.4). Klart avvikande är län 12 (Skåne), som ju tillhör region 5, endast ca en fjärdedel av provtagna sjöar har minst god status. Nästan hälften har dålig status. Situationen i Stockholms län (län 1) är inte heller bra, där endast färre än hälften av de undersökta sjöarna har minst god status.



Figur 5.4. Avvikelse från referensvärde för total-P. Länsvis fördelning. Nationella okalkade sjöar. Boxdiagram vars nedre och övre linjer visar 10 resp. 90 percentilerna och boxen visar nedifrån 25, 50 (median) samt 75 percentilerna. Punkter visar enstaka värden. Figuren är något beskuren.

En indelning med avseende på vattendistrikt ger självklart en liknande fördelning (figur 5.5). En sammanställning av denna fördelning finns i bilaga 5.



Figur 5.5. Avvikelse från referensvärde för total-P. Fördelning efter vattendistrikt. Nationella okalkade sjöar. Boxdiagram vars nedre och övre linjer visar 10 resp. 90 percentilerna och boxen visar nedifrån 25, 50 (median) samt 75 percentilerna. Punkter visar extrema värden. Figuren är något beskuren.

De högsta halterna och största avvikelserna i provtagna sjöar finns i distriktet Norra Östersjön.

Eftersom de nationella sjöarna valdes slumpvis med stratifiering avseende sjöyta (storleksklass) och län så kan man med SMHI:s sjöregister beräkna fördelningen av koncentrationen av total-P för hela populationen svenska sjöar. Beräkningen har gjorts för okalkade sjöar och med yta större än 0,01 km² (från och med klass E). För de undersökta sjöarna var medianvärdet 12 µg/l och för populationen sjöar (ca 89 000) beräknades det till 10 µg/l. Det lägre värdet för populationen beror på att andelen provtagna sjöar i norra Sverige är mindre än i södra delen av landet. Dessa har som regel lägre fosforhalter. Beräknat för populationen hade cirka 75 % av sjöarna hade en halt lägre än 25 µg/l, vilket kan betecknas som låga eller måttligt höga halter. Endast ca 5 % av populationen hade halter över 50 µg/l, dvs. mycket höga eller extremt höga halter.

5.4. Typspecifika värden för total-P. Jämförelse mellan uppmätt koncentration och beräknade referensvärden

I samband med arbetet med Bedömningsgrunder togs ett ”filter” fram för att skilja ut opåverkade sjöar. Filtret krävde att tillrinningsområdets andelen av åkermark skall vara mindre än 10 % och andelen tätort mindre än 0,1 %. Data från Sjöinventeringen 2005 visar dock att dessa värden inte ger en helt säker gränsdragning mellan höga och låga halter och därmed sannolikt påverkade och opåverkade sjöar. Dock valdes detta filter för att utvärdera relationen mellan uppmätta typspecifika värden och beräknade referensvärden.

1390 av de undersökta sjöarna passerade filtret och för dessa finns beräknade referensvärden för 480 sjöar. Resultat för de olika limniska typerna redovisas i Bilaga 6.

5.5. Ekologisk status i Sveriges sjöar

Eftersom uppgifter om sjödjup ofta saknas finns en förenklad modell framtagen som endast kräver data på absorptions (absF) och höjd över havet (Alt) (Naturvårdsverket, 2007):

$$\log \text{Tot-P}_{\text{ref}} = 1,561 + 0,295 \times \log \text{AbsF} - 0,146 \times \log \text{Alt} \quad (9)$$

Ekologisk status klassades för de 1974 slumpade sjöarna i Sjöinventeringen 2005 och andelen som inte uppfyllde god ekologisk status beräknades till 8 % av Sveriges sjöar. De största andelarna sjöar som ej uppfyllde ”God ekologisk status” med avseende på total-P återfanns i vattendistriken Norra och Södra Östersjön (tabell 5.3).

Tabell 5.3. Andel sjöar i Sverige som ej uppfyller god ekologisk status enligt förenklad modell (ekvation 9) (Naturvårdsverket 2007).

Vattendistrikt	Andel övergödda sjöar %
Bottenviken	8
Bottenhavet	5
Norra Östersjön	25
Västerhavet	6
Södra Östersjön	15
Hela Sverige	8

Fördelningen av de påverkade sjöarna sammanfaller till stora delar med tätbefolkade områden med hög andel jordbruksmark, men förvånansvärt många sjöar som klassades som påverkade återfanns i opåverkade områden som Norrbotten och Jämtlandsfjällen (figur 5.6). Detta visar på svagheter i modellen att förutsäga eutrofieringspåverkan utifrån så få variabler. En stor osäkerhet i bedömningen av enskilda objekt beror på att den gjorts utifrån ett enskilt mätvärde.



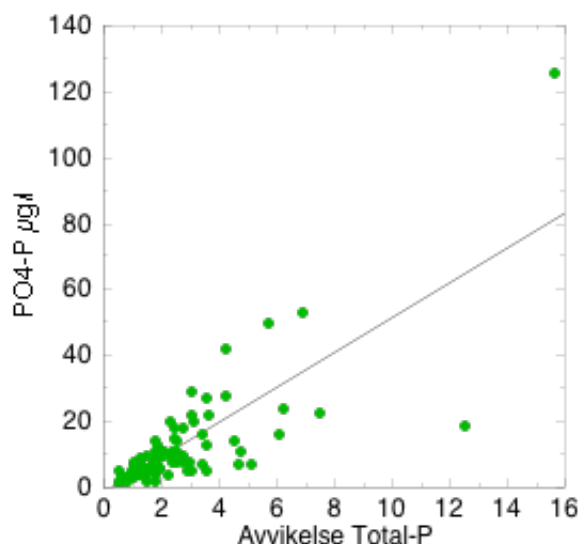
Figur 5.6. Slumpade sjöar i Sjöinventeringen 2005 som ej uppfyllde god ekologisk status enligt förenklad modell (Naturvårdsverket 2007).

5.6. Förhållandena för fosfat, nitrat och ammonium

Fosfat, nitrat och ammonium är de oorganiska näringsämnen som direkt är tillgängliga för primärproduktion av alger och viss vattenvegetation. Summan nitrat och nitrit bestämdes på alla prover, medan fosfat och ammonium endast bestämdes på ett slumpvis valt, begränsat antal. Alla tre parametrarna påverkas mycket av biota. Under sommaren brukar koncentrationerna vara som lägst på grund av upptag i primärproducenter. Under hösten börjar de återbildas i samband med nedbrytningen av alger och undervattensvegetation. Således är ofta nitrathalten som högst i slutet av vintern när nedbrytningen kunnat pågå som längst. Under hösten mineraliseras också algbundet fosfor och halten fosfat stiger.

Fosfat

Fosfat har bestämts i 237 nationella sjöar för vilka mediankoncentrationen var 7 $\mu\text{g P/l}$. I medeltal var 30 % av total-P i form av fosfat-P. Man kan konstatera att en halt av fosfat-P mindre än ca 10 $\mu\text{g/l}$ under hösten antyder att sjön är opåverkad, dvs. med en avvikelse mindre än 2 (figur 5.7). Endast ca 10 % av sjöarna med avvikelse mindre än 2 har en fosfat-P större än 10 $\mu\text{g/l}$. Provtagningen ger en bild av tillståndet i början av frigörandet av fosfat från bundna former.



Figur 5.7. Förhållandet mellan halten fosfat-P och avvikelse beräknad enligt bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2007).

Ammonium

Även ammonium bestämdes på samma begränsade antal sjöar som för fosfat. Mediankoncentrationen var 65 $\text{NH}_4\text{-N } \mu\text{g/l}$. En extremt hög koncentration på ca 2700 $\text{NH}_4\text{-N } \mu\text{g/l}$ uppmättes i Nötesjön (615577 13458) i Skåne län. Sjön visar övriga tecken på eutrofiering med t.ex. hög total-P halt. Ytterligare två sjöar hade mycket höga ammoniumhalter ($> 1000 \text{ NH}_4\text{-N } \mu\text{g/l}$); Lillasjö (635245 130389) i Halland (län 13) och Ramsjön (664569 1565759) i Västmanlands län (län 19). Även dessa visar andra indikationer på eutrofiering. Det finns dock ingen signifikant korrelation mellan halten ammonium och övriga indikatorer på eutrofiering.

När ammoniumhalten är hög kommer den att påverka jonbalansen. Den bör då ingå i beräkningen av ANC, vilket oftast inte sker. Normalt förekommer dock höga halter främst i välbuffrade vatten och påverkar därför inte surhetstillståndet. För att undersöka hur vanligt det är att ammoniumhalten är så hög att den påverkar pH-värdet jämfördes beräknade pH-värden baserade på ANC beräknat med och utan ammonium. Endast i sex fall blev skillnaden i pH mer än 0,2 enheter i 234 sjöar med ammoniumbestämningar som ingick i uppföljningen av miljömålet för försurning. I samtliga dessa fall rörde det sig om mycket bruna sjöar med halter av TOC mellan 17 och 45 mg/l. I enstaka fall i mycket bruna sjöar kan alltså halten ammonium ha betydelse för beräkningen av ANC. Om man utesluter ammonium ur beräkningen leder det till att ANC blir lägre vilket innebär att försurningskänsligheten överskattas.

Nitrat och nitrit-kväve

Nitrathalten bestämdes i prover från alla sjöar. Mediankoncentrationen för de nationella okalkade sjöarna var så låg som 12 µg/l. I fyra sjöar uppmättes halter av nitrat-N på över 1000 µg/l (tabell 5.4).

Tabell 5.4. Sjöar i Sjöinventeringen 2005 med nitrathalter (nitrat+nitrit-N) över 1000 µg/l.

Sjönamn	SMHI X	SMHI Y	Län
Ryssbysjön	639905	143013	6
Åmossarna	614773	133228	12
Tysslingen	657334	145677	18
Luossajärvi	753539	168542	25

I de tre förstnämnda sjöarna var halten total-P över 80 µg/l, vilket visar på ett kraftigt eutrofierat tillstånd. Luossajärvi (Kiruna) hade däremot en koncentration av total-P på endast 10 µg/l; sjön påverkas av gruvdrift och sannolikt är den höga nitrathalten en effekt av sprängmedel. Den låga fosforhalten tycks vara begränsande för planktonproduktion så att nitrathalten förblir hög.

Generellt är nitrathalterna något högre i södra Sverige beroende dels på större lokal påverkan från jordbruk och orter dels på att den atmosfäriska depositionen där är större.

Som ”försurande” anjon svarar nitrat i känsliga vatten ($\text{alk} < 0,05 \text{ mekv/l}$) som medianvärde för ca 3 % av sulfatets roll. Men i ungefär 10 % av sjöarna var nitrattets betydelse större än 10 % av sulfatets.

5.7. Hur skiljer de olika faktorerna som identifierar de sjölimniska regionerna?

Förutom ekoregioner används sjödjup, storlek, humus (vattenfärg) och kalk (alkalinitet) som identifierare för limniska regioner. Nedan redovisas resultat för de sjöar för vilka flera av de parametrar som ingår som kriterier för de sjölimniska typerna. Det innebär att värden på fler än vattenkemiska parametrar är kända för dessa sjöar. Utvärderingen omfattar bara de slumpvis valda sjöarna; alltså inte urvalet av de kraftigt eutrofierade sjöarna.

Sjöns djup har stor betydelse för halten total-P; som medianvärden är koncentrationen i undersökta grunda sjöar (d) 20 µg/l medan den är 12 µg/l i djupa sjöar (D) (tabell 5.5). Referensvärdena för de två deltyperna är 12 resp. 20 µg/l, vilket medför att skillnaden i avvikelse från referensvärdet mellan sjöar i de två djuptyperna inte är signifikant. Sjöytan har på liknande sätt betydelse; med medianhalter för stora sjöar (S) på 10 och för små (s) 15 µg/l. Även i detta fall är referensvärdena fördelade på samma sätt så att avvikelsen är lika för de två deltypernas sjöar. De två deltyperna för vattenfärg (humus) uppvisar signifikant skilda koncentrationer av total-P med högre halter i kraftigt färgade vatten (15 µg/l) medan klara vatten har en mediankoncentration på 8 µg/l. De två deltyperna för alkalinitet (kalk) skiljer sig knappt signifikant åt men med något högre halter i alkalina vatten (K).

Tabell 5.5. Koncentration, referensvärde och avvikelse från referensvärde för total-P klassade med avseende på hydromorfologiska egenskaper enligt Naturvårdsverket 2006.

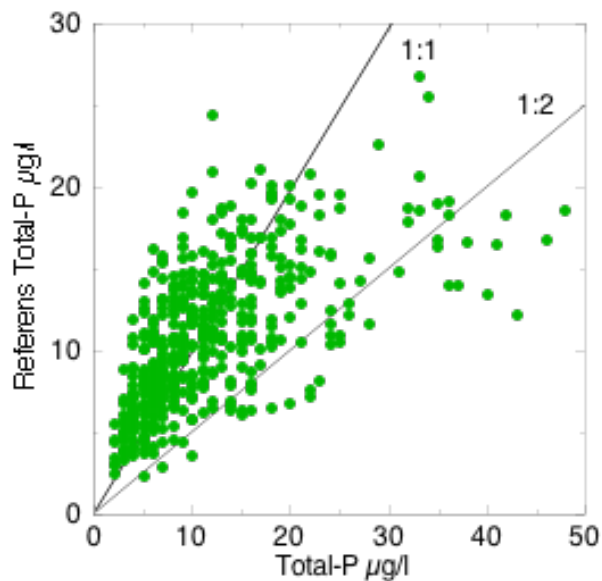
Parameter	Deltyp	Percentil				
		10	25	50	75	90
Djup						
Total-P µg/l	D	7	9	12	21	34
Total-P µg/l	d	11	15	20	31	49
Referensvärde µg/l	D	8	10	12	13	15
Referensvärde µg/l	d	13	15	18	19	21
Avvikelse	D	0,7	0,8	1,1	1,7	2,8
Avvikelse	d	0,6	0,9	1,1	1,7	3
Yta						
Total-P µg/l	S	5,4	7	10	20	33
Total-P µg/l	s	8	10	15	23	36
Referensvärde µg/l	S	5,2	7	10	11	13
Referensvärde µg/l	s	9	11	13	16	19
Avvikelse	S	0,8	0,9	1,1	2,1	3,9
Avvikelse	s	0,7	0,8	1,1	1,7	2,7
Humus						
Total-P µg/l	H	9	11	15	21	32
Total-P µg/l	h	4	6	8	13	25
Referensvärde µg/l	H	11	12	14	17	19
Referensvärde µg/l	h	5	7	8	11	13
Avvikelse	H	0,6	0,8	1	1,4	2,3
Avvikelse	h	0,6	0,7	1	1,5	2,4
Kalk						
Total-P µg/l	K	7	10	15	27	63
Total-P µg/l	k	5	8	12	18	30
Referensvärde µg/l	K	7,1	10,5	12,5	14	15
Referensvärde µg/l	k	6	8	11	14	17
Avvikelse	K	0,7	1	1,5	2,3	7,1
Avvikelse	k	0,6	0,8	1	1,4	2,3

Inom sjöinventeringen 2005 finns data för sjöar som identifierar 42 limniska sjötyper. I tabell 5.6 redovisas data för avvikelse från referensvärde och klassning av status enligt Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2007). Elva limniska typer finns bara representerade med en eller två sjöar, medan det för två typer finns så många som 28 provtagna sjöar. I de flesta limniska typerna tillhör de undersökta sjöarna i huvudsak statusklass 1 (hög status; som ej redovisas i tabellen). I ekoregion 4 (sydöstra Sverige, söder om limes norrlandicus och under 200 m.ö.h.) finns tre limniska typer (4DsHk, 4Dshk och 4dsHk) med minst en sjö med statusklass 3 (måttlig status) eller sämre. Även i ekoregion 6 förekommer sjöar med statusklass 3 eller sämre i två limniska sjötyper (6dsHk och 6dsHk). Gemensamt för alla dessa limniska typer är att sjöarna är små (s).

Tabell 5.6. Status för total-P för provtagna sjöar beräknat enligt Bedömningsgrunder. Fördelning på limniska sjötyper enligt Naturvårdsverket 2006. Medianvärde för avvikelse och procentuell fördelning på statusklasser. För limniska typer där summan av den procentuella fördelningen inte är 100 saknas uppgifter på referensvärden för några sjöar.

Limnisk typ	Antal sjöar	Avvikelse	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
1DShk	2	1,8	50	0	50	0	0
2DShk	4	1	100	0	0	0	0
2DsHk	16	0,9	94	0	0	0	0
2Dshk	14	0,9	93	0	7	0	0
2dsHk	6	1	100	0	0	0	0
3DSHk	2	1	100	0	0	0	0
3DShk	4	0,8	100	0	0	0	0
3DsHk	19	1,1	79	5	0	5	0
3Dshk	8	1	75	25	0	0	0
3dsHk	6	0,8	83	17	0	0	0
3dshk	1	6,1	0	0	0	0	100
4DSHk	1	1,5	100	0	0	0	0
4DShk	5	1,5	40	20	0	0	20
4DsHk	28	1,1	86	3	7	4	0
4DshK	4	1,5	50	25	0	0	0
4Dshk	25	2,3	44	0	12	4	4
4dSHk	1	1,8	0	100	0	0	0
4dsHk	28	1,1	79	10	4	7	0
4dshk	7	0,9	57	29	0	0	0
5DShk	3	5,2	0	0	33	0	67
5DsHk	1	1	100	0	0	0	0
5DshK	2	8,6	0	0	0	50	50
5Dshk	4	1,3	75	0	0	0	25
5dsHk	3	1,8	0	100	0	0	0
5dshk	3	6,5	0	0	0	33	67
6DSHk	2	2,1	0	0	0	0	0
6DShK	1	2,1	0	0	0	0	0
6DShk	5	0,9	100	0	0	0	0
6DsHk	26	1	88	4	0	0	0
6DshK	1	2,4	0	0	0	0	0
6Dshk	23	0,8	83	0	0	0	4
6dsHK	1	1	100	0	0	0	0
6dsHk	9	0,9	67	0	11	11	0
6dshk	1	1,6	0	100	0	0	0
7DShk	1	1	100	0	0	0	0
7DsHk	5	1,9	40	20	20	0	0
7Dshk	10	1,3	60	0	0	0	0
7dsHk	3	1,1	100	0	0	0	0
7dshk	2	1,4	50	50	0	0	0

Ovan presenterades statusklassningen utgående från beräknade referensvärden. Vid framtagning av underlag för bedömningsgrunder för surhet/försurning konstruerades ett ”filter” för att i möjligaste mån finna lokalt opåverkade sjöarna. Filtret accepterade sjöar med en åkerandel i tillrinningsområdet på $< 10\%$ och tätort $< 0,1\%$. De beräknade referensvärdena kan alltså jämföras med de koncentrationer som uppmätts i sjöarna (figur 5.8). I ”idealfallet” skulle de bägge värdena vara lika (1:1 linjen i figuren) och så är fallet för många sjöar, 57 % av sjöarna hade en kvot lägre än 1:1 och 83 % en kvot lägre än 1,5, vilket kan tolkas som hög status. Hela 91 % hade en kvot mindre än 2 och klassas därmed som hög eller god status.



Figur 5.8. Jämförelse mellan mätt koncentration av total-P och beräknat referensvärde enligt Bedömningsgrunder. Den feta linjen visar 1:1 förhållandet och den tunnare 1:2 förhållandet dvs. skiljelinjen mellan god och måttlig status.

Ovan behandlades sjöarna individuellt, men referensvärdena kan naturligtvis vara specifika för den limniska typen. En sammanställning av data för de limniska sjötyper, som kunnat identifieras finns i Bilaga 4. För varje typ, där flera värden finns, kan ett typspecifikt värde väljas i den fördelning som finns. Avvikelse (mätt koncentration/beräknat referensvärde) är som medianvärden, med undantag för en limnisk typ (3shk) lägre än 2,0. För 92 % av de identifierade limniska regionernas undersökta sjöar (efter ”filtrering”) var medianvärdet för avvikelsen 1,5. Detta ger en antydning till att det beräknade typspecifika referensvärdet är användbart för bedömning av påverkan. Samtidigt innebär detta att sjöarna, efter ”filtrering”, som mediankoncentrationer för total-P kan ge ett gott underlag för val av ett typspecifikt värde. I princip gäller bägge skattningarna av det typspecifika värdet för år 2005. Dock tycks detta år vara relativt ” normalt”.

5.8. Jämförelser med tidigare riksinventeringar av sjöar

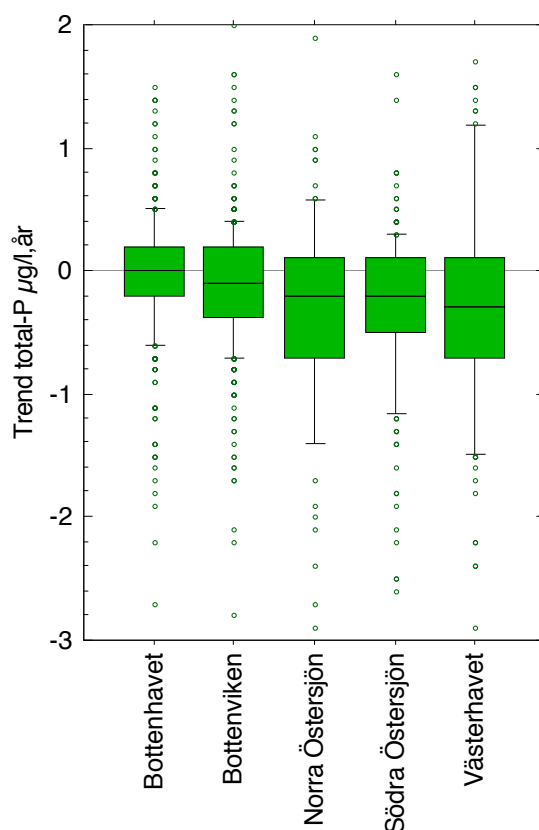
Cirka 1600 sjöar har ingått i de tre senaste riksinventeringarna (1995, 2000 och 2005). En beräkning av trender med hjälp av en icke-parametrisk, förenklad Theil's slope visar att som medianvärde minskade koncentrationen av total-P med som medianvärde 0,10 µg/l,år. I ungefär 52 % av sjöarna beräknas att en minskning skett. Någon säkerställd trend framträder alltså inte. Fördelningen av trender i total-P i de olika sjölimniska regionerna visas i tabell 5.7.

Tabell 5.7. Trender för total-P i undersökta, statistiskt valda nationella sjöar 1995–2005. Medianvärden för sjölimniska regioner. Trender beräknade som Theil's slope.

Region	1	2	3	4	5	6	7
Trend medianvärde µg/l,år	0,0	0,0	-0,2	-0,3	-0,4	-0,2	-0,4
Antal sjöar	128	644	175	204	24	161	53

Den visar att det är en regional skillnad i trender; de två nordliga sjölimniska regionerna (Fjällen och Norrlands inland) har ingen trend, medan de övriga minskar. Dock skall påpekas att beräkningen endast baseras på tre stickprov.

Fördelat på vattendistrikt, som medför fler sjöar i varje grupp, antyds ingen förändring av halten total-P i distrikt 1 (Bottenhavet) och tydliga minskningar i distrikt 5 (Västerhavet) (figur 5.9).

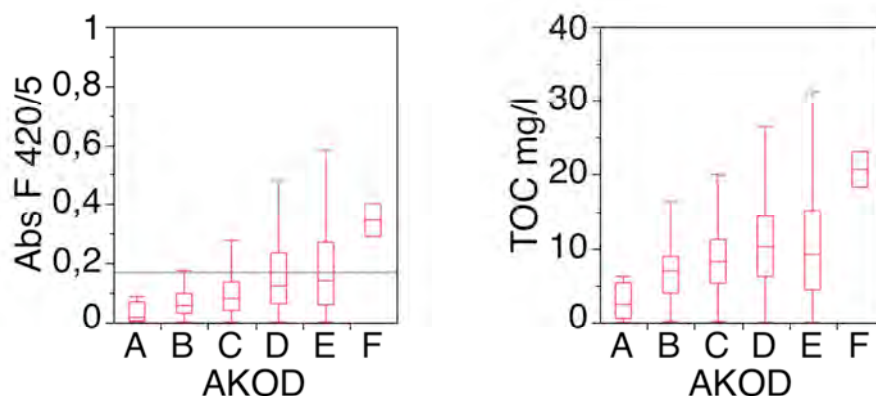


Figur 5.9. Trend i total-P för inventeringssjöar provtagna 1995, 2000 och 2005.

Resultatet kan tolkas som att det antropogena tryck som finns i södra Sverige har minskat något.

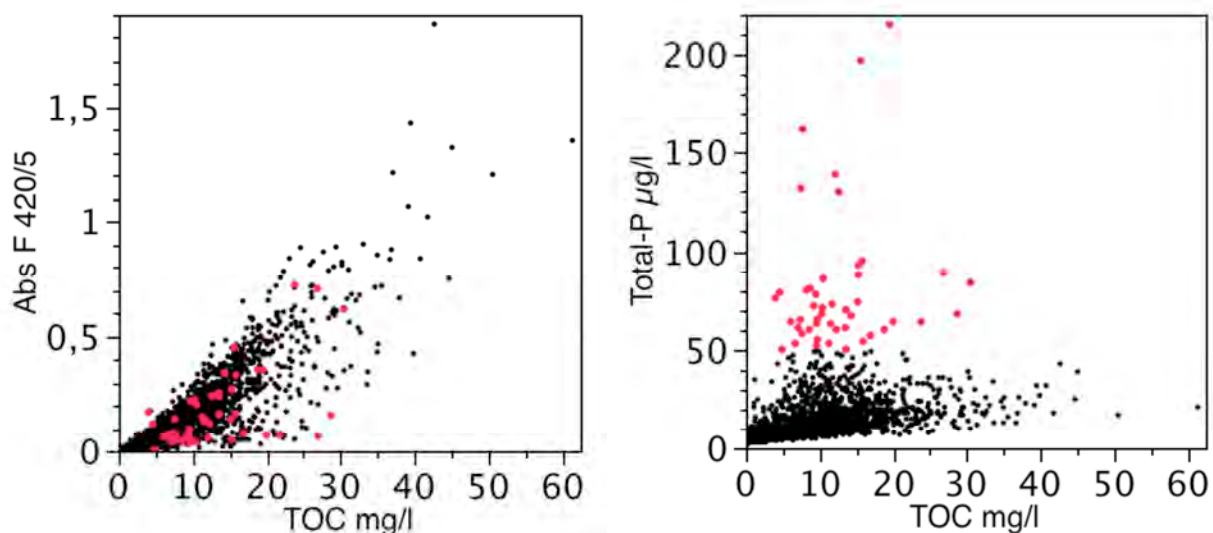
6. Organiskt material

Organiskt material har bestämts som absorbans (vattenfärg) och som TOC för alla prover. Höga halter förekommer i de minsta sjöarna, men dessa kan också vara klara. De största sjöarna har som regel låga halter organiskt material och är klara (figur 6.1). Detta beror främst på en vanligen större omsättningstid, som medför att nedbrytningen av det från tillrinningsområdet tillförda organiska materialet hinner brytas ned.



Figur 6.1. Fördelning med avseende på sjöstorlek av absorbans (vattenfärg) och TOC i provtagna sjöar.

Förhållandet mellan absorbans och TOC varierar ganska mycket (figur 6.2). Vanligen syns ett intercept, dvs. det finns en andel TOC som är ofärgad, men detta framgår inte så tydligt här. Höga TOC-halter vid låg absorbans tyder på antingen ett eutroft tillstånd med hög algproduktion eller organisk förorening t.ex. från reningsverk. En jämförelse mellan sjöar med höga halter total-P (röda prickar) och sådana sjöar visar på en viss överensstämmelse.



Figur 6.2. Förhållandet mellan absorbans och TOC för okalkade, provtagna sjöar. Röd markerar sjöar med total-P > 50 µg/l.

För de fem vattendistriktens provtagna sjöar redovisas fördelningen av dessa parametrars värden i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Organiskt material som absorbans och TOC i provtagna, okalkade sjöar fördelade på Vattendistrikt.

Parameter	Vattendistrikt	Antal prov	Percentil				
			10	25	50	75	90
Abs F	Bottenhavet	517	0,027	0,064	0,116	0,211	0,314
	Bottenviken	473	0,007	0,02	0,061	0,162	0,274
	Norra Östersjön	145	0,036	0,066	0,132	0,256	0,447
	Södra Östersjön	250	0,042	0,079	0,173	0,314	0,663
	Västerhavet	324	0,049	0,088	0,175	0,334	0,495
TOC mg/l	Bottenhavet	517	2,6	5,0	8,6	12,1	16
	Bottenviken	473	0,6	2,0	4,4	9,1	14,3
	Norra Östersjön	145	6,36	8,75	11,5	15,9	20,0
	Södra Östersjön	250	7,1	9,2	12,2	16,3	23,8
	Västerhavet	324	5,4	7,3	12,3	18,9	25,8

Sjöar i Vattendistrikt Södra Östersjön är brunast utifrån värden för 90 percentilen. Klarast vatten, som 10 percentilen finns i Vattendistrikt Bottenviken.

Eftersom sjöstorleken (egentligen uppehållstiden), förutom tillrinningsområdets egenskaper, påverkar halten organiskt material bör en mer strikt jämförelse mellan vattendistriktens sjöar baseras på en sjöstorlek. Sjöar i areaklass E är klarast (median AbsF 0,062) i Bottenvikens vattendistrikt och brunast (median AbsF 0,256) i Västerhavets sjöar.

Tyvär finns inga bestämmningar med de använda metoderna gjorda före 1990, och 1990 års provtagning gjordes på vintern. Variationen i organiskt material är övervägande beroende på naturlig variation, som täcks dåligt av de långa provtagningsintervallen. Därför redovisas data för de olika åren i tabellform (tabell 6).

Tabell 6.2. Organiskt material som absorbans och TOC vid de tre senaste sjöinventeringarna.

Parameter	År	Antal prov	Percentil				
			10	25	50	75	90
Absorbans F	1990	260	0,024	0,039	0,071	0,135	0,218
	1995	244	0,024	0,037	0,063	0,109	0,181
	2000	245	0,027	0,054	0,098	0,171	0,308
	2005	262	0,025	0,043	0,075	0,141	0,241
TOC mg/l	1990	260	2,9	4,9	6,7	9,1	12,0
	1995	244	3,6	5,5	7,5	10,6	15,7
	2000	245	4,4	6,6	8,9	13,9	18,8
	2005	262	4,1	6,7	9,0	14,2	17,5

Någon trend kan inte iaktas för dessa provtagningar. Däremot är det klart att halterna organisk material var högst vid provtagningen år 2000.

7. Referenser

- Bernes, C. 1981. Försurning av mark och vatten. *SNV Monitor 1981*
- Bernes, C. 1986. Sura och försurade vatten. *SNV Monitor 1986*
- Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. *Naturvårdsverket Monitor 12*
- Dietrichson, W. 1975a. Delrapport från sjöinventeringen våren 1975. *SNV PM 685*
- Dietrichson, W. 1975b. Anjonhalter i svenska sjövattnen. *SNV PM 1091*
- Fölster, J. & Wilander, A. 2005. Försurningsbedömning i kalkade vatten med kvoten Ca*/Mg*. Inst. f. Miljöanalys, SLU *Rapport 2005:3*
- Fölster, J. & Wilander, A. 2006. Skillnad i surhet och försurning mellan sjöar 1-4 ha och sjöar 4-10 ha. Inst. f. miljöanalys, SLU. *Rapport 2006:24*
- Fölster, J. 2007. Förslag till Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Inst. f. miljöanalys. SLU. *Rapport 2007:9*
- Göransson, E., Bringmark, E., Rapp, L. and Wilander, A. 2005, Modeling the effect of liming on calcium concentration in Swedish lakes. *Environ. Monit. Assess.* 119: 331-348
- Henriksen, A., Skjelkvåle, B.L., Lien, L., Traaen, T., Mannio, J., Forsius, M., Kämeri, J., Mäkinen, I., Bertell, A., Wiederholm, T., Wilander, A., Moiseenko, T., Lozovik, P., Filatov, N., Niiniokja, R., Harriman, R., & Jensen, J.P. 1996. Regional lake surveys in Finland–Norway–Sweden–Northern Kola–Russian Karelia–Scotland–Wales 1995. Coordination and design. *NIVA Report 40/1996*
- Hruska, J., Köhler, S., Laudon, H. & Bishop, K. 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. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1726-1730
- Johansson, H. & Persson, G. 2001. Svenska sjöar med höga fosforhalter. 790 naturligt eutrofa eller eutrofierade sjöar? Inst. f. miljöanalys. SLU *Rapport 2001:8*
- Johansson, K. & Karlgren, L. 1975. Tusen sjöar. Rapport från en inventering. *Statens naturvårdsverk. Publikation 1974:11*
- Johansson, K. & Nyberg, P. 1981. Försurning av svenska ytvatten–effekter och omfattning 1980. *Inf. sötvattenslaboratoriet 6:1981*
- Lydersen, E. & Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunskapsöversikt och riskanalys. *Naturvårdsverket. Rapport 5074*, 76 p.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. *Rapport 4913*. 102 pp.
- Naturvårdsverket 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket Handbok 2002:1*

- Naturvårdsverket 2003. Bara naturlig försurning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket. *Rapport 5317*
- Naturvårdsverket 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. *Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2006:1*
- Naturvårdsverket 2007. Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon - En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan fastställas och följas upp. (Under publicering).
- Naturvårdsverket 2007. Bara naturlig försurning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. *Naturvårdsverket Rapport 5766*
- Persson, G. 1999. Växtnäringsämnen/eutrofiering. Ur Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1 (Red. T. Wiederholm) sid. 9–72. *Naturvårdsverket Rapport 4920*
- Persson, G. & Wilander, A. 2005. Identifiering och förteckning av svenska inlandsvatten enligt artikel 3.1 och bilaga 1 i Nitratdirektivet, baserat på databaser vid SLU. Inst. f. miljöanalys. *SLU Rapport 2005:6*
- SMHI 2005. Väder och Vatten. Månadssammanställningar september–december och Nr 13: Väderåret 2005
- SMHI 2006. Vattenåret 2005. Faktablad nr 28.
- SMHI 1996. Svenskt sjöregister. Volym 1 och 2. SMHI *Svenskt Vattenarkiv*. Nr 71
- Wilander, A. 2003. Det ovanliga året 2000. *Sötvatten* 2003 p. 24-29
- Wilander, A. 2004. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. Inst. f. miljöanalys. *SLU Rapport 2004:19*
- Wilander, A., Johnson, R., Goedkoop, W. & Lundin, L. 1998. Riksinventering 1995. *Naturvårdsverket. Rapport 4813*
- Wilander, A., Johnson, R., & Goedkoop, W. 2003. Riksinventering 2000. En synoptisk studie av vattenkemi i svenska sjöar och vattendrag. Inst. f. miljöanalys. *SLU Rapport 2003:1*

8. Bilagor

8.1. Bilaga 1. Underlag för destratifiering av okalkade sjöar i sjöinventeringen 2005.

Län, areakod, antal sjöar i sjöregistret efter korrigerig för kalkade sjöar och att 10% i areaklass E är < 1 ha. Antal provtagna sjöar > 1 ha (N Prov >1ha), antal provtagna sjöar > 4 ha (N Prov >4ha), vikt för omräkning till populationen kalkade sjöar för sjöar > 1 ha (Vikt Kalkade > 1ha) och sjöar > 4 ha (Vikt Kalkade >4ha).

Län	Areakod	Antal sjöar > 1 ha	Antal provtagna sjöar	Vikter Okalk >1 ha	Vikter Okalk >4ha
AB	A	1	0	0	0
AB	B	2	1	2	2
AB	C	51	23	2	2
AB	D	289	7	41	41
AB	Ea	173	6	48	29
AB	Eb	216	3	48	-
C	B	4	1	4	4
C	C	38	4	10	10
C	D	74	4	19	19
C	Ea	48	4	24	12
C	Eb	60	1	24	-
D	A	1	0	0	0
D	B	12	2	6	6
D	C	63	5	13	13
D	D	278	6	46	46
D	Ea	144	5	72	29
D	Eb	180	0	0	-
E	A	2	0	0	0
E	B	13	2	7	7
E	C	101	14	7	7
E	D	618	11	56	56
E	Ea	492	14	35	35
E	Eb	615	5	123	-
F	B	8	2	4	4
F	C	79	18	4	4
F	D	340	10	34	34
F	Ea	406	15	27	27
F	Eb	507	9	56	-
G	B	3	0	0	0
G	C	24	7	3	3
G	D	154	9	17	17
G	Ea	194	10	19	19
G	Eb	243	10	24	-
H	B	2	1	2	2
H	C	89	10	9	9
H	D	636	15	42	42
H	Ea	459	25	18	18
H	Eb	574	5	115	-
I	C	6	1	6	6
I	D	20	3	7	7
I	Ea	22	3	14	7
I	Eb	28	1	14	-
K	C	6	2	3	3
K	D	102	7	15	15
K	Ea	184	13	14	14
K	Eb	230	14	16	-
M	B	7	4	2	2
M	C	17	4	4	4
M	D	104	4	26	26
M	Ea	124	14	19	9
M	Eb	155	2	19	-
N	B	0	1	0	0
N	C	8	4	2	2
N	D	132	10	13	13

Län	Areakod	Antal sjöar > 1ha	Antal provtagna sjöar	Vikter Okalk >1 ha	Vikter Okalk >4ha
N	Ea	231	20	12	12
N	Eb	289	5	58	-
O	A	2	1	2	2
O	B	19	10	2	2
O	C	78	21	4	4
O	D	511	36	14	14
O	Ea	975	54	18	18
O	Eb	1219	34	36	-
S	A	1	0	0	0
S	B	14	1	14	14
S	C	84	14	6	6
S	D	407	22	19	19
S	Ea	694	26	27	27
S	Eb	868	11	79	-
T	B	13	2	7	7
T	C	54	5	11	11
T	D	267	11	24	24
T	Ea	333	13	26	26
T	Eb	417	8	52	-
U	B	2	1	2	2
U	C	37	7	5	5
U	D	170	9	19	19
U	Ea	138	8	17	17
U	Eb	173	9	19	-
W	A	1	0	0	0
W	B	18	4	5	5
W	C	191	26	7	7
W	D	1145	27	42	42
W	Ea	1599	50	32	32
W	Eb	1999	13	154	-
X	B	16	3	5	5
X	C	162	32	5	5
X	D	785	21	37	37
X	Ea	835	31	27	27
X	Eb	1044	5	209	-
Y	B	12	1	12	12
Y	C	158	24	7	7
Y	D	948	20	47	47
Y	Ea	996	14	71	71
Y	Eb	1245	30	42	-
Z	A	5	1	5	5
Z	B	59	9	7	7
Z	C	413	24	17	17
Z	D	2320	30	77	77
Z	Ea	4293	77	56	56
Z	Eb	5367	32	168	-
AC	A	1	0	0	0
AC	B	47	5	9	9
AC	C	493	30	16	16
AC	D	2701	30	90	90
AC	Ea	5397	52	104	104
AC	Eb	6746	51	132	-
BD	A	7	2	4	4
BD	B	80	7	11	11
BD	C	713	50	14	14
BD	D	5098	57	89	89
BD	Ea	10008	126	79	79
BD	Eb	12510	90	139	-

8.2. Bilaga 2. Underlag för destratifiering av kalkade sjöar

Län	Areakod	N Sjöar i Kalkreg.	N Provtagna >1ha	N Provtagna >4ha	Vikt Kalkade sjöar > 1ha	Vikt Kalkade sjöar >4ha
AB	D	5	0	0	0	0
AB	E	8	1	1	8	3
D	D	10	0	0	0	0
D	E	7	1	1	7	3
E	D	31	1	1	31	31
E	E	60	4	1	15	24
F	A	1	0	0	0	0
F	B	1	0	0	0	0
F	C	41	3	3	14	14
F	D	215	20	20	11	11
F	E	169	7	6	24	11
G	A	1	0	0	0	0
G	B	11	1	1	11	11
G	C	70	4	4	18	18
G	D	244	10	10	24	24
G	E	130	4	2	33	26
H	D	37	1	1	37	37
H	E	34	1	1	34	14
K	C	7	1	1	7	7
K	D	148	7	7	21	21
K	E	271	15	12	18	9
M	B	1	0	0	0	0
M	C	9	1	1	9	9
M	D	35	9	9	4	4
M	E	13	3	2	4	3
N	C	26	1	1	26	26
N	D	144	11	11	13	13
N	E	125	10	10	13	5
O	B	4	0	0	0	0
O	C	74	5	5	15	15
O	D	495	18	18	28	28
O	E	613	33	24	19	10
S	B	10	1	1	10	10
S	C	141	8	8	18	18
S	D	542	21	21	26	26
S	E	439	18	14	24	13
T	B	4	0	0	0	0
T	C	42	2	2	21	21
T	D	212	10	10	21	21
T	E	203	7	6	29	14
U	C	8	1	1	8	8
U	D	62	7	7	9	9
U	E	27	3	2	9	5
W	B	5	0	0	0	0
W	C	64	4	4	16	16
W	D	228	11	11	21	21
W	E	55	3	3	18	7
X	B	2	1	1	2	2
X	C	42	5	5	8	8
X	D	215	13	13	17	17
X	E	125	9	9	14	6
Y	B	3	0	0	0	0
Y	C	55	2	2	28	28
Y	D	268	10	10	27	27
Y	E	90	4	3	23	12
Z	C	13	0	0	0	0
Z	D	14	1	1	14	14
Z	E	3	0	0	0	0
AC	C	48	2	2	24	24
AC	D	157	5	5	31	31
AC	E	69	1	1	69	28

8.3. Bilaga 3. Analysmetoder som använts vid vattenkemiska bestämningar.

Analysvariabel	Metod(referens)	Mätosäkerhet*	Mätområde*
pH	SS 028122-2 mod	2	3–10
Konduktivitet	SS-EN 27888-1	3	0,1–100 mS/m
Kalcium	SS-EN ISO 11885	5	0,001–5,0 mekv/l
Magnesium	SS-EN ISO 11885	5	0,001–1 mekv/l
Natrium	SS-EN ISO 11885	5	0,001–3 mekv/l
Kalium	SS-EN ISO 11885	5	0,0005–0,3 mekv/l
Alkalinitet	SS-EN ISO 9963-2 utg,1 mod	4–8	0–1 mekv/l
Aciditet	Standard Metods 20th ed, 2310 mod,	10–14	0–0,100 mekv/l
Sulfat	SS-EN ISO 10304-1 utg,1 mod	4	0,01–1,7 mekv/l
Klorid	SS-EN ISO 10304-1 utg,1 mod	8	0,004–0,6 mekv/l
Fluorid	SS-EN ISO 10304-1 utg,1 mod	6	0,02–4 mg/l
Ammoniumkväve	SIS 028134-1	10–35	2–100 µg/l
Nitratkväve	SIS 028133-2	8	1–700 µg/l
Totalkväve	SIS 028131-1 mod	10–20	50–4000 µg/l
Fosfatfosfor	SS 028126-2	8–19	1–25 µg/l
Totalfosfor	SS 028127-2	20–35	2–50 µg/l
Absorbans	SS-EN ISO 7887 utg,1 Chalupa, J, 1963, Humic acids in water,	6	0,001–1,0
Kisel		9	0,5–8 mg/l
Totalt org, Kol TOC	SS-EN 1484	3	0,3–50 mg/l
Järn	SS-EN ISO 11885 ICP-AES	5	5–2000 µg/l
Mangan	SS-EN ISO 11885 ICP-AES	6	0,5 –2000 µg/l
Aluminium	SS-EN ISO 11885 ICP-AES	8	5–2000 µg/l

*Mätosäkerhet: Bestämd som CV%

*Mätområde: Analysbart haltområde utan spädning

8.4. Bilaga 4. WHAM modellering av oorganiskt aluminium

WHAM modelling Inorganic Aluminium: Miljömålsuppföljningen 2005

Neil Cory, Inst. Miljöanalys, SLU

May 2006

Updated Sept 2006 (A. Wilander)

Introduction

This report presents the results of modelling of inorganic Aluminium from the Swedish National Survey data 2005. A combination of circum-neutral pH and presence of relatively high concentrations of DOC in the samples meant that modelled concentrations of inorganic Aluminium were generally low (median $<1\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). From a toxicological viewpoint modelled inorganic Aluminium exceeded toxic boundaries in only 2.2% of samples.

Background

A central issue in research of acidic systems is increased levels of potentially toxic inorganic Aluminium (Al). Al toxicity, particularly in fish, has been shown in many studies, e.g. (Brodeur et al. 2001; Poleo et al. 1997). In organic rich waters, organic carbon can act as a ligand, potentially reducing Al toxicity (Laitinen & Valtonen 1995). Therefore in order to assess the environmental impact on a system it is necessary to understand both Aluminium (Al) concentrations and speciation.

In previous National lake and river surveys (1995 and 2000) a subset of the more acidic objects was selected and Al fractionation based on a cation exchange method (Driscoll 1984) undertaken. However the cost and questions of analytical uncertainty meant that the analysis was not undertaken on all samples.

An alternative to laboratory analysis of Al fractionation is speciation using modelling software such as the Windermere Humic Acid Model (WHAM) (Tipping 1994). WHAM is a mechanistic, equilibrium model designed to model the binding of cations, including Al, to organic matter. Computer modelled Al speciation also estimates a full speciation based on the total stream chemistry rather than just fractionation into organic and inorganic components. This allows one to study links between Al species and both landscape origin and potential toxicological impacts.

Recent research, funded by the Swedish Environmental Protection Agency, used previous National Survey data (1995 and 2000) to calibrate WHAM thereby facilitating the calculation of specific Al species from basic stream water chemistry (Cory & Andrén 2004; Cory & Andrén 2004b; Cory et al. in press). Presented here are the results of the application of this model to a selection of lake samples from the National Survey of 2005.

Method

WHAM is a mechanistic chemical equilibrium model that encompasses specific and non-specific binding by humic substances (Tipping 1994). In this application WHAM is used to model Al speciation. The model assumes that humic substances consist of humic acids and fulvic acids (FA). As FA are more mobile they are assumed to make up the majority of dissolved organic matter (Tipping 2002). WHAM regards FA as hypothetical spherical molecules carrying proton dissociating groups capable of binding metals by specific binding. These binding sites include strong and weak acids with different median pKa values. The non-specific binding occurs through accumulation in the diffuse double layer around the charged surface of the FA. The WHAM model was calibrated against the National Survey data from both 1995 and 2000 (Cory & Andrén 2004; Cory & Andrén 2004b; Cory et al. in press) where modelling successfully placed samples in the correct toxicological class in 89-95% of cases. For a more detailed description of the calibration process used see Cory et al. (in press).

Prior to modelling the input variables from the 2005 survey were compared with those used in the calibration (National survey data from 1995 and 2000). Final results are given as both a modelled concentration and a toxicological class based upon Swedish Environmental Protection Agency guidelines (SEPA 2002).

Results

The comparison of input data showed no significant differences (t-test, $p=0.05$) between the input data from 2005 compared to the calibration data from 1995 and 2000. Graphical results are given in Appendix 1.

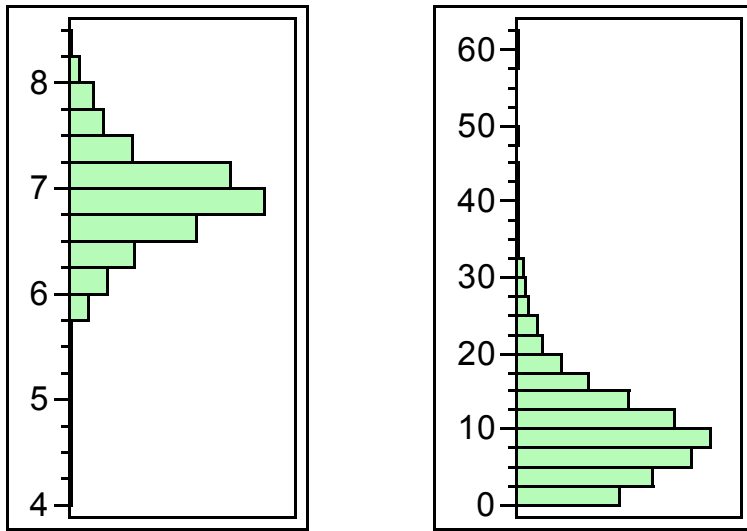


Figure 1. Histograms for the entire national MMU sampling. To the left pH-value and to the right TOC (mg/l).

The distribution of the stratified sampled lakes has a relatively high median pH-value of 6,9 and a TOC of 9,1 mg/l. The selection of samples for Al-determinations and subsequent WHAM calculations intended to cover the more acid lakes, which are known to have high concentrations of Al_i. The conditions in these lakes are presented in figure 2.

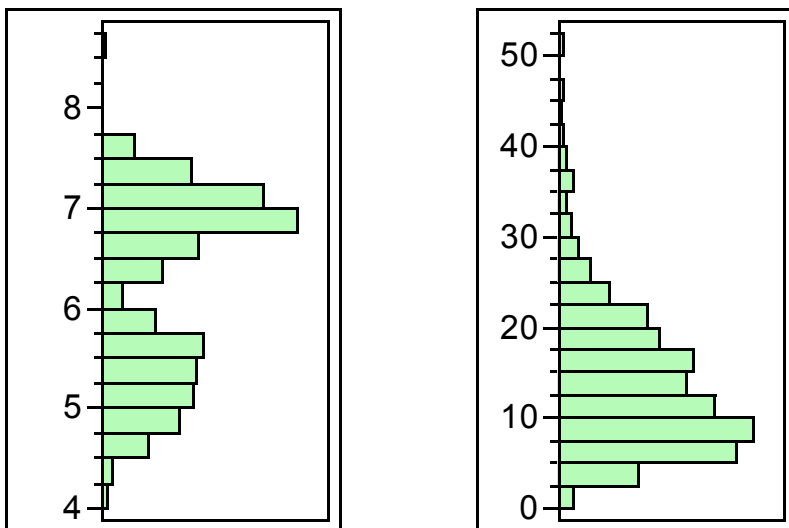


Figure 2. Histograms for the WHAM calculated MMU samples (n= 502). To the left pH-value and to the right TOC (mg/l).

pH-values for the WHAM lakes have a bimodal distribution since they partially were randomly selected and partially selected to include the most acid lakes. Thus 25 % had a pH-value less than 5,4 while the entire sampled lakes had a corresponding value of 6,6.

The results of the modelled Ali showed the majority of samples to have low concentrations of Ali (Figure 3) together with measured total Al concentrations. The mean value was 11 $\mu\text{g/l}$ and about 60 % of the modelled lakes had no estimated Ali.

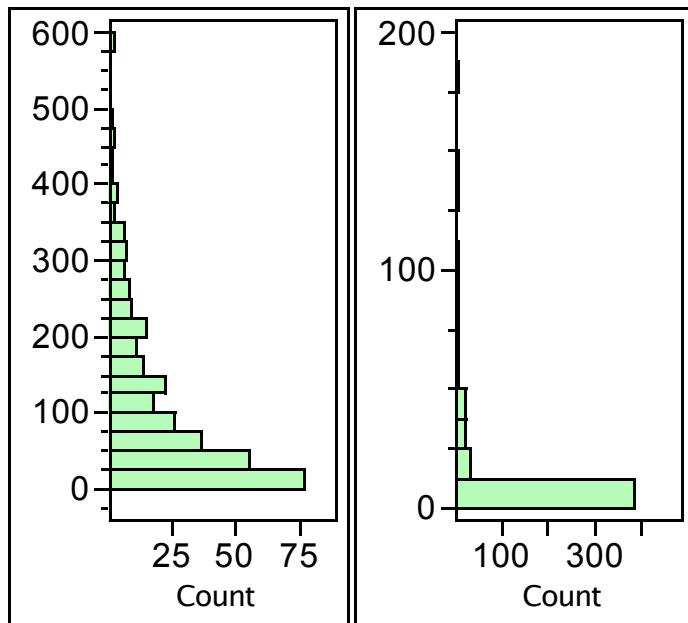


Figure 3. Histograms of measured total Al and modelled Ali.

The median concentration of total Al was 70 $\mu\text{g/l}$ and as large percentage as 57 % of the modelled lakes had an Ali concentration less than 0.

Discussion

The generally high pH of the samples modelled here (median pH 6,5), means that cationic Al is unlikely to be present due to the hydrolysis of Al in this pH range, with the neutral species $\text{Al}(\text{OH})_3$ being dominant (see Figure 4). This in combination with relatively high concentrations of DOC, which acts as a ligand binding cationic Al into organically bound forms, means that only very low concentrations of Ali were predicted.

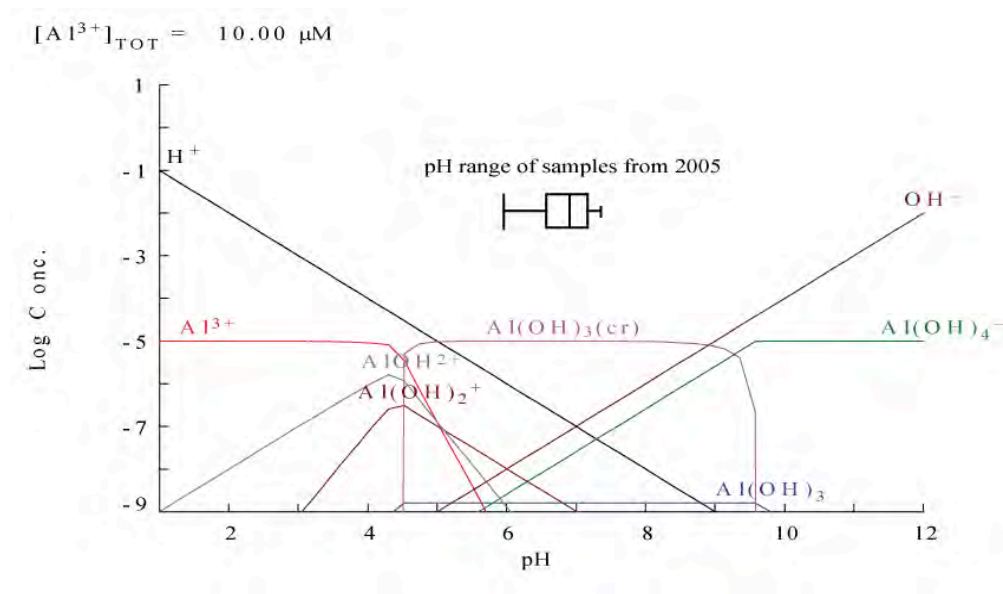


Figure 4. Theoretical hydrolysis of Al over the pH range 0-12. Created with MEDUSA v.18 (<http://www.kemi.kth.se/medusa>). Insert shows box plot of the pH from the 2005 samples, box shows median, 25th and 75th percentiles and whiskers the 10th and 90th percentiles.

Potential toxicity

The toxicity of inorganic, cationic Al (Ali) is classified follows in accordance with a proposal for revised Bedömningsgrunder:

Klass	Ali $\mu\text{g/l}$	
1	Låga halter	<20
2	Måttliga halter	20-50
3	Höga halter	50-100
4	Mycket höga halter	100-150
5	Extremt höga halter	>150

From a toxicological viewpoint, less than 5 % of the modelled samples exceeded $50\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (höga halter eller mer) while 83 % of examined lakes were below $20\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (låga halter). The distribution in classes for the 502 samples calculated is shown in figure 5.

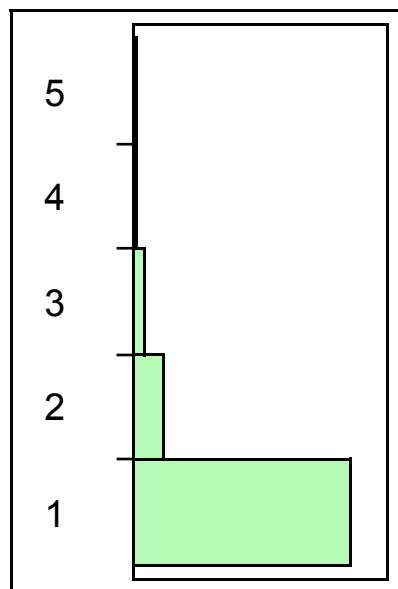


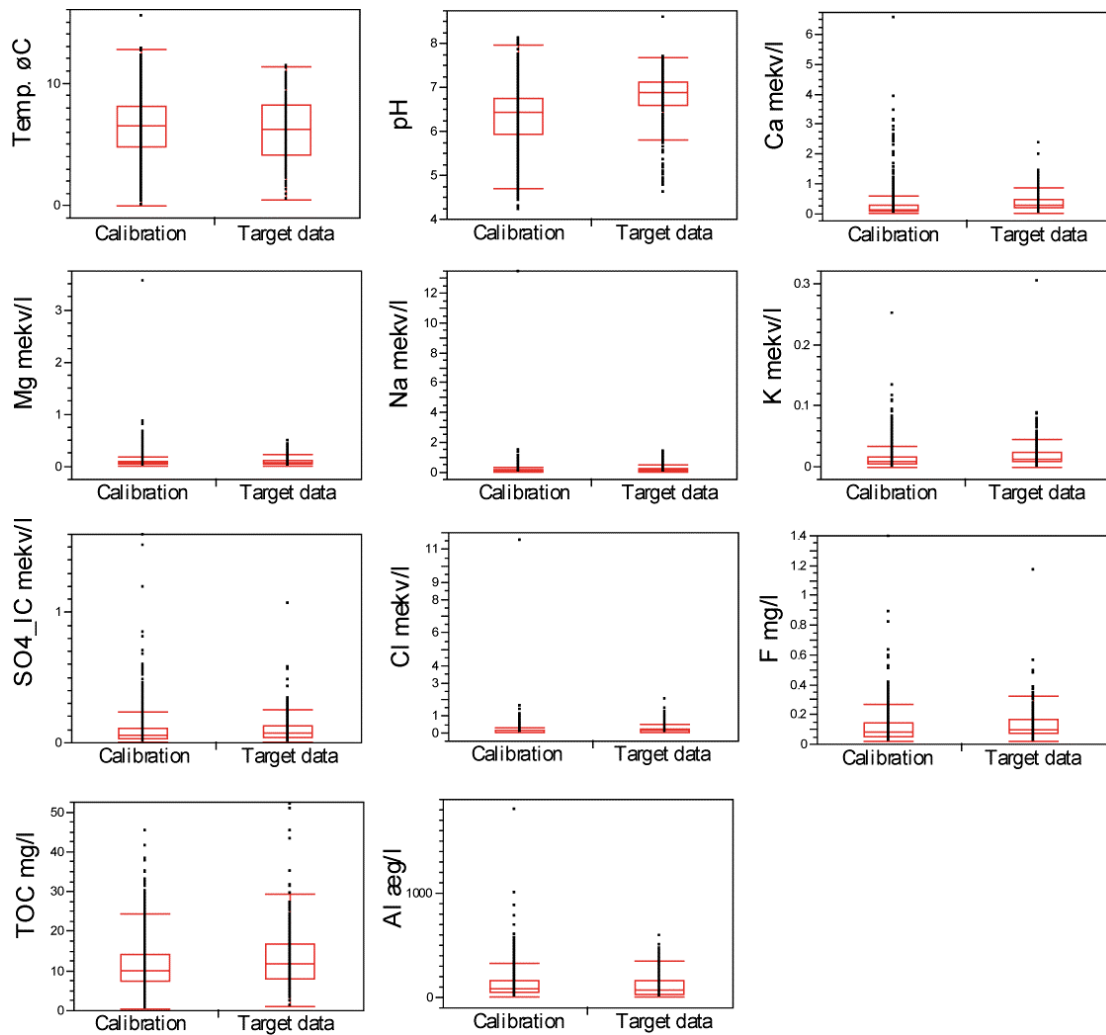
Figure 5. Class distribution of toxicity of Ali for the 502 samples calculated using WHAM.

A total of 28 lakes were found to be in class 3 or higher. That corresponds to about 5 % of the lakes examined, which is a biased subset of the total lakes sampled within MMU.

References

- Brodeur JC, Okland F, Finstad B, Dixon DG & McKinley RS (2001) Effects of subchronic exposure to aluminium in acidic water on bioenergetics of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Ecotox. Environ. Safe.* 49: 226-234
- Cory N & Andrén C (2004) Modelling of aluminium speciation as a complement to laboratory-based analysis. Institute of Environmental Assessment, Uppsala.
- Cory N & Andrén C (2004b) Modelling of aluminium speciation as a complement to laboratory-based analysis. II. Rivers. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Cory N, Andren C & Bishop K (in press) Modelling inorganic Aluminium with WHAM in environmental monitoring. *Applied Geochemistry*:
- Driscoll CT (1984) A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic water. *International Journal of Environment Analytical Chemistry* 16: 267-284
- Laitinen M & Valtonen T (1995) Cardiovascular, Ventilatory and Hematological Responses of Brown Trout (*Salmo-Trutta L*), to the Combined Effects of Acidity and Aluminum in Humic Water at Winter Temperatures. *Aquat. Toxicol.* 31: 99-112
- Poleo ABS, Ostbye K, Oxnevad SA, Andersen RA, Heibo E & Vollestad LA (1997) Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. *Environ. Pollut.* 96: 129-139
- SEPA (2002) Kalkning av sjöar och vattendrag (in swedish, English transl. "Liming of lakes and rivers"). Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Tipping E (1994) WHAM - A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Computers & Geosciences* 20: 973-1023
- Tipping E (2002) Cation binding by humic substances. Cambridge University Press,

Appendix 1 – Comparison of input data. 1995 and 2000 National Surveys make up the calibration data and 2005 data is the target data for the modelling.



8.5. Bilaga 5. Koncentration, referensvärde och avvikelse från referensvärde för total-P fördelat på sjölimnisk region och Vattendistrikt enligt Naturvårdsverket 2006.

Sjölimnisk region		Percentil					Antal
Total-P	10	25	50	75	90		
Koncentration $\mu\text{g/l}$							
Total	5	8	12	19	30	1712	
1	3	4	5	9	14	149	
2	5	7	10	13	18	744	
3	8	10	15	21	36	217	
4	10	13	19	29	42	285	
5	11	14	32	67,2	109	31	
6	7	9	13	20	30	220	
7	8,1	12	18	26	35	66	
Referensvärde $\mu\text{g/l}$							
Total	6	8	11	14	17	607	
1	4	5	6	8	10	92	
2	6	7,5	10	12	14	228	
3	8	11	14	17	19	72	
4	10	12	14	18	20	106	
5	9,4	11	13	18	18	17	
6	9	11	13	15	17	69	
7	8	8,2	12	13	16	23	
Avvikelse							
Total	0,6	0,8	1	1,4	2,4	607	
1	0,6	0,7	0,8	1,4	1,8	92	
2	0,5	0,7	0,9	1,2	1,7	228	
3	0,7	0,9	1,1	1,8	2,5	72	
4	0,8	0,9	1,2	1,8	3	106	
5	0,8	1,4	2,7	5,9	11,5	17	
6	0,6	0,7	0,9	1,3	2,4	69	
7	1	1,1	1,3	2	2,4	23	

Vattendistrikt		Percentil					Antal
Total-P	10	25	50	75	90		
Koncentration $\mu\text{g/l}$							
Bottenhavet	6	8	10	14	20	517	
Bottenviken	4	5	8	14	22	473	
Norra Östersjön	9	12	19	31	46	148	
Södra Östersjön	9	12	18	27	41	250	
Västerhavet	8	10	13	20	31	324	
Referensvärde $\mu\text{g/l}$							
Bottenhavet	7	8	10	14	18	52	
Bottenviken	5	7	9	12	15	315	
Norra Östersjön	10	12	14	18	20	62	
Södra Östersjön	8,9	11	14	16	19	84	
Västerhavet	9	11	13	14	16	94	
Avvikelse							
Bottenhavet	0,6	0,7	0,8	1,4	1,8	52	
Bottenviken	0,5	0,7	0,9	1,2	1,7	315	
Norra Östersjön	0,7	0,9	1,1	1,8	2,5	62	
Södra Östersjön	0,8	0,9	1,2	1,8	3	84	
Västerhavet	0,8	1,4	2,7	5,9	11,5	94	

8.6. Bilaga 6. Typspecifika koncentrationer av total-P ($\mu\text{g/l}$), beräknade referensvärden och avvikelse.

Data för sjöar som passerat ”filtret” (< 10 åkermark eller < 0,1 % tätort).

Limnisk typ	Antal	Median (Total-P)	Median (Referens)	Median (Avvikelse)	Percentil 25 (Total-P)	Percentil 25 (Referens)	Percentil 25 (Avvikelse)
1DShk	2	6	3,0	1,8	2	2,5	0,8
1Shk	2	4	5,0	0,6	3	5,0	0,6
1sHk	4	20,5	14,2	1,8	13	9,2	1,0
1shK	1	3	4,7	0,6	3	4,7	0,6
1shk	127	6	5,8	0,9	4	4,6	0,7
2DShk	5	6	7,1	0,9	4	4,2	0,8
2DsHk	18	11,5	10,8	1,0	8,75	10,5	0,8
2DshK	1	9			9		
2Dshk	17	8	8,1	0,9	6,5	7,5	0,8
2SHk	3	11			9		
2Shk	8	6	6,2	0,9	5	5,3	0,8
2dsHk	7	18	16,0	1,0	15	13,6	0,8
2sHk	327	12	13,1	0,8	10	11,4	0,6
2shK	11	10	10,4	0,8	7	8,3	0,7
2shk	279	7	8,2	0,9	5	6,7	0,6
3DShk	1	7	7,1	1,0	7	7,1	1,0
3DsHk	17	11	12,1	1,0	9,5	11,0	0,7
3Dshk	10	11,5	9,1	1,1	6,75	7,3	0,8
3Hk	3	15			8		
3SHk	1	19	13,6	1,4	19	13,6	1,4
3Shk	1	6			6		
3dsHk	6	14	18,4	0,7	9,75	14,2	0,6
3sHk	105	16	16,8	1,3	12	14,9	0,9
3shk	17	10	11,7	2,2	8,5	10,4	2,0
4DShk	1	22			22		
4DsHk	20	13,5	13,9	1,0	11,25	12,8	0,8
4Dshk	6	12	11,8	1,1	9,25	9,9	0,7
4dsHk	22	20	19,1	1,1	15,75	17,9	0,9
4dshk	1	11	12,1	0,9	11	12,1	0,9
4sHk	81	17	19,5	1,3	13,5	18,6	0,8
4shK	2	9,5			7		
4shk	23	13	13,3	1,0	9	13,1	1,0
5DsHk	1	13	13,1	1,0	13	13,1	1,0
5Dshk	2	9,5	9,3	1,1	9	7,1	0,8
5dsHk	1	32	17,9	1,8	32	17,9	1,8
5sHk	5	25			19,5		
5shk	2	12	18,0	0,7	12	18,0	0,7
6DsHk	20	13	14,4	0,9	8,25	13,0	0,6
6DshK	1	10			10		
6Dshk	17	8	10,7	0,8	6,5	8,9	0,7
6dsHK	1	15	15,1	1,0	15	15,1	1,0
6dsHk	7	17	17,2	0,9	11	16,1	0,7
6dshk	2	18	12,9	1,6	15	12,9	1,6
6sHk	61	17			12,5		
6shk	19	8			7		
7DsHk	4	21,5	13,1	1,6	12,25	11,8	1,0
7Dshk	4	12,5	9,8	1,1	7,75	7,6	0,9
7Shk	1	8			8		
7dsHk	2	18,5	16,7	1,1	16	14,5	1,1
7dshk	2	13	9,2	1,4	8	7,6	1,1
7sHk	18	19			14,5		
7shk	7	10			8		

