
Vattenkemiska förändringar i ett 40-tal sjöar i Dalarna mellan 1934, 1974 och 1996.



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Miljövårdsenheten
Rapport 2001:4



För innehåll och framförda åsikter svarar författaren.

Kartor publicerade med tillstånd av Lantmäteriverket, 96.0352.

Tryckning – Länsstyrelsens tryckeri, Falun, augusti 2001.

ISSN 1101-3044 Länsstyrelsen Dalarna, Miljövårdsenheten

Omslagsbilden visar sjön Jätturn i Smedjebackens kommun. Foto: Lennart Bratt.

POSTADRESS
791 84 FALUN

GATUADRESS
ÅSGATAN 38

TELEFON
023-810 00

TELEFAX
023-813 86

POSTGIRO
6 88 19-2



Vattenkemiska förändringar i ett 40-tal sjöar i Dalarna mellan 1934, 1974 och 1996.

**Water chemical changes between 1934, 1974 and 1996
in 42 lakes in Dalarna.**

Stefan Löfgren¹

¹ Institutionen för miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala, Stefan.Lofgren@ma.slu.se

Förord

Miljöövervakning och miljöanalys syftar till att beskriva, utvärdera och informera om miljötillståndet, hur det ändrar sig över tiden samt vilka orsaker och samband som ligger bakom förändringarna. Som ett led i detta arbete har Länsstyrelsen i Dalarna tagit initiativ till tre olika utvärderingar som utförs vid Inst. f. miljöanalys, SLU. Utvärderingarna behandlar de långtidsmässiga vattenkemiska förändringarna i Dalarnas ytvatten, orsaken till surstötter i små vattendrag i Älvdalens kommun och effekten av våtmarkskalkningar vid Skidbågsbäcken, Älvdalens kommun. Resultat och slutsatser redovisas i olika rapporter där denna utgör den första.

Rapporterna utgör en del av den redovisning som Länsstyrelsen i Dalarnas län utför inom ramen för den regionala miljöövervakningen, vilken finansieras via bidrag från Naturvårdsverket.

Uppsala 30 augusti 2001

Stefan Löfgren

Innehållsförteckning

Förord	i
Innehållsförteckning	ii
Sammanfattning	1
Summary	2
1. Bakgrund och syfte	3
2. Karaktärisering av sjöarna	3
3. Provtagning och analysmetodik	5
4. Svagheter i äldre analysmetoder	5
5. Klimatets betydelse för vattnets kemiska sammansättning	9
6. Vattenkemiska förändringar mellan 1934, 1974 och 1996	11
7. Nedfall av försurande ämnen	13
8. Slutsatser	21
Referenser	21

Sammanfattning

Länsstyrelsen i Dalarna utförde i juli 1996 en vattenkemisk inventering av ytvattnen i ett 40-tal sjöar i länet. Sjöarna hade även undersökts somrarna 1934 och 1974 av Lohammar respektive Andersson. Syftet med länsstyrelsens inventeringen var att studera om det skett några långsiktiga vattenkemiska förändringar i sjöarna mellan 1934, 1974 och 1996. Studierna inriktades främst mot hur de förurningsrelaterade variablerna förändrats över tiden, men även fosfor berörs. Slutsatser av utvärderingen är följande:

- Skillnaden i analysmetodik för främst baskatjoner och sulfat påverkar haltnivåerna påtagligt i de tre undersökningarna. Kunskap om analysfelens storlek gör dock att resultaten ändå kan användas för att skatta den mellanårliga variationen med rimlig precision. Sulfatbestämningarna 1974 utgör ett undantag.
- Vädret i form av nederbörds mängd och avrinning är sannolikt den viktigaste faktorn för att förklara många av de vattenkemiska skillnader som påvisats. Vädrets betydelse överskuggar de analysfel som finns i materialet.
- Konduktivitet, baskatjoner, sulfat, klorid, buffertkapacitet (ANC) och alkalinitet i sjöpopulationen följer i stort samma mellanårliga mönster som kan förväntas utifrån variationen i klimatet dvs. att högre halter (parad t-test, $p < 0,05$) registrerades under de mer torrare åren 1974 och 1996 jämfört med 1934, som var avsevärt mer nederbördsrikt.
- Baskatjon-, sulfat- och ANC-halterna kan ha varit påverkade av det stora nedfallet av svavel vid 1974 års undersökning, men tyvärr kan inte detta verifieras pga. att sulfat inte bestämdes med tillräckligt hög precision. Däremot förefaller inte alkaliniteten ha påverkats nämnvärt av det sura regnet i mitten av 70-talet eftersom den då låg på samma nivå som 1996. Trots det höga nedfallet av sur nederbörd var pH ca 0,2 enheter högre i sjöarna 1974 jämfört med 1934 och 1996. Orsaken var ett lägre koldioxidtryck i vattenmassan 1974.
- Det går inte att påvisa att de fem skogssjöarna i denna studie genomgått någon sentida förurning. Istället måste man konstatera att skogssjöarna hade bättre motståndskraft mot surt nedfall 1996 än vad de hade 1934. ANC hade ökat med ca 0,04 mekv/l. pH sjönk med ca 0,2 enheter mellan 1974 och 1996 medan alkaliniteten var oförändrad. Orsaken var ett högre koldioxidtryck i vattenmassan 1996. Koldioxid bidrog detta år med en pH-sänkning med i medeltal ca 0,4 enheter i både skogssjöarna och i sjöpopulationen i stort.
- För klorid kan ytterligare ett par faktorer utöver klimatet förklara varför halterna stigit över tiden. Den ena faktorn är ökad användning av vägsalt och den andra faktorn är ökade utsläpp av klorid via reningsverk och hushållsavlopp. Natrium uppvisar bara delvis ett likartat mönster som klorid. Skillnaden kan förklaras av att natrium, till skillnad från klorid, förekommer tämligen rikligt i vissa mineral och frigörs vid vittring samt att vägsaltning orsakar ett jonbyte i marken med kalcium.
- Mellan 1934 och 1996 har det skett en ökning av fosforhalterna med i medeltal 70% i hela sjöpopulationen. I 21 sjöar var ökningen större än 5 µg P/l och i 13 av sjöarna var ökningen mer än 10 µg P/l. Samtliga dessa sjöar förutom en ingår i de sjötyper som är mest påverkade av mänskliga aktiviteter. Särskilt Dalälvsjöarna utmärker sig genom att fosforhalten ökat med mer än 10 µg P/l i 7 av 8 sjöar. En av de "opåverkade" åsgrossjöarna uppvisade en fosforökning med 8 µg P/l. Även siktdjupet har påtagligt minskat (ca 0,6 m), vilket visar att sjöarna eutrofierats. Den främsta orsaken är sannolikt ökad tillförsel av fosfor från jordbruksmark och hushållsavlopp.

Summary

In July 1996, the County Administration Board of Dalarna performed a water chemical survey in 42 lakes within the county. During the summers 1934 and 1974, Lohammar and Andersson investigated the same lakes, respectively. The aim with the 1996 survey was to study whether any long-term water chemical changes had occurred in the lakes between 1934, 1974 and 1996. Focus was put on variables related to surface water acidification, but phosphorus was also included. The conclusions from the investigation are:

- Differences in the analytical methods between the three surveys substantially affect the concentration levels of base cations and sulphate. However, quantitative knowledge of the analytical errors makes it possible to estimate the interannual variations with acceptable precision. The sulphate determination in 1974 is an exception.
- The climate, in terms of precipitation and water run-off, is probably the most important single factor explaining many of the demonstrated water chemical differences. The climate variations overshadow the analytical errors in the dataset.
- Conductivity, base cations, sulphate, chloride, buffer capacity (ANC) and alkalinity in the entire lake population exhibit the same interannual pattern as can be expected from the climate variations, i.e. higher concentrations (paired t-test, $p < 0.05$) during the dry year of 1974 and 1996 compared to 1934, which received much more precipitation.
- In 1974, the base cation, sulphate and ANC concentrations probably were affected by the large deposition of acid sulphur. Unfortunately, this could not be verified due to the low precision of the sulphate analysis during that survey. The high acid deposition in the middle of the 1970th affected alkalinity very little, however, since it was at the same level as in 1996. Despite the high load of acid deposition, pH was 0.2 units higher in 1974 compared with 1934 and 1996. A lower carbon dioxide pressure in the lake water during the 1974 survey probably explains this pH difference.
- It is not possible to prove any modern acidification of the five lakes with forested catchments. Instead, the buffer capacity (ANC) was approximately 0.04 mEq/l higher in 1996 compared with 1934. Despite a high ANC, pH decreased with 0.2 units between 1974 and 1996. This is explained by a higher carbon dioxide pressure in the lake water indicated by an identical alkalinity during the two surveys. The carbon dioxide pressure contributed on average with a pH decrease of 0.4 units in the forest lakes as well as in the 42 lakes.
- Besides climate, the enhanced chloride concentrations by time can be explained by increased use of deicing roadsalt or discharge of chloride from sewage. Sodium is only partly exhibiting the same pattern as chloride. The difference can be explained by weathering of sodium rich minerals or induced ion exchange between sodium and calcium due to use of deicing salt. None of these processes are of any importance for chloride.
- As an average for the entire lake population, the phosphorus concentrations have increased by 70% between 1934 and 1996. The increase was $>5 \mu\text{g P/l}$ in 21 lakes and $>10 \mu\text{g P/l}$ in 13 lakes. All these lakes except one belonged to the lake types that was classified as perturbed by human activities. The lakes along the river Dalälven were exceptional, since the phosphorus concentration increased with $>10 \mu\text{g P/l}$ in 7 out of 8 lakes. One of the seepage lakes, classified as non-perturbed, exhibited an increased phosphorus concentration of $8 \mu\text{g P/l}$. A decreased Secchi depth also indicated this eutrofication with 0.6 m as an average for the 42 lakes. Increased nutrient loads from agriculture and sewage is the most probable explanation for the increased phosphorus level.

1. Bakgrund och syfte

Miljöövervakning och miljöanalys syftar till att beskriva, utvärdera och informera om miljötillståndet, hur det ändrar sig över tiden samt vilka orsaker och samband som ligger bakom förändringarna. Som ett led i detta arbete tog Länsstyrelsen i Dalarna initiativ till en inventering som utfördes i ett 40-tal sjöar i juli 1996. Dessa sjöar hade 1934 och 1974 undersökts och redovisats i två doktorsavhandlingar presenterade av Lohammar (1938) och Andersson (1980). Syftet med länsstyrelsens inventering var att utvärdera om det skett några långsiktiga vattenkemiska förändringar i dessa sjöar mellan 1934, 1974 och 1996. Studien finansierades via länsstyrelsens budget för regional miljöövervakning, som ställts till förfogande av Naturvårdsverket.

Inventeringarna har delvis haft olika syften. Lohammar (1938) analyserade i första hand det vattenkemiska tillståndet för att tolka och beskriva den högre vegetationens förekomst och utbredning. Vid sidan om ett stort antal sjöar i Dalarna studerade han även sjöar i Uppland, Västerbotten och Norrbotten. Andersson (1980) använde sig av ett urval av Lohammars sjöar för att primärt utreda hur det sura nedfallet påverkat sjöarnas surhetsstatus. Han studerade bl.a. hur pH, alkalinitet, baskatjoner och sulfat förändrats mellan de båda inventeringarna. Dessutom jämförde han sjöarnas näringsstatus och vattenfärg. Länsstyrelsens inventering har utförts i samma sjöar i Dalarna som Andersson studerade och inriktningen är densamma dvs. i första hand en studie av hur de försumningsrelaterade variablerna förändrats över tiden.

Analysmetoderna har påtagligt utvecklats de senaste 60 åren, vilket medför att det för vissa variabler föreligger betydande analystekniska skillnader mellan de tre inventeringarna. Detta påverkar givetvis resultaten både med avseende på känslighet och precision. Tar man inte hänsyn till dessa metodmässiga skillnader föreligger en stor risk för att man drar felaktiga slutsatser om de tidsmässiga förändringarna. Inledningsvis redogörs därför för skillnader i analysmetoderna och deras inbördes jämförbarhet. Osäkerheten vid skattningarna av det vattenkemiska tillståndets förändring över tiden kommenteras även i resultatdelen.

2. Karaktärisering av sjöarna

Andersson (1980) indelade de undersökta sjöarna i 7 olika undergrupper beroende på dels sjöarnas jonstyrka (ledningsförmåga) och dels graden av mänsklig påverkan. De elektrolytfattiga sjöarna (låg ledningsförmåga, $Kond < 10 \text{ mS/m}$) utgörs av de tre grupperna Skogssjöar, Långshyttan-Svedjeån och By, genomrinningssjöar (Tab. 1). Övriga sjöar är att betrakta som elektrolytrika. De opåverkade Åsgropssjöarna avviker från övriga jonstarka sjöar genom att ha tämligen låga kalcium- (Ca), magnesium- (Mg) och sulfathalter (SO_4) men höga kaliumhalter (K). De mest kultur- och jordbrukspåverkade sjöarna utgörs av Dalälvsjöarna, påverkade Åsgropssjöar och i viss mån By, genomringssjöar (Tab. 1). Tabell 2 visar vilka 42 sjöar som ingått i studien, vilken sjötyp de tillhör samt deras geografiska läge.

Huvuddelen av sjöarna (37 st) ligger tämligen nära Dalälven och nedströms Borlänge, dvs. i länets sydöstra del (Figur 1). Berggrunden är basfattig och domineras av urgranit med inslag av leptit och hälleflinta. Visst inslag av grönsten och kalk tillför dock marken mer baser än vad som kan förväntas av den dominerande berggrundens sammansättning. Sedimentära jordar förekommer rikligt i ett 5-10 km brett bälte längs Dalälven, medan morän med betydande inslag av kalt berg förekommer på längre avstånd från älven. Övriga fem sjöar ligger norr om Rättvik, i siluområdet med stort inslag av kalksten och lättvittrade lermineral. Sand och isälvsmaterial förekommer rikligt (ca 20% av arealen). Av de undersökta 42 sjöarna ligger endast två över högsta kustlinjen (Bysjön och Sänksjön norr om Rättvik).



Figur 1. De undersökta sjöarnas lokalisering i Dalarnas län.

Tabell 1. Klassificering av sjötyper enligt Andersson (1980).

Sjötyp	Jonstyrka	Belägenhet och karaktäristika
Boda-Rättvik	Hög	Kambrosiluområdet norr om Rättvik. Kalksjöar med låg fosforhalt och relativt stort siktdjup. 5 sjöar
By genomrinningsjöar	Låg	Genomrinningsjöar med viss jordbrukspåverkan norr om By och Avesta. 6 sjöar
Dalälvsjöar	Hög	Kraftigt jordbrukspåverkade, välbuffrade sjöar i mälåområdet mellan Borlänge och Hedemora. 8 sjöar
Långshyttan-Svedjeån	Låg	Genomrinningsjöar med låg vattenfärg och relativt stort siktdjup norr om Långshyttan och Avesta. 7 sjöar
Skogssjöar	Låg	Relativt humusrika skogssjöar norr och öster om Avesta. 5 sjöar
Åsgropssjöar	Hög	Små relativt opåverkade åsgropssjöar med hög kaliumhalt mellan Borlänge och Avesta. 3 sjöar
Åsgropssjöar "påverkade"	Hög	Små åsgropssjöar med kraftig kultur- och jordbrukspåverkan mellan Borlänge och Avesta. 8 sjöar

3. Provtagning och analysmetodik

Vid de tre undersökningarna utfördes provtagningarna i huvudsak från båt och i den fria vattenmassan, i områden utan högre vegetation. Vattenproverna togs ett par decimeter under vattenytan. Siktdjup och vattentemperatur mättes i fält medan vattenproverna förvarades i flaskor av olika material innan de fördes till laboratoriet för analys. Av Tabell 3 framgår vilken flasktyp som använts och hur analyserna utförts i de olika undersökningarna.

4. Svagheter i äldre analysmetoder

Analystekniken har givetvis utvecklats otroligt mycket sedan Lohammar utförde sina undersökningar på 30-talet. På den tiden krävdes normalt stora provvolymmer som koncentrerades genom indunstning innan själva analysen utfördes. Provbehandling och analys var ett gediget hantverk med krav på hög precision vid invägningar, volymbestämningar etc.

Dagens teknik är i hög grad automatiserad och baserad på små provvolymmer. Proverna behöver endast i begränsad utsträckning förbehandlas, vilket minskar riskerna för förluster och kontaminering. Det är därför rimligt att anta att många av dagens analysmetoder ger resultat med högre precision och känslighet än på 30-talet. De gamla våtkemisternas hantverksskicklighet skall dock inte underskattas och för vissa ämnen är deras resultat sannolikt fullt jämförbara med de moderna analysmetodernas. I det följande diskuteras hur resultaten från de tre undersökningarna kan förväntas påverkas av de olika analysmetoderna.

Lohammar utförde sina siktdjupsmätningar med en rektangulär skiva som är mindre än dagens cirkulära skiva och de utfördes utan vattenkikare (Tabell 3). Det är därför troligt att Lohammar underskattat siktdjupet något jämfört med dagens metodik. Vattentemperaturen och konduktiviteten mättes sannolikt med jämförbara metoder vid de tre undersökningarna.

Lohammar mätte pH både potentiometriskt och kolorimetriskt. Han använde dock en kinhydronelektrod som inte med någon exakthet klarar av att mäta $\text{pH} > 8$ (Tabell 3). Det senare utgör sannolikt ett litet problem eftersom endast 3, 7 respektive 3 av sjöarna hade ett $\text{pH} > 8$ under 1934, 1974 och 1996 års undersökningar. Endast sjöar i Boda-Rättvik, Dalälvsjöar och påverkade åsgropssjöar uppvisade $\text{pH} > 8$. Metodiken för att bestämma pH kan därför anses vara tämligen likvärdig mellan de tre undersökningarna. Varken Lohammar eller Andersson har mätt pH då provvattnet jämviktats med koldioxidhalten i atmosfären. Detta innebär att pH påverkas av partialtrycket koldioxid. Vid 1996 års undersökning sänktes pH med i medeltal 0,3-0,6 enheter i de olika sjötyperna p.g.a. övertryck av koldioxid i vattnet (Tabell 4). Koldioxideffekt är större än det teoretiska analysfelet vid pH-bestämningarna (ca 0,1 enhet), vilket innebär att skillnader i pH mellan undersökningarna dels kan vara en effekt av ändrad bufferkapacitet alternativt en skillnad i ändrat koldioxidtryck.

Baskatjonerna (BC), kalcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K) och natrium (Na) analyserade Lohammar med kvartsspektrograf (Tabell 3). Emissionsbanden registrerades på svarvit film och svärtningen mättes med fotometer. Innan proven analyserades med avseende på Mg, K och Na koncentrerades proverna 80-200 ggr genom indunstning. För Ca betämningarna behövdes ingen koncentrerings. Enligt Lohammar var medelfelet $\pm 10\%$ för Ca, K och Na medan det var $\pm 20\%$ för Mg. Vid de båda senare undersökningarna analyserades BC med Atom Absorptions Spektrometri (AAS) på okoncentrerade prover. För att undvika interferens tillsattes LaCl_3 och CsCl till proverna innan analys av Ca och Mg respektive Na och K. Proverna filtrerades (pappersfilter) och filtratet analyserades i Anderssons studie. Lohammars resultat kan förväntas ha lägre precision än de båda senare och Anderssons studie borde ge något lägre värden än den som utfördes 1996 p.g.a. att proverna filtrerades.

Tabell 2. Sjöar som ingått i studien samt deras respektive sjötyp och geografiska läge.

Sjönamn	Sjötyp	X-koordinat	Y-koordinat
Bysjön	Boda-Rättvik	677101	146686
Ensen	Boda-Rättvik	675871	146725
Gårdsjön	Boda-Rättvik	675583	146710
Sinksjön	Boda-Rättvik	676898	146766
Tuvtjärn	Boda-Rättvik	675990	146820
Buskasjön	By, genomrinningssjöar	667984	153569
St Halsjön	By, genomrinningssjöar	667817	152867
Hedesjön	By, genomrinningssjöar	667928	153581
Hyttjön	By, genomrinningssjöar	669422	153246
Nässen	By, genomrinningssjöar	667610	153946
Nävden	By, genomrinningssjöar	667416	152024
Fatburen	Dalälvsjöar	669350	151370
Hyen	Dalälvsjöar	669926	150327
Nedre Milsbosjön	Dalälvsjöar	670202	149006
Norshyttedammen	Dalälvsjöar	669373	150659
Svinösjön	Dalälvsjöar	669638	151367
Viggen	Dalälvsjöar	669223	150684
Östra Holmsjön	Dalälvsjöar	670285	148586
Övre Milsbosjön	Dalälvsjöar	670324	149085
Björnsjön	Långshyttan-Svedjeån	667873	152173
Bysjön	Långshyttan-Svedjeån	670303	151814
Rällingen	Långshyttan-Svedjeån	670489	151307
Dammsjön	Långshyttan-Svedjeån	667903	152418
Kärven	Långshyttan-Svedjeån	667875	152344
Lången	Långshyttan-Svedjeån	670436	151367
Tyllingen	Långshyttan-Svedjeån	670412	151283
Dormen	Skogssjöar	669365	152155
Simonsbosjön	Skogssjöar	669641	152756
Vatebosjön	Skogssjöar	668332	153847
Ångermansbosjön	Skogssjöar	666758	153588
Tjärnsjön	Skogssjöar	666925	153510
Långsjön	Åsgropssjöar	669953	148392
Matsbosjön	Åsgropssjöar	668694	150841
Tjärnsjön	Åsgropssjöar	671965	145984
Brovallssjön	Åsgropssjöar "påverkade"	666423	152787
Kärnsjön	Åsgropssjöar "påverkade"	666750	152575
Kärnsjön	Åsgropssjöar "påverkade"	667505	152218
Lomsjön	Åsgropssjöar "påverkade"	669614	150578
Munkbosjön	Åsgropssjöar "påverkade"	668520	150912
Svårdsjösjön	Åsgropssjöar "påverkade"	670059	148480
Tjärnasjön	Åsgropssjöar "påverkade"	670873	147790
Torpsjön	Åsgropssjöar "påverkade"	666782	152569

Tabell 3. Använd provbehandlings- och analysteknik samt metodsvagheter vid de olika undersökningarna.

Variabel	År	Flask- typ	Konser- vering	Koncen- trering	Filtre- ring	Analys när/var	Analysmetod	Svagheter
Siktdjup	1934					Fält	Rektangulär skiva, 15*20 cm	
	1974					Fält	Cirkulär skiva, Ø=25 cm, vattenkikare	
	1996					Fält	Cirkulär skiva, Ø=25 cm, vattenkikare	
Temp	1934					Fält	Ingen uppgift	
	1974					Fält	Hg-termometer (0,1°C)	
	1996					Fält	Termistor	
Konduk- tivitet	1934	Al	Nej	Nej	Nej	Lab	Olika instrument med både platiniserade och ej platiniserade elektroder vid 20°C.	Cellkonstanten förändrades, <3%
	1974	Plast	Nej	Nej	Nej	Direkt	Pt-elektrod vid rumstemperatur omräknad till 20°C.	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	Pt-elektrod vid 20°C.	
pH	1934	Glas	Nej	Nej	Nej	Direkt	Potentiometriskt, kinhydronelektrod och kolorimetriskt	pH<8
	1974	Plast	Nej	Nej	Nej	Direkt	Potentiometriskt, kombinationselektrod	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	< 1 dygn	Potentiometriskt, kombinationselektrod	
Ca	1934	Al	Nej	Nej	Nej	Lab.	Kvartsspektrograf, filmsvärtning mättes med fotometer	±10% medelfel
	1974	Plast	Nej	Nej	Papper	Lab.	AAS, LaCl ₃ mot interferens	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	AAS, LaCl ₃ mot interferens	
Mg	1934	Al	Nej	80-200 ggr, indunstning	Nej	Lab.	Kvartsspektrograf, filmsvärtning mättes med fotometer	±20% medelfel
	1974	Plast	Nej	Nej	Papper	Lab.	AAS, LaCl ₃ mot interferens	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	AAS, LaCl ₃ mot interferens	
Na	1934	Al	Nej	80-200 ggr, indunstning	Nej	Lab.	Kvartsspektrograf, filmsvärtning mättes med fotometer	±10% medelfel
	1974	Plast	Nej	Nej	Papper	Lab.	AAS, CsCl mot interferens	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	AAS, CsCl mot interferens	
K	1934	Al	Nej	80-200 ggr, indunstning	Nej	Lab.	Kvartsspektrograf, filmsvärtning mättes med fotometer	±10% medelfel
	1974	Plast	Nej	Nej	Papper	Lab.	AAS, CsCl mot interferens	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	AAS, CsCl mot interferens	
SO ₄	1934	Glas	Toluol	1-2 liter vatten indunstades	Nej	Lab.	Fälldes som BaSO ₄ och mättes gravimetriskt enligt Winkler (1931)	
	1974	Glas	Kloroform	Nej	Papper	Lab.	Katjonbyte med H ⁺ , N ₂ -bubbling, titrering 0,01 M NaOH, subtraktion Cl, (Machareth 1955)	Ger summan SO ₄ + OA
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	Jonkromatografi	
Cl	1934	Glas	Toluol	10 ggr, indunstning	Nej	Lab.	Mohr-titrering enligt Maucha (1932)	
	1974	Glas	Kloroform	Nej	Papper	Lab.	Potentiometrisk titrering med Ag-AgCl-elektrod	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	Jonkromatografi	
Alkalinitet	1934					Ej mätt		
	1974	Plast	Nej	Nej	Papper	Direkt	Titring med 0,01 M HCl och SBV-indikator under N ₂ -bubbling (Karlgrén 1962)	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	< 1 dag	Titring med 0,01 M HCl under N ₂ -bubbling till pH=5,6	
Tot-P	1934	Glas	Toluol	0,1-1 l vatten indunstades	Nej	Lab.	Glödning, upplösning, reagenstillsats (ammoniummolybdat och tennklorur) och kolorimetrisk analys enligt Lohammar 1938, s. 23)	
	1974	Glas	Kloroform	Nej	Nej	Lab.	Uppslutning (K ₂ S ₂ O ₈) och fotometrisk analys enligt Murphy & Riley (1962)	
	1996	Plast	Nej	Nej	Nej	Lab.	Uppslutning (K ₂ S ₂ O ₈) och fotometrisk analys enligt Murphy & Riley (1962)	

Tabell 4. pH (medelvärde och standardavvikelse) vid rådande koldioxidtryck i vattenmassan samt pH i jämvikt med atmosfärens koldioxidtryck (pH_{luft} , $pCO_2=3,8$) vid 1996 års undersökningar.

Sjötyp	pH (Medel±std)	pH_{luft} (Medel±std)	pH_{luft} -pH
Boda-Rättvik	7,83±0,23	8,17±0,11	0,34
By, genomrinningssjöar	7,22±0,30	7,74±0,14	0,52
Dalälvsjöar	7,51±0,97	8,12±0,41	0,61
Långshyttan-Svedjeån	7,15±0,14	7,53±0,06	0,38
Skogssjöar	6,84±0,27	7,24±0,31	0,40
Åsgropssjöar	7,11±0,16	7,39±0,35	0,28
Åsgropssjöar "påverkade"	7,40±0,56	7,85±0,12	0,45

Sulfat (SO_4) analyserades av Lohammar genom att först indunsta 1-2 liter vatten för att därefter fälla sulfatet som $BaSO_4$ -kristaller. Fällningen torkades och analyserades gravimetriskt dvs. vägdes på balansvåg (Tabell 3). Andersson analyserade sulfat med Machareth-metoden (1955). Den innebär att man kör vattenprovet genom en katjonbytare som byter ut alla positiva joner mot vätejoner. Dessa titrerades med 0,01 M NaOH (lut) under kvävgasbubbling för att driva av den koldioxid som bildats i provet. Eftersom SBV-indikator användes fanns ingen vätekarbonat kvar i provet vid omslagspunkten. Antalet katjoner (positivt laddade) är lika med antalet anjoner (negativt laddade). Den förbrukade mängden lut är därför proportionell mot mängden sulfat, klorid (Cl) och övriga anjoner i provet. Andersson subtraherade Cl-jonerna och konstaterade att nitrathalten var försumbar, men någon korrektion för de organiska anjonerna (OA) gjordes aldrig. Analysresultatet är därför summan SO_4+OA , vilket leder till stora tolkningsmässiga problem eftersom andelen organiska anjoner är betydande särskilt i färgade, humösa vatten. I 1996 års studie analyserades sulfat med jonkromatografi.

Andersson (1980) upprepade Lohammars SO_4 -metod för att kontrollera dess tillförlitlighet. Han utförde analyserna på standardlösningar (inga OA närvarande) och fick därför tämligen god överensstämmelse mellan de båda metoderna. I tabell 5 redovisas storleksordningen på CV (Coefficient of Variation) för Lohammar-metoden i olika koncentrationsintervall och utgående från Anderssons resultat.

Tabell 5. Osäkerheten (CV) vid bestämningarna av sulfat med Lohammars metod i olika koncentrationsintervall. Data från Andersson 1980.

SO_4 (mekv/l)	CV(%)
0-0,049	20
0,050-0,099	10
>0,100	5

Av tabellen framgår att osäkerheten var tämligen stor (>10%) vid sulfathalter under 100 mekv/l. Däremot skattades medelvärdet tämligen bra (<2% fel) förutom vid de lägsta sulfathalterna på 0,021 mekv/l, då halten underskattades med knappt 30% (Andersson 1980).

Slutsatsen av ovanstående är att Lohammars metod tämligen väl kan skatta sulfathalten vid koncentrationer över 0,1 mekv/l, men att vid lägre halter är osäkerheten i skattningarna betydande (>10%) och de faktiska halterna underskattas sannolikt. Vid 1934 års undersökning

hade endast 12 av de 30 sjöar i vilka sulfat analyserades halter över 0,1 mekv/l. Ingen av Långshyttessjöarna eller Åsgropssjöarna och endast en av skogssjöarna hade halter över denna nivå. Sulfathalten är därför sannolikt underskattad i 60% av sjöarna i 1934 års undersökning.

Den analysmetodik som användes vid 1974 års sulfatbestämningar kan inte användas för att jämföra med de mätningar som utfördes 1934 och 1996. Orsaken är att halten OA påverkar resultaten i allt för stor utsträckning. Vid 1996 års undersökning utgjorde de OA 7-30% (medel 14%) av den totala andelen anjoner, med lägst andel i de välbuffrade Boda-Rättvik och Dalälvsjöarna och högst andel i de jonsvaga skogssjöarna. Tyvärr kan andelen OA inte skattas för 1974 års undersökning eftersom halten organiskt material inte analyserats.

För bestämning av klorid användes både 1974 och 1996 potentiometriska titrering med AgNO_3 och Ag/AgCl -elektrod och resultaten är därför jämförbara mellan de båda undersökningarna. Vid Lohammars undersökning 1934 användes Mohr-titrering, d.v.s. tillsats av AgNO_3 och återtitrering med kromat (CrO_4^{2-}) till färgomslag. Metoden ger sannolikt jämförbara resultat med den potentiometriska titreringen, men färgtitreringen med kromat och indunstningen (10 ggr koncentrerat) innan titreringen minskar sannolikt precisionen något.

Alkalinitet bestämdes ej av Lohammar. Endast små skillnader i metodik förelåg mellan 1974 (slutpunktstitrering med SBV-indikator, $\text{pH} \approx 5,4$) och 1996 (slutpunktstitrering till $\text{pH} = 5,6$) års undersökningar, vilket sannolikt inte påverkar resultatet nämnvärt. Anderssons titrerade till något lägre pH, men buffertkapaciteten i detta pH-intervall är så låg att det endast kan ha marginella effekter på resultatet. Däremot kan den pappersfiltrering som utfördes ha sänkt alkaliniteten något jämfört med 1996 års metod då ingen filtrering utfördes. De båda avvikelserna i 1974 års metodik motverkar varandra vid en jämförelse med 1996 års resultat.

Lohammar använde sig av en mer kraftfull sönderdelningsmetod (glödning) av organiskt bunden fosfor än vad som användes vid 1974 och 1996 års studier (persulfatuppslutning). Det innebär att 1934 års metodik bör ha gett något högre utbyte och därmed högre totalfosförhalter (Tot-P) än den metod som användes vid de båda senare undersökningarna.

5. Klimatets betydelse för vattnets kemiska sammansättning

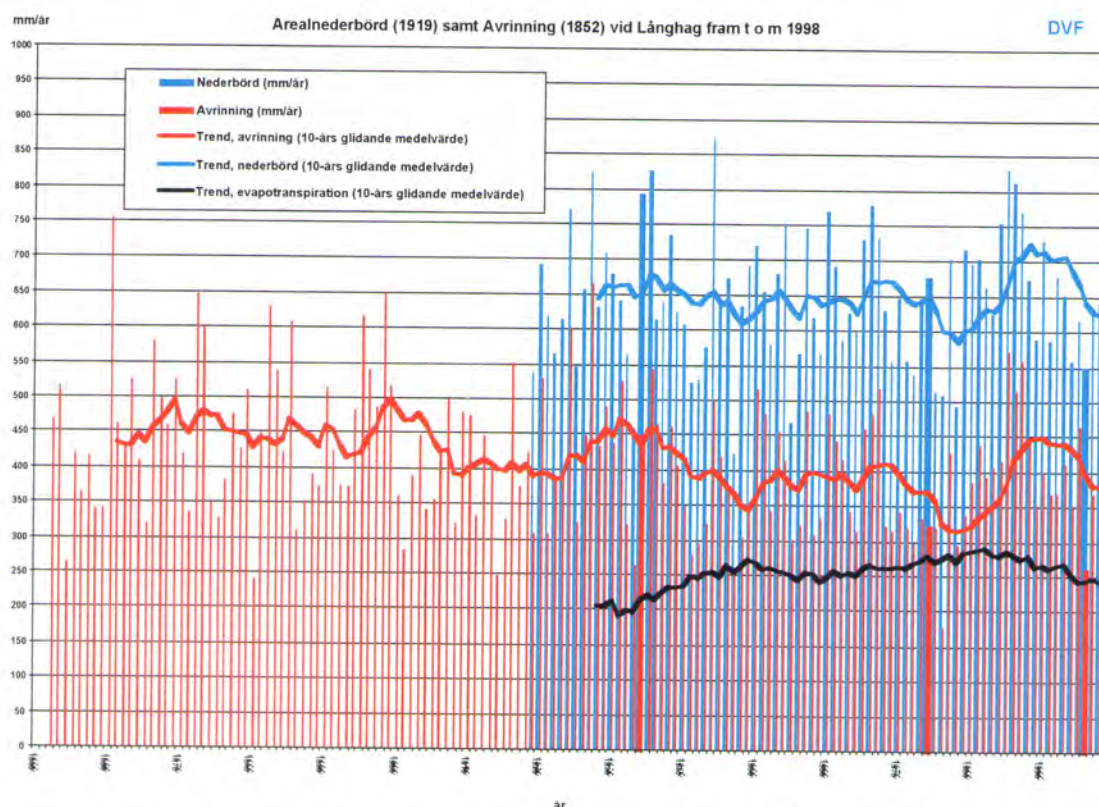
Mycket av den variation som registreras inom år och mellan år för olika vattenkemiska variabler orsakas av variationer i klimatet. Det är därför viktigt att ta hänsyn till sådana skillnader vid utvärderingar av tidsmässiga förändringar och att resultaten härstammar från samma tid på året. Det är därför som endast data från sommaren 1934 använts från Lohammars undersökningar. Figur 2 visar hur nederbörd och avrinning varierat vid Långhag i Dalälven sedan 1919 respektive 1852 (data från Dalälvens Vattenreglerings Företag, DVF). Undersökningsåren 1934, 1974 och 1996 har markerats som bredare staplar. Avdunstningen har beräknats som skillnaden mellan nederbörd och avrinning.

Det föreligger betydande skillnader i mängden nederbörd och avrinning mellan de tre, undersökta åren inklusive året innan studierna utfördes (Tabell 6). 1934 var ett nederbördsrikt år med tämligen hög avrinning medan 1995 och 1996 var tämligen nederbördsfattiga år och med påtagligt liten avrinning 1996. 1933 var ett mycket nederbördsfattigt år. Avrinningen var däremot hög 1995 beroende på mycket kraftfull vårflod orsakad av bl.a. den snö som föll i november och december 1994. Anderssons studier på 70-talet utfördes under klimatomständigheter som med avseende på nederbörd och avrinning var ungefär mitt emellan 1934 och 1996 års förhållanden.

Tabell 6. Årlig vattenföring (m^3/s), nederbörd (mm), avrinning (mm) och avdunstning (mm) vid Långhag i Dalälven undersökningsåren 1934, 1974 och 1996 samt året före dessa (data från Dalälvens Vattenreglerings Företag, DVF).

År	Vattenföring (m^3/s)	Nederbörd (mm/år)	Avrinning (mm/år)	Avdunstning (mm/år)
1933	209	458	263	195
1934	354	791	445	346
1973	264	647	332	315
1974	254	673	320	353
1995	369	617	464	152
1996	206	547	259	288

Hög nederbörd och stor avrinning innebär att grundvattennivåerna blir höga och att en betydande del av avrinningen sker i ytliga marklager. Kontakttiden mellan mark och vatten blir kortare än då avrinningen skapas av ett äldre och djupare grundvatten. Dessutom varierar markens sammansättning i djupled, med mer organiskt material och vittrat mineral i markens övre horisonter. Detta resulterar i att tillförseln av baskatjoner blir lägre och att tillförseln av organiskt material (humus) blir högre blöta år jämfört med torra.



Figur 2. Arealvägd nederbörd, avrinning och avdunstning (mm/år) vid Långhag, Dalälven sedan 1919 (nederbörd, avdunstning) respektive 1852 (avrinning, data från Dalälvens Vattenreglerings Företag, DVF).

Hur klimatet påverkar sulfat är mer osäkert, men efter långa torra perioder brukar sulfathalten normalt stiga p.g.a. att organiskt bundet svavel mineraliseras och oxideras (Löfgren 2000a).

Detta var särskilt tydligt det blöta och nederbördsrika 1977 som följde på det torra och nederbördsfattiga 1976. Klimatet dessa år kan jämföras med 1933 och 1934. Det är dessutom vanligt med kraftiga sulfatoppar i samband med de första höstregnen efter torra somrar. För att höga sulfathalter skall uppträda måste följaktligen både torra och blöta perioder förekomma, men om torrperioderna blir för korta skall ingen effekt på sulfathalten förväntas.

Utgår man från att vattenkemin i den oreglerade Västerdalälven tämligen väl återspeglar hur nederbörd och avrinning storskaligt påverkar halterna av BC, organiskt material (humus, mätt som TOC), sulfat och klorid i Dalälvsområdet kan man konstatera att det föreligger tämligen goda linjära samband mellan de flödesvägda årsmedelkoncentrationerna och årsavrinningen för BC ($r^2=0,40$), TOC ($r^2=0,29$) och Cl ($r^2=0,39$) medan SO_4 uppvisar ett svagare samband ($r^2\approx 0,19$). Enligt dessa samband bör den minskade nederbörden och avrinningen ha påverkat vattenkemin på sådant sätt att $BC_{1996}\geq BC_{1974}>BC_{1934}$, $Cl_{1996}\geq Cl_{1974}>Cl_{1934}$, och $SO_{4,1996}\geq SO_{4,1974}>SO_{4,1934}$ medan humushalten bör ha uppvisat motsatt ordning dvs. $TOC_{1934}>TOC_{1974}\geq TOC_{1996}$ (Tabell 7).

Tabell 7. Årlig vattenföring (m^3/s) och beräknad relativ halt av baskatjoner (BC), klorid (Cl), sulfat (SO_4) och humus (TOC) i Västerdalälven. Beräkningarna är baserade på det linjära sambandet mellan årlig avrinning och flödesvägd årsmedelkoncentration under perioden 1965-98 vid Mockfjärd.

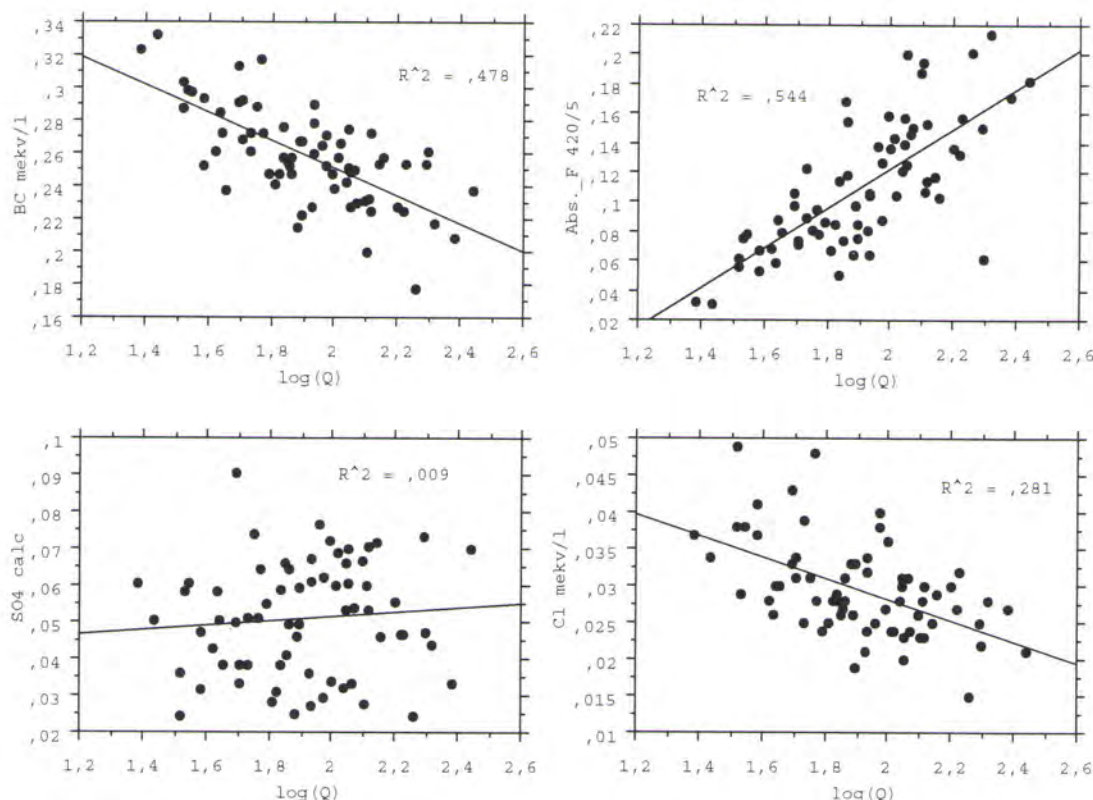
År	Vattenföring, årsmedel (m^3/s)	BC	Cl	SO_4	TOC
1934	161	100%	100%	100%	100%
1974	99	115%	131%	128%	81%
1996	82	119%	140%	136%	76%

6. Vattenkemiska förändringar mellan 1934, 1974 och 1996

Resultaten av de vattenkemiska undersökningarna redovisas i form av medelvärden och CV (Coefficient of Variation) för samtliga sjöar respektive uppdelat i sjötyper i tabell 8-10. Utgående från hela sjöpopulationen kan man konstatera att för samtliga mätvariabler förutom vattentemperatur, totalfosfor, natrium och klorid var spridningen (CV) kring medelvärdena tämligen lika oberoende av vilket år undersökningarna utfördes. Variationen i temperaturen var dock mycket större 1934 än de båda andra åren i By genomrinningssjöar, Dalälvsjöar, Långshytteån-Svedjeån och de påverkade åsgropssjöarna. Orsaken till den större spridningen är att Lohammars provtagningar utfördes under en längre tidsperiod (ca 2 månader) än vid de båda senare studierna (ca en vecka).

Totalfosfor uppvisade stor eller tämligen stor spridning vid undersökningarna 1974 och/eller 1996 i samma sjötyper som uppvisade stor spridning i temperatur, dvs. de med störst mänsklig påverkan (Tabell 8). Orsaken kan antingen vara en mer variabel temperaturskiktning och därmed annorlunda fördelning av planktonbiomassan i vattenpelaren och/eller en förändrad tillförsel av fosfor till vissa sjöar i dessa sjögrupper (se nedan).

Natrium- och kloridhalterna uppvisade en hög spridning i By genomrinningssjöar och de påverkade åsgropssjöarna vid 1996 års undersökning. Orsaken är sannolikt en förändrad tillförsel av natriumklorid till vissa sjöar i dessa sjögrupper (se nedan).



Figur 3. Sambandet mellan avrinning ($\log(Q)$) och baskatjoner (BC), organiskt material (Abs f 420), sulfat (SO₄) samt klorid (Cl) i juli och augusti vid Mockfjärd i Västerdalälven under perioden 1965-98.

Eftersom avrinningen påverkar BC ($k = -5,56 \cdot 10^{-4}$) mer än klorid ($k = -1,26 \cdot 10^{-4}$) och sulfat ($k = -2,15 \cdot 10^{-4}$) bör den minskade avrinningen mellan 1934 och 1974 respektive 1996 påverka buffertkapaciteten genom att öka ANC (ekv. 1). Det förutsätts då att förändringarna i nitrat (NO₃) är försumbara, vilka de också varit (se nedan). Alkaliniteten (Alk) bör ha ökat mer än ANC eftersom det samtidigt sker en minskad tillförsel av organiska baser (TOC, ekv. 2). Detta innebär att vattnets buffertkapacitet bör ha påverkats av variationer i vädret så att $ANC_{1996} \geq ANC_{1974} > ANC_{1934}$ och $Alk_{1996} \geq Alk_{1974} > Alk_{1934}$.

$$ANC = BC - SO_4 - Cl - NO_3 \quad (1)$$

$$ANC = Alk + \beta \cdot TOC \quad (2)$$

Sambandet mellan avrinning (Q) och vattenkemi i juli och augusti i Västerdalälven varierar i enlighet med figur 3. Sambandet är exponentiellt (logaritmiskt transformerat Q i figuren) till skillnad från sambandet med de årligt flödesvägda medelhalterna som är linjärt. Med undantag av sulfat, som inte uppvisar något samband alls, är dock mönstren desamma som då flödesvägda medelhalter används, dvs. BC och klorid minskar vid ökad avrinning medan humushalten (Abs f 420) ökar med ökad avrinning.

Flera av sjöarna i studien påverkas av vatten med betydligt längre omsättningstider än vad som kan anses återspeglas av två sommarmånader i Västerdalälven, som i stort sett saknar större vattenmagasin. Sjöarna i anslutning till egentliga Dalälven i de nedre delarna av avrinningsområdet påverkas t.ex. av vatten från Österdalälven. I detta biflöde dämpar Siljan

effektivt mycket av den säsongsvariation som kan ses i Västerdalälven. Efter sammanflödet av Väster- och Österdalälven är säsongsvariationen därför betydligt mindre uttalad än i Västerdalälven. Sambandet mellan vattenföring och årliga flödesvägda medelhalterna antas därför bättre belysa vädrets effekter på vattenkemin i en population av sjöar med mycket variabla omsättningstider jämfört med motsvarande samband då halterna under två sommarmånader används.

7. Nedfall av försurande ämnen

Nedfallet av försurande ämnen, främst sulfat, har minskat påtagligt under det senaste decenniet och är idag på 1950-talets nivå (Figur 4). Depositionen av svavel har därför varierat i enlighet med följande rangordning $Sdep_{1934} < Sdep_{1996} < Sdep_{1974}$. Eftersom sulfathalten i vattnet i hög grad påverkas av svaveldepositionens storlek (Wilander & Lundin, 2000) och i mindre grad av vädrets fluktuationer (Figur 3) bör sulfathalten i sjöarna uppvisa samma mellanårliga variationer som svaveldepositionen dvs. $SO_{4, 1934} < SO_{4, 1996} < SO_{4, 1974}$. Den stora minskningen i svavelnedfall kan leda till desorption av sulfat från marken, orsakad av ackumulerat sulfat från tidigare års höga svaveldeposition (Karlton 1995, Löfgren 1999). Studier i andra sjöar visar dock att sulfathalten går ned i takt med det minskade nedfallet (Wilander & Lundin, 2000) och samma ordningsföljd kan därför förväntas även om denna markprocess pågår och fördröjer försurningsåterhämtningen.

Fel! Ogiltig länk.

Figur 4. Svaveldepositionen (våtdeposition) över Mellansverige under perioden 1955-99. Data från MISU och IVL.

Tabell 11 visar resultaten av den statistiska jämförelsen (parad t-test) i vattenkemin mellan de olika åren i samtliga sjöar respektive uppdelat på olika sjötyper. Sett till hela sjöpopulationen kan statistiskt säkerställda skillnader ($p < 0,05$) spåras i nästan alla variabler mellan 1934 och 1974 samt mellan 1934 och 1996. Mellan 1974 och 1996 kan skillnader konstateras med avseende på vattentemperatur, siktdjup, pH och klorid. De tre första variablerna var lägre 1996 än 1974 medan klorid var högre vid den senaste undersökningen. De vattenkemiska förhållandena var följaktligen tämligen likartade 1974 och 1996 jämfört med 1934.

I tabell 12 rangordnas de trender som skall förväntas utifrån skillnader i analysmetoder och naturliga variationer i klimatet (nederbörd och avrinning). I tabellen rankas även de uppmätta trenderna för de olika variablerna.

En mer detaljerad granskning av de enskilda variablernas förändring över tiden visar att vattnets jonstyrka (konduktivitet), BC, sulfat, klorid och ANC var betydligt högre 1974 och/eller 1996 än 1934. Den låga konduktiviteten och kloridhalten 1934 jämfört med de båda senare åren är med stor sannolikhet faktiska förändringar. Analysmetoderna för de båda variablerna var likvärda vid de tre mätillfällena (Tabell 3&12). Osäkerheten i analysmetoderna är större för BC och sulfat, men även om man antar att Lohammar systematiskt underskattat baskatjonerna och sulfathalterna med 10-20% respektive 10-30% (se analysmetodkapitlet) kvarstår de statistiskt säkerställda skillnaderna mellan åren (BC_{max} respektive $SO_{4, max}$, Tabell 9-10). Det innebär att den dokumenterade ökningen för BC, sulfat och ANC (ANC_{max} , Tabell 11) mellan 1934 och 1996 sannolikt också är korrekt.

Slutsatsen är följaktligen att vattnets jonstyrka (konduktivitet) och buffertkapacitet (ANC) ökat mellan 1934 och/eller 1974 respektive 1996. Ökningen i jonstyrka (ca 2,8 mS/m i medeltal för hela sjöpopulationen) förklaras av att baskatjon-, sulfat- och kloridhalterna ökat ($BC_{max} \approx 0,21$ mekv/l, $SO_{4, max} \approx 0,04$ mekv/l, $Cl \approx 0,11$ mekv/l i medeltal för hela sjöpopulationen). Den ökade buffertkapaciteten ($ANC_{max} \approx 0,12$ mekv/l i medeltal för de 29 sjöar där ANC kan beräknas) förklaras av att baskatjonerna ökat mer än mineralsyrornas anjoner. Av

baskatjonerna står kalcium för den största ökningen i absoluta termer, ca 0,15 mekv/l. Däremot var alkaliniteten, som inte analyserades 1934, oförändrad mellan 1974 och 1996.

Konduktivitet, baskatjoner, sulfat, klorid, ANC och alkalinitet följer i stort de trender som kan förväntas utifrån variationen i klimat (Tabell 12) dvs. att högre halter skall förväntas under de mer torrare åren 1974 och 1996 jämfört med 1934, som var avsevärt mer nederbördsrikt. Analysmetodikens betydelse för baskatjoner, sulfat och ANC har redan kommenterats och orsakar inte de påvisade vattenkemiska trenderna. Däremot kan man anta att halterna av baskatjoner, främst kalcium, sulfat och därmed ANC i viss mån påverkats av variationerna i det sura nedfallet (Figur 4). Sulfatjonen i nederbörden drar med sig baskatjoner från marken, vilket bör höja både halterna baskatjoner och sulfat i det avrinnande vattnet. Detta kan ha lett till ett minskat ANC vid 1974 års studie då det sura nedfallet var mycket högre än 1996, men tyvärr kan detta inte verifieras eftersom data för sulfat saknas. Däremot förefaller inte alkaliniteten ha påverkats nämnvärt av det sura regnet i mitten av 70-talet eftersom den då låg på samma nivå som 1996.

Vid 1996 års mätningar bör det sura nedfallets effekter på BC, sulfat och ANC ha varit begränsat eftersom svavelnedfallet då var på en tämligen låg nivå. Däremot kan desorption av sulfat som adsorberats i marken när nedfallet var högt i viss mån ha påverkat dessa variabler även vid 1996 års undersökning. Betydelsen av denna process jämfört med klimatets inverkan är omöjligt att separera, men skillnaden i vattenkemi och avrinning var mycket liten mellan 1974 och 1996. Slutsatsen av detta är att antingen överskuggade variationerna i klimat effekterna av både det stora sura nedfallet 1974 respektive desorptionen av markbundet svavel 1996 eller också var effekten av svaveldepositionen respektive svaveldesorptionen på samma nivå. Det senare är osannolikt, vilket innebär att vädret är den faktor som haft störst inverkan på vattenkemin i dessa sjöar.

Tabell 8. Medelvärden och spridning (CV) för vattentemperatur, konduktivitet, siktdjup, pH, närsalter och kol för samtliga sjöar samt uppdelat på sjötyper vid undersökningarna 1934, 1974 och 1996. n = antal sjöar

Sjötyp	År	Temp C			Kond _s mS/m			pH			Siktdjup m			Färg mg Pt/l			Tot-P ug/l			Tot-N ug/l			TOC mg/l		
		medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n
Samtliga sjöar	1935	19,7	20%	39	7,2	45%	42	7,34	6%	42	2,6	50%	38				23	59%	42						
	1974	18,4	6%	42	9,4	43%	42	7,58	6%	42	2,5	48%	42	35	68%	42	34	83%	42						
	1996	17,5	6%	42	9,8	45%	42	7,32	8%	42	2,0	52%	42				39	115%	42	743	66%	42	10,3	43%	42
Boda-Rättvik	1935	18,3	4%	5	11,2	11%	5	7,90	3%	5	3,6	26%	4				11	14%	5						
	1974	17,3	3%	5	14,4	13%	5	8,00	3%	5	3,0	33%	5	26	55%	5	12	13%	5	535	18%	5	9,0	27%	5
	1996	18,1	8%	5	13,4	17%	5	7,83	3%	5	2,9	14%	5				11	21%	5						
By, genomninningssjöar	1935	18,4	17%	6	7,2	26%	6	7,20	4%	6	1,9	41%	6				24	21%	6						
	1974	17,6	7%	6	8,2	4%	6	7,38	5%	6	1,9	42%	6	51	61%	6	46	74%	6						
	1996	17,7	5%	6	9,3	24%	6	7,22	4%	6	1,6	31%	6				31	52%	6	568	18%	6	9,1	18%	6
Dälälvsjöar	1935	20,9	19%	8	10,6	20%	8	7,65	5%	8	2,2	40%	7				22	40%	8						
	1974	18,3	3%	8	12,9	23%	8	7,72	6%	8	2,2	59%	8	23	40%	8	38	43%	8						
	1996	17,1	5%	8	13,7	23%	8	7,50	13%	8	1,4	47%	8				74	111%	8	961	69%	8	9,6	36%	8
Långshyttan-Svedjeån	1935	17,3	25%	7	5,0	10%	7	7,09	4%	7	3,8	18%	7				17	36%	7						
	1974	18,4	3%	7	6,1	9%	7	7,40	2%	7	3,7	26%	7	21	49%	7	20	10%	7						
	1996	17,2	3%	7	6,0	4%	7	7,15	2%	7	2,4	24%	7				23	50%	7	442	21%	7	7,5	24%	7
Skogssjöar	1935	23,3	8%	5	4,0	13%	5	7,06	6%	5	2,5	27%	4				16	20%	5						
	1974	18,8	8%	5	4,9	16%	5	7,08	5%	5	2,2	42%	5	67	40%	5	26	48%	5	501	20%	5	14,2	39%	5
	1996	17,6	2%	5	4,9	17%	5	6,84	4%	5	1,5	47%	5				18	26%	5						
Åsgropssjöar	1935	20,8	14%	3	1,9	38%	3	6,77	5%	3	4,3	21%	3				14	36%	3						
	1974	18,7	2%	3	3,5	22%	3	7,23	5%	3	3,3	41%	3	19	80%	3	18	6%	3						
	1996	18,0	10%	3	4,1	28%	3	7,11	2%	3	3,5	52%	3				16	41%	3	493	35%	3	6,1	49%	3
Åsgropssjöar, påverkade	1935	19,8	28%	5	7,1	26%	8	7,40	6%	8	1,0	49%	7				45	28%	8						
	1974	19,4	4%	8	11,3	18%	8	7,94	5%	8	1,6	33%	8	37	48%	8	56	80%	8						
	1996	17,6	8%	8	12,8	33%	8	7,40	8%	8	1,5	71%	8				62	54%	8	1293	44%	8	14,2	37%	8

Tabell 9. Medelvärden och spridning (CV) för baskatjonhalterna för samtliga sjöar samt uppdelat på sjötyper vid undersökningarna 1934, 1974 och 1996.
n = antal sjöar

Sjötyp	År	Ca (mekv/l)			Mg (mekv/l)			Na (mekv/l)			K (mekv/l)			BC (mekv/l)			BCmax (mekv/l)		
		medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n
Samliga sjöar	1935	0,416	69%	42	0,142	49%	42	0,106	43%	42	0,029	103%	41	0,681	48%	41	0,763	47%	41
	1974	0,574	61%	42	0,157	47%	42	0,145	49%	42	0,055	78%	41	0,941	43%	41			
	1996	0,578	60%	42	0,162	53%	42	0,183	90%	42	0,053	88%	42	0,976	46%	42			
Boda-Rättvik	1935	0,927	6%	5	0,066	20%	5	0,073	26%	5	0,011	24%	4	1,055	6%	4	1,167	6%	4
	1974	1,269	13%	5	0,077	10%	5	0,115	18%	5	0,023	32%	5	1,485	12%	5			
	1996	1,202	19%	5	0,070	16%	5	0,099	21%	5	0,021	35%	5	1,391	18%	5			
By, genomrinningsjöar	1935	0,390	52%	6	0,181	14%	6	0,109	14%	6	0,023	12%	6	0,703	29%	6	0,791	28%	6
	1974	0,459	17%	6	0,173	7%	6	0,136	22%	6	0,038	30%	6	0,807	4%	6			
	1996	0,471	27%	6	0,180	8%	6	0,208	72%	6	0,031	31%	6	0,890	19%	6			
Dalälvsjöar	1935	0,658	33%	8	0,228	20%	8	0,140	22%	8	0,023	41%	8	1,050	24%	8	1,178	24%	8
	1974	0,784	24%	8	0,231	24%	8	0,197	47%	8	0,060	28%	8	1,272	22%	8			
	1996	0,837	29%	8	0,267	36%	8	0,205	33%	8	0,066	43%	8	1,375	26%	8			
Långshyttan-Svedjeån	1935	0,252	17%	7	0,123	32%	7	0,098	19%	7	0,014	27%	7	0,488	15%	7	0,549	15%	7
	1974	0,321	9%	7	0,130	18%	7	0,114	8%	7	0,023	31%	7	0,587	11%	7			
	1996	0,308	3%	7	0,131	16%	7	0,118	2%	7	0,026	28%	7	0,583	5%	7			
Skogssjöar	1935	0,195	21%	5	0,092	15%	5	0,072	14%	5	0,010	36%	5	0,369	14%	5	0,415	14%	5
	1974	0,275	21%	5	0,111	25%	5	0,091	15%	5	0,016	26%	4	0,493	20%	4			
	1996	0,281	20%	5	0,109	22%	5	0,089	12%	5	0,014	58%	5	0,492	17%	5			
Åsgröppssjöar	1935	0,058	39%	3	0,043	64%	3	0,032	91%	3	0,033	50%	3	0,166	55%	3	0,187	55%	3
	1974	0,132	30%	3	0,048	35%	3	0,062	60%	3	0,077	37%	3	0,319	21%	3			
	1996	0,195	65%	3	0,055	37%	3	0,057	57%	3	0,075	42%	3	0,381	35%	3			
Åsgröppssjöar, påverkade	1935	0,289	41%	8	0,157	38%	8	0,146	37%	8	0,071	64%	8	0,664	29%	8	0,746	29%	8
	1974	0,588	34%	8	0,215	34%	8	0,212	35%	8	0,124	32%	8	1,138	18%	8			
	1996	0,574	34%	8	0,202	34%	8	0,356	79%	8	0,119	48%	8	1,251	29%	8			

Tabell 10. Medelvärden och spridning (CV) för mineralsyrornas anjoner, alkalinitet och bufferkapacitet för samtliga sjöar samt uppdelat på sjötyper vid undersökningarna 1934, 1974 och 1996. n = antal sjöar

Sjötyp	Ar	SO ₄ (mekv/l)			SO _{4, max} (mekv/l)			Cl (mekv/l)			NO ₃ (mekv/l)			Alk/Ac (mekv/l)			ANC (mekv/l)			ANCmax (mekv/l)		
		medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n	medel	CV	n
Samtliga sjöar	1935	0,087	54%	30	0,094	54%	30	0,080	42%	42			42				0,453	59%	29	0,529	57%	29
	1974							0,127	84%	42			42									
	1996	0,132	46%	42				0,196	98%	42	0,001	253%	42	0,513	64%	42	0,647	55%	42			
Boda-Rättvik	1935	0,075	30%	5	0,082	30%	5	0,067	39%	5			5				0,933	7%	5	1,018	3%	5
	1974							0,065	52%	5			5									
	1996	0,126	14%	5				0,091	31%	5	0,004	153%	5	1,118	11%	5	1,174	19%	5			
By, genomrinningssjöar	1935	0,109	3%	3	0,114	3%	3	0,073	17%	6			6				0,425	11%	3	0,504	11%	3
	1974							0,108	36%	6			6	0,380	31%	6						
	1996	0,153	19%	6				0,211	93%	6	0,001	64%	6	0,427	38%	6	0,527	31%	6			
Dalälvsjöar	1935	0,155	28%	5	0,163	28%	5	0,091	17%	8			8				0,651	19%	5	0,763	19%	5
	1974							0,206	57%	8			8	0,727	26%	8						
	1996	0,194	35%	8				0,242	30%	8	<0,001	31%	8	0,839	33%	8	0,940	32%	8			
Långshyttan-Svedjeån	1935	0,088	9%	2	0,097	9%	2	0,056	19%	7			7				0,301	27%	2	0,357	27%	2
	1974							0,049	19%	7			7	0,260	16%	7						
	1996	0,134	5%	7				0,093	8%	7	<0,001	0%	7	0,254	12%	7	0,355	12%	7			
Skogssjöar	1935	0,087	16%	5	0,095	16%	5	0,058	18%	5			5				0,223	24%	5	0,269	22%	5
	1974							0,039	7%	5			5									
	1996	0,127	16%	5				0,052	13%	5	<0,001	0%	5	0,166	47%	5	0,313	23%	5			
Åsgropssjöar	1935	0,036	10%	3	0,043	10%	3	0,056	30%	3			3				0,074	104%	3	0,095	94%	3
	1974							0,063	61%	3			3	0,136	37%	3						
	1996	0,044	55%	3				0,076	63%	3	<0,001	0%	3	0,222	72%	3	0,261	61%	3			
Åsgropssjöar, påverkade	1935	0,059	87%		0,064	87%		0,128	32%	8			8				0,435	35%	7	0,513	34%	7
	1974							0,248	41%	8			8									
	1996	0,095	82%	8				0,431	65%	8	0,001	102%	8	0,570	31%	8	0,725	28%	8			

Tabell 11. Statistiskt säkerställda vattenkemiska trender (parad t-test, $p < 0,05$) mellan åren 1934, 1974 och 1996 för samtliga sjöar och uppdelat per sjötyp.

Sjötyp	Jämförelseår	Temp C	Siktdjup m	Kond ₁₅ mS/m	Tot-P ug/l	pH	Ca mekv/l	Mg mekv/l	Na mekv/l	K mekv/l	BC mekv/l	BC _{max} mekv/l	SO ₄ mekv/l	SO ₄ _{max} mekv/l	Cl mekv/l	Alk/Alc mekv/l	ANC mekv/l	ANC _{max} mekv/l
Samliga sjöar	1935, 1974	—	—	+++	++	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	na	na	++	na	na	na
	1935, 1996	—	—	+++	+	—	+++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	na	+++	+
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	na	na	++	na	na	na
Boda-Rättvik	1935, 1974	—	—	++	—	—	++	—	++	+	++	+	na	na	—	na	na	na
	1935, 1996	—	—	+	—	—	+	—	+	—	—	—	+++	+++	+	na	+	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	na	na	—	na	na	na
By, genomrinningsjöar	1935, 1974	—	—	—	—	—	—	—	—	+	—	—	na	na	—	na	na	na
	1935, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	++	++	—	na	na	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	na	na	—	na	na	na
Dalälvsjöar	1935, 1974	—	—	++	+	—	—	—	+	+++	+++	+	na	na	+	na	na	na
	1935, 1996	—	—	+	—	—	—	—	+	++	+	—	na	na	—	na	na	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	na	na	—	na	na	na
Långshyttan-Svedjeån	1935, 1974	—	—	+++	—	++	++	—	++	++	+++	—	na	na	+++	na	na	na
	1935, 1996	—	—	++	—	—	+	—	+	++	++	—	na	na	+++	na	na	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	+	—	—	na	na	—	na	na	na
Skogsjöar	1935, 1974	—	—	+	—	—	++	—	++	+	+	++	na	na	—	na	na	na
	1935, 1996	—	—	+	—	—	++	+	++	+	++	++	na	na	—	na	na	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	na	na	—	na	na	na
Åsgropssjöar	1935, 1974	—	—	—	—	—	—	+	++	+	+	++	+	+	+	na	++	+
	1935, 1996	—	—	—	—	—	—	—	+	+	+	—	na	na	+	na	na	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	+	+	—	—	na	na	—	na	na	na
Åsgropssjöar, påverkade	1935, 1974	—	+	+++	—	+	+++	++	+	+	+++	+++	na	na	+	na	na	na
	1935, 1996	—	—	++	—	—	++	+	—	+	++	++	na	na	+	na	na	na
	1974, 1996	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	na	na	+	na	++	+

Ökat med tiden: + $p < 0,05$; ++ $p < 0,01$; +++ $p < 0,001$

Minskat med tiden: - $p < 0,05$; -- $p < 0,01$

na. Ikke analyserat 1935 eller 1974

Tabell 12. Utifrån analysmetodik och klimatstyrt markläckage förväntad rangordning samt uppmätt rangordning mellan år för de studerade variablerna.

	Analysmetodik	Klimatstyrt markläckage	Uppmätt
Siktdjup	1934<1974=1996	?	1934=1974>1996
pH	1934=1974=1996	?	1934<1974>1996
Konduktivitet	1934=1974=1996	1934<1974≤1996	1934<1974=1996
Baskatjoner	1934≤1974≤1996	1934<1974≤1996	1934<1974=1996
Sulfat	1934<1996	1934<1974≤1996	1934<1996
Klorid	1934=1974=1996	1934<1974≤1996	1934<1974<1996
ANC	1934<1996	1934<1974≤1996	1934<1996
Alkalinitet	1974=1996	1934<1974≤1996	1974=1996
Totalfosfor	1934≥1974=1996	1934>1974≥1996	1934<1974=1996

Ur försurningssynvikel är det viktigt att poängtera att de 5 opåverkade, skogssjöarna uppvisat i stort sett samma förändring över tiden som sjöpopulationen i stort, dvs. jonstyrkan och buffertkapaciteten har ökat mellan 1934 och 1996. Konduktiviteten har ökat med i medeltal 0,9 mS/m medan baskatjoner, sulfat och bufferkapaciteten ökat med $BC_{\max} \approx 0,08$ mekv/l, $SO_4 \approx 0,04$ mekv/l och $ANC \approx 0,04$ mekv/l. Däremot uppvisar klorid ingen statistiskt säkerställd ökning mellan 1934 och 1996. Skogssjöarnas alkalinitet var oförändrad mellan 1974 och 1996.

Det går följaktligen inte att påvisa att skogssjöarna i denna studie genomgått någon sentida försurning. Istället måste man konstatera att skogssjöarna hade bättre motståndskraft mot surt nedfall 1996 än vad de hade 1934. En jämförelse av resultaten från 1974 och 1996 tyder på att det i flera decennier stora nedfallet av sur nederbörd inte påverkat dessa sjöars surhetstillstånd i nämnvärd grad. Orsaken till detta är den höga buffertkapaciteten med ett ANC på 0,2-0,3 mekv/l. Det sura nedfallet var som högst i slutet på 1970-talet, men inte ens då bidrog svavelnedfallet med en aciditet överstigande 0,1 mekv/l i dessa områden. Idag har nederbörden en sulfathalt på <0,04 mekv/l (Westling&Lövblad 2000).

Trots den ökade buffertkapaciteten i skogssjöarna 1996 hade pH sjunkit med ca 0,2 enheter mellan 1974 och 1996. Detta kan endast förklaras av ett högre koldioxidtryck i vattenmassan 1996 eftersom alkaliniteten var lika vid de båda undersökningarna. Även om man betraktar samtliga sjöar var den statistiskt säkerställda trenden ett lägre pH vid 1996 års studie jämfört med den 1974 trots att alkaliniteten var densamma (Tabell 8&10). Vid 1996 års studie bidrog koldioxid med en pH-sänkning med i medeltal ca 0,4 enheter både i skogssjöarna och i sjöpopulationen i stort (Tabell 4). Tyvärr analyserades inte luftat pH vid 1974 års undersökning.

Trots det avsevärt mycket högre sura nedfallet av svavel 1974 var pH ca 0,2 enheter högre i sjöarna 1974 jämfört med 1934. pH var faktiskt på exakt samma nivå 1934 och 1996 (Tabell 8). Det lägre pH-värdet 1934 jämfört med 1974 kan antingen vara en konsekvens av den lägre buffertkapaciteten detta år ($ANC_{\max}$ ca 0,11 mekv/l lägre än 1996) eller ett högre koldioxidtryck i vattenmassan. Tyvärr mättes inte alkalinitet eller luftat pH 1934, men högre koldioxidtryck 1934 är den mest sannolika förklaringen eftersom buffertkapaciteten trots allt var på en hög nivå ($ANC_{\max} \approx 0,5$ mekv/l i medeltal för hela sjöpopulationen).

För klorid kan ytterligare ett par faktorer utöver klimatet förklara varför halterna stiger över tiden. Den ena faktorn är den ökade användningen av vägsalt och den andra faktorn är ökade utsläpp av natriumklorid via reningsverk och hushållsavlopp. Sjöarnas geografiska lägen

indikerar att båda dessa faktorer har betydelse för uppkomsten av de ökade Cl-halterna i vissa av de undersökta sjöarna.

Natrium uppvisar bara delvis ett likartat mönster som klorid med ökade halter mellan 1934 och de båda senare undersökningarna. Däremot föreligger ingen statistiskt signifikant ökning av Na-halten mellan 1974 och 1996, vilket det gör för klorid. Natrium, till skillnad från klorid, förekommer tämligen rikligt i vissa mineral och kan därför frigöras via vittring. Dessutom sker det ett jonbyte i marken mellan Na och främst Ca vid vägsaltning (Löfgren 2000b). Båda dessa faktorer kan leda till att natrium och klorid inte uppträder på helt likartat sätt vid 1974 och 1996 års undersökningar.

Mellan 1934 och 1996 har det skett en ökning av fosforhalterna med i medeltal 70% om man betraktar hela sjöpopulationen (Tabell 8&11). Däremot föreligger inga statistiskt säkerställda trender mellan dessa år om man utför analysen på de enskilda sjötyperna. Orsaken är att variationen (CV) är stor mellan sjöarna och känsligheten för att påvisa statistiskt säkerställda trender blir därmed låg. I hela 21 sjöar var ökningen mellan 1934 och 1996 större än 5 µg P/l och i 13 av sjöarna var ökningen mer än 10 µg P/l. Samtliga dessa sjöar förutom en klassificerades av Andersson till de sjötyper som är mest påverkade av mänskliga aktiviteter. Särskilt Dalälvsjöarna utmärker sig genom att fosforhalten ökat med mer än 10 µg P/l i 7 av 8 sjöar. En av de opåverkade åsgropssjöarna (Mattsbosjön) uppvisade en fosforökning med 8 µg P/l. Denna sjö bör därför omklassificeras till påverkad åsgropssjö.

Förändringarna i fosforhalter är med stor sannolikhet reella och störs inte av att olika analysmetodik använts. Istället talar skillnaderna i analysmetodik för att haltökningen kan ha varit ännu något högre än vad resultaten antyder. Lohammar glödgade nämligen sina prover, vilket fullständigt sönderdelar det organiska materialet och frigör fosfatet. Vid undersökningarna 1974 och 1976 uppslöt det organiska materialet med persulfat, vilket inte ger en lika kraftfull sönderdelning. Risk föreligger därför att en mindre del organiskt bunden fosfor förblev odetekterad.

Att en eutrofiering av sjöarna verkligen skett indikeras även av att siktdjupet påtagligt minskat (0,6 m i medeltal för hela sjöpopulationen). Även i detta fall indikerar metodskillnaderna att minskningen kan vara större än de uppmätta resultaten. Minskningen i siktdjup är dessutom statistiskt säkerställd ($p < 0,05$) i de sjötyper där fosforhalterna påtagligt ökat, dvs. de med störst mänsklig påverkan.

Förändringarna i totalfosfor och siktdjup går stick i stäv mot vad som skall förväntas utifrån nederbördens och avrinningens inverkan på fosforhalten. Eftersom en betydande del av fosfor är bunden till organiskt material borde tillförseln ha varit större under det blöta 1934 jämfört med de mer torrare åren 1974 och 1996. Däremot kan resultaten påverkas av att sjöarna var mer stabilt skiktade vid undersökningarna 1974 och 1996 då provtagningarna utfördes i juli. Lohammars provtagningar utfördes under en tvåmånadersperiod och särskilt grunda sjöars skiktningssmönster kan förväntas ha påverkats av väderförändringar som normalt uppträder under en så lång period. Vid stabila temperaturskiktningar ansamlas en betydande del av algbiomassan i ytvattnet (epilimnion≈trofogen skikt) medan blåsigt väder omfördelar växtplankton i en större volym av vattenmassan. Algerna innehåller mycket fosfor och en variabel fördelning av växtplanktonbiomassan kan därför påverka fosforhalterna i ytvattnet, varifrån vattenproverna insamlats. Den samlade bilden blir dock att fosforhalterna ökat i de sjöar som var påverkade av närsalter redan på Lohammars tid. Den främsta orsaken till denna ökning är sannolikt ökad tillförsel av fosfor från jordbruksmark och hushållsavlopp.

8. Slutsatser

Följande slutsatser kan dras utifrån den utvärdering som gjorts:

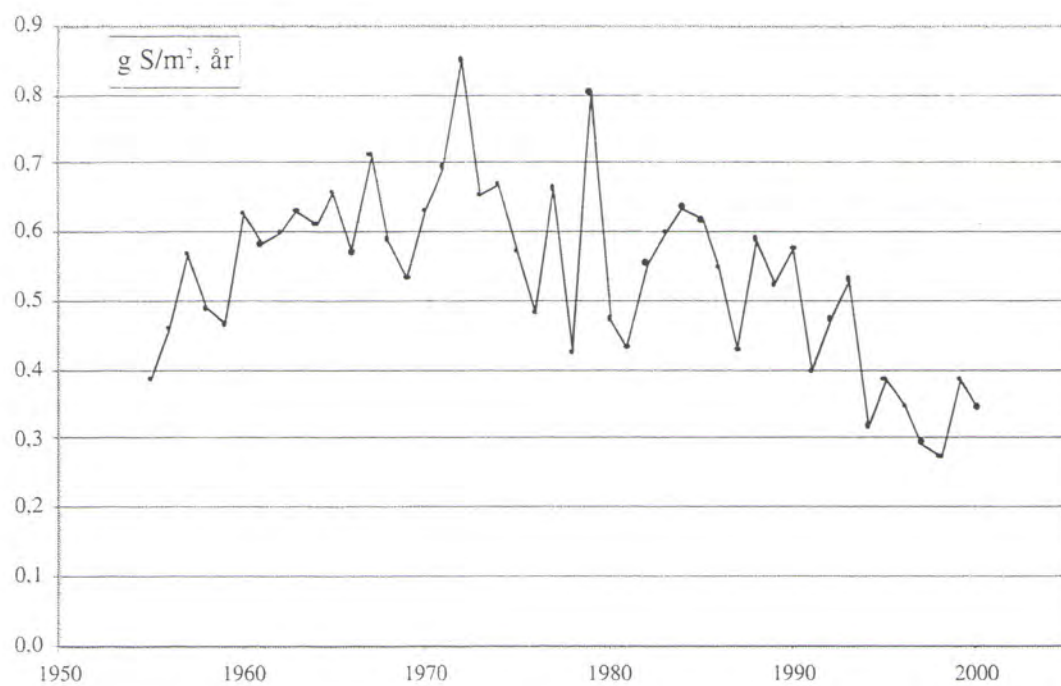
- Skillnaden i analysmetodik för främst baskatjoner och sulfat påverkar haltnivåerna påtagligt i de tre undersökningarna. Kunskap om analysfelens storlek gör dock att resultaten ändå kan användas för att skatta den mellanårliga variationen med rimlig precision. Sulfatbestämningarna 1974 utgör ett undantag.
- Vädret i form av nederbörds mängd och avrinning är sannolikt den viktigaste faktorn för att förklara många av de vattenkemiska skillnader som påvisats. Vädrets betydelse överskuggar de analysfel som finns i materialet.
- Konduktivitet, baskatjoner, sulfat, klorid, buffertkapacitet (ANC) och alkalinitet i sjöpopulationen följer i stort samma mellanårliga mönster som kan förväntas utifrån variationen i klimatet dvs. att högre halter (parad t-test, $p < 0,05$) registrerades under de mer torrare åren 1974 och 1996 jämfört med 1934, som var avsevärt mer nederbördsrikt.
- Baskatjon-, sulfat- och ANC-halterna kan ha varit påverkade av det stora nedfallet av svavel vid 1974 års undersökning, men tyvärr kan inte detta verifieras pga. att sulfat inte bestämdes med tillräckligt hög precision. Däremot förefaller inte alkaliniteten ha påverkats nämnvärt av det sura regnet i mitten av 70-talet eftersom den då låg på samma nivå som 1996. Trots det höga nedfallet av sur nederbörd var pH ca 0,2 enheter högre i sjöarna 1974 jämfört med 1934 och 1996. Orsaken var ett lägre koldioxidtryck i vattenmassan 1974.
- Det går inte att påvisa att de fem skogssjöarna i denna studie genomgått någon sentida förurning. Istället måste man konstatera att skogssjöarna hade bättre motståndskraft mot surt nedfall 1996 än vad de hade 1934. ANC hade ökat med ca 0,04 mekv/l. pH sjönk med ca 0,2 enheter mellan 1974 och 1996 medan alkaliniteten var oförändrad. Orsaken var ett högre koldioxidtryck i vattenmassan 1996. Koldioxid bidrog detta år med en pH-sänkning med i medeltal ca 0,4 enheter i både skogssjöarna och i sjöpopulationen i stort.
- För klorid kan ytterligare ett par faktorer utöver klimatet förklara varför halterna stigit över tiden. Den ena faktorn är ökad användning av vägsalt och den andra faktorn är ökade utsläpp av klorid via reningsverk och hushållsavlopp. Natrium uppvisar bara delvis ett likartat mönster som klorid. Skillnaden kan förklaras av att natrium, till skillnad från klorid, förekommer tämligen rikligt i vissa mineral och frigörs vid vittring samt att vägsaltning orsakar ett jonbyte i marken med kalcium.
- Mellan 1934 och 1996 har det skett en ökning av fosforhalterna med i medeltal 70% i hela sjöpopulationen. I 21 sjöar var ökningen större än 5 µg P/l och i 13 av sjöarna var ökningen mer än 10 µg P/l. Samtliga dessa sjöar förutom en ingår i de sjötyper som är mest påverkade av mänskliga aktiviteter. Särskilt Dalälvsjöarna utmärker sig genom att fosforhalten ökat med mer än 10 µg P/l i 7 av 8 sjöar. En av de "opåverkade" åsgropssjöarna uppvisade en fosforökning med 8 µg P/l. Även siktdjupet har påtagligt minskat (ca 0,6 m), vilket visar att sjöarna eutrofierats. Den främsta orsaken är sannolikt ökad tillförsel av fosfor från jordbruksmark och hushållsavlopp.

Referenser

Andersson, G. 1980. Långtidsmässiga vattenkemiska förändringar i några svenska sjöregioner. Doktorsavhandling, Limnologiska institutionen, Lunds universitet, ISSN 0348-0798.

- Karltun, E. 1995. Sulphate adsorption on variable-charge minerals in podzolised soils in relation to sulphur deposition and soil acidity. Ph.D. thesis. Dept. Soil Sci., SLU, reports and dissertations 26.
- Lohammar, G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation Swedischer Seen. *Symbolae Botanicae Upsalienses*. III:1, Uppsala.
- Löfgren, S., (red.). 1999. Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1997. Naturvårdsverket rapport 5031.
- Löfgren, S., (red.). 2000a. Miljötillståndet i skogsmark – integrerad miljöövervakning. Naturvårdsverket rapport 5071.
- Löfgren, S. 2000b. Vägsaltets effekter på mark- och vattenkemin i små skogsområden i sydöstra Sverige. Vägverket publikation 2000:35. ISSN 1401-9612.
- Westling, O. & Lövblad, G. 2000. Depositionsutvecklingen i Sverige. I P. Warfvinge & U. Bertills (red.), *Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier*. Naturvårdsverket rapport 5028, sid15-22.
- Wilander, A. & Lundin, L. 2000. Återhämtning i svenska vatten och skogsmark. I P. Warfvinge & U. Bertills (red.), *Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier*. Naturvårdsverket rapport 5028, sid 53-66.

ERRATA



Figur 4. Svaveldepositionen (våtdeposition) över Mellansverige under perioden 1955-99. Data från MISU och IVL.