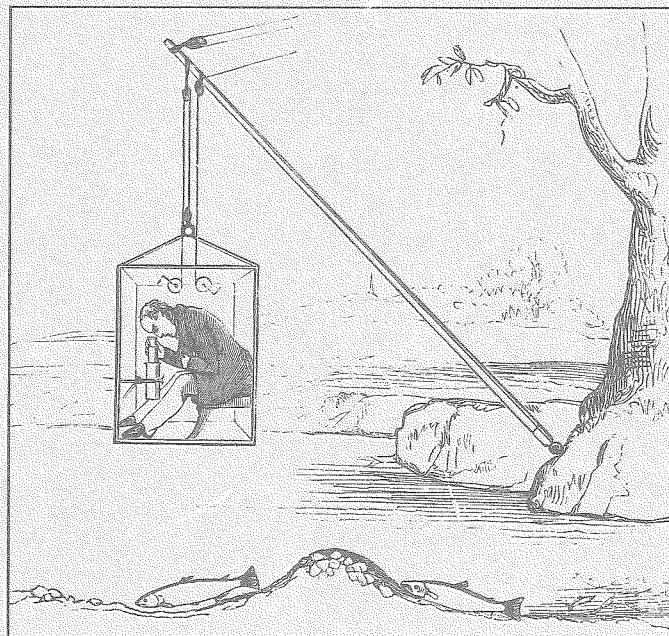


Information från
**SÖTVATTENS-
LABORATORIET**
Drottningholm



Kjell Johansson
Per Nyberg

Försurning av svenska
ytvatten - effekter och
omfattning 1980

FÖRSURNING AV SVENSKA YTVATTEN - EFFEKTER OCH OMFATTNING 1980

Kjell Johansson

Per Nyberg

FÖRORD	3
FÖRSURNINGSEFFEKTER I SJÖAR OCH VATTENDRAG	4
<u>Sjöar och vattendrag i det naturliga tillståndet</u>	4
<u>Försurningens förlopp</u>	7
<u>Indirekta kemiska förändringar i försurade vatten</u>	11
<u>Försurningseffekter på organismer i ytvatten</u>	23
<u>Nedbrytare</u>	24
<u>Alger</u>	25
<u>Högre vattenväxter</u>	29
<u>Djurplankton</u>	33
<u>Bottendjur</u>	35
<u>Fisk</u>	41
<u>Groddjur</u>	47
<u>Sjöfåglar</u>	49
FÖRSURNINGENS OMFATTNING I SJÖAR OCH VATTENDRAG	51
<u>Sveriges sjöar och vattendrag</u>	51
<u>Sura områden i landet</u>	54
<u>Årstidsvariationer</u>	60
<u>Försurningsläget i sjöarna</u>	64
<u>Försurningsläget i vattendragen</u>	70
<u>Trender i sjöar</u>	72
<u>Regionala försurningsskador på organismer i ytvatten</u>	76
<u>Metoder</u>	77
<u>Resultat och diskussion</u>	78
Effekter på flodkräfta	79
Effekter på dagsländor	81
Effekter på snäckor	88
Effekter på musslor	90
Effekter på några andra växt- och djurgrupper	91
Effekter på fiskbestånd i sjöar	91
Effekter på fiskbestånd i rinnande vatten	100
LITTERATUR	103
ENGLISH SUMMARY: ACIDIFICATION OF SURFACE WATERS IN SWEDEN - EFFECTS AND EXTENT 1980	108
BILAGA 1 - 5	112

FÖRORD

Fiskeristyrelsen och statens naturvårdsverk har under tiden 1977-81 genomfört en försöksperiod med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag. Erfarenheterna av försöksverksamheten samt förslag till framtida åtgärder redovisades till jordbruksdepartementet i juni 1981.

För att kunna bedöma behovet av framtida kalkningsinsatser, genomfördes, under vintern 1981, en kartering och sammanställning av förurningsläget i landet. Uppgifterna har i varje län framtagits av länsstyrelsen och fiskenämnden i samarbete och arbetet har bekostats av fiskeristyrelsens kalkningsanslag (H15).

Följande redovisning ingår i komprimerad form som en del i en samlad bedömning av effekterna av den ökade syradepositionen på miljön och kommer att publiceras i bokform under titeln "Monitor 1981 - Förurning av mark och vatten" (Liber Förlag). Materialet redovisades även till jordbruksdepartementet i de båda verkens skrivelse i juni 1981.

På grund av det mycket omfattande datamaterialet har författarna bedömt det väsentligt att populärvetenskapligt redovisa materialet även i sin helhet.

De fysikalisk-kemiska delarna har sammanställts av Eva Thörnelöf och bearbetats och författats av Kjell Johansson. Per Nyberg har svarat för de biologiska avsnitten.

Kjell Johansson

Per Nyberg

FÖRSURNINGSEFFEKTER I SJÖAR OCH VATTENDRAG

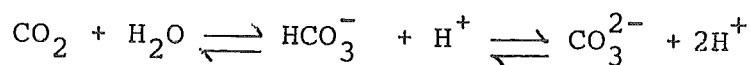
Sjöar och vattendrag i det naturliga tillståndet

Den kemiska sammansättningen av vattnen i sjöar och vattendrag beror av nederbördens innehåll av ämnen och på de processer som sker i marklagren som förändrar ämnessammansättningen.

I marklagren sker ständigt ett utbyte av ämnen mellan nederbördevattnet och markpartiklarna. Tillfälliga variationer i nederbördens kemiska sammansättning kommer på så sätt att utjämnas vid markkontakten. Förutom detta ämnesutbyte anrikas nederbördevattnet på ämnen som kalcium, magnesium och vätekarbonat p g a den utvittring som sker i marklagren av mineralpartiklarna. Även humusämnen, dvs förmultningsrester av växter och djur, tillförs ytvattnen från de ytliga markskikten.

Surheten i vattnen, dvs halten vätejoner uttrycks vanligen som ett pH-tal. Detta tal är lika med vätejonkoncentrationens negativalogaritm. Ju fler antal vätejoner i vattnet desto lägre blir alltså vattnets pH-tal. En skillnad på en pH-enhet motsvarar en skillnad på 10 gånger i antalet vätejoner.

I naturliga vatten ingår vätejonerna i ett system med koldioxid, bikarbonat och karbonat - det så kallade kolsyrasystemet:



En tillfälligt förhöjd tillförsel av vätejoner till ytvattnen kommer att tas om hand av kolsyrasystemet och dämpar därför den fria vätejonkoncentrationen. Om däremot vätejoner kontinuerligt tillförs ett vatten kommer till en början karbonatjonerna att förbrukas och kolsyrasystemets pH-buffrande förmåga upphör att fungera. Detta inträffar då pH-värdet i vattnet är ca 5.4. Ett vattens buffringsförmåga - alkalinitet - bestäms analytiskt genom syratitrering.

Humusämnenena i vattnen inverkar också på vätejonkoncentrationerna i vattnen. Genom att humusämnenena är negativt laddade kan de binda upp positiva joner av t ex kalcium, magnesium, järn och aluminium men även vätejoner. I vatten med liten vätejonkoncentration (höga pH-tal) frigörs vätejoner från humusämnenena till vattnen. Ett humöst vatten är därför normalt surare än ett klarare vatten. I ett surare vatten kan däremot humusämnenena ta upp vätejoner och dämpa haltökningen i vattnet. Även humusämnenena fungerar alltså som buffertsystem i sjöar och vattendrag. Andra kemiska och biologiska processer som reglerar koncentrationen av vätejoner i vatten har beskrivits av Dickson (1980) och Tirén (1980).

Koncentrationen av vätejoner är normalt mycket låg i förhållande till många andra joner i opåverkade sjöar. Speciellt i områden med kalkrik berggrund eller där de lösa avlagringarna är kalkrika har ytvattnen höga pH-värden - omkring 7 till 8. Kalkmineralerna är lättvittrade, vilket gör att vätekarbontillförseln till ytvattnen är stor från omgivningarna och vattnen blir alltså välbuffrade. I Fig. 1 visas var i Sverige de kalkrika områdena är belägna.

Till allra största delen består emellertid den svenska berggrunden av mer svårvittrade silikatbergarter som gnejs och granit. Här är ytvattnen betydligt mer saltfattiga och pH-värdena även normalt något lägre. Sannolikt hade de flesta sjöarna i dessa områden pH-tal omkring 6 till 7 innan nederbörden började försuras. Detta är också vanliga värden i övre Norrland i dag (se sidan 66). I vissa sjötyper kan dock pH-värdena ha varit lägre redan i förindustriell tid. En del mindre sjöar med stor andel myrmark i tillrinningsområdet, och alltså stor tillförsel av humus, har sannolikt alltid varit tämligen sura med pH-värden i extremfallen ner till cirka 4.5. Naturligt sura sjöar finner man också inom vissa delar av Västerbottens och Norrbottens kustland. När dessa områden låg under vatten i samband med landisens avsmältning avsattes sediment som var rika på

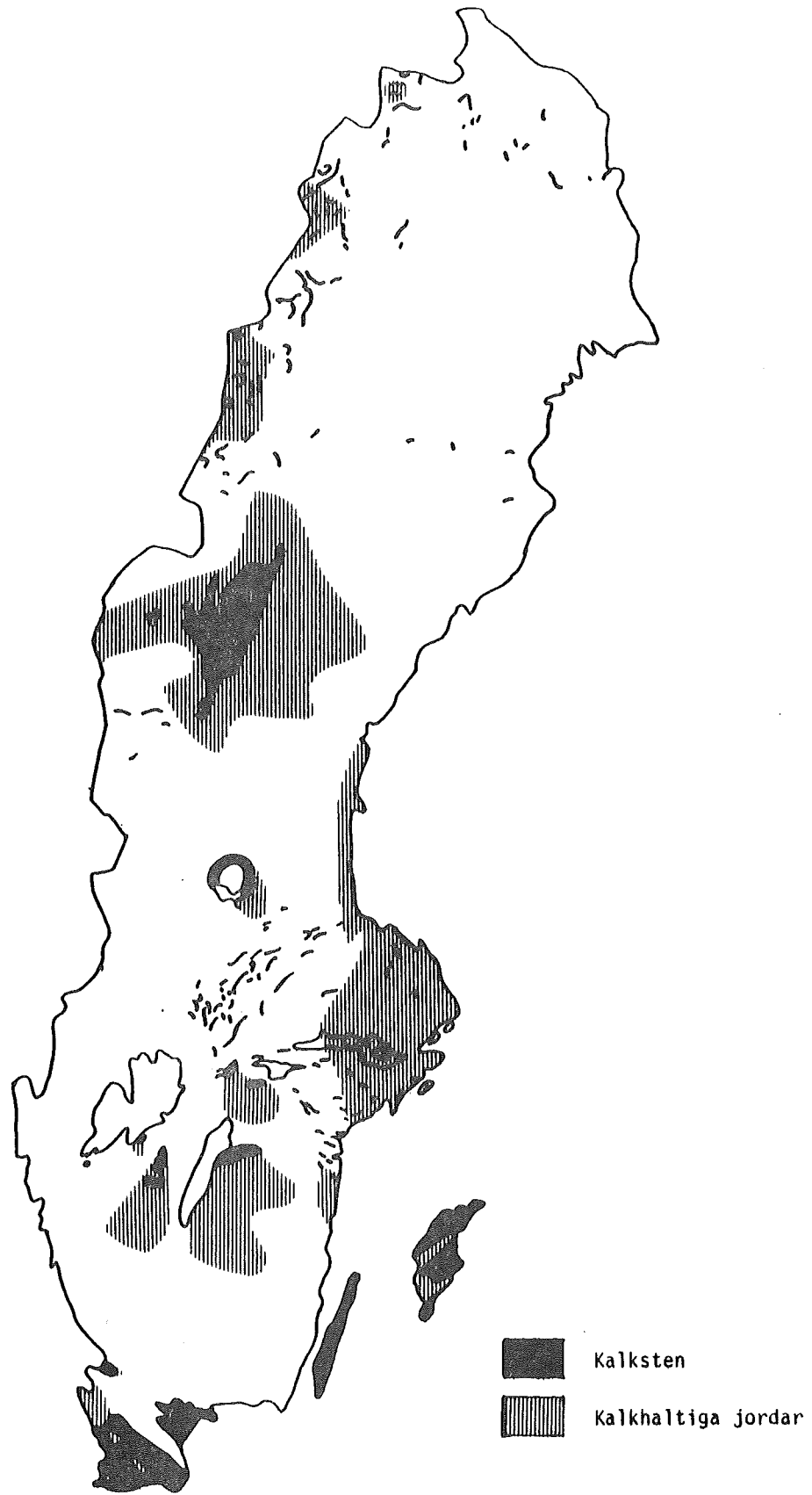


Fig. 1 Kalkförekomst i Sverige (Naturvårdsverket 1981)

sulfider och andra svavelföreningar. Genom landhöjningen har dessa områden sedan kommit i kontakt med luften så att svavelföreningarna kunnat oxideras. I närvaro av vatten leder den oxidationen till att väte- och sulfatjoner, dvs svavelsyra, frigörs. Dräneringsvattnet från dessa s k alunjordar kan på så vis vara mycket sura. I Blåmissussjön i Norrbotten har pH-värden ner till 2.8 kunnat uppmätas (Nauwerck 1981). Detta är troligen Sveriges suraste sjö. De naturligt sura sjöarna utgör dock en liten del av hela sjöbeståndet.

Sett i ett mycket långt tidsperspektiv har ytvattnen blivit surare. När inlandsisen drog sig tillbaka för omkring 10 000 år sedan blottades nyeroaderade marklager och vittningen var förhållandevis hög. Sjöarna hade då troligen pH-värden kring 7-8. Genom att de mest lättvittrade mineralerna utarmats har en långsam försurning av ytvattnen skett. Till detta har också bidragit att barrskogen brett ut sig vilket medfört att tillförseln av de sura humusämnen till ytvattnen ökat.

Den långsamma naturliga försurningen av ytvattnen har dramatiskt påskyndats av människans aktivitet under de senaste decennierna.

Försurningens förlopp

Under de senaste årtiondena har nederbörden blivit surare framför allt på grund av att utsläppen av svavel och andra försurande luftföroreningar till luften har ökat. Syranedfallet i Sverige är störst i de sydvästra delarna och minskar åt öster och norr. Det ökade nedfallet av syra har radikalt förändrat ytvattnens kemiska sammansättning och därmed växternas och djurens livsbetingelser och artsammansättning i många sjöar och vattendrag. Pga de buffertsystem som finns i mark och vatten följer inte vätejonkoncentrationen i ytvattnen rätlinjigt det ökade syrainnehållet i nederbörden utan enligt en kurva som schematiskt beskrivs i figur 2. Försurningens förlopp i ytvattnet kan delas in i tre faser.

Under fas 1 tas överskottet av vätejoner om hand av vätekarbonatjoner i mark och ytvattnen. I marklagren byts även vätejoner in mot andra positiva joner som kalcium och magnesium och vattnens pH-tal minskar därefter endast långsamt. En mätbar effekt i ytvattnen är emellertid att alkaliniteten minskar vilket betyder att kolsyrasystemets buffertförmåga håller på att avta. Inga påtagliga biologiska förändringar kan märkas ännu.

Fas 2 inträffar när alkaliniteten i ytvattnen sjunker ner under värden omkring 0.1 mekv/l. En fortsatt hög tillförsel av vätejoner kommer nu inte att kunna tas om hand genom vätekarbonatbuffring. pH-värdet blir instabilt och börjar sjunka snabbare. Under perioder med stark avrinning, kan det sura nederbördsvattnet nå ut i sjöarna och sänka pH-värdena drastiskt under kortare perioder. Sådana perioder inträffar vanligtvis vid snösmältningen men även

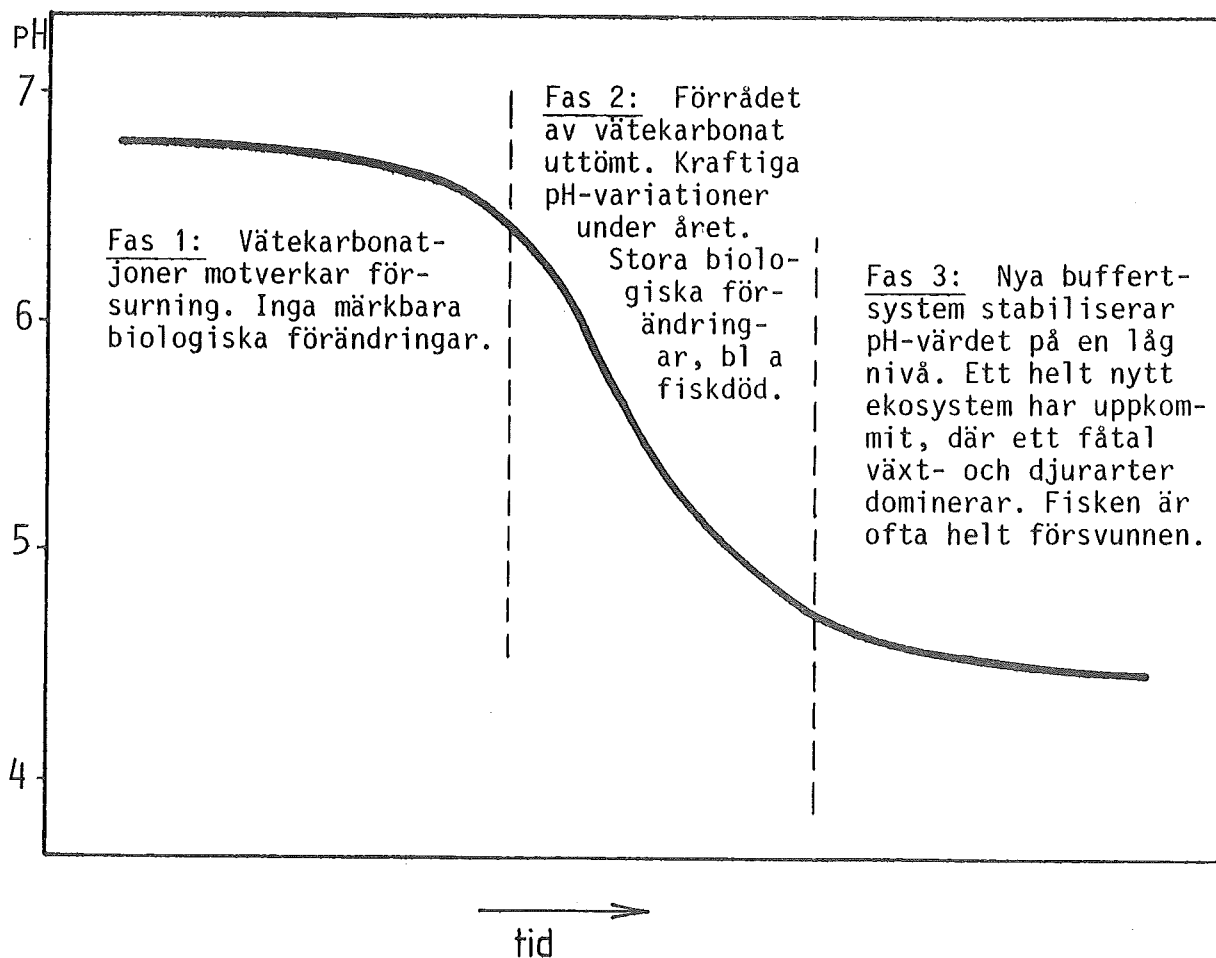


Fig. 2 Försurningens förlopp i en sjö

starka regnperioder under hösten kan få samma effekter (se sidan 60). Fisk och andra organismer kan skadas av sådana sur-stötar framförallt i bäckar och mindre sjöar som helt fylls av det sura vattnet. I större sjöar inlagras det sura nederbördsvattnet ytligt och skadorna blir mindre eftersom många bottendjur och fiskar befinner sig på, eller kan ta tillflykt till, större djup under vinterhalvåret.

En ökad eller oförändrat hög syratillförsel medför att alkaliniteten gradvis tas i anspråk och de sura perioderna blir mer varaktiga. De omgivande markerna förmår inte längre stå emot syradepositionen. I den här fasen ökar halterna av ämnen som aluminium och tungmetaller i ytvattnen och de biologiska effekterna av försurningen blir märkbara. Mer omfattande fiskdödar kan inträffa och fiskreproduktionen skadas. Ofta sker en uppkläring av vattnet då humusämnen avfärgas eller fälls ut till bottenarna. Figur 3 visar ett typiskt exempel på hur pH-värdena varierar i en sjö som övergår från fas 1 till fas 2.

Under fas 3 stabiliseras ytvattnens pH-värden omkring värdet 4.5. Årstidavariationerna är inte längre så stora vilket

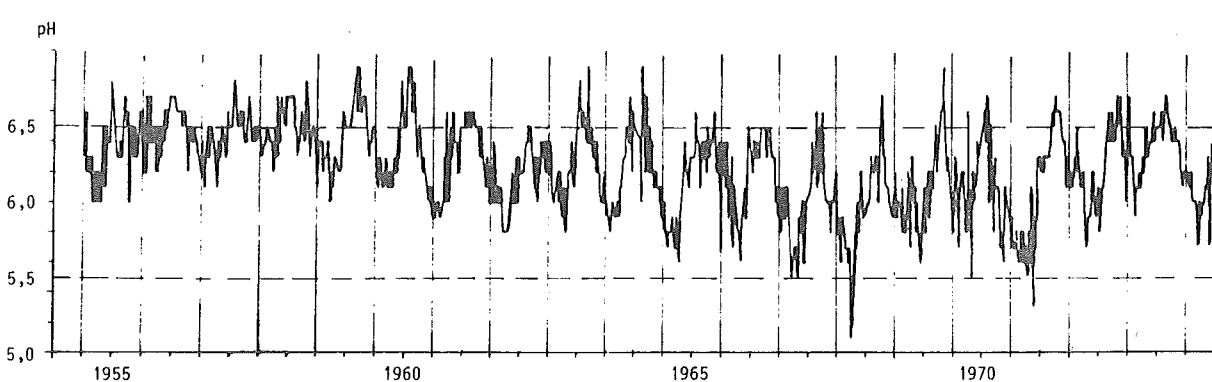


Fig. 3 pH-variationer i Sävsjön i Värmland (Åsell 1975).

dock delvis beror på pH-skalans logaritmiska konstruktion. En pH-minskning från 5.0 till 4.7 innebär att vätejonkoncentrationen ökat med 10 $\mu\text{ekv/l}$ medan en minskning av pH från 6.0 till 5.7 endast innebär att vätejonkoncentratio-

nen ökat med 1 μ ekv/l. En annan viktig orsak är emellertid att nya buffertsystem har trätt in. Detta visas också av att pH-värdena stabiliseras på en högre nivå än vad man skulle förvänta om den luftdeponerade syran skulle återfinnas opåverkad i ytvattnen. Inom västkustområdet är pH-talen i nederbörden numera omkring 4.2. Därtill ska läggas en ungefär lika stor mängd vätejoner som tillförs genom sk torrdeposition. Om man tar hänsyn även till att nederbördsvattnet koncentreras till halva volymen genom avdunstningsmekanismerna skulle pH-värdet i vattnet teoretiskt bli omkring 3.6. En del av vätejonerna förbrukas dock vid de "normala" vittringsprocesserna i marklagren vilket gör att ytvattnens pH-värden skulle stabiliserats på cirka 3.9. Sådana låga pH-värden är dock mycket ovanliga. De ämnen i mark och vatten som nu fungerar som buffertar är framför allt aluminium och humusämnena, aluminium genom att aluminiumjoner och olika former av aluminiumhydroxidjoner bildas och humus genom att byta in vätejoner mot andra positivt laddade joner. När vattnen i sjöar och vattendrag nått detta stadium har alltså ett nytt tämligen stabilt stadium inträtt. Många växt- och djurarter har försvunnit, däribland fisken, och ett helt nytt ekosystem har utbildats, som kan sägas vara både monotonare och sterilare.

Den tid det tar för en sjö att genomlöpa de tre faserna varierar mycket starkt. En konstant förhöjd tillförsel av syra kan försura en känslig sjö på några få år, medan en sjö i mindre känslig omgivning endast mycket långsamt försuras och kanske inte inom överskådlig tid når de mer framskridna försurningsstadierna.

Hur känslig en sjö är för försurning bestäms förutom av syradepositionens storlek i första hand av markens förmåga att neutralisera syran. Sjöar i kalkrika områden är som omtalats tidigare mindre känsliga än övriga sjöar. I områden med tunna, sandiga jordlager och hållmarker blir markens buffertförmåga liten och ytvattnen därför mer känsliga.

Vidare är avrinningens omfattning och intensitet av vikt. I områden med hög nederbörd blir den ytliga avrinningen

stor och nederbördsvattnet hinner inte neutraliseras i marklagren lika effektivt som i områden med lägre nederbörd. Västkustområdet bör på detta sätt vara mer känsligt än ostkustområdet. Områden med stora flödestoppar blir av samma skäl känsligare än andra områden. Detta gäller framförallt de snörikare delarna av landet där starka vårflöden förekommer (se sidan 62).

Av ovanstående följer att sjöar med kortare omsättningstider liksom mindre vattendrag är mer känsliga än större sjöar och vattendrag. Försurningskänsliga är också de sjöar som har små tillrinningsområden eftersom det tillrinnande vattnet har kort väg till sjön och därmed inte hinner neutraliseras i markskikten. Som tidigare nämdes är humösa sjöar mindre känsliga än klarvattensjöar genom att humusämnena har en förmåga att byta in vätejoner i sura miljöer. Humusen kan också binda upp skadliga ämnen i vattnet som aluminium och tungmetaller. Å andra sidan brukar ett humöst vatten i sjöar tyda på en kort omsättningstid - humusämnena har inte hunnit fällas ut till bottnarna. Speciellt vid flödestoppar kan därför även humösa vatten vara försurningskänsliga.

I figur 4 visas ett typiskt exempel på hur pH-värdena varierar inom ett avrinningsområde. De lägsta pH-talen återfinns i sjöarna och vattendragen överst i vattensystemet. Här är marklagren ofta tunna och utarmade. I en av de översta bäckarna är pH-talen ständigt låga medan de övriga uppvisar typiska pH-variationer för måttligt försurade vatten med låga pH-värden vid snösmältningsperioden och under den regniga hösten 1980. Längre ner i vattensystemet är tillflödena mer välbuffrade, pH-värdena ökar och surstötarna dämpas.

Indirekta kemiska förändringar i försurade vatten

Som redan antytts sker även andra förändringar av vattnets kemiska sammansättning vid en försurning än den rena pH-sänkningen. Utlösningen av ämnen från marklagren ökar t ex och löslighetsförhållandena i vattnet förändras så att skad-

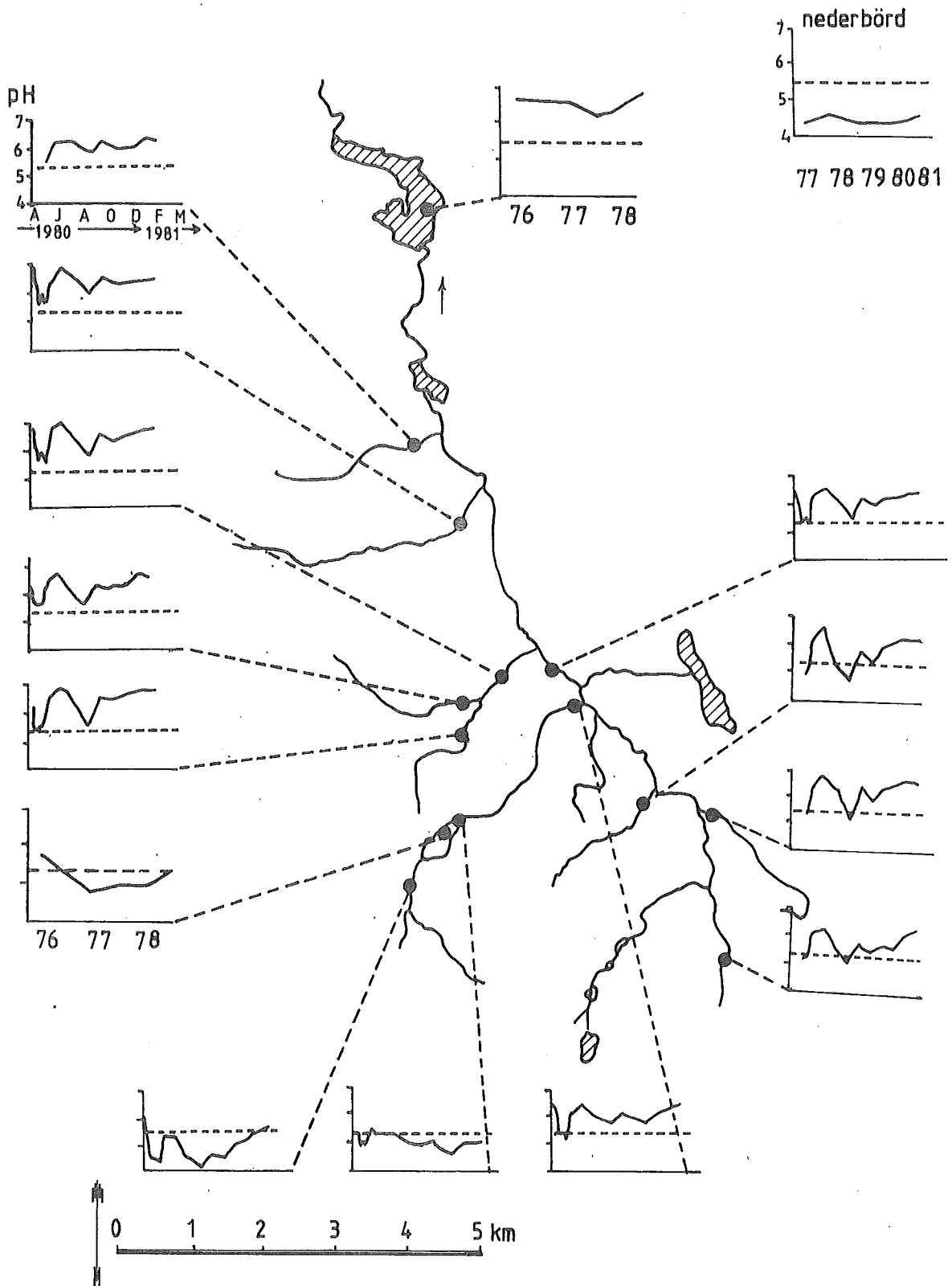


Fig. 4 pH-variationer i bäckar och sjöar inom Svedjeåns avrinningsområde söder om Delsbo. (P. Andersson opubl.).

liga ämnen kan befinna sig i lösning längre tid utan att fällas ut och sjunka till bottnarna. Dessa indirekta effekter av försurningen är sannolikt mer skadliga för vattnens växt- och djursamhällen än pH-minskningen i sig. I följande avsnitt skall några sådana indirekta effekter beskrivas.

Aluminium är det tredje vanligaste ämnet i markskikten där det finns dels i en rad olika mineral och dels bundet till det organiska materialet i marklagrens översta skikt. Naturligt förekommer aluminium i vattnet till största delen bundet till humusämnen. I denna form är aluminium helt harmlöst.

Försurningen av mark och vatten har förändrat aluminiums löslighetsförhållanden och rörelsemönster i mark och vatten. Genom det ökade syranedfallet kan fria aluminiumjoner (Al^{3+}) och olika former av aluminiumhydroxidjoner bildas när mineralerna bryts ned och markpartiklarna byter in vätejoner mot bl a aluminium. Marklagren fungerar alltså på detta sätt som en buffert mot syranedfallet men markvatten blir i stället anrikade på aluminiumjoner som sedan kan transporteras ut till ytvattnen.

I måttligt sura vatten fungerar aluminiumjonerna och aluminiumhydroxidjonerna som en syra genom s k hydrolys.

Förenklat kan reaktionen skrivas:



Till en betydande del sker "vätejontransporten" från sura markskikt till ytvattnen på detta sätt med hjälp av aluminiumjoner.

När pH-värdena i ytvattnen är omkring 5 och därunder går den ovannämnda reaktionen åt motsatt håll och vätejonerna kommer i stället att förbrukas. I försurade vatten kommer alltså aluminium att fungera som en buffert vilket hindrar att pH-värdena ytterligare sänks som beskrivs på sidan 10. Aluminium i jonform är starkt giftigt för fiskar och sannolikt även för andra organismer (se sidan 44).

Figur 5 visar sambandet mellan aluminiumhalter och pH i sjövattnen. Liknande resultat har även visats i sjöar från andra delar av landet (Wenblad och Johansson 1980, Brunnsberg 1980). Halterna i diagrammet anges som totalhalter aluminium. Man kan dock anta att aluminium i de surare sjöarna till stor del föreligger i jonform. Aluminiumhalterna är normalt störst i vattnen under perioder med hög avrinning, speciellt under snösmältningsperioden. Figur 6 visar ett exempel på hur starkt halterna kan öka under en kort period. Driscoll (1980) har även visat att aluminiumkoncentrationerna ökar under höstregnen och snösmältningsperioden. Andelen icke humusbundet aluminium ökade under dessa perioder jämfört med situationen vid andra perioder på året.

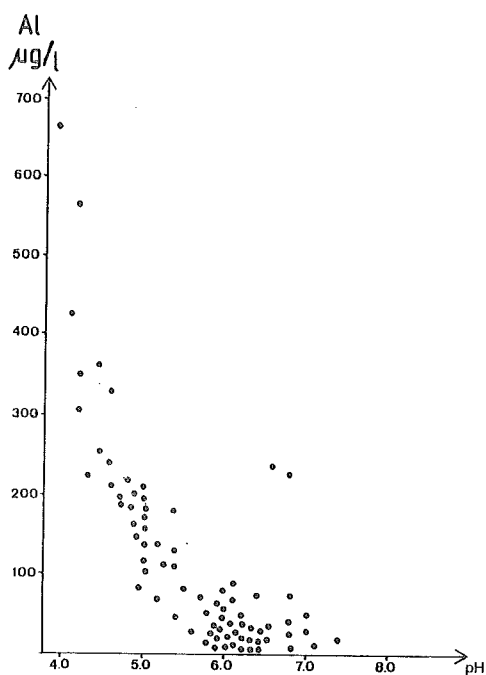


Fig. 5

Aluminiumhalter i sjövattnen. De två ensamma punkterna representerar mycket humösa vatten (Dickson 1980).

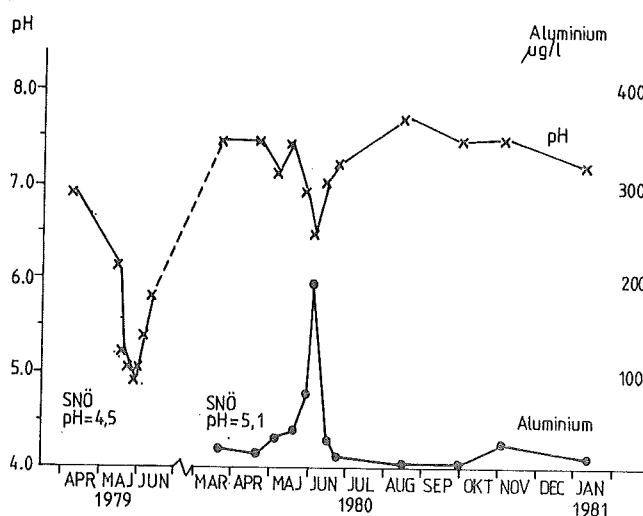


Fig. 6

pH-värden och halter aluminium i Skafsbacken, Tärnafjällen. Alkalinitetsvärdena i bäcken är ca 0.5 mekv/l under större delen av året (B. Bjärborg opubl.).

Naturligt tillföres ytvattnen små mängder tungmetaller som lösts ut från marken eller transporterats via luft från bl a vulkanutbrott. Tillförseln har under de senaste

decennierna ökat på grund av utsläpp från industrier, förbränningsmotorer m m. Nedfallsmönstret av metaller över Sverige har kunnat beskrivas med hjälp av analyser av landmossor (Rühling och Skärby 1980). Bly- och kadmiumnedfallet uppvisar de största regionala skillnaderna med de högsta värdena i sydvästra Sverige och minskande åt öster och norr, dvs ett liknande nedfallsmönster som nedfallet av försurande ämnen.

Analyser av skiktade sedimentproppar från västkustsjöar tyder på att belastningen på sjöarna här har ökat cirka 10 gånger med avseende på bly och kadmium, 5 gånger för zink och kvicksilver och 2 gånger för koppar (Johansson 1980).

Tungmetallerna som når ut till en sjö är normalt bundna till humusämnen och partiklar i vattnet som efterhand sedimenterar ut till botten. Om vattnet försuras kan emellertid metallerna frigöras från partiklarna och förekomma i vattnet en längre tid utan att fällas ut. Det gäller speciellt zink och kadmium men även t ex bly och mangan. Halten av tungmetallerna ökar därför i vattnen men minskar i det sedimenterande materialet hos sura sjöar. Det senare kan utläsas från metallinnehållet i sjösediment (figur 7). Sannolikt har även utläckaget från mark ökat pga det ökade syranedfallet vilket även detta medför förhöjda tungmetallhalter i ytvattnen.

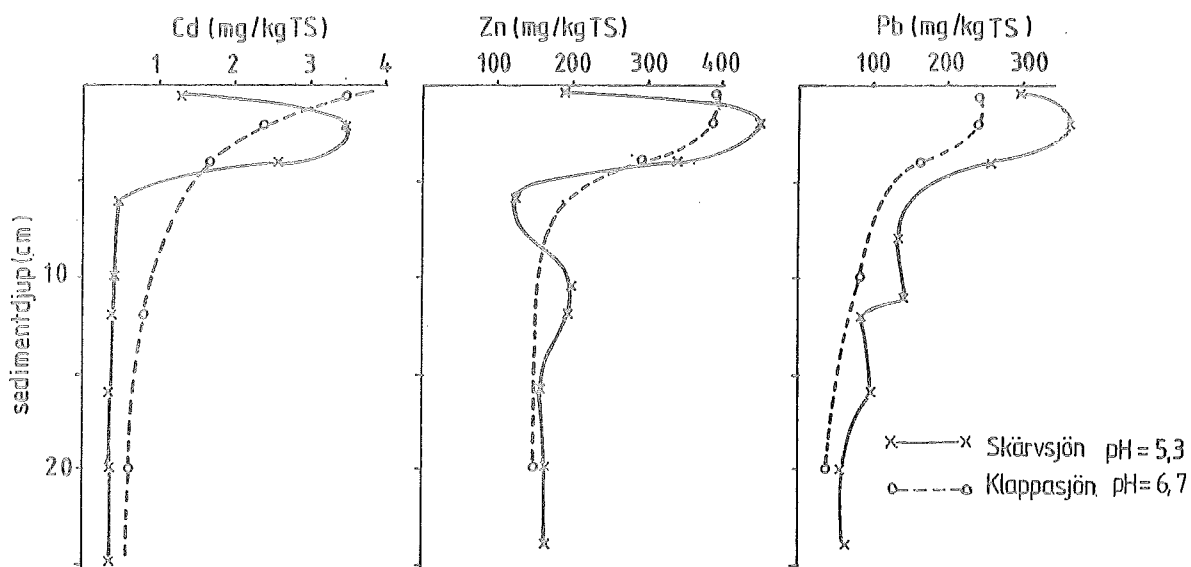


Fig. 7 Metallhalter i sediment från två sjöar i Jönköpings län.

Figur 8 visar halter av några tungmetaller i vatten i förhållande till vattnens pH-tal. I surare vatten ökar halterna av speciellt zink och kadmium mycket kraftigt. Koncentrationerna i de sjöar som nått fas 3 är ofta 10 gånger högre än vad som kan bedömas som normala bakgrundshalter. I figuren kan noteras att kadmium- och blyhalterna är ungefär lika höga i västkustsjöar och norrlandssjöar vid samma surhet i vattnet trots att luftnedfallet av metaller är betydligt högre inom västkustområdet. Det verkar alltså som om metallhalterna i ytvattnen regleras till allra största delen av de pH-beroende löslighetsjämvikterna i mark och vatten och i mindre grad av det atmosfäriska metallnedfallet.

- Sjöar i trakten kring Uddevalla (Dickson 1979)
- x Sjöar i södra norrlands inland (Borg opubl)

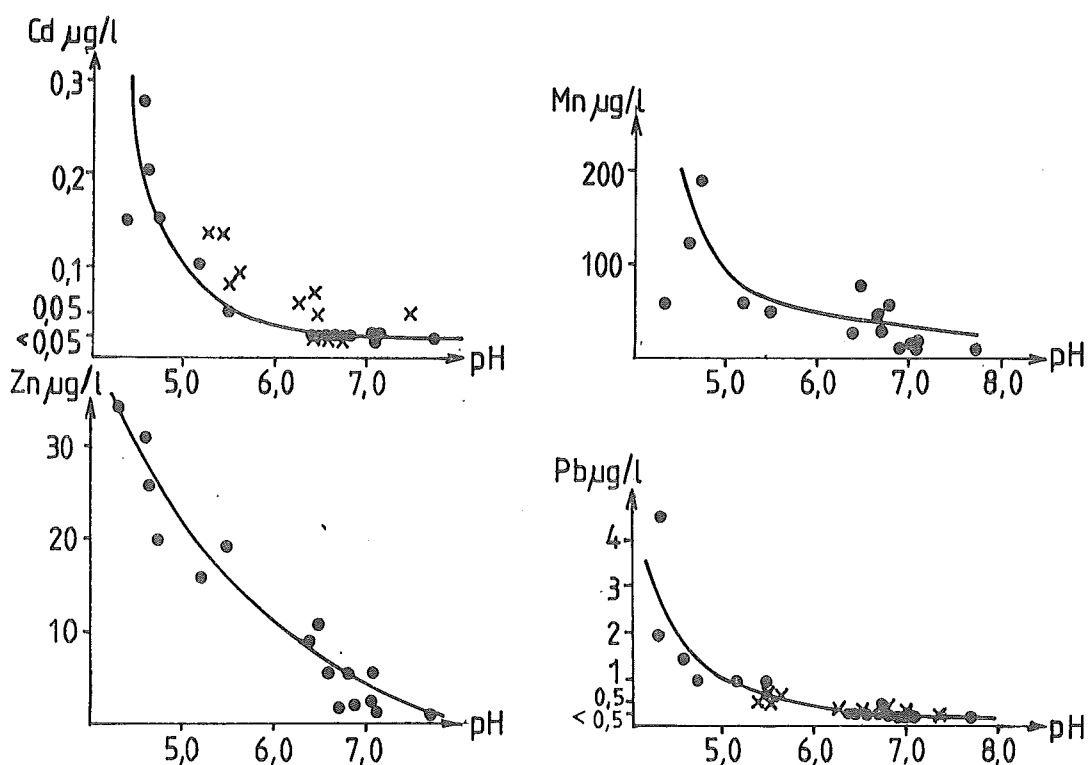


Fig. 8 Metallhalter i sjövatten

Liksom många andra ämnen uppträder tungmetallerna i starkt varierande halter under året och speciellt i rinnande vatten. Figur 9 visar kadmiumhalter i tre vattendrag med skilda alkalinitetsvärden. Här framgår att medelvärdena för kadmiumkoncentrationen i vattnen ökar i de buffertsvagaste vatten men också att årstidsvariationerna här samtidigt är betydligt större än i mer välbuffrade vatten.

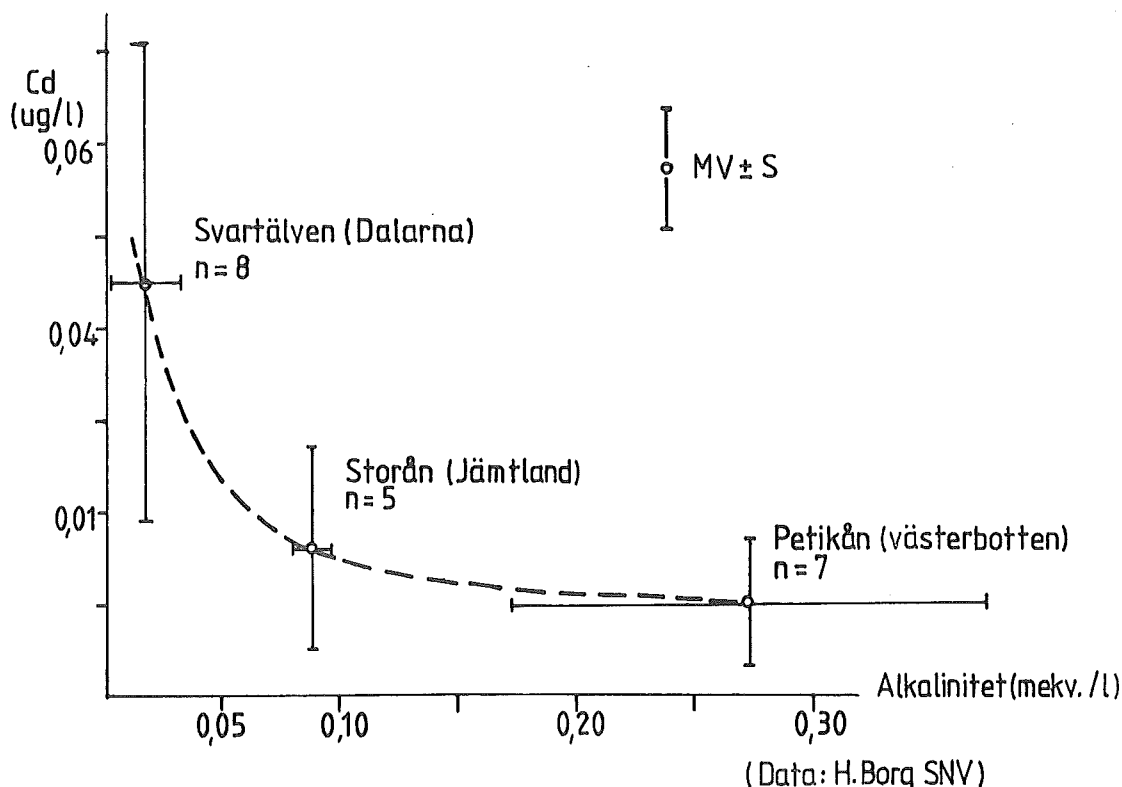


Fig. 9 Kadmiumhalter i tre vattendrag

Flera av tungmetallerna är starkt giftiga för växter och djur. Särskilt i näringsfattiga och saltfattiga vatten, d v s i samma typer av vatten som är försurningskänsliga, är riskerna för skadeverkningar större än i andra typer av vatten. De förhöjda metallhalterna i sura vatten innebär därför att de vattenlevande växterna och djuren utsätts för påtagliga risker, speciellt som tungmetallerna föreligger i former som är lättillgängliga för organismer.

Kadmium är sannolikt den enskilda metall som har störst giftverkan i de sura vattnen. Liksom många andra metaller anrikas kadmium i organismer, bl a i fisklever. Fig. 10 visar att upptaget av kadmium i fisklever är betydligt större i sura sjöar än i mer basiska.

Till en del kan tungmetallförgiftning vara en förklaring till de biologiska effekter som kan konstateras i försurade vatten.

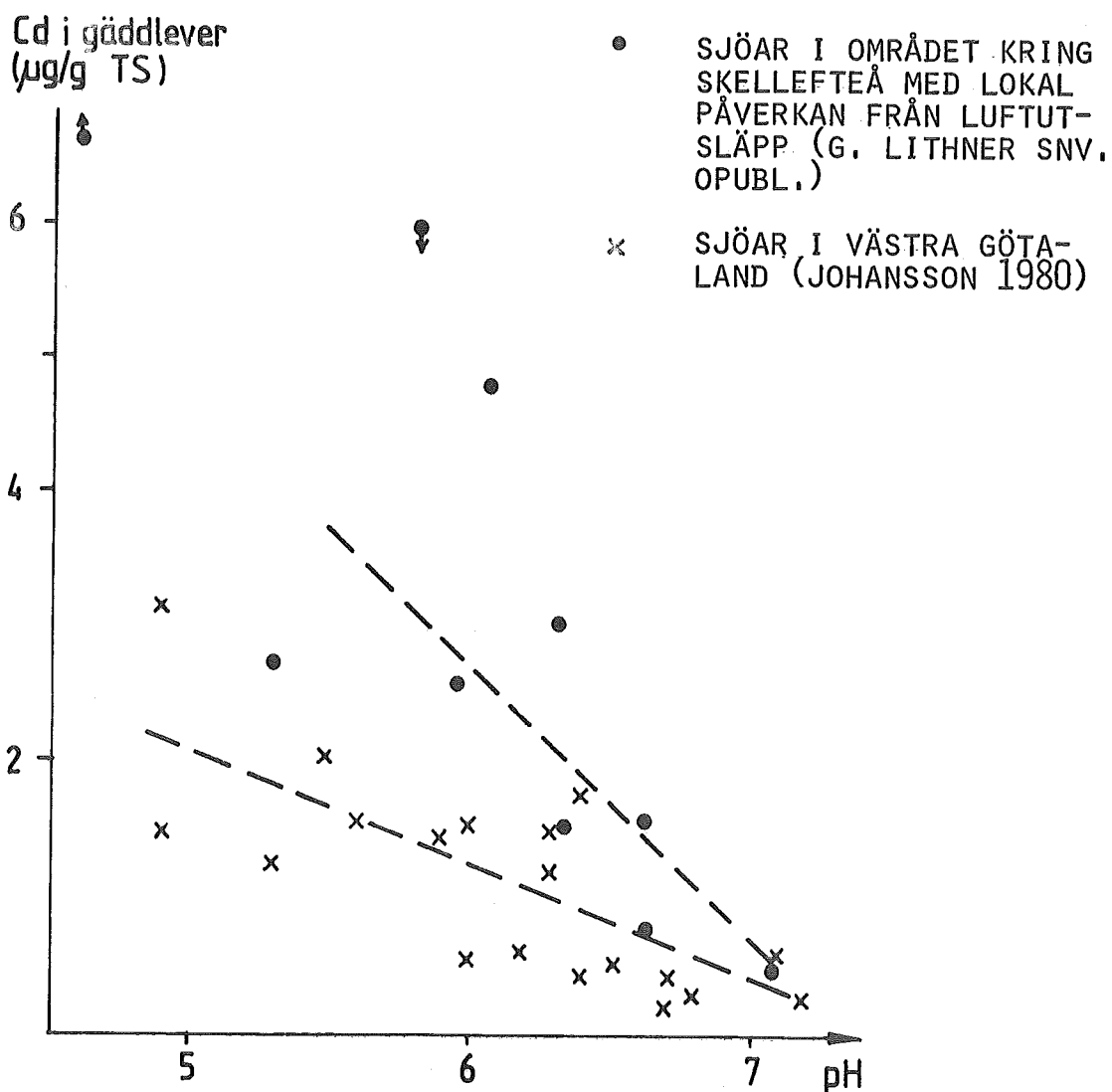


Fig. 10 Kadmiumhalter i lever hos gädda i förhållande till vattnens pH-tal.

I gäddor från sjöar i försurningskänsliga områden är halterna av kvicksilver ofta förvånansvärt höga. I ett knappt hundratal sjöar utan kända kvicksilverutsläpp har uppmätts

halter över ett mg kvicksilver per kilo muskelvävnad vilket medfört att dessa sjöar har svartlistats (fig 11). Endast en liten del av Sveriges sjöar är dock undersökta. Gäddor från de mer näringsrika och välbuffrade sjöarna innehåller i allmänhet lägre halter kvicksilver.

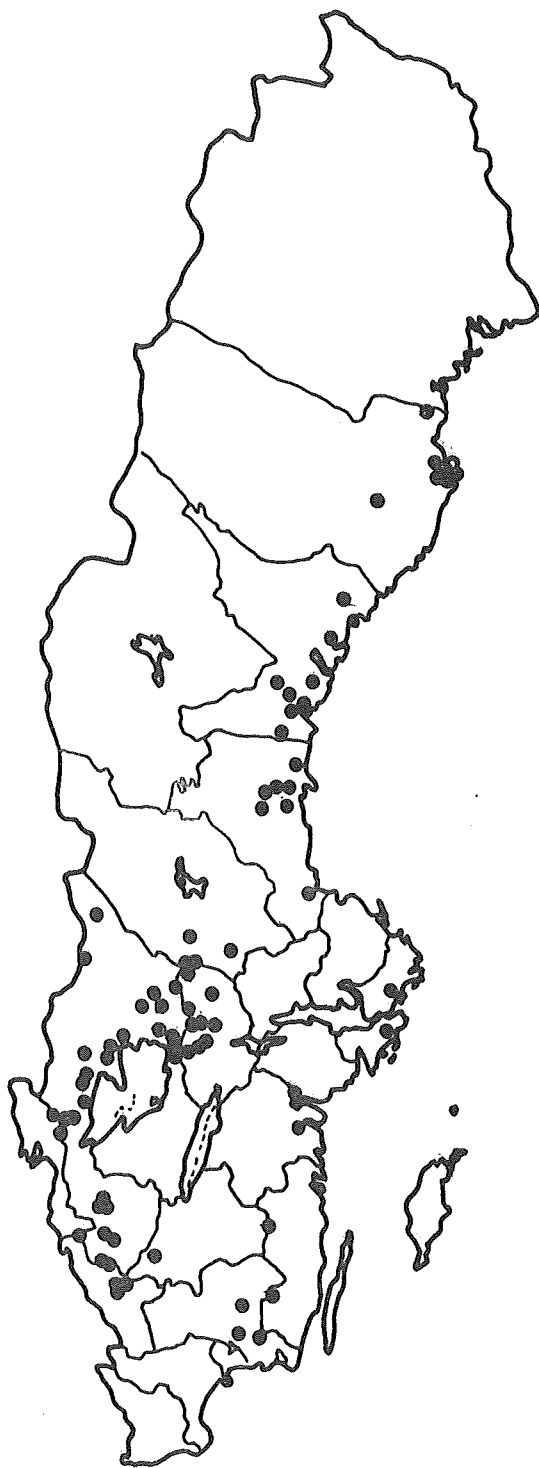


Fig. 11 Kviksilversvartlistade sjöar utan kända Hg-utsläpp till vattnet (Ohlin 1980).

Trots att utsläppen av kvicksilver reducerats starkt sedan 60-talet verkar inte kvicksilverhalterna i gädda ha minskat (Ohlin 1980). Man kan därför misstänka att den ökade försurningen av mark ochvatten har medfört att kvicksilverupptaget i organismer har ökat.

Ett samband finns också mellan högre kvicksilverhalter i gäddor och lägre pH i sjövattnen (Fig. 12). Detta samband är mycket tydligt i områden där kvicksilverutsläpp till luft förekommer som t ex i Rönnskärsområdet vid norrlands-kusten. Försurningen av vattnen har här en avgörande betydelse för kvicksilverupptaget hos gäddorna. I områden som saknar större luftutsläpp är däremot sambandet mer oklart. Västkustområdet i figur 12 är ett sådant område. Endast gäddorna i de suraste sjöarna innehåller här högre kvicksilverhalter än övriga. I sjöarna med pH över 5.5 verkar inget samband finnas. En viktig orsak till de högre kvicksilverhalterna i de suraste sjöarna anses vara att den försurningskänsliga mörten har försvunnit i många av dessa sjöar och gäddorna i stället övergått till att äta abborre som innehåller mer kvicksilver än mört (Björklund och Norling 1979).

I figuren 12 visas även kvicksilverhalter i gäddor från sjöar i norrlands inland. Halterna är här förvånansvärt höga även långt upp i landet. Trots att dessa områden inte alls är lika försurade som i västkustområdet ligger kvicksilvernivån i norrlandssjöarna upp till Västerbotten till och med något högre än i sjöarna i västkustregionen.

Något enkelt och generellt samband mellan kvicksilverhalter i gädda och vattnens pH-tal finner man alltså inte då sjöar i olika regioner jämförs.

Upptaget i fisk styrs av en rad biologiska och kemiska processer i vattnet som fungerar olika i olika typer av sjöar. Detta gör att kvicksilverhalten i fisk ofta inte är direkt kopplad till vattnets surhet utan sambandet blir ofta tämligen diffust.

Antas fördelningen av kvicksilverhalter i de undersökta sjöarna vara representativa för större områden betyder

detta att långt fler sjöar än i dag borde vara svartlistade. Antalet torde röra sig om några tusen bland de sjöar som är större än ett hektar.

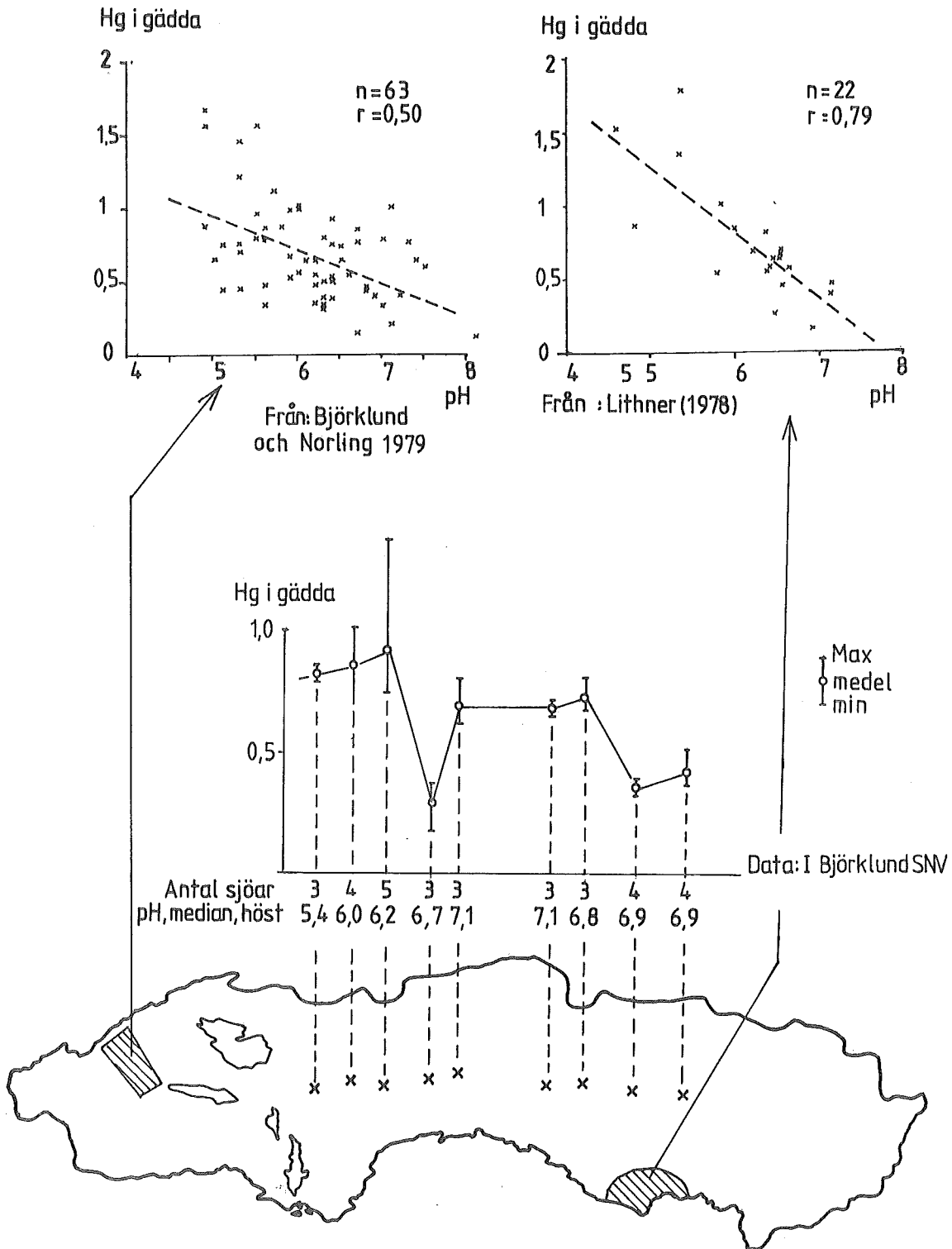


Fig. 12 Kviksilverhalter i gäddor jämfört med vattnens pH-värden i olika delar av Sverige.

Även halterna av näringsämnen i vattnen påverkas vid en försurning. Fosforkoncentrationerna är ofta anmärkningsvärt låga i Sydvästsveriges försurade sjöar, till och med lägre än i de naturligt näringsfattiga sjöarna i norra Sverige. Sannolikt hänger detta samman med de höga aluminiumhalterna i de sura vattnen. När aluminium bildar hydroxider binds även fosfor till flockarna som sedan fälls ut till botten eller redan i marken (Dickson 1980). Detta är samma process som används i kommunala reningsverk för att minska fosforhalterna i avloppsvatten. Möjligen kan också recirkulationen av fosfor i sura vatten ha minskat genom att den mikrobiologiska nedbrytningen av organisk substans - där fosfor finns bundet - har minskat (se även sidan 28).

Halterna av näringsämnen nitrat och ibland också ammonium är däremot ofta höga i sura sjöar även under sommarperioden vilket inte är vanligt i andra sjöar. Detta kan delvis hänga samman med att luftnedfallet av dessa ämnen är större i områden med sur nederbörd. En betydande del av syran i nederbörden utgörs av salpetersyra som löst i vatten återfinns i form av vätejoner och nitratjoner. Men detta är inte hela förklaringen. I icke sura sjöar förbrukas dessa kväveföreningar av växter och genom mikrobiologisk omvandling under sommaren. I sura sjöar sker tydligen inte dessa processer lika effektivt som i opåverkade vatten.

Förutom fosfor och kväve finns även andra ämnen som är viktiga för vattenväxternas tillväxt och som kan förekomma i så låga koncentrationer att de kan vara begränsande för hur stor produktionen blir. Ett sådant ämne är selen. I laboratorieförsök har visats att vissa planktonarter kan vara tillväxthämmade pga selenbrist (Lindström 1980).

Även selen påverkas av försurningen. I sura sjöar är halten bioaktivt selen anmärkningsvärt låg i jämförelse med halterna i mer basiska sjöar och i sjöar där pH-värdena höjts genom kalkning (figur 13). Selen har också intresse eftersom detta element i toxikologiskt hänseende antas kunna motverka andra metallers giftverkan.

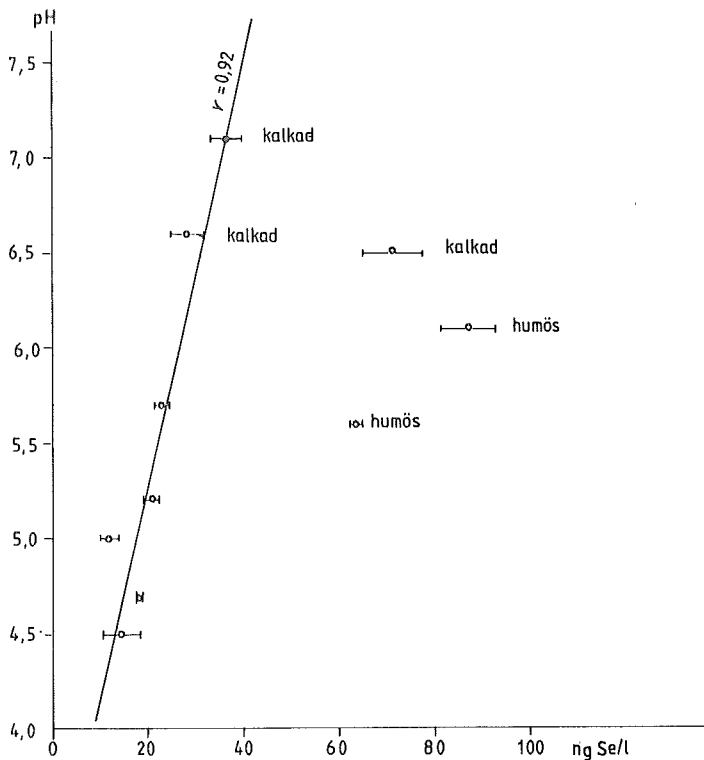


Fig. 13 Bioaktivt selen i sjövatten (K. Lindström opubl.).

Försurningseffekter på organismer i ytvatten

Redan från tidsperioden 1911-1925 finns uppgifter om massdöd av lax i sydnorska älvar vid åtminstone fem tillfällen. Samtliga dessa fiskdödar inträffade efter kraftiga höstregn eller snabb snösmältning (Leivestad et al. 1976). År 1926 finns även en rapport om att kläckningsanstalterna för lax i samma område hade stora problem med hög dödlighet på rom och yngel. Eftersom man redan då misstänkte att surhetsgraden kunde vara orsak till dödligheten, behandlades vattnet med kalk, varvid överlevnaden ökade (op. cit.).

Från svenska vatten vet vi att mörten i Surtesjön i göteborgstrakten dog ut omkring 1925 och att senare försök till återinplantering av arten misslyckats (Almer och Hanson 1980). Sjöarna i detta område tillhör i dag de absolut mest försurade i vårt land.

Trots dessa tidiga upptäckter var det inte förrän under 1960-talet, som vi kom att riktigt uppmärksamma problemets omfatt-

ning. I dag är dock kunskapen om de biologiska effekterna av försurning av våra vatten tämligen goda. Vi har även, inom flera områden, kommit en god bit på väg då det gäller att förstå orsakerna och mekanismerna bakom de många gånger drastiska förändringar som observeras då ett vattens pH-värde sjunker. Våra vattens "utseende" och "funktion" är ett resultat av ett mycket finstämt och komplicerat samspel mellan biologiska och icke biologiska faktorer. Om någon faktor (t ex surhetsgraden) ökar eller minskar påverkas naturligtvis i första hand organismer som är särskilt känsliga för förändringar av just denna faktor. En ökning eller minskning av en viss organism eller organismgrupp leder oftast även i sig till mycket stora förändringar i hela ekosystemet. Därför kan det, till en början, vara svårt att skilja på effekter som direkt orsakas av t ex försämrad vattenkvalitet, och mera indirekta effekter, som orsakas av biologiska förändringar i ekosystemet. I det följande redovisas effekter av försurning på de olika trofinivåerna samt diskuteras något om orsakerna till de iakttagna effekterna.

Nedbrytare

I sjöar och vattendrag sker en uppbyggnad av organiskt material med hjälp av näringsämnen och solljus. I vissa sjötyper och framför allt i rinnande vatten är dessutom näringstillskottet av organiskt material från omgivningarna avsevärt. I ett fungerande ekosystem bryts det producerade eller tillförda materialet ned och de frigjorda näringsämnena kan åter användas vid växternas tillväxt och produktion. Nedbrytningen utförs i sista ledet av svampar och bakterier. Innan dess har dock nedbrytningen underlättats genom att materialet bearbetats och finfördelats av växt- och detritusätande djur.

I försurade vatten är emellertid en ackumulering av organiskt material, främst döda växtdelar, kvistar, barr och löv, mycket märkbar. Man har också visat att nedbrytningen av löv är långsammare i sura vatten än vid högre pH-värde (Traaen 1980). Orsaken härtill är troligen främst den ringa mängden detritusätande organismer i sura vatten. En normal nedbrytning av grövre organiskt material tycks kräva att detta först finfördelas av detritusätande djur (Friberg et al. 1980, op. cit.).

Organiskt material förekommer dock även i mer eller mindre finpartikulär form, ex humus och döda planktiska organismer, i vattnet. Nedbrytning av detta sker dels i fria vattnet och dels sedan partiklarna sedimenterat till botten. Denna nedbrytning förefaller att i mindre grad hämmas av låga pH-värden. Man har sålunda inte kunnat påvisa några skillnader i bakterieantal i vattnet (Traaen 1980) och endast små skillnader i nedbrytningshastighet på djupare bottnar (Gahnström et al. 1980) mellan sura och icke sura sjöar. Å andra sidan har man visat att en pH-förhöjning genom kalkning leder till ökad nedbrytning i djupare belägna bottnar (op. cit.) och ett ökat antal heterotrofa bakterier i vattnet (Thompson och Croll 1974), varför det är troligt att även nedbrytningen av de finare fraktionerna av det organiska materialet påverkas av pH-värdet.

Genom den lägre nedbrytningshastigheten minskar tillgången på växtnäringsämnen, vilket är en av anledningarna till den ringa produktionsförmågan i sura vatten (se sid. 28).

Alger

Alger förekommer antingen fritt svävande i sjöarna (fytoplankton) eller fastsittande (bentiska alger) på t ex grenar, kvistar, stenar eller vattenvegetation i sjöar och rinnande vatten.

Dessa alger utnyttjar i vattnet lösta näringsämnen och solljus för sin tillväxt och produktion av organiskt material och utgör därför tillsammans med de högre vattenväxterna en väsentlig del av grundförutsättningen för andra organismers liv i vattnet.

Båda dessa alggrupper innefattar en mängd arter med i många fall mycket specifika krav på vattenkvalitet. Man kan därför med ganska god noggrannhet uttala sig om vilken typ av vatten ett prov med en viss algsammansättning kommer ifrån. De i dag försurade eller hotade sjöarna är näringsfattiga vatten med ett större eller mindre inslag av brunfärgade humusämnen. Vid pH 6 eller däröver innehåller sjöar av denna typ vanligtvis 30-80 fytoplanktonarter (Almer et al. 1978) (Fig. 14). Flerparten av arterna är relativt små till storleken och tillhör familjerna grönalger (Chlorophyceae) eller guldalger (Chrysophyceae), men även bland kiselalger (Diatomeae), blågrönalger (Cyanophyceae) och pansarflagellater (Pyrrophyta) kan artrikedomen vara stor.

Som synes av figuren minskar antalet arter markant då pH-värdet minskar och den kraftigaste förändringen sker redan i pH-intervallet 5-6. I de suraste vattnen är artantalet vanligen 5-10, men sjöar med endast tre arter har påträffats. De mest påtagliga skillnaderna mellan icke sura och sura sjöar är att kiselalger och blågröna alger saknas helt i de sistnämnda och att artantalet inom familjerna grön- och guldalger minskat kraftigt i samma sjöar. Trots minskningen dominerar dock guldalger tillsammans med pansarflagellater artsammansättningen i de suraste vattnen.

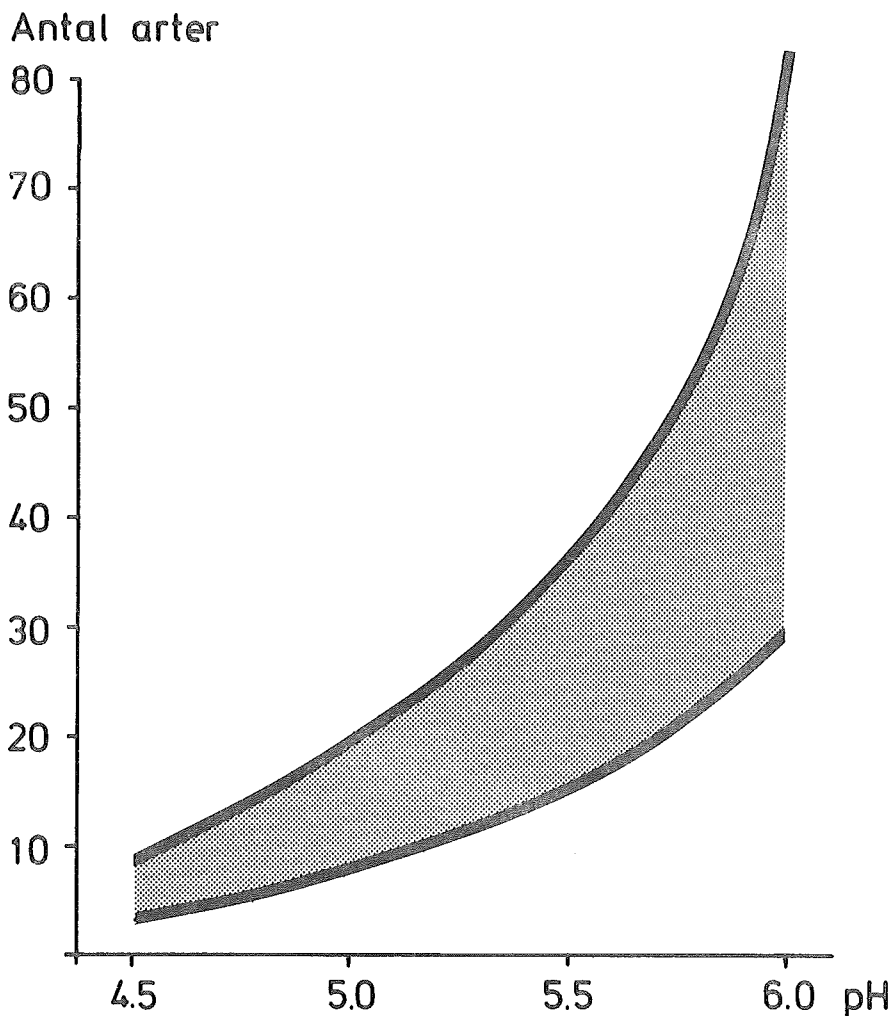


Fig. 14 Observerat antal växtplanktonarter i sydsvenska sjöar med olika pH-värden. (Fiskeristyrelsen och Statens naturvårdsverk 1981).

Även de fastsittande algerna reagerar på motsvarande sätt och antalet arter minskar drastiskt då pH-värdet sjunker. I första hand drabbas de vid högre pH-värden dominanta kiselalgerna.

I sura sjöar och rinnande vatten får man ofta i stället en massutveckling av en trådformig grönalg (*Mougeotia*) (Leivestad et al. 1976, Müller 1980). Denna art lever visserligen större delen av sitt liv fastsittande, men kan även tidvis förekomma svävande i sjöarnas fria vatten.

Trots att algernas artantal minskar med pH-värdet innehåller de suraste vattnen många gånger de högsta biomassorna. Detta faktum kan illustreras med fytoplanktonbiomassans variation i 58 västkustsjöar i pH-intervallet <4.5->6.2 (Fig. 15).

Algmängden minskar visserligen i pH-intervallet >6.2-5.1, men är störst i de suraste sjöarna. Förklaringen till detta är troligtvis att de arter som förekommer i dessa vatten har förhållandevis låga krav på framför allt fosfortillgång genom att de är stora och långlivade. Vidare är avbetningen från djurplankton liten i de suraste vattnen, på grund av att många filtrerande planktiska kräftdjur saknas i dessa sjöar.

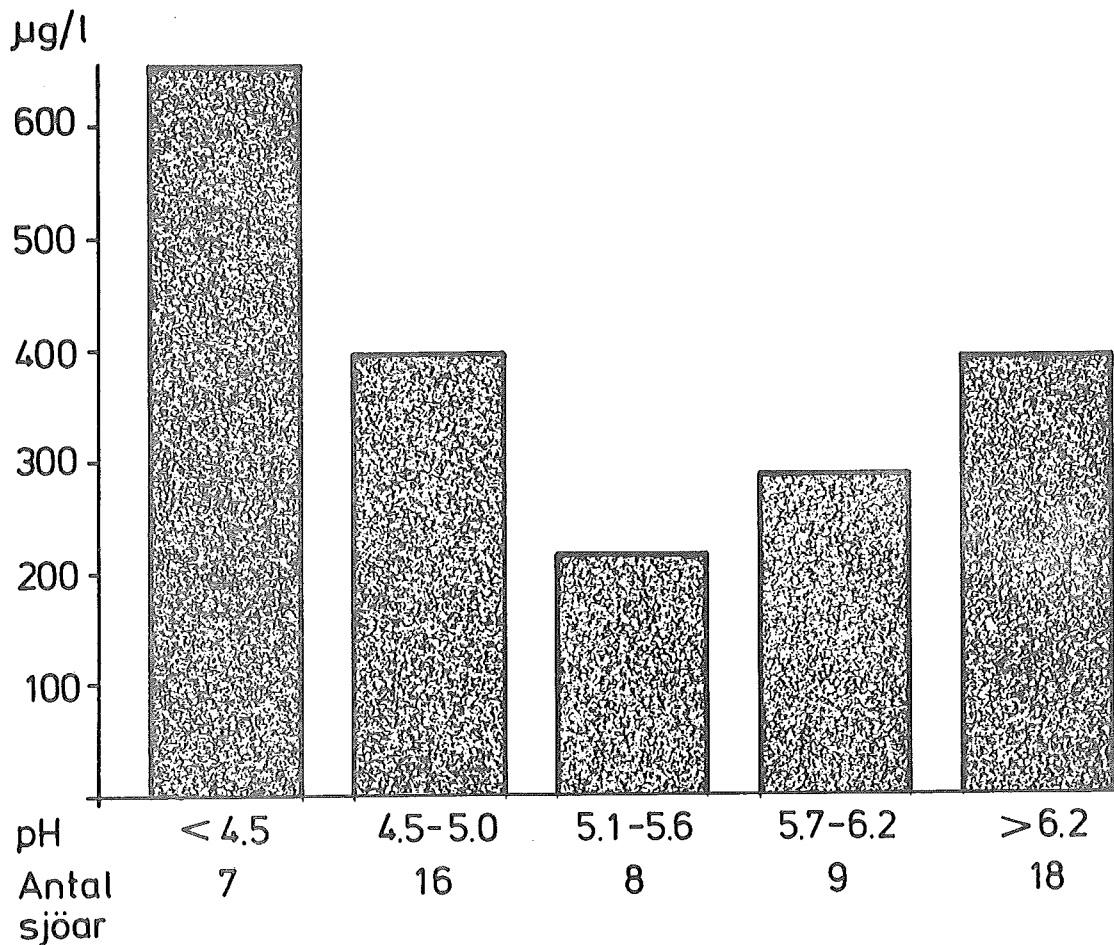


Fig. 15 Medelbiomassan av växtplankton i olika pH-intervall i 58 västsvenska sjöar. (Almer et al. 1978).

Även i rinnande vatten har de högsta biomassorna påträffats vid mycket sura förhållanden (Leivestad et al. 1976). Orsaken är massutveckling av en enda art (*Mougeotia*). Anledning här-till kan antingen vara att arten i fråga trivs speciellt bra i surt vatten, men då stora delar av algbiomassan förefaller att vara inaktiv, d v s mer eller mindre död, verkar den troligaste förklaringen vara att den i sura vatten ringa av-betningen från djur samt långsamma nedbrytningen resulterar i en ackumulering av alger under tillväxtsäsongen.

Algsamhällenas kvalitativa sammansättning har, tillsammans med deras tillväxt och produktion, största betydelse för näringstillgången för djurplankton och bottenlevande djur. I sura vatten är den totala produktionen hög (op. cit., Almer et al. 1978), på grund av den höga biomassan och/eller gynn-samt ljusklimat i vatten av denna typ. Om man i stället ut-trycker fytoplanktonproduktionen/l och den bentiska produktio-nen/ μg klorofyll visar det sig i stället att produktionen ofta är lägst i sura vatten.

Anledning till den låga produktionen är brist på växtnärings-ämnen. I majoriteten av våra skogssjöar är fosfor det närings-ämne som begränsar algernas tillväxt och i västsvenska sjöar råder ett gott samband mellan vattnets pH-värde och fosforhalt (Hörnström et al. 1973). Orsak till den ringa fosformängden i försurade vatten är sannolikt att urlakningen av ämnet från tillrinningsområdet minskar då marken blir surare (Broberg och Persson 1981) och att den interna närsaltsammansättningen är nedsatt.

Planktiskt levande organismer kan producera enzym (fosfataser), vilka påverkar regenereringen av organiskt bundet fosfor. Fosfatasaktiviteten kan därför sägas vara ett mått på fosfat-tillgången i ett vatten. Sura sjöar har också visat sig inne-hålla betydligt högre fosfatasaktiviteter än andra närings-fattiga sjöar. Dessutom vet man att förhöjda halter av alumi-nium och troligen även järn nedsätter enzymens effektivitet. Organismerna stimuleras dock härvid till ökad fosfatasproduk-tion. Resultaten visar därför att fosfattillgången i sura sjöar är kraftigt begränsande för algernas tillväxt och att koncentrationen av aluminium och även järn kan påverka fosfor-omsättningen (Jansson 1981, Jansson et al. 1981).

Slutsatsen blir därför att den minskade specifika produktionen och den variationsfattiga artsammansättningen samt dominansen av storvuxna fytoplanktonarter gör att näringsutbudet för växt- och detritusätande djurplankton och bottendjur är dåligt i sura vatten.

Högre vattenväxter

En av de lättast iakttagbara effekterna av en försurning i en sjö är en kraftig expansion av vitmossor (*Sphagnum* spp.). Även om mossor förekommer i praktiskt taget alla typer av vatten, påträffas vitmossor mycket sällan i sjöar med pH över 6.

I samband med en undersökning av ett stort antal västkustsjöar, karterades förekomsten av vitmossa och man noterade hur stor del av bottenarna som täcktes av dessa växter (täckningsgrad) (Grahn 1981). Som synes av Fig. 16 uppträder de största vitmossmängderna nästan alltid i de suraste sjöarna. De enda undantagen är sjöar med mycket brunfärgat vatten, där vitmossorna, troligen på grund av dåligt ljus och/eller olämpliga stränder, inte tycks trivas. Vidare kan man även se att vitmossorna saknar betydelse i sjöar med högre pH och att täckningsgraden ökar ganska drastiskt då pH-värdet närmar sig 5.

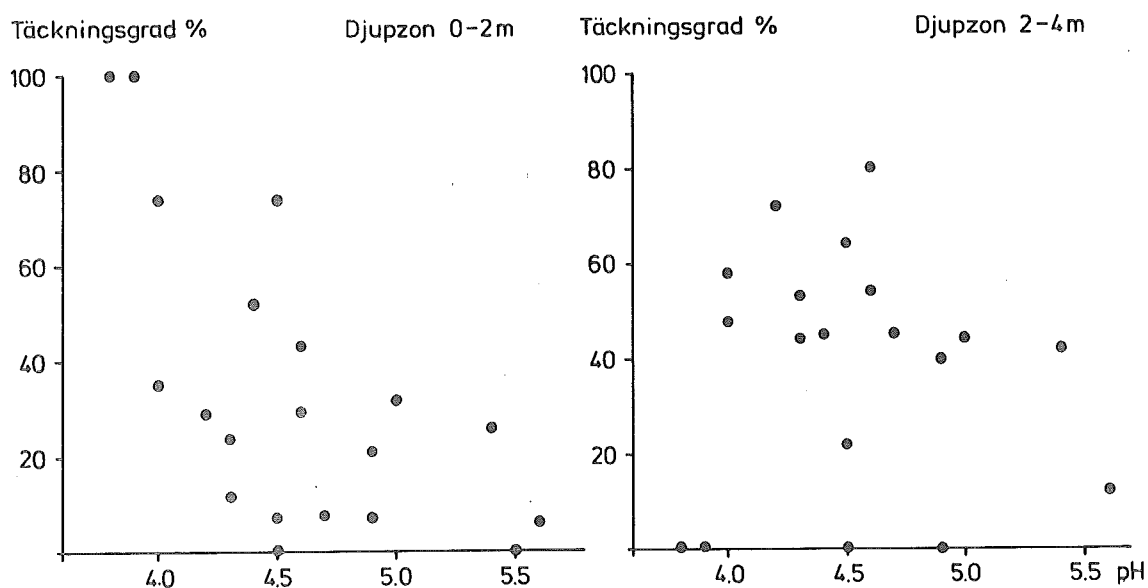


Fig. 16 Täckningsgraden av vitmossa vid olika pH-värden i västsvenska sjöar (Grahn 1981).

Att mossornas utbredning och täckningsgrad ökar kraftigt då en sjö blir alltmer sur illustreras i Fig. 17. Resultaten är från en näringsfattig sjö i Värmland (Grahn 1977), där pH-värdet under tiden 1967-1974 minskade från 5.8 till ca 5.0. Vitmossorna karterades på två olika lokaler och tre olika djupområden. Den ena lokalen (A) var belägen vid en sol- och vindexponerad strand, medan den andra (B) var en skuggig och vindskyddad vik. På den exponerade lokalen skedde ingen utveckling av mossorna, medan täckningsgraden på den andra lokalen ökade från 8 till 63% under de sju åren (Fig. 17a).

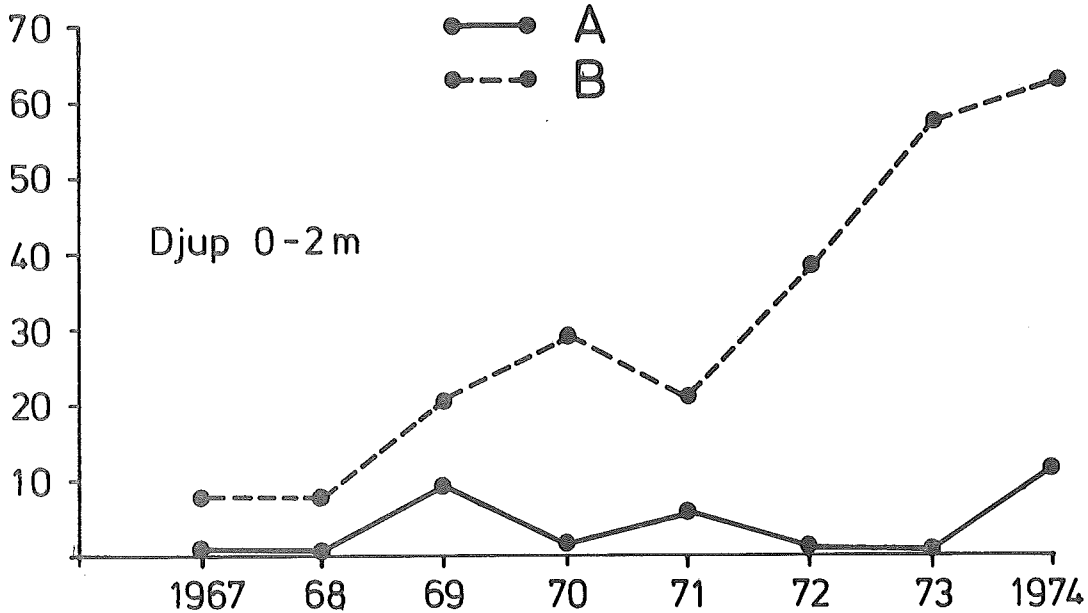
Vitmossorna är, liksom andra växter, beroende av ljus för sin assimilation och tillväxt. Tidigare har omtalats att en försurning av en sjö ofta medför att siktdjupet ökar, d v s ljuset kan tränga ned till större djup. Detta får till följd att mossorna kan kolonisera botten där ljuset tidigare varit otillräckligt. Som synes i Fig. 17b har vitmossornas täckningsgrad på de två lokalerna på 4-6 meters djup ökat från 4-12% 1967 till 27-44% 1974. I samma sjö var siktdjupet fyra meter 1939 och 1973 uppmättes åtta meter.

Vitmossorna tycks alltså direkt gynnas av ett sjunkande pH-värde. I måttligt sura och mindre klara sjöar är dessa mossor dessutom begränsade till grunda områden som är skyddade för sol och vind. I en sur och klar sjö däremot kan de expandera över djupare belägna botten.

Bland mossorna finns dock även arter som är mycket känsliga för surt vatten. En sådan art är kärr-klomossa (*Scorpidium scorpioides*), som förutom i sjöar även förekommer i s k rik-kärr. Det är oklart hur vanlig arten är i svenska sjöar, men vid en undersökning av ett vattensystem i Jämtland med pH 6.5-7.0 var kärr-klomossan en av de vanligast förekommande mossarterna (F. Eriksson muntl. medd.). En annan undersökning av 22 sjöar i södra Småland år 1902 visade att arten fanns i 12 av vattnen. Två av dessa sjöar med tidigare rika bestånd av kärr-klomossa undersöktes på nytt 1977, varvid död mossa och enstaka levande exemplar hittades i en sjö med pH-värde omkring 6 och i den andra sjön, där pH-värdet var straxt under 6, fanns endast död mossa (op. cit.).

a

Täckningsgrad %



b

Täckningsgrad %

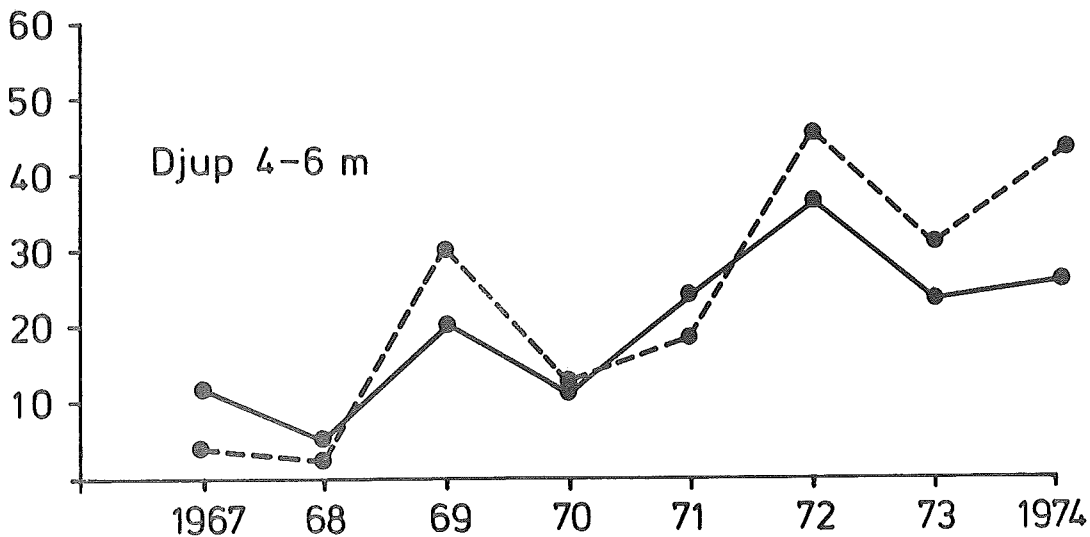


Fig. 17 Utvecklingen av vitmossor på två lokaler i samma sjö under åren 1967-74. (Hultberg och Grahn 1975)

Även i några klara och näringsfattiga skogssjöar i Bergslagen fanns arten på 1930-40-talen då pH-värdet var ca 6.5. I dag då pH-värdet i dessa sjöar är omkring 5.5 kan man endast hitta döda exemplar. Det förefaller därför helt klart att kärr-klo-mossan är en mycket känslig mossart, som försvinner redan då pH-värdet närmar sig 6 (op. cit.).

Typväxter i näringsfattiga sjöar med fastare stränder är de s k rosettväxterna: notblomster (*Lobelia dortmanna*), braxen-gräs (*Isoetes lacustris*, *I. echinospora*) och strandpryl (*Litorella uniflora*), vilka fläckvis kan utgöra heltäckande mattor på bottenarna. Dessa växter utnyttjar CO_2 som kolkälla och tar sin näring från bottensedimentet via rötterna och borde därför inte vara speciellt känsliga för låga pH-värden (Hultberg och Grahn 1975). Laboratorieförsök har dock visat att tillväxten hos notblomster var lägre vid pH 4 än vid högre pH-värden (Leivestad et al. 1976).

Den allmänna erfarenheten är också att rosettväxterna minskar kraftigt vid en försurning, trots att pH-värdet knappast är skadligt lågt. Orsakerna till deras minskning är säkert flera. Den omtalade vitmosseinvasionen och den i västsverige ganska vanliga alg-filten tycks innebära att rosettväxterna helt enkelt blir övervuxna. Det är nämligen inte ovanligt att man under en tät mossmatta hittar mer eller mindre döda rosettväxter. Vidare är dessa växter uppenbarligen beroende av ganska fast botten för att få fäste för sina rötter. I sura sjöar sker ofta, som tidigare nämnts, en ansamling av organiskt material i strandzonen, varför det är mycket troligt att botten-substratet blir mindre lämpligt för dessa växter. Slutligen kan man också tänka sig att tillgången på oorganiska näringsämnen är liten i de försurade grunda bottenarna, vilket även det torde missgynna rosettväxterna.

En annan vattenväxt som tycks minska, troligen på grund av försämrad närsalttillgång i sura sjöar, är den vanliga bladvassen (*Phragmites communis*). Bladvassen är visserligen på intet sätt typisk i näringsfattiga sjöar, men förekommer ändå ofta i större eller mindre bestånd. Dessa bestånd glesnar ofta betydligt med tilltagande försurning.

Genom utbredningen av gammal död rotmatta kan man även konstatera, att bladvassen tidigare hade en betydligt större utbredning i de nu sura sjöarna (F. Eriksson, muntl. medd.).

Även de s k långskottsväxterna (bl a olika natearter) tycks vara mycket känsliga för försurning. Orsaken härtill är inte alls klarlagd, men eftersom åtminstone vissa natearter tycks

trivas bäst i näringsrikare vatten, ligger det nära till hands att tro att den ringa näringstillgången i sura vatten kan ha avgörande betydelse även här (op. cit.).

Däremot finns inga observationer som tyder på att näckrosor skulle ta skada av surt vatten. Även om både vattenkvalitet och ytsedimentens struktur, pH-värde och näringsinnehåll skulle förändras, är det troligt att dessa växter genom sina kraftfulla och framför allt djupgående rötter kommer att förbli opåverkade för lång tid (op. cit.). I ett mycket surt vatten i England, med pH-värden straxt över 3, var också den gula näckrosen (*Nyphar luteum*) en av mycket få överlevande arter (Gosling och Baker 1980).

Djurplankton

Djurplankton är egentligen en gemensam benämning på samtliga djur som förekommer simmande i sjöarnas fria vatten. I det följande behandlas dock huvudsakligen effekterna på kräftdjur (Crustacea), samt i någon mån effekterna på hjuldjur (Rotatoria), buksimmare (Corixidae) samt larver av några arter tillhörande tvåvingarna (Chaoboridae). Dessa djur kan antingen livnära sig på växtplankton, detritus och bakterier eller kan vara rovlevande.

Vid en undersökning av sammanlagt 84 sjöar i västsverige visade det sig att i sjöar med pH över 6.0 fanns 10-16 arter av hjul- och kräftdjur, medan vatten med pH under 5.0 endast innehöll 5-10 arter (Almer et al. 1978). Resultaten av en liknande undersökning i Norge visas i Fig. 18. Här har sjöarna indelats i tre grupper: sura klarvattenssjöar, sura brunvattenssjöar och mindre sura sjöar. Som synes fanns i medeltal 6-7 arter av hinnkräftor (Cladocera) i de mindre sura sjöarna, medan de sura sjöarna innehöll ca två resp fyra arter. Något mindre är effekterna på hoppkräftor (Copepoda) och hjuldjur (Rotatoria) och av dessa organismer påträffades i medeltal 1-2 färre arter i de sura än i mindre sura sjöar. Vidare framgår klart att de sura klarvattenssjöarna alltid innehåller ett betydligt lägre antal arter än de sura brunvattenssjöarna. Utöver dessa skillnader har man också konstaterat att djurplanktonsamhället i de suraste

Antal arter

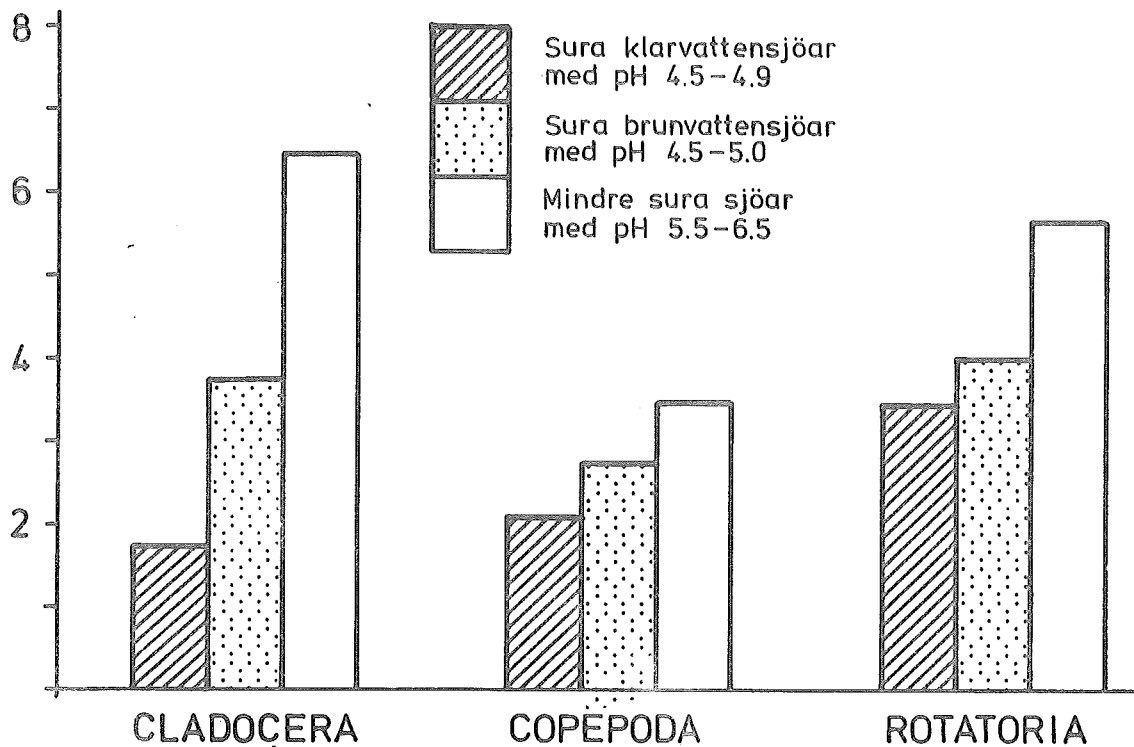


Fig. 18 Antalet djurplanktonarter i sura klarvattensjöar, sura brunvattensjöar och mindre sura sjöar (Hobaek och Raddum 1980).

sjöarna oftast helt domineras av en enda art, vanligtvis en hopp- (*Eudiaptomus gracilis*) eller en hinnkräfta (*Bosmina longirostris*) (Hobaek och Raddum 1980).

Det mycket ringa artantalet i försurade vatten, kan synas förbryllande. Samtliga här saknade arter, utom några få ex *Daphnia* spp., har nämligen i olika sammanhang visat sig klara pH-värden på 4.0-4.5. I en måttligt humös sjö (50 mg Pt/l) förekom även en daphniaart (*D. cristata*) vanligt i abborrfödan, trots att pH-värdet i sjön var lågt (4.7-5.2) (Nyberg 1976). Det torde därför vara ganska klart att det låga pH-värdet i sig oftast inte är orsak till att dessa djur saknas i sura vatten. Det bör kanske nämnas att man mycket sällan, och i så fall endast tillfälligtvis, uppmätt pH-värden under 4.5 i av nederbörd försurade sjöar (se sid. 9).

Man har också visat att aluminium är giftigt för fisk (Baker och Schofield 1980, Rosseland 1980) och sannolikt påverkas även de planktiska organismerna av aluminium. Som synes i Fig. 18

är artantalet alltid högre i de bruna och sura sjöarna än i motsvarande klarvattenssjöar och då man samtidigt vet att organiskt bundet aluminium är föga giftigt (Baker och Schofield 1980), talar detta för att aluminiumförgiftning kan vara en av anledningarna till det mycket låga artantalet i de sura klarvattenssjöarna.

Sannolikt har dock ekologiska förändringar, i form av förändring av tillgång och sammansättning på födan samt förändrade konkurrens- och predationsförhållanden, en betydligt större effekt och framför allt i ett tidigare försurningsskede. En organismgrupp, som i mycket hög grad förmår att påverka djurplanktonsammansättningen, är fiskarna. Detta sker både direkt, genom att fiskarna äter vissa planktondjur, och indirekt, genom att de äter av andra djur, som i annat fall i sin tur skulle ha ätit djurplankton. Man har också visat, att ett utrotande av fiskarna i en icke sur sjö fick praktiskt taget samma effekt på djurplanktonsammansättningen som en försurning (Eriksson et al. 1980a).

I vatten med svaga fiskbestånd eller avsaknad av fisk, kan därför andra djurgrupper, bland annat buksimmare (Corixidae) och planktonmygglarver (Chaoboridae), utvecklas kraftigt. Dessa djur påverkar sedan genom predation djurplanktonsammansättningen i mycket hög grad.

Erfarenheterna hittills antyder därför att ekologiska förändringar på andra trofinivåer får effekter på djurplanktonsamhället redan innan effekter av lågt pH-värde eller höga aluminiumhalter gör sig gällande.

Bottendjur

Bottenfaunan i sjöar och rinnande vatten består till övervägande del av vattenlevande insekter och insektslarver, men även andra grupper såsom glattmaskar (Oligochaeta), iglar (Hirudinea), kräftdjur (Crustacea), snäckor (Gastropoda) och musslor (Mollusca) har stor betydelse. En generell effekt av försurningen är att artantalet minskar kraftigt även bland dessa djur.

Till de för lågt pH-värde absolut känsligaste djuren hör snäckorna. Vid en undersökning av 1 000 sjöar i Norge visade det sig att

antalet arter av snäckor minskade mycket drastiskt redan vid pH-värden om 6.0 och att inga arter påträffades under 5.2 (Fig. 19) (J. Økland 1980). Effekterna är i stort sett desamma på musslorna, även om några få arter av dessa tycks klara relativt sura förhållanden (Raddum 1980).

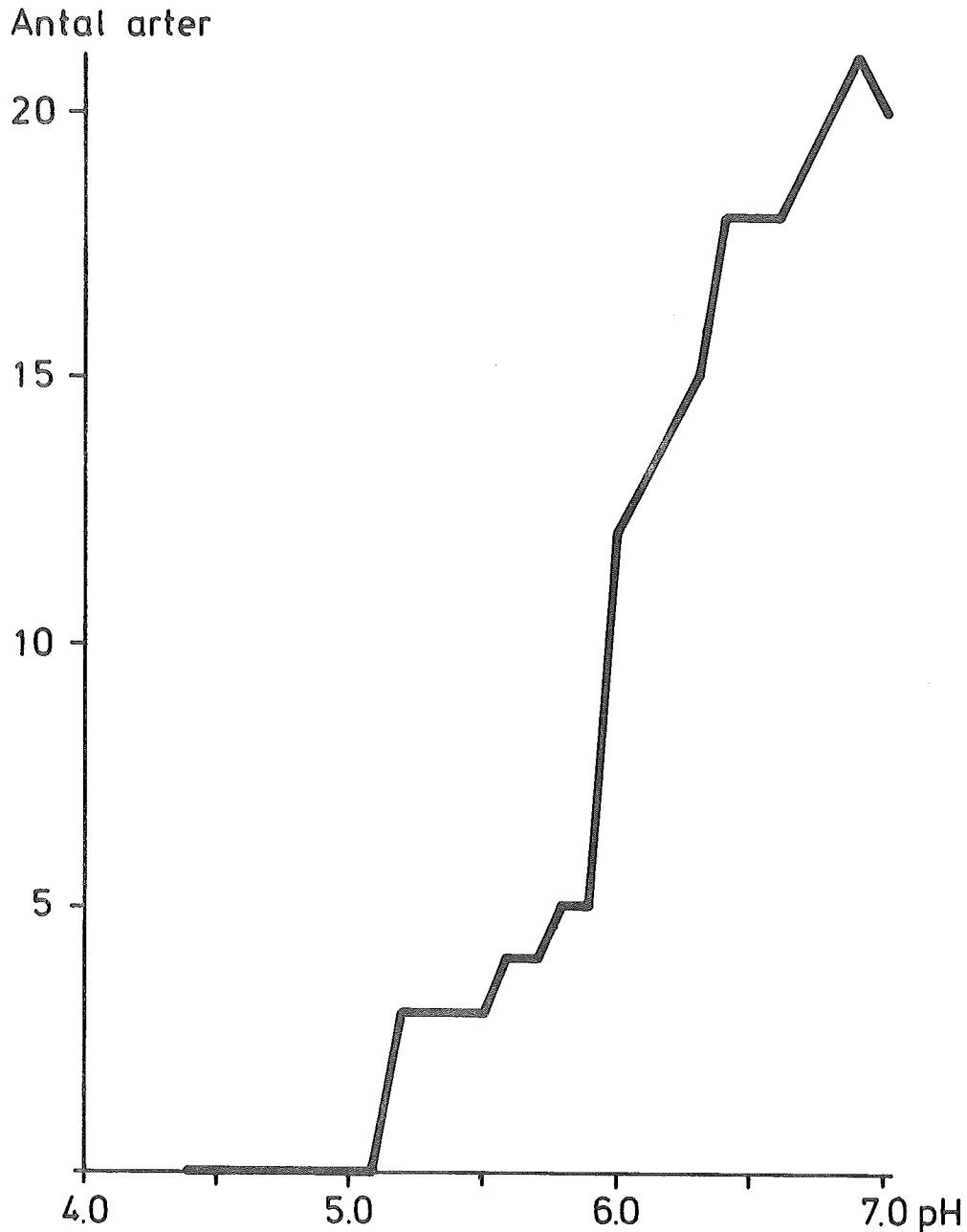


Fig. 19 Antalet funna snäckarter vid olika pH-värden (J. Økland 1980).

Av kräftdjuren påverkas samtliga arter, utom vattengråsuggan (*Asellus aquaticus*), i ett mycket tidigt försurningskede. Detta bevisas bl a i den tidigare omtalade undersökningen av

1 000 norska sjöar, där en märkräfta (*Gammarus lacustris*) endast påträffades vid pH över 6.0 i kalla sjöar och endast vid pH-värden över 6.6 i mera sydligt belägna vatten (K.A. Økland 1980). I akvarieförsök har man också visat att pH-värden under 5.5, även under kort tid, är skadliga för denna art (Borgstrøm och Hendrey 1976). Vår svenska flodkräfta (*Astacus astacus*) synes vara lika känslig för låga pH-värden (Svårdson 1974), liksom den som fiskföda mycket betydelsefulla pungräkan (*Mysis relicta*).

En annan grupp som visat sig innehålla ett flertal försumningskänsliga arter är dagsländorna. Under våren och sommaren 1980 undersöktes ett stort antal mindre och halvstora rinnande vatten från Falsterbo i söder till Treriksröset i norr (Lingdell muntl. medd.). I Fig. 20 redovisas förekomsten av ephemerider i 600 vatten som kan anses opåverkade av jordbruk eller direkta föroreningar, d v s i stort sett naturliga skogs- eller fjällbäckar.

I vårt land förekommer totalt drygt 40 dagsländearter, varav 37 påträffats i denna undersökning. Som synes fanns flest antal arter i vatten med pH 6-7.5 och på den sura sidan sjunker antalet mycket drastiskt då pH minskar från 6 till strax under 5.0. I intervallet 4-5 påträffas ännu tre arter (*Leptophlebia vespertina*, *L. marginata* och *Heptagenia fuscogrisea*) och vid pH-värden under 4 förekommer i Sverige endast en art (*L. vespertina*). Av figuren framgår vidare det maximalt funna artantalet på någon lokal i de olika pH-intervallen. Även här är värdena högst omkring neutralpunkten och vid pH-värden under 5 har som mest två arter påträffats i samma vatten. Även medelantalet funna arter är självfallet lägst i de suraste vattnen och ökar betydligt då pH stiger från 5 till 6.

De tre tåligaste arterna är spridda över hela landet och förekommer i såväl sjöar som rinnande vatten, dock ej vanligtvis under stenar i starkt strömmande vatten. I mycket sura bäckar återfinns emellertid *Leptophlebia vespertina* praktiskt taget alltid även på sistnämnda lokaler så snart en mera pH-känslig och för denna biotop typisk art (*Heptagenia sulphurea*) slagits ut (Lingdell muntl. medd.).

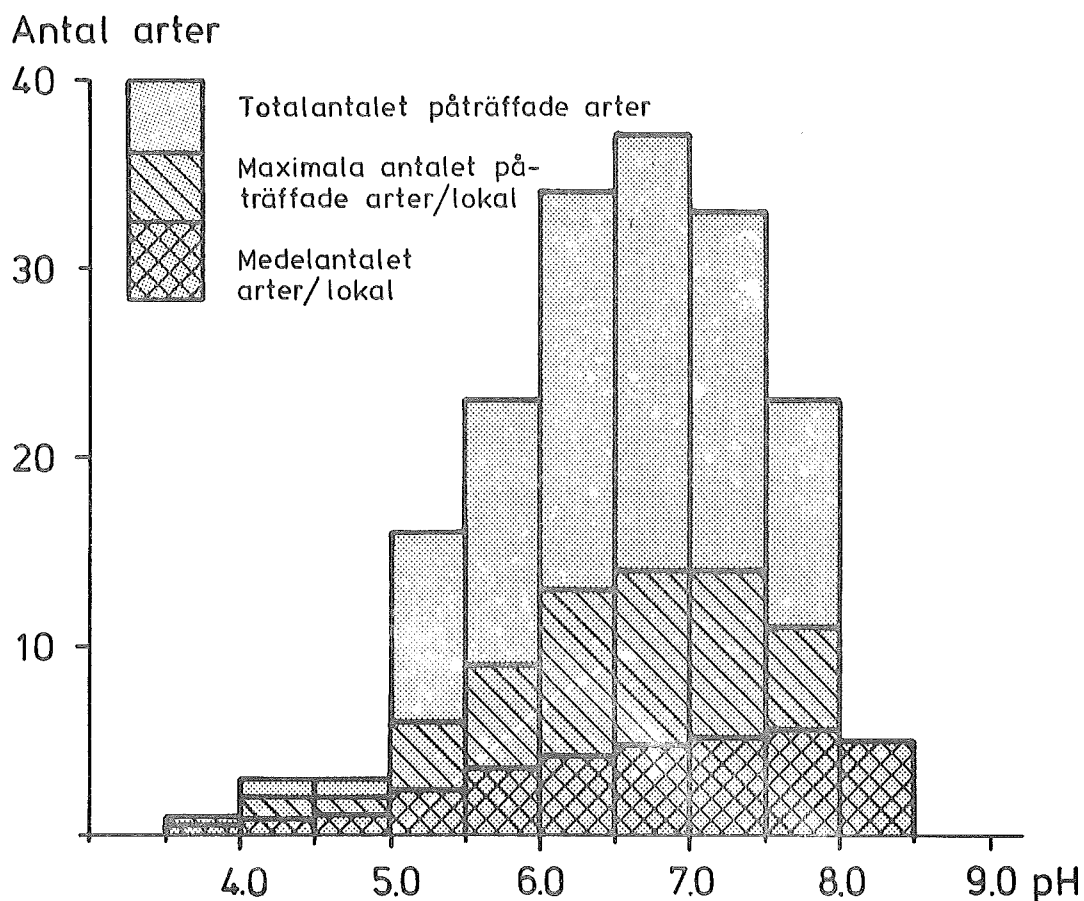


Fig. 20 Totalantalet påträffade dagsländearter, maximala antalet arter per lokal samt medelantalet arter per lokal vid undersökning av 600 smärre rinnande vatten (P-E. Lingdell opubl.).

Bottenfaunans sammansättning i sjöar domineras vanligtvis av fjädermygglarver (Chironomidae) (Raddum 1980). I sura sjöar är dominansen av dessa ännu mer markerad än i icke sura vatten. Även här sker stora artförändringar och fjädermyggfaunan i de suraste sjöarna utgörs till huvuddelen av ett enda släkte (*Chironomus*) (Mossberg och Nyberg 1979).

I fisktomma sjöar och sjöar med glesa fiskbestånd förekommer förutom fjädermyggor även stora och rovlevande vatteninsekter och insektslarver (Grahn et al. 1974), såsom troll-, natt- och sävsländor (Odonata, Trichoptera, Megaloptera), skal- och skinnbaggar (Coleoptera, Hemiptera) samt planktonmygglarver (Chaoboridae), relativt rikligt.

För några grupper bland bottendjuren (snäckor, musslor och kräftdjur) förefaller det som om ett lågt pH-värde i sig orsa-

kar dödlighet. Dessa djur är för sin skalbildning beroende av att aktivt kunna ta upp bl a kalcium ur vattnet. Fig. 21 visar hur kalciumupptagningen hos en viss kräftart (*Oronectes virilis*) påverkas av pH-värdet i vattnet. Som synes minskar upptagningen kraftigt redan vid pH 5.5-6.0 och vid pH 5.0 har denna minskat med ca 80% (Malley 1980). Orsakerna till den försämrade skalbildningen är inte klarlagd, men beror sannolikt antingen på den i surt vatten låga bikarbonatkoncentrationen eller kanske troligare på den höga vätejonhalten i vattnet.

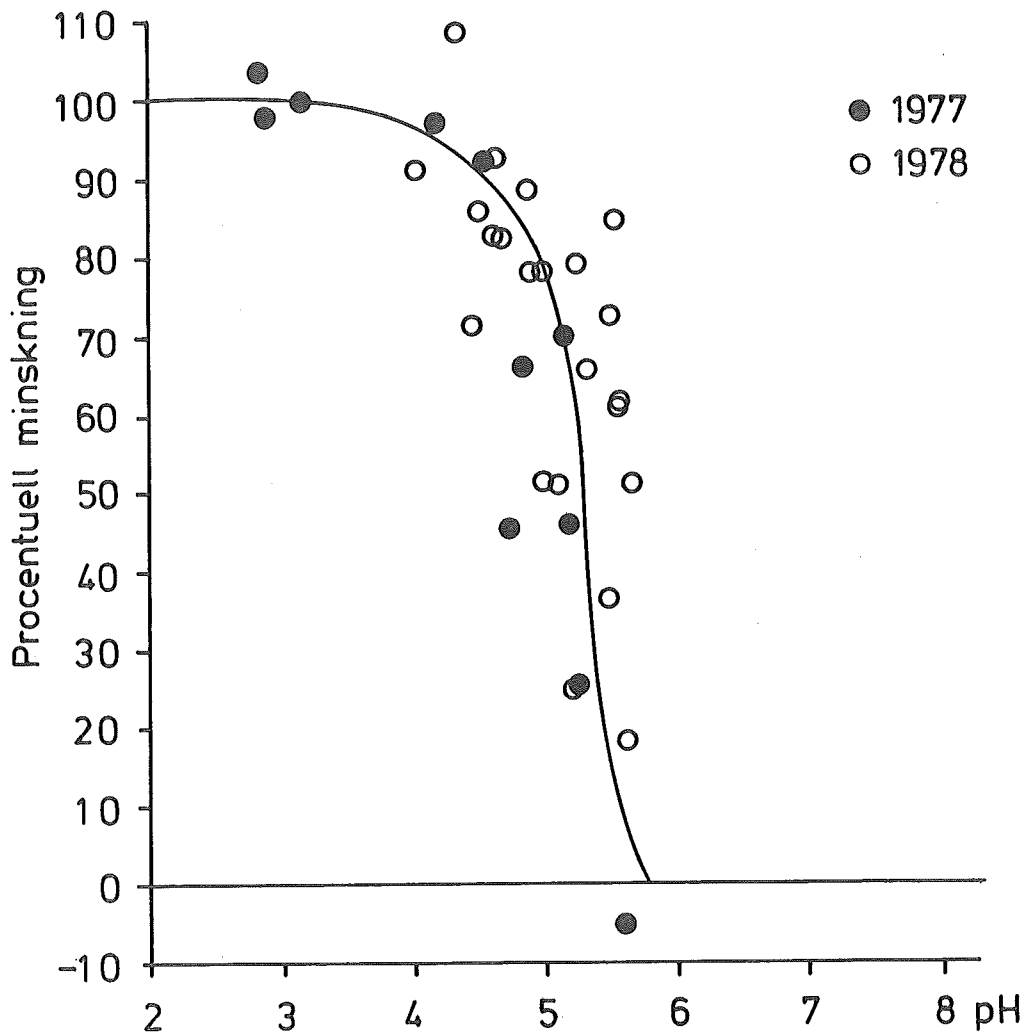


Fig. 21 Den procentuella minskningen av kalciumupptagningen hos en kräftart (*Oronectes virilis*) vid låga pH-värdet (Malley 1980).

Exemplet visar effekter på en kräftart, men det finns inte skäl att anta annat, än att orsakerna är desamma för andra försurningskänsliga kräftdjur och troligen även för snäckor och musslor. En vanlig iakttagelse i ett tidigt försurningsskede

är också att många kräftor är mjukskaliga och att snäckor och musslor har onormalt tunna skal. För kräftorna betyder en förlängd period med mjukt skal att de under längre tid är särskilt utsatta för predation från t ex olika fiskarter. Man vet också att kräftorna i likhet med fiskarna (se sid.46) får svårigheter att upprätthålla en normal saltbalans redan vid pH-värden under 6. Försök har vidare visat att yngelreproduktionen helt kan utebli vid pH 5.5 och därunder. De känsligaste tidpunkterna tycks vara romläggning och äggens kläckning (Appelberg opubl.).

Många av de omtalade observerade förändringarna i bottendjurs-samhället vid försurning är dock sannolikt inte en effekt av den höga vätejonkoncentrationen i sig. En annan tänkbar orsak är giftverkan till följd av förhöjda metallhalter i sura vatten (se sid. 46). Även till synes små förändringar av vattenkvaliteten kan också få mycket stor effekt genom hela ekosystemet om de drabbar någon betydelsefull organism eller organismgrupp.

Den mest betydelsefulla organismgruppen i detta fall är fiskarna. Dessa fångar sin föda med hjälp av synen, vilket betyder att de i första hand äter djur som är lätta att upptäcka. Sådana djur är antingen stora och/eller exponerar sig på något sätt t ex genom att simma fritt i vattnet, krypa öppet på bottnarna eller vara kraftigare färgade än andra djur. Samtliga djur med dessa egenskaper betas effektivt ned till en mycket låg nivå i vatten med normal fisksamansättning. I fisktomma eller vatten med glesa fiskbestånd kan emellertid dessa djurtyper utvecklas kraftigt. Flertalet djur med ovannämnda beteende är i likhet med fiskarna rovdjur, skillnaden är bara den att medan fiskarna helst äter av de största djuren, så tar de rovlevande insekterna och -larverna mindre byten.

Orsaken till den ringa mängden dagsländelarver och andra mindre bottendjur liksom dominansen av rovlevande ryggradslösa djur, är alltså till stor del en för liten fiskpredation. Dessa effekter är självfallet mest uttalade då fiskarna helt saknas, men förändringar kan sannolikt ske redan i ett tidigt försurningsskede då reproduktionen hos de känsligaste fiskarterna, t ex mört, påverkats.

Fisk

Som nämnts inledningsvis påvisades försurningseffekter på laxbestånd i Norge redan i början av detta århundrade och i dag är stora områden i framför allt Sverige, Norge och Nordamerika drabbade. I Norge har man genom omfattande provtagningar och provfisken kunnat konstatera skador på fiskbestånden i vattnen på en sammanlagd landareal av 33 000 km² och i de fyra sydligaste landskapen har öringen (*Salmo trutta*) försvunnit i ca 50% av sjöarna (Sevalrud et al. 1980). I Kanada vet man också att flera fiskarter försvann i ett bergsområde nära Sudbury under 1960-talet. I ett annat område i nordöstra USA visade det sig att inte mindre än 91% av de högt belägna sjöarna helt saknade fiskbestånd (Schofield 1976). I dessa två områden beräknas i dag sammanlagt ca 400 sjöar vara fisktomma (Harvey 1980).

I Sverige har provfiskeundersökningar i första hand koncentrerats till de hårdast drabbade västra delarna av landet (Almer 1972, Almer och Hanson 1980), men spridda resultat föreligger även från andra delar. Av tabell 1 framgår effekterna av försurning i 100 provfiskade näringsfattiga sjöar söder om Dalälven. Som synes har elritsan försvunnit på grund av försurning i 43% och mörten i 32% av dessa sjöar. Laxfiskarna röding, öring och siklöja har dött ut i resp 19, 14 och 10% av vattnen och i vissa fall har även gädda, abborre och ål försvunnit (Almer et al. 1978).

Av tabellen framgår även det pH-värde som befunnits vara kritiskt för de olika fiskarterna. Som omtalas senare är det sällan det låga pH-värdet i sig som orsakar skador på fiskbestånden, men de angivna värdena kan tjäna som riktvärden och kanske framför allt möjliggöra en jämförelse av känsligheten mellan olika fiskarter. Till våra absolut känsligaste arter hör mört och elritsa, vilka påverkas i ett tidigt försurningsskede, men även laxfiskarna drabbas vid pH-värden över 5. Känsligast bland laxfiskarna är dock laxen (*Salmo salar*), som påverkas vid ungefär samma pH-värde som mört och elritsa. Arten har ej upptagits i tabellen på grund av att den av naturliga skäl saknas i de undersökta sjöarna. Till våra mest tåliga fiskar hör gädda

Tabell 1. Effekter av försurning i 100 näringsfattiga svenska sjöar söder om Dalälven (pH 4.3-7.5)

Fiskart	Antal tidigare kända bestånd	Antal kvarvarande bestånd	Andel utdöda pga försurn. (%)	För reproduktion kritiskt pH-värde
Elritsa (Phoxinus phoxinus)	28	16	43	≤5.5
Mört (Rutilus rutilus)	77	52	32	≤5.5
Röding (Salvelinus alpinus)	36	25	19	≤5.2
Öring (Salmo trutta)	28	24	14	<5.0
Siklöja (Coregonus albula)	21	19	10	<5.0
Gädda (Esox lucius)	79	72	9	4.4-4.9
Abborre (Perca fluviatilis)	99	95	4	4.4-4.9
Ål (Anguilla anguilla)	76	73	4	~4.5

(Almer et al. 1978)

och abborre vilka kan förekomma i vatten med pH ned mot 4.5. Vuxna ålar tycks klara pH-värden på 3.5-4.0, men det i Sargassohavet kläckta ynglet förefaller undvika att vandra upp i allt för sura vatten. Stora skillnader finns alltså mellan olika arter när det gäller försurningskänslighet och man har också påvisat att det finns skillnader mellan olika stammar inom samma art, även om dessa skillnader är relativt små (Gjedrem 1980).

Mört är en mycket vanlig fiskart i vårt land och då den dessutom är mycket känslig för låga pH-värden är den en utmärkt indikatororganism i försurningssammanhang. Det visar sig också att det kanske mest iögonfallande tecknet på en försurning i en sjö är att mörtbeståndet består av övervägande stora och gamla individer och att yngre årsklasser saknas helt eller delvis. Anledningen till detta är att reproduktionen upphört. Det är genom många undersökningar helt klart att rom- och speciellt yngelstadierna är de för försurning känsligaste under fiskens levnad.

Fig. 22 visar mörtfångstens storleksfördelning i Rotehagssjön i Bohuslän vid fem provfisketillfällen 1971-1977 (Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län och statens naturvårdsverk 1981). Fram till 1974 fångades unga mörtar i normal omfattning. Vid fiskena 1976 och 1977 saknades dock unga fiskar helt och man kan uppskatta att 1972 var sista året som mörtreproduktionen lyckades i sjön.

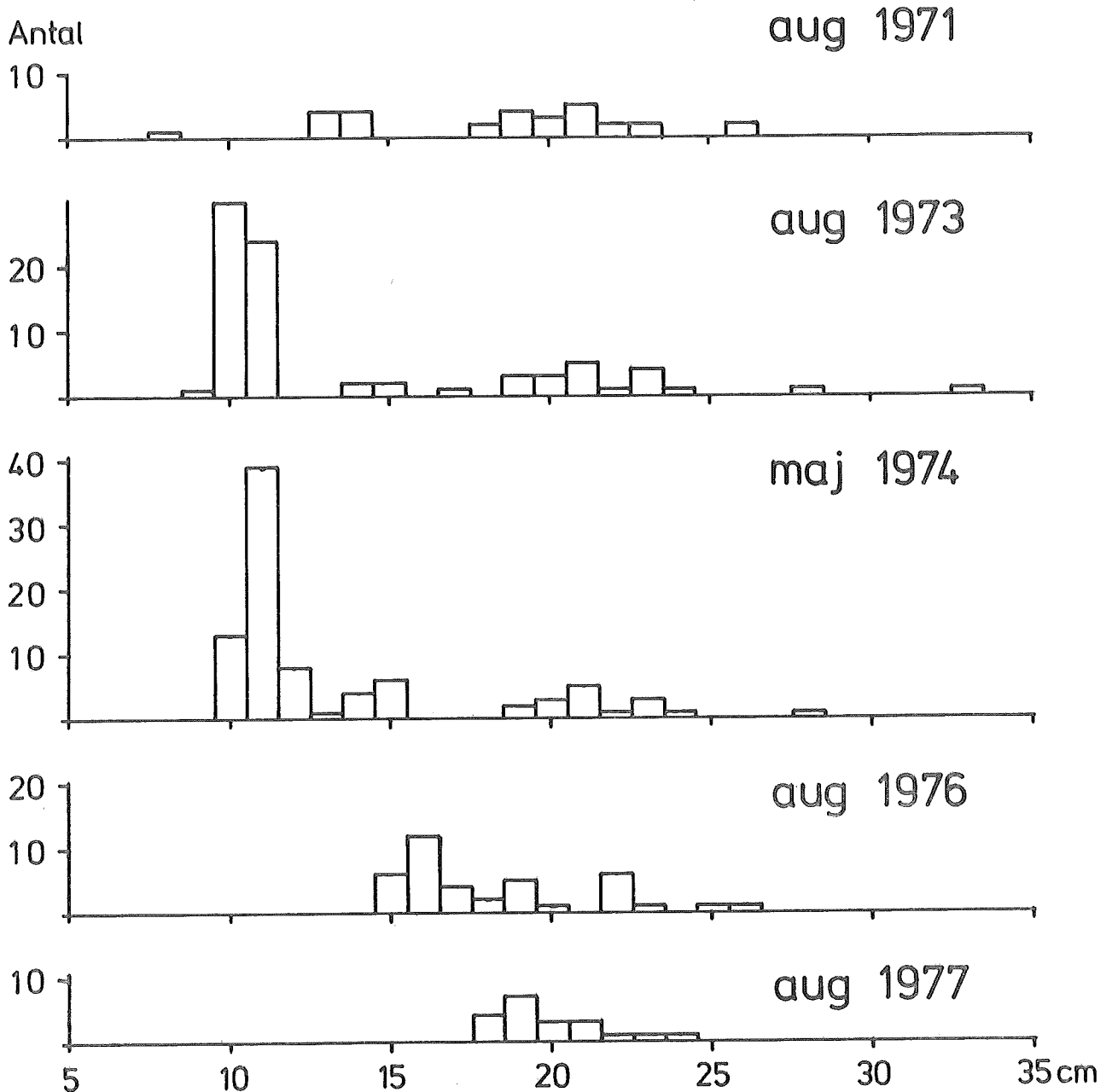


Fig. 22 Mörtfångstens längdfördelning vid provfiskena 1971-77 i Rotehagssjön i Bohuslän (fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län och statens naturvårdsverk 1981).

Ett resultat av den upphörda reproduktionen är att fiskarnas antal självfallet småningom minskar. De kvarvarande individerna får då bättre tillgång på föda och kan i vissa fall växa mycket bra. Ett sådant exempel visas i Fig. 23. Under provfiske vid sammanlagt åtta tillfällen under 1969-1970 fångades 180 abborrar (19.3/nät) och av storleksfördelningen framgår att beståndet då var ganska småvuxet och att reproduktionen kunde anses normal. Vid tre provfisketillfällen 1976-1977 fångades blott 10 (0.3/nät) och mycket stora abborrar och reproduktionen hade uppenbarligen upphört för flera år sedan. I det extremt glesa fiskbeståndet växte de kvarvarande individerna mycket bra och femåriga abborrar var nu ca 32 cm långa mot tidigare endast 14 cm. Vid en försurning slås dock även för fisken viktiga näringsorganismer ut, t ex de tidigare omtalade mycket försurningskänsliga snäckorna och kräftdjuren. Vidare blir tillgången på lämplig bytesfisk dålig för fiskätande arter när bytesfiskarnas reproduktion skadas. Man har dessutom visat att fiskarna, vid en given fodermängd, växer sämre i sura vatten. Detta beror på att en större del av energin i födan då förbrukas bl a till den försvårade saltregleringen och endast en mindre del blir över för tillväxt (Rosseland 1980).

De tidigaste tecknen på försurningsskador i en fiskpopulation är alltså oftast att unga fiskar saknas, d v s reproduktionen har upphört. Endast i några få fall finns uppgifter om att fiskar i sura vatten haft missbildad rom eller mjölke. Orsaken till reproduktionsstörningarna är därför effekter på befruktad rom eller yngel (Muniz och Leivestad 1980).

På ett mycket tidigt stadium konstaterades att skador på fiskbestånden inträffade vid ett betydligt högre pH-värde i saltfattiga och/eller klara vatten än i brunfärgade eller i sjöar med hög ledningsförmåga. Man har också visat att i surgjort vattenledningsvatten var gränsen för överlevnad hos bäckröding pH 3.5, medan ungar av samma art dog redan vid pH 5.0 i naturligt sjövattnet (op. cit.). På grund av dessa skillnader mellan olika vatten, borde därför den direkta dödsorsaken vara någon annan än hög vätejonkoncentration.

Som behandlats tidigare ökar lösligheten av flera metaller, bl a aluminium, då pH-värdet sjunker (se sid. 13). Försurade

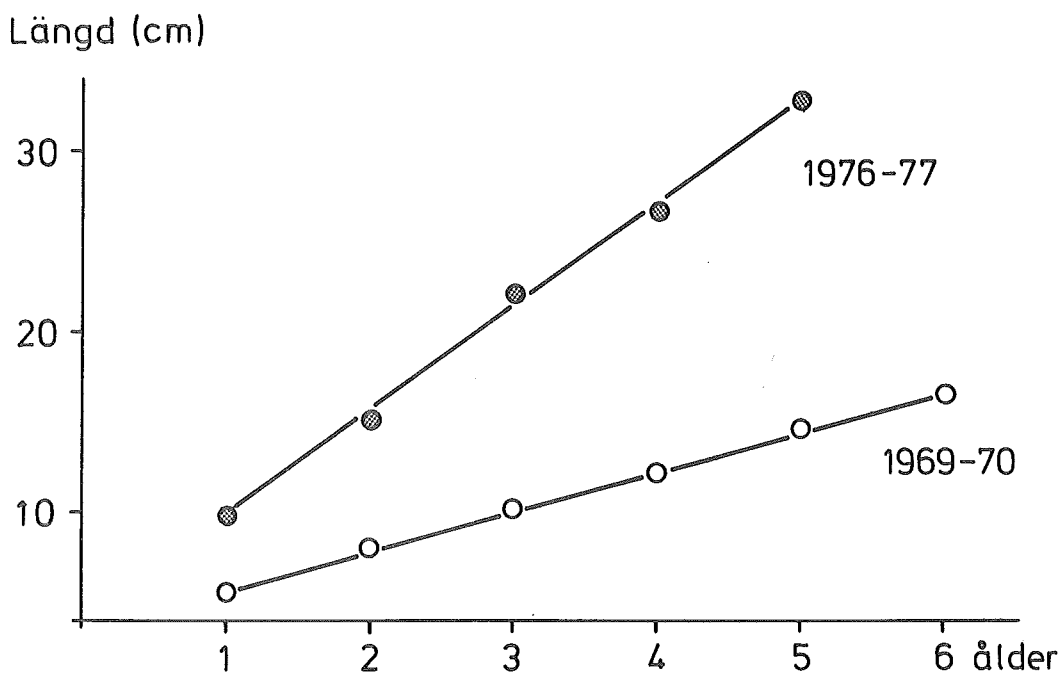
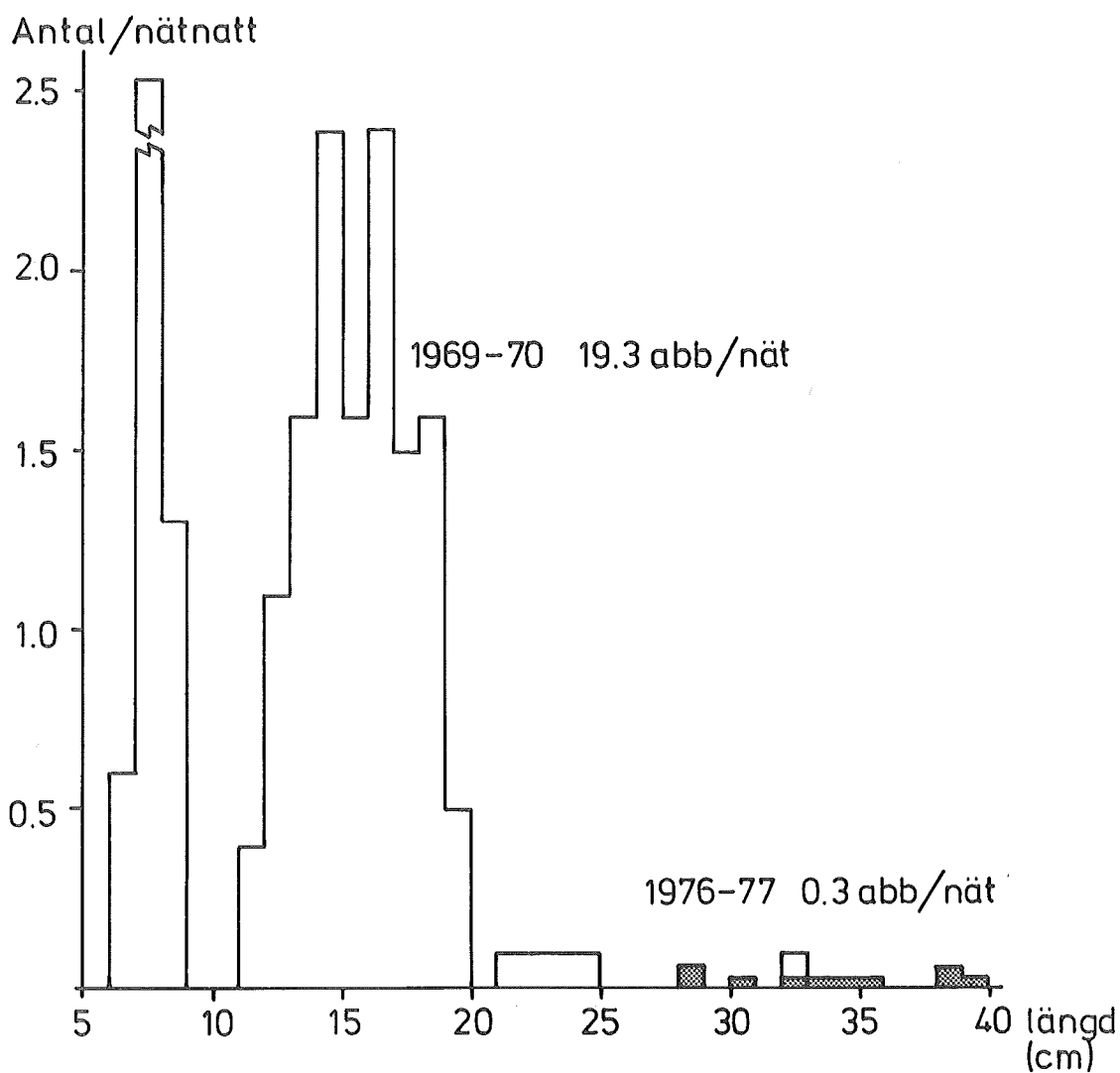


Fig. 23 Fångst av abborre, fiskarnas längdfördelning samt tillväxt i V. Skälsjön före (1969-70) resp. efter (1976-77) upphörd reproduktion.

vatten har därför högre aluminiumhalter än icke försurade. Senare försök har också visat att aluminium kan vara giftigt för fisk i så låga halter som 0.15 mg/l (op. cit.). En hög aluminiumkoncentration behöver emellertid inte alltid vara giftig. Man har sålunda visat att aluminium förekommer i naturen i flera olika former (Driscoll 1980) och att endast en (oorganiskt aluminium) är toxisk för fisk, medan organiskt bundet aluminium inte är giftigt (Baker och Schofield 1980). Det sistnämnda förklarar då varför fiskarna kan överleva i de brunfärgade vattnen, som alltså innehåller höga halter av organiska ämnen, trots ibland mycket låga pH-värden. Flera försök har också visat att aluminium är som mest giftigt vid pH-värden straxt över 5 (Muniz och Leivestad 1980, op. cit.), d v s vid en vätejonhalt som är ofarlig för flertalet fiskarter. Det kan därför anses helt klart att de förhöjda koncentrationerna av aluminium med få undantag är orsak till fiskdöd i de försurade vattnen.

När det gäller effekter på fiskarnas föryngring har man visat att rommen är känsligare för låga pH-värden än nykläckta eller simfärdiga yngel. De sistnämnda stadierna däremot påverkas lättast av aluminium (op. cit.).

Aluminiums giftverkan består i att den bildar flockar vid pH-värden omkring 5 eller däröver. Denna utfällning kan antingen ske i vattnet, varvid flockarna fastnar på fiskens gälar, eller ske direkt på gälarna. Aluminiumflockarna skadar gälepitelet och orsakar kraftig slembildning, hosta, snabbare andningsrörelser, minskad syresättning av blodet samt minskad salthalt i blodet (Muniz och Leivestad 1980). Efter relativt kort tid kan fiskarna dö: vid pH 5.0 och 0.45 mg Al/l dog t ex öring efter endast två dygn (Rosseland 1980) och vid pH 5.2 och 0.5 mg Al/l var endast 50% av bäckrödingynglet vid liv efter tre dygn (Baker och Schofield 1980).

För att bibehålla en lämplig salthalt i blod och övriga kroppsvätskor måste sötvattensfiskarna aktivt uppta joner ur vattnet. Denna upptagning sker via gälarna, d v s samma organ som påverkas vid en aluminiumförgiftning. Fiskar som utsätts för låga pH-värden får efter kort tid nedsatt koncentration av bl a klorid i blodet och analys av döda fiskar visade att klo-

ridhalten i dessa var mindre än hälften av det normala. Anledningen till den nedsatta saltkoncentrationen är framför allt att upptagningen av vissa joner försvåras då vätejonkoncentrationen i vattnet är hög (Muniz och Leivestad 1980). Den i sura och speciellt i saltfattiga vatten nedsatta upptagningen försvåras utan tvekan ytterligare om gälepitelet skadas av förhöjda aluminiumhalter, d v s effekten av en aluminiumförgiftning är densamma som av en hög vätejonkoncentration, men kan orsaka dödlighet vid ett högre pH-värde. Utöver denna förklaring till fiskarnas död är det också möjligt att gälfunktionen blir så nedsatt att fiskarna dör av syrebrist, helt enkelt kvävs.

pH och aluminiumhalt varierar mycket kraftigt under året framför allt i bikarbonatfattiga vatten. Många resultat tyder också på att även normalt välbuffrade vatten under korta tidsperioder t ex vid ogynnsam och snabb snösmältning, kan innehålla vatten av mycket dålig kvalitet (se sid. 14). De högsta halterna av den giftiga oorganiska aluminiumfraktionen förekommer dessutom alltid i samband med höga avrinningar (Driscoll 1980). Man vet dessutom att fisk och sannolikt även flertalet andra vattenorganismer endast tål en mycket kort tids exponering i aluminiumhaltigt vatten. I rinnande vatten och sjöar med kort omsättningstid finns därför en klar risk för skador på fiskbestånden, även i områden med normalt välbuffrade vatten.

Groddjur

Hos samtliga i vårt land levande groddjur sker fortplantning, rom- och larvutveckling i vatten. Även dessa djur borde därför kunna påverkas av låga pH-värden. Hittills har undersökningar utförts på den vanliga grodan (*Rana temporaria*), vanlig padda (*Bufo bufo*) och lilla vattensalamandern (*Triturus vulgaris*) (Hagström 1977, 1980).

Under en följd av år har man räknat antalet romklumpar av den vanliga grodan i en liten sjö i västsverige. Utvecklingen under tiden 1974-79 framgår av Fig. 24. Som synes påträffades ca 200 romklumpar våren 1974, varefter antalet minskade drastiskt för att 1979 vara nere i 0. Eftersom grodhonan endast avger en romklump, återger kurvan även minskningen av

antalet honor under samma tid. Under denna tidsperiod har viss kläckning av rommen förekommit vid enstaka tillfällen och mycket enstaka larver har även iakttagits. Dessa larver har dock uppenbarligen senare dött eftersom inga unga grodor påträffats. Vid åldersbestämning av 14 grodor 1974 och 1975 visade det sig, att dessa var 8-10 år gamla, vilket tyder på att föryngringen har varit utslagen sedan mitten - slutet av 1960-talet.

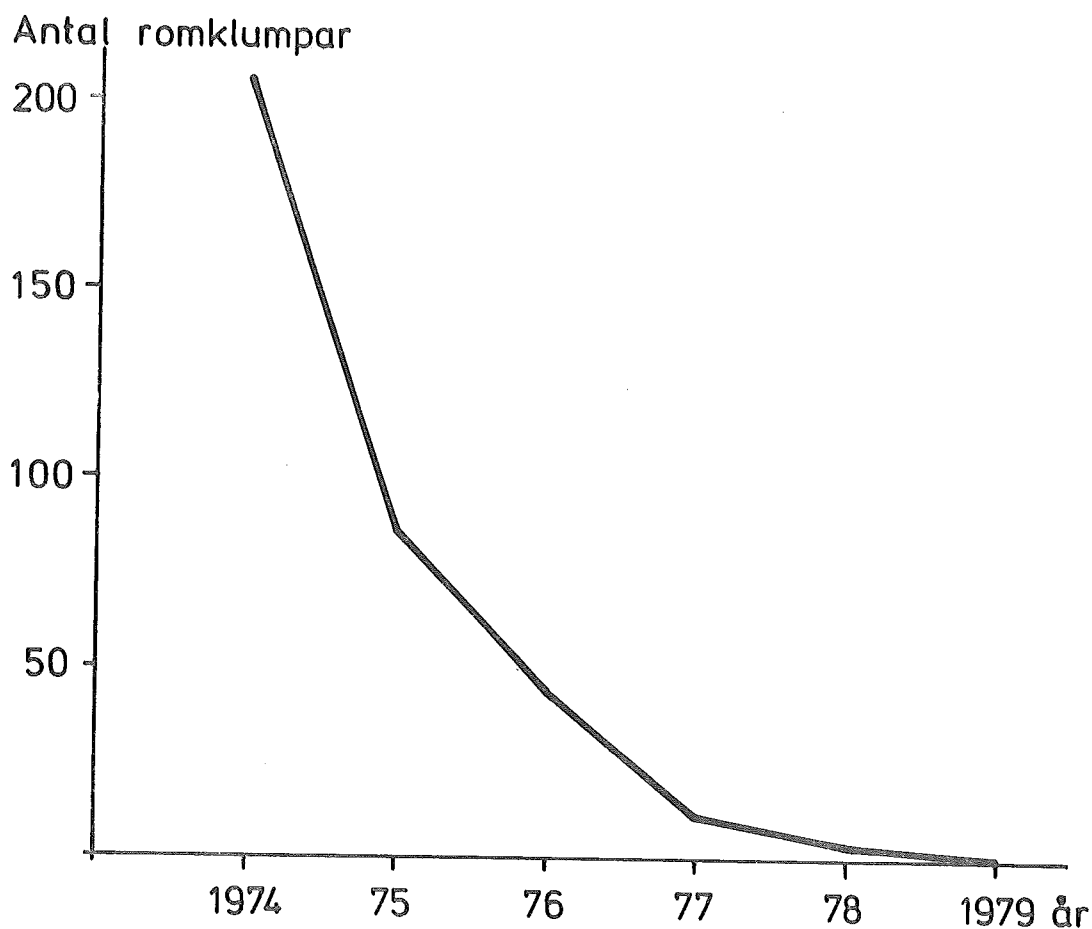


Fig. 24 Antalet funna romklumpar av vanliga grodan (*Rana temporaria*) i Tranevatten 1974-79 (Hagström 1977, muntl. medd.).

Liknande iakttagelser har gjorts när det gäller den vanliga paddan i samma vatten: 1973 var den vanlig, men mycket sällsynt i slutet av 1970-talet. Under senare år har visserligen några få larver påträffats, men unga paddor förekommer ej, varför reproduktionen synes ha upphört även hos denna art.

I laboratorieförsök har man även visat att grodrommens kläckning minskar med ca 50% då pH sjunker från neutralt till 4.0-4.5. Vidare har man konstaterat att kläckningen av rom,

som placerats över vitmossa vid pH 4.0-4.5, är extremt dålig. Orsaken till detta är ej helt klarlagd, men man kan antingen tänka sig att mossans jonbytande förmåga påverkar vattenkvaliteten eller att de syror som avges från mossan påverkar rommen (op. cit.). Som tidigare omtalats är vitmosseexpansionen nästan regel i försurade sjöar och effekten på grodrommens kläckning sannolikt mycket stor.

Den lilla vattensalamandern däremot, tycks kunna föröka sig även vid mycket låga pH-värden. I västsverige ökar också arten i många sura sjöar. Med ganska stor säkerhet beror detta på att vattnen är fisktomma eller fiskbestånden mycket glesa, varför predationen och därigenom dödligheten på rom, larver och vuxna djur är liten.

Sjöfåglar

Av de andfåglar som förekommer i skogssjöar, har hittills endast knipan (*Bucephala clangula*) studerats i samband med försurning (Eriksson et al. 1980b). Med allmän kännedom om t ex födoval hos många andra sjöfåglar kan man dock, med ganska stor säkerhet, bedöma hur de påverkas av försurningen.

Nykläckta ungar av sjöfåglar är åtminstone under den första tiden av sin levnad i behov av vattenlevande insekter och insektslarver. Som tidigare omtalats gynnas stora botten- och pelagiskt levande insekter och insektslarver av minskad fiskpredation, varför man kan konstatera att näringstillgången för sjöfågelungarna är mycket god i försurade sjöar. Vissa arter, bl a knipan, lever hela sitt liv av vatteninsekter och man har också funnit att knipan är mycket talrik i fisktomma vatten (op. cit.).

Gräsandungar (*Anas platyrhynchos*) övergår dock efter en tid till att även äta vegetabilisk föda, varför det är troligt att avsaknaden av bl a olika natearter i sura sjöar kan påverka gräsänderna negativt.

Även skrak- och lomungar slutar efter en tid att äta vatteninsekter och övergår i stället till att leva på fisk. För dessa sjöfåglar, liksom för fiskgjusen (*Pandion haliaetus*), blir

näringstillgången i vattnen allt sämre med tilltagande surhet. De förstnämnda, som är beroende av fisk i mindre storlek, bör påverkas så snart fiskarnas reproduktion blivit störd. Fiskgjusen tar uppenbarligen större byten och torde därför påverkas i ett senare försurningsskede.

Som tidigare visats är halterna av tungmetaller och aluminium vanligtvis högre i sura än i icke sura sjöar. Vi vet också att gäddorna i sura vatten ofta innehåller höga halter av kvicksilver. Även om bevis på att insekt- och fiskätande fåglar och fågelägg vid sura vatten innehåller mer kvicksilver än i andra vatten ännu saknas, så förefaller det mycket troligt att så kan vara fallet. Man har också visat att kvicksilverhalten i knipägg var lika stor i ett av utsläpp opåverkat men försurat skogsområde i göteborgstrakten, som i ett av kvicksilver hårt belastat område i Vänern (öp. cit.).

Vidare har man iakttagit kraftiga häckningsstörningar, i form av färre antal värpta ägg, sämre kläckbarhet och större dödlighet bland häckande honor av bl a svartvit flugsnappare vid en sjö i Lappland (Nyholm 1979). Efter omfattande analyser kunde man konstatera att aluminium förekom i benmärgen hos honorna. I benmärgen sker en upplagring av kalciumfosfat inför äggläggningen. Då man vet att aluminium stör fosfatmetabolismen, förefaller det troligt att detta ämne orsakade de observerade häckningsstörningarna. Hur fåglarna fått i sig metallen är inte klarlagt. Det visade sig dock att åtminstone ett detritusätande kräftdjur innehöll höga halter av aluminium.

Nämnda resultat är från en icke försurad (pH 6.4-7.0) lappländsk sjö där fåglarnas näringsutbud vid tiden för häckningen var mycket specifikt och egentligen endast bestod av kläckande bäcksländor (öp. cit.). Preliminära resultat från en försurad västsvensk sjö visar emellertid inte på några häckningsstörningar. Man kan ändå inte helt utesluta att de förhöjda metallhalter i försurade vatten kan påverka vissa fågelarters reproduktion.

FÖRSURNINGENS OMFATTNING I SJÖAR OCH VATTENDRAG

Sveriges sjöar och vattendrag

Grunden för en bedömning av försurningens omfattning är naturligtvis en god baskunskap om hur många sjöar och vattendragssträckor som finns i olika delar av landet. Sådana uppgifter har hitintills saknats. I uppdraget till fiskenämderna och länsstyrelserna ingick därför även att beräkna antalet sjöar i olika storleksklasser och den sammanlagda längden av länens vattendrag. Dessa data presenteras och kommenteras i korthet i följande avsnitt.

I förhållande till många andra länder är Sverige mycket sjörikt. Antalet sjöar över ett hektar (100 x 100 meter) är cirka 85 000 varav 26 600 är belägna inom Götaland och Svealand (bilaga 1). De sjörikaste länen är som väntat de stora norrlandslänen. Enbart inom Norrbotten finns ca 35 000 sjöar större än ett hektar, vilket alltså är betydligt fler sjöar än vad som sammanlagt finns inom länen i Götaland och Svealand. I södra Sverige har Kopparbergs län det största antalet sjöar (6 212) följt av Värmlands län (3 225) och Älvsborgs län (3 075). Sjöfattiga län är framförallt Gotland och Malmöhus län med 46 respektive 81 sjöar.

Antalet sjöar mindre än ett hektar har räknats eller uppskattats i 14 län (bilaga 1). Av dessa siffror framgår att de små sjöarnas andel av det totala antalet varierar starkt (15-90 %). Detta beror sannolikt till stor del på olika bedömningar av vad som skall definieras som en sjö. Om även de mindre vattensamlingarna skulle räknas in, blev antalet sjöar mindre än ett hektar i Sverige mycket stort, sannolikt några hundra tusen. Fortsättningsvis behandlas endast sjöar större än ett hektar.

Sjötätheten i Sverige är i genomsnitt cirka 19 sjöar per kvadratmil. De sjötätaste länen är Norrbottens, Blekinges och Älvsborgs län. (33,31 respektive 24 sjöar per kvadratmil). Markerat sjöglesare områden finns framför allt i slättområdena i södra Sverige, dvs mellansvenska låglandet,

delar av kustzonen och Skåne samt Öland och Gotland. Bland länen har Gotland, Malmöhus, Kristianstad och Uppsala län den lägsta sjöfrekvensen (1.5, 1.6, 2.9 resp 4.2 sjöar/ mil^2).

Storleksfördelningen av Sveriges sjöar visas i figur 25. De allra flesta sjöarna, cirka 70 procent, har ytor mellan ett och nio hektar. Drygt 20 procent av sjöarna återfinns i storleksklassen 10-99 hektar medan de större sjöarna endast utgör en liten del av totalantalet sjöar. En viss osäkerhet finns i dessa siffror eftersom storleksfördelningen bland sjöarna i norrbottens län inte har kunnat bestämmas.

Räknar man i stället hur stor del av den totala sjöytan i Sverige som täcks av sjöar inom de olika storleksklasserna, kommer de stora sjöarna däremot att dominera som framgår av tabell 2. De knappt 4 000 största sjöarna upptar unge-

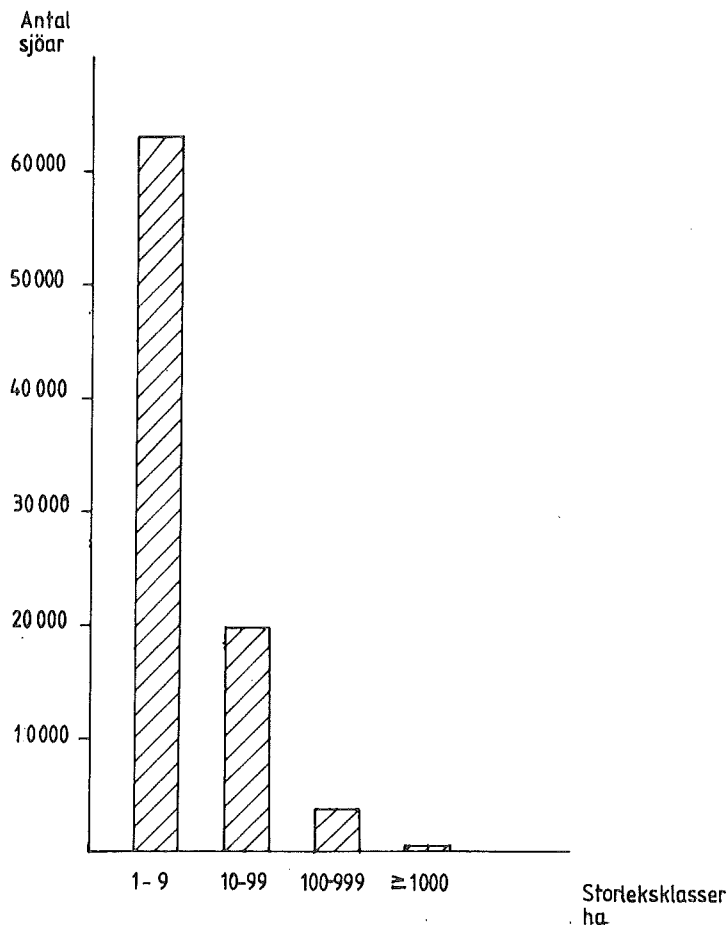


Fig. 25 Storleksfördelningen av Sveriges sjöar.

fär 80 procent av den totala sjöytan. Sammanlagt upptar sjöarna cirka 3 750 000 hektar vilket utgör 8,5 procent av Sveriges totala yta.

Tabell 2 Sjöarnas sammanlagde ytor inom olika storleksklasser

	Sjöyta (ha)	% av total sjöyta	Antal sjöar
Vänern, Vättern Mälaren, Hjälmaren	907 400	24	4
Övriga sjöar med ytor större än 10 000 ha	403 400	11	22
Sjöar med ytor 100 - 10 000 ha	1 730 000	46	3 900
Sjöar med ytor < 100 ha	690 000	19	80 000
s:a	3 730 800		

(från "Atlas över Sverige")

Antal km vattendragssträcka har beräknats i de flesta län (bilaga 2). Som underlag har använts planeringskartan 1:250 000. De vatten som finns markerade här kan anses vara tillräckligt stora för att ha vattenflöden under hela året vid normalår. I bilaga 2 redovisas även beräkningar av antal km rinnande vatten per kvadratmil landyta i genomsnitt för varje län. Siffrorna varierar i stort mellan 20 och 50. Slättlandslänen har även här de lägsta siffrorna. Till en del kan dock variationen bero på att vattendragen redovisas med olika detaljeringsgrad i olika delar av landet på planeringskartan. Sammanlagt kan uppskattas att det totala antalet km rinnande vatten enligt denna definition i Sverige är cirka 160 000 km.

Den följande redovisningen av försurningsläget bygger som nämndes i inledningen på det material som insamlats och sammanställts av länsstyrelserna och fiskerinämnarna. Sammanlagt har ett mycket stort antal mätningar genomförts

under de senaste åren för att beskriva försurningssituationen och följa utvecklingen.

I Götaland och Svealand finns mätdata vid något tillfälle från nära nog alla sjöar större än 100 ha och i över hälften av sjöarna i storleksklassen 10-99 ha. Bland de många små sjöarna (1-9 ha) är andelen provtagna sjöar cirka 15 %. Här varierar dock provtagningsfrekvensen mycket mellan olika län. Även inom norrlandslänen finns mätdata ifrån många sjöar. Andelen provtagna sjöar blir dock mindre i de stora norrlandslänen eftersom antalet sjöar här är så stort. Andelen undersökta sjöar i Norrbotten är 2 %.

Utvärderingen av detta mycket stora datamaterial försvåras emellertid av att mätresultat som samlas in på detta sätt ofrånkomligen blir av mycket heterogen karaktär. Detta beror framför allt på att provtagningarna i länen utförts vid olika tidpunkter på året. I bilaga 3 redovisas när den provinsamling skett, som sedan utgjort underlag för bedömningen av försurningssituationen vid sommar- respektive vinter/vårperioden. Framför allt är det resultaten från provtagningarna under vinter/vårperioden som kan bedömas inte vara jämförbara från län till län. Inom vissa län är således bedömningarna grundade på provtagningar som genomförts under hela vinterhalvåret, medan andra län har koncentrerat sina mättillfällen till vårperioden. Jämförelser mellan enskilda län får därför göras med försiktighet.

Sura områden i landet

Fig. 26-29 beskriver den regionala fördelningen av pH- och alkalinitetsvärden i Sveriges sjöar. Kartbilderna baserar sig på mätningar i ungefär 8 000 sjöar. Kartorna kan inte sägas ge den absolut sanna bilden av verkligheten. De mindre sjöarna som ofta är mer sura än de större är antalsmässigt starkt underrepresenterade. Om mätdata funnits från samtliga sjöar skulle alltså kartbilderna visa på mindre sura förhållanden. Man får också tänka på att detaljerna i kartbilderna kunnat se annorlunda ut med ett annat sjöurval eller annan provtagningstidpunkt. Kartorna bör trots

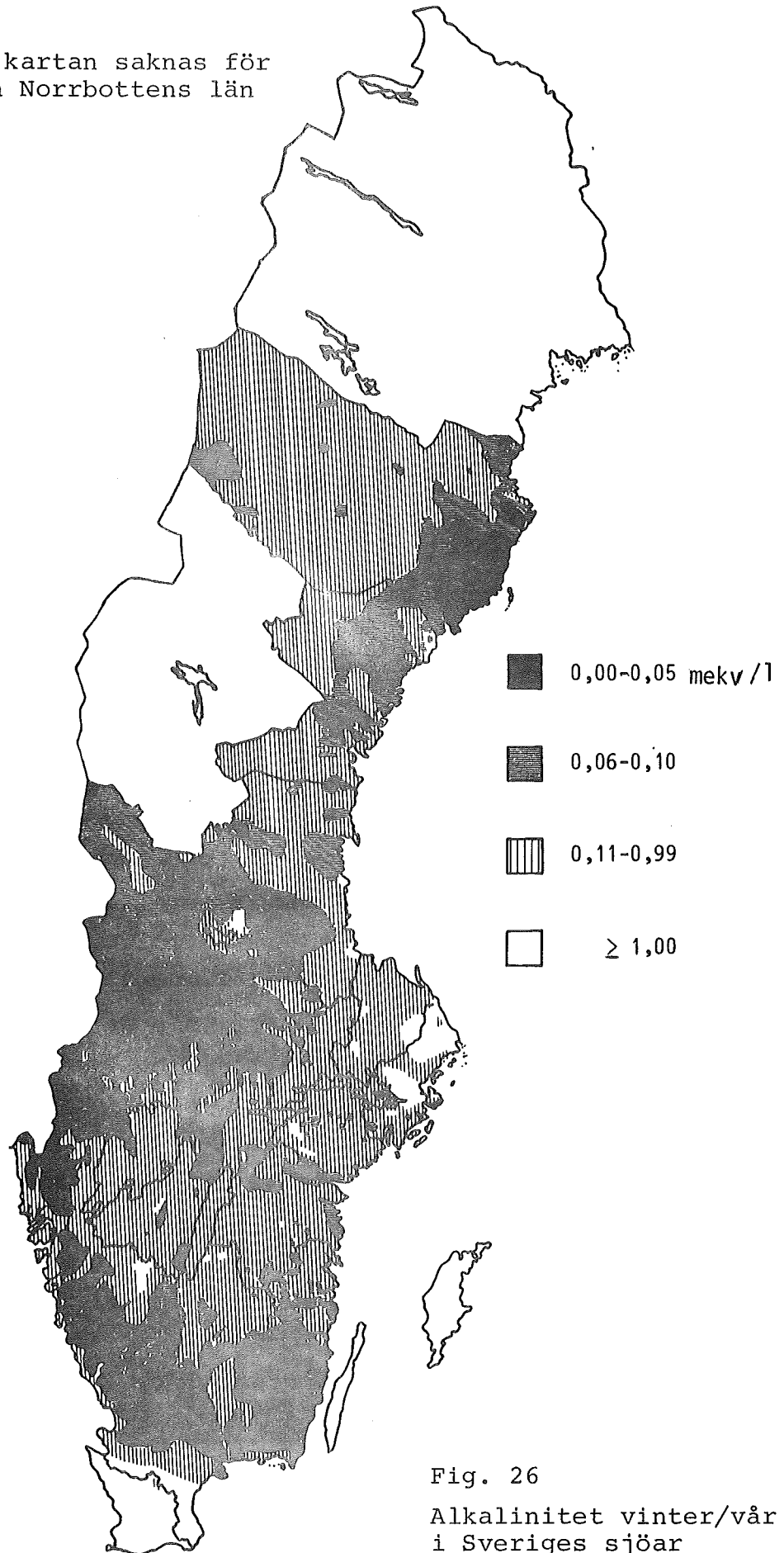
detta kunna ge en rimlig och användbar vägledning beträffande försurningskänslighet och försurningsläge i olika delar av Sverige.

Områdena på alkalinitetskartorna med koncentrationer mindre än 0.1 mekv/l markerar områden med akut försurningskänsliga sjöar. Områdena täcker en stor del av Götaland och Svealand, en del av Norrlandskusten och vissa delar av Norrlands inland. Under vinter/vår är utbredningen av de försurningskänsliga områdena cirka 50 % större än under sommaren. Länsvis har beräknats hur stor areal av länet som någon gång under året har ytvatten med alkalinitet 0.1 eller lägre (bilaga 4). Sammanlagt inom Götaland och Svealand täcker denna landareal cirka 90 000 km², vilket motsvarar 45 procent av landarealen. För hela riket blir dessa siffror cirka 120 000 km² eller 27 procent.

Sjöar med höga alkalinitetsvärden återfinns i områden med kalkrikare marker - i huvudsak i Uppland, Skåne, Öland, Gotland och delar av mellansvenska slättområdena. Ungefär 500 sjöar har alkalinitetsvärden över 1.0 mekv/l. Dessa sjöar riskerar inte att försuras inom överskådlig tid.

Kartorna 28 och 29 visar regionala skillnader i sjöarnas pH-värden. De suraste sjöarna (pH < 5.0) är i huvudsak belägna inom södra delen av sydsvenska höglandet, västkustområdet och Bergslagen. Med få undantag måste dessa betraktas som försurade till följd av surt atmosfäriskt nedfall. Mindre områden med sura sjöar finns t ex i delar av Östergötland och Södermanlands län, södra Stockholms län och Tiveden. I Norrland finns sura sjöar i vissa områden längs kusten där troligen lokala luftutsläpp har stor betydelse. I de försurningskänsliga områdena i Norrlands inland är syranedfallet mindre och här har sjöarna inte hunnit bli nämnvärt sura. Se dock sidan 62. Enstaka sura sjöar kan man finna även utanför de områden som betecknats som försurningskänsliga enligt alkalinitetskartorna.

Underlag till kartan saknas för
Jämtlands och Norrbottens län



Underlag till kartan saknas för
Jönköpings, Älvsborgs, Söderman-
lands och Västernorrlands län

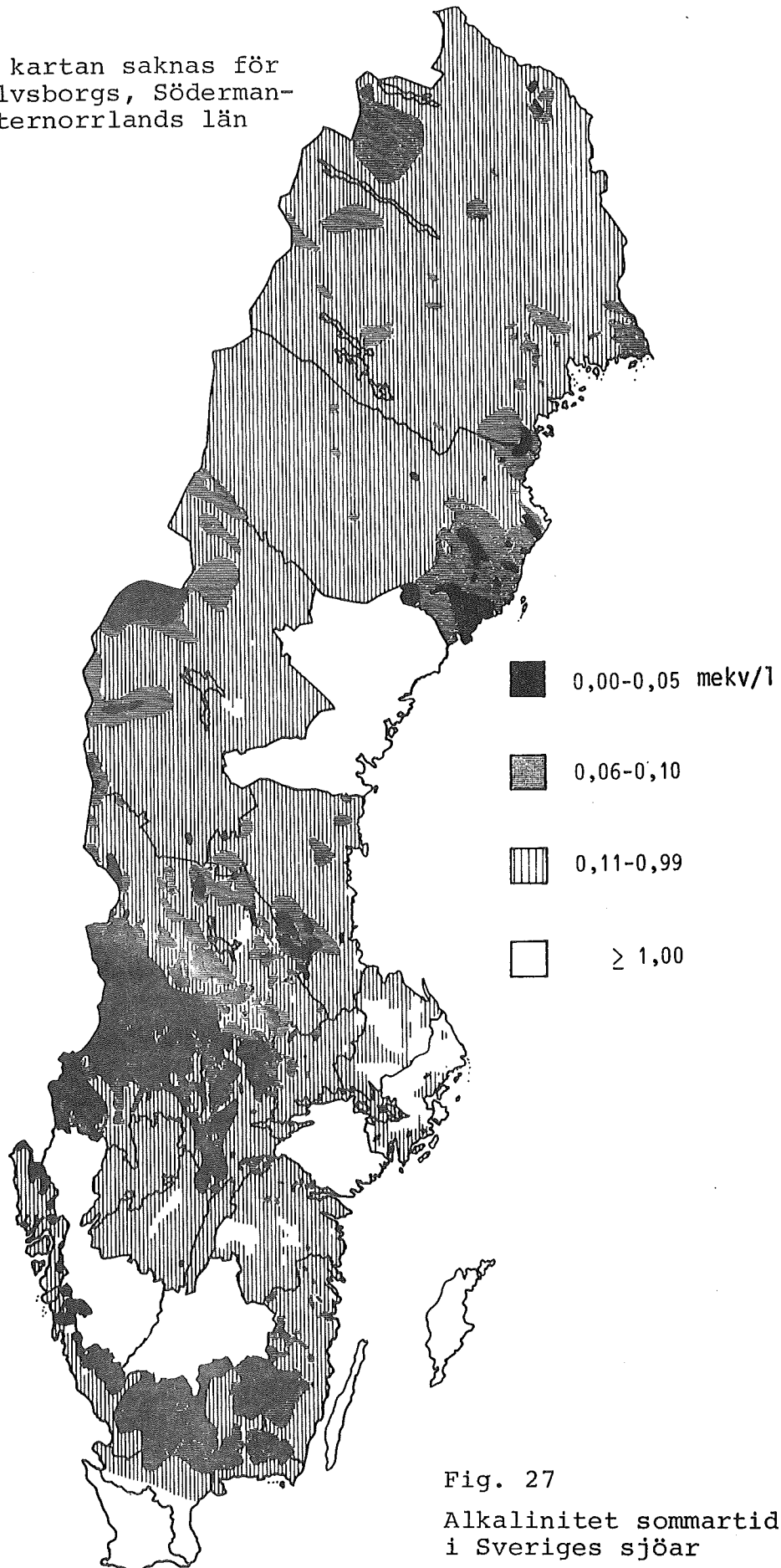


Fig. 27
Alkalinitet sommartid
i Sveriges sjöar

Underlag till kartan saknas för
Jämtlands och Norrbottens län

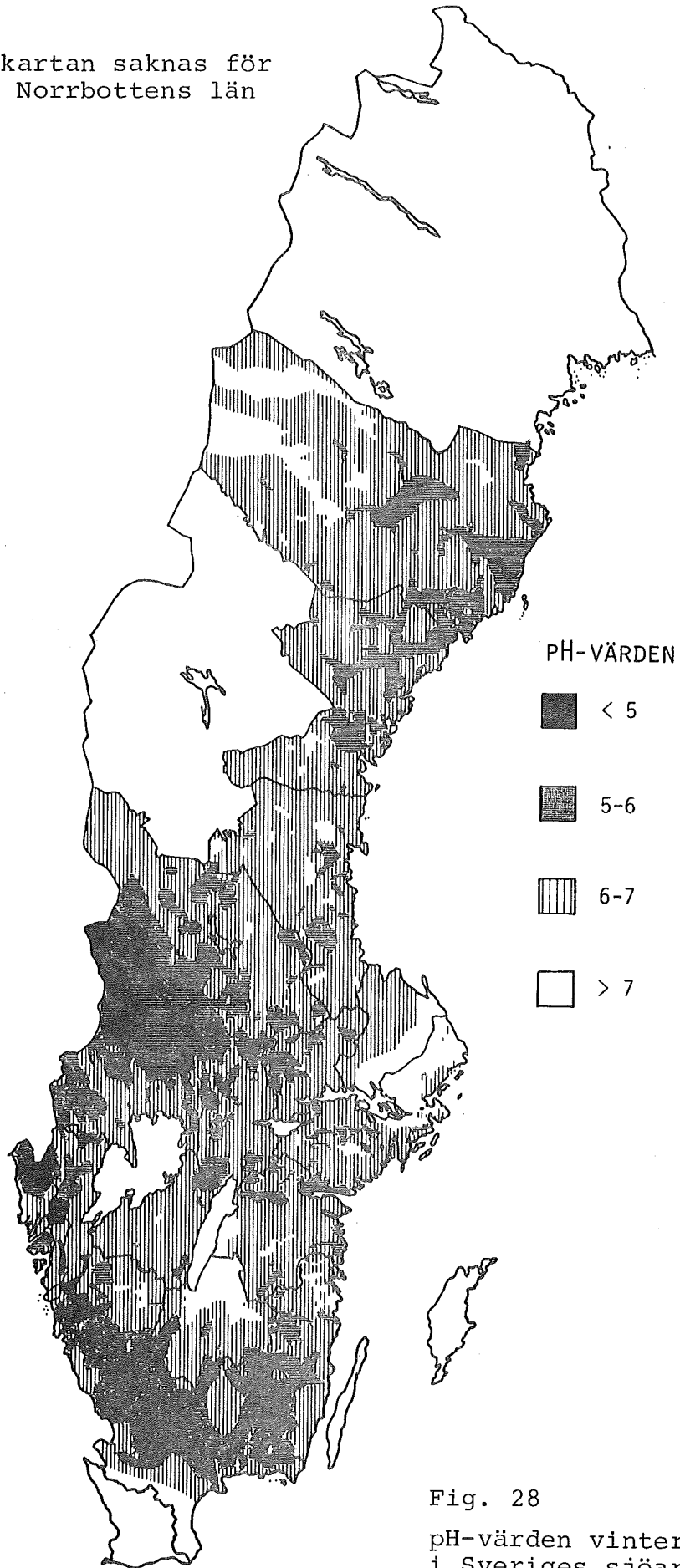


Fig. 28

pH-värden vinter/vår
i Sveriges sjöar

Underlag till kartan saknas för
Jönköpings, Älvsborgs, Söderman-
lands och Västernorrlands län

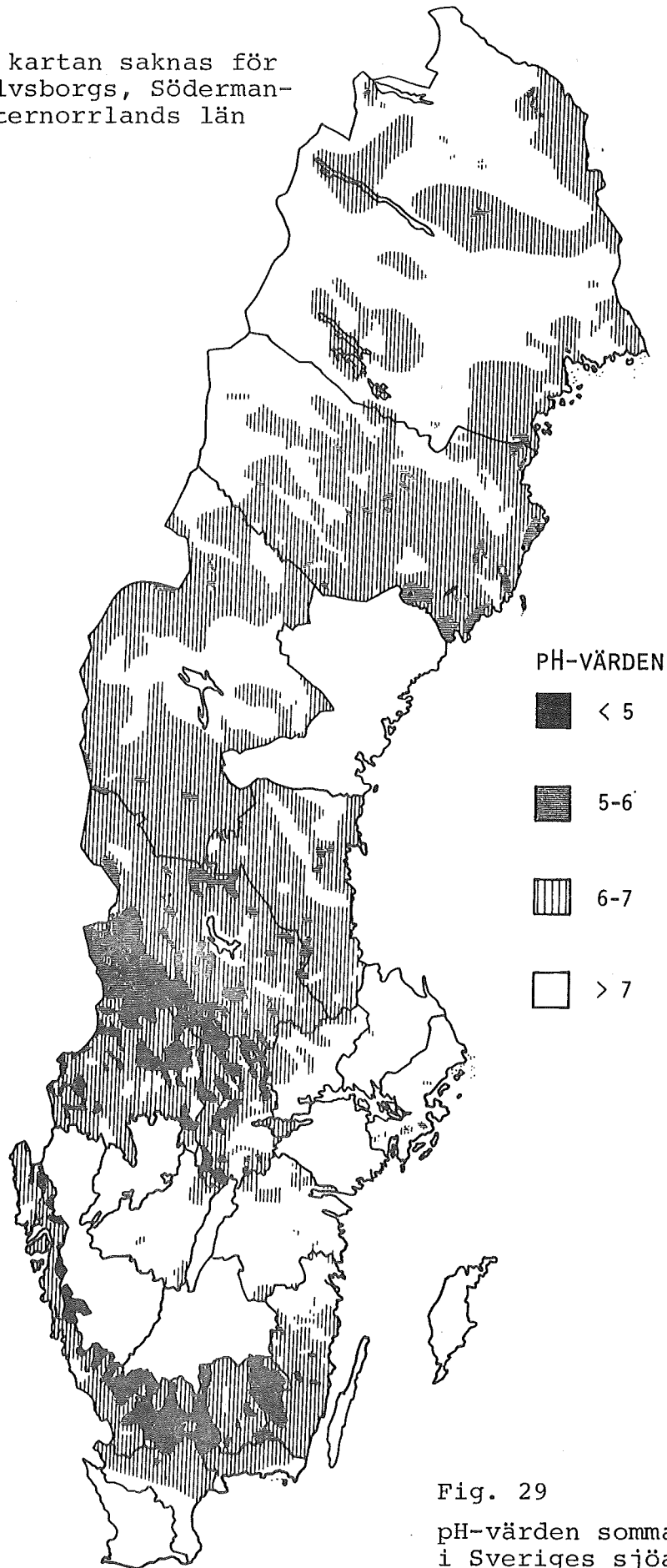


Fig. 29

pH-värden sommartid
i Sveriges sjöar

Årstidsvariationer

Av kartbilderna framgår att pH- och alkalinitetsvärdena i det stora hela är lägre under vinter/vårperioden än under sommaren. Till en del har detta naturliga orsaker, men årstidsvariationerna har blivit mer markerade under de senaste decennierna. Detta gäller särskilt de sjöar och vattendrag som befinner sig i försurningens andra fas (se sidan 8). Figur 30 ger en ganska karakteristisk bild av dessa årstidsvariationer. Till viss del framträder emellertid variationerna olikartat i landets olika delar.

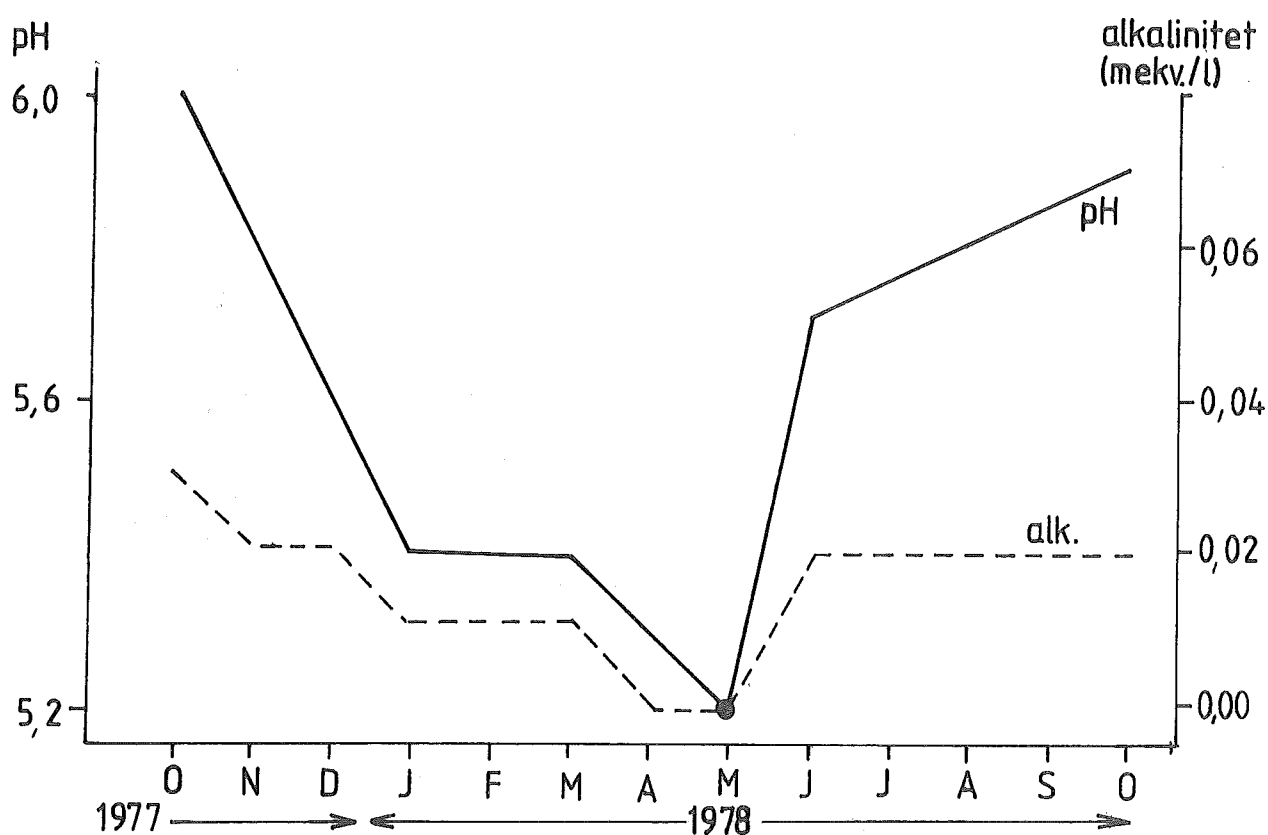


Fig. 30 Årstidsvariationer i 43 sjöar i Örebro län. (månadsmedianvärden).

I de sydligare delarna där snön i förhållandevis liten grad ackumuleras under vinterhalvåret blir de sura vårperioderna inte så markerade. De perioder då ytvattnen är surast kan i stället inträffa vid andra tillfällen under vinterhalvåret, t ex under nederbördsrika höstperioder. Särskilt de första starka höstregnen kan ibland ge upphov till att pH-värdena påtagligt minskar i sjöar och vattendrag. Till en

betydande del beror detta på att de luftburna sura ämnen som under sommaren ackumulerats i marklagren då sköljs ut (Overrein et al 1981).

Vissa år uppträder emellertid tydliga sura vårperioder även i dessa delar av landet. 1977 var ett sådant år då stora snömängder smälte av under en kortare period och många sjöar blev betydligt surare än normalt (se exempel figur 31). Till detta bidrog även att grundvatten-nivån steg efter en längre period med låg nederbörd, vilket medförde ett ökat utflöde av sulfatrikt surt markvatten till ytvattnen. Det bör poängteras att den senare processen förvisso kan ge en temporär försurning av sjöar och vattendrag, men att den i sig inte ger en nettoändring av försurningsläget över en längre tidsperiod.

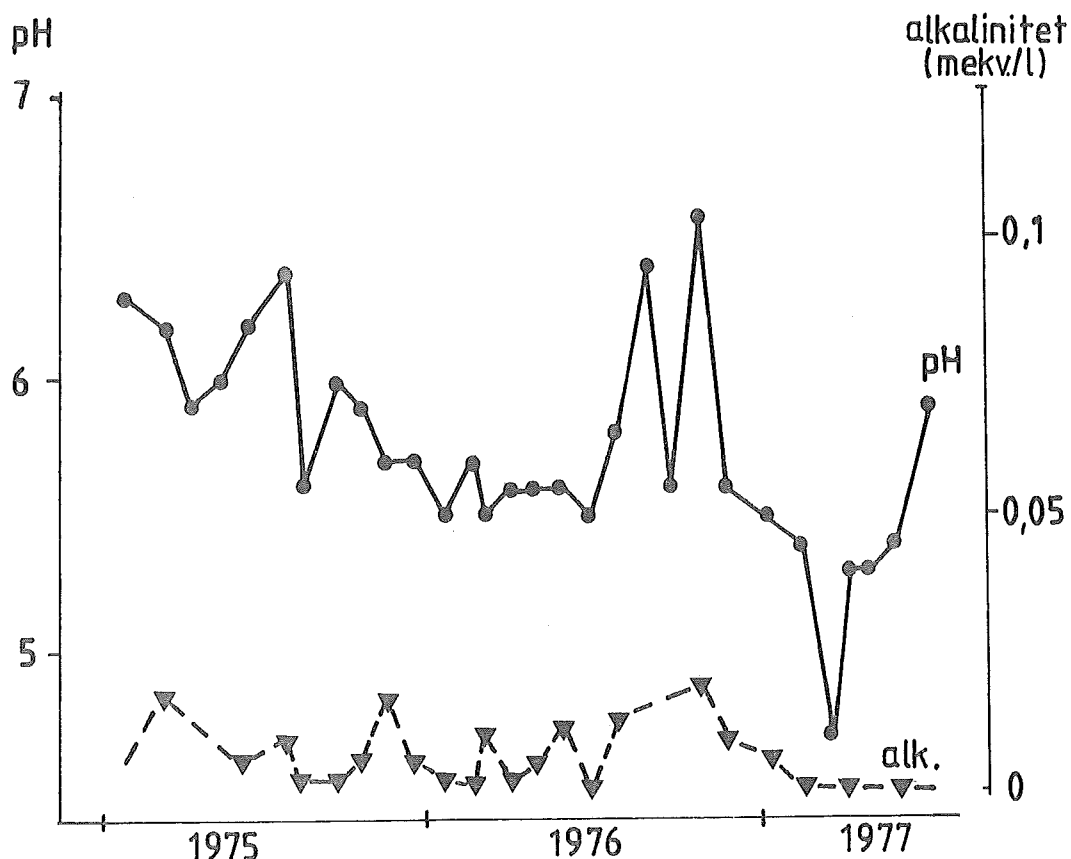


Fig. 31 Årstidsvariationer i Blanksjön, Blekinge län.

Längre norröver i landet, och särskilt i de snörikare områdena, är årstidsvariationerna mer markerade och regelbundna. I de mindre sjöarna och vattendragen domineras bil-

den ofta helt av den minskning av pH- och alkalinitetsvärdena som sker under snösmältningsperioden. I figur 32 jämförs alkalinitetsvärdena under vårperioden med värdena från vinter- eller sommarperioden i sjöar från Kopparbergs län. Sjöarna med alkalinitetsvärden upp till 0.05 mekv/l

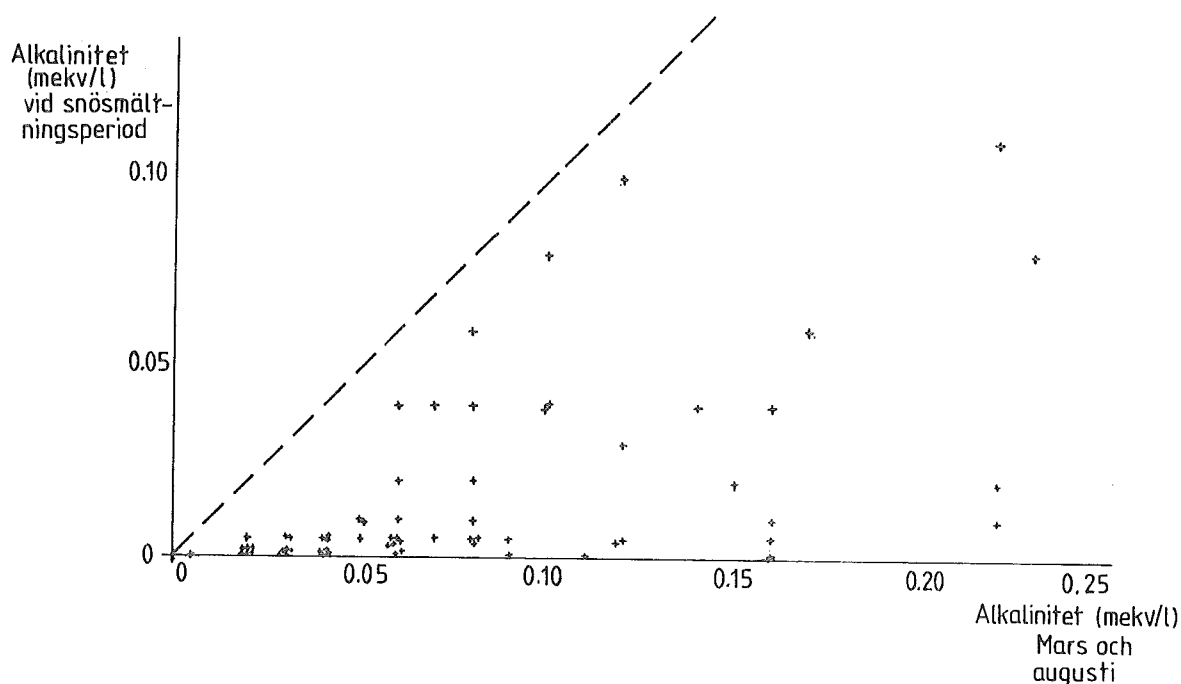


Fig. 32 Jämförelser mellan alkalinitetsvärden under olika delar av året i sjövattnen från Kopparbergs län.

under sommar eller vinter sjunker i samtliga fall ner mot värden nära noll under vårperioden. I de mer välbuffrade vattnen sker även en sänkning men variationen är mycket stor. Variationen beror i första hand på sjöarnas volymer och vattenomsättning, hur sur snön är och hur snabbt snösmältningen sker. De mindre sjöarna och bäckarna kan helt fyllas med smältvatten och ytligt markvatten under snösmältningsperioden och få i stort sett samma vattenkvalitet som nederbörden. Figurerna 6 och 33 visar exempel på hur dramatiskt pH-sänkningen kan ske under år med lågt pH i snön. Varaktigheten i de suraste perioderna är bara några veckor, men detta kan ändå vara tillräckligt för att ge biologiska skadeverkningar. Längre ner i vattensystemen blandas de sura smältvattnen ut med mer välbuffrade vatten och surstöten dämpas. Hur många av de mindre sjöarna och bäcksträckorna i Norrland som berörs av kraftigare pH-

chocker är mycket svårt att bedöma. Uppenbarligen fordras mycket täta mätningar för att de suraste perioderna skall kunna registreras.

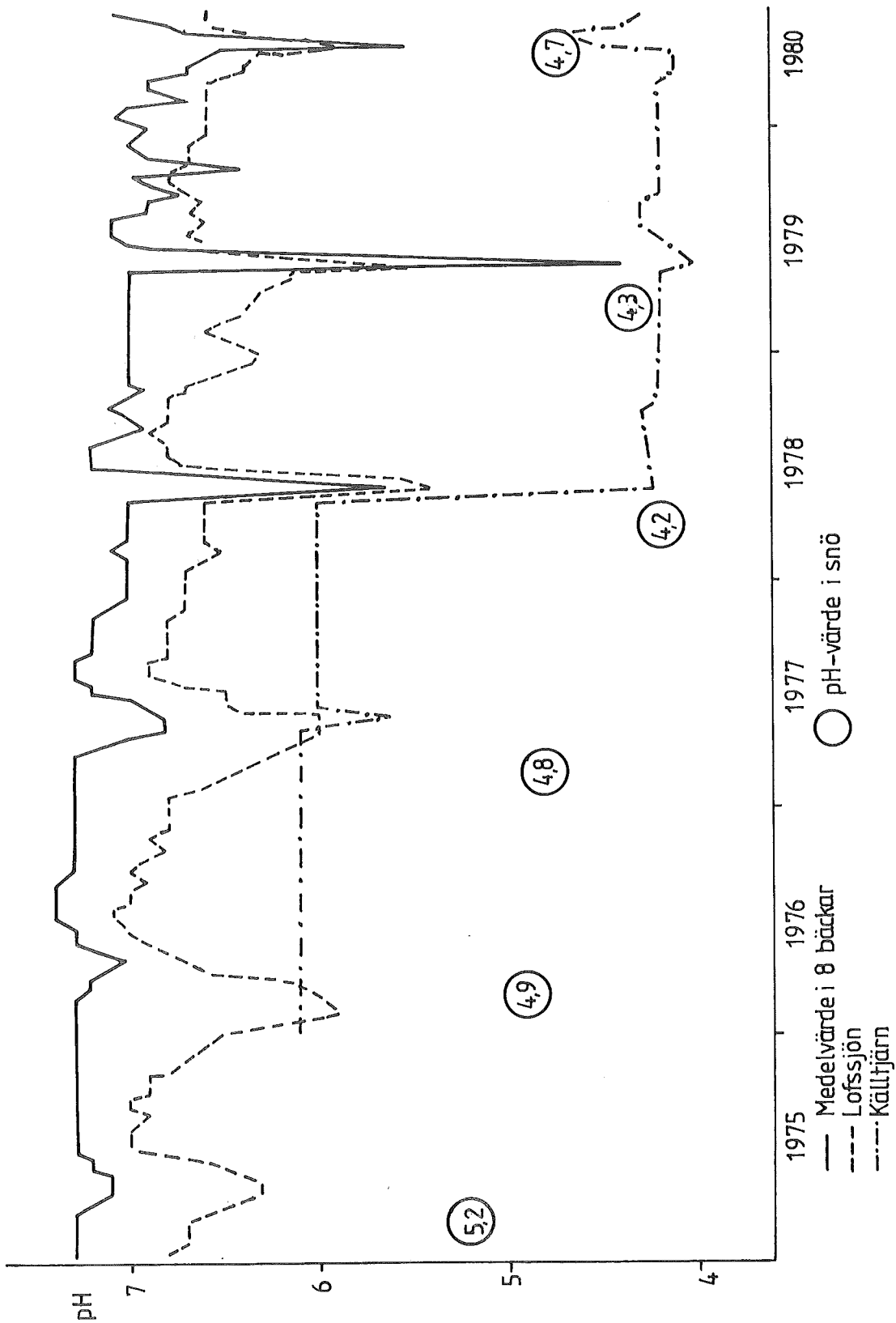


Fig. 33 pH-värden i Lofssjön (södra Jämtland) och dess tillrinningsområde (E. Olofsson opubl.).

Försurningsläget i sjöarna

I sina sammanställningar av uppgifter om försurningsläget har länsstyrelser och fiskenämnder kompletterat befintliga mätdata med helhetsbedömningar av situationen för samtliga vatten i respektive län, således även gällande vatten som aldrig provtagits. Bedömningen har skett så att det totala antalet sjöar inom länen har fördelats inom olika pH och alkalinitetsklasser och även inom olika storleksklasser. Bedömningarna har gjorts dels för en sommarsituation och dels för en vinter/vårsituation. En särskild uppskattning har även utförts av hur många sjöar som någon gång under året har pH-värden lägre än 5,5. I figurerna 34 och 35 visas den procentuella fördelningen av sjöarnas pH- och alkalinitetsvärden för varje län. Antalet sjöar i länen som befinner sig i försurningsens andra och tredje fas redovisas i bilaga 4. En sjö som någon gång under året har ett pH-värde lägre än 5.5 räknas till fas 2, såvida inte pH-värdet är lägre än 5.0 under sommaren då den räknas till fas 3.

För att studera hur långt försurningen av sjöarna nått i olika delar av landet har fyra områden valts ut för en närmare granskning. Dessa områden är västra Götaland (Hallands, Älvsborgs- och Göteborgs och Bohus län), sydöstra Götaland (Blekinge och Kronobergs län), Bergslagen och nordvästra Svealand (Värmland, Örebro, Västmanlands och Kopparbergs län) samt övre Norrland (Västerbottens, Norrbottens län).

Fig. 36 visar sjöarnas pH och alkalinitetsfördelningen inom dessa områden. Här framgår att fördelningen mellan områdena är mycket olika. Sjöarna inom sydvästra Sverige är starkt förskjutna mot surare förhållanden. Även i sydöstra Götaland och i Bergslagen och nordvästra Svealand är sjöarnas pH-värden och alkaliniteter lägre än i övre Norrland, där fördelningen kan betraktas som i stort sett normal, dvs mer eller mindre opåverkad. (Värdena i Norrbottens län har beräknats utifrån sommarvärden och jämförelser mellan vinter/sommarvärden i Västerbottens län.)

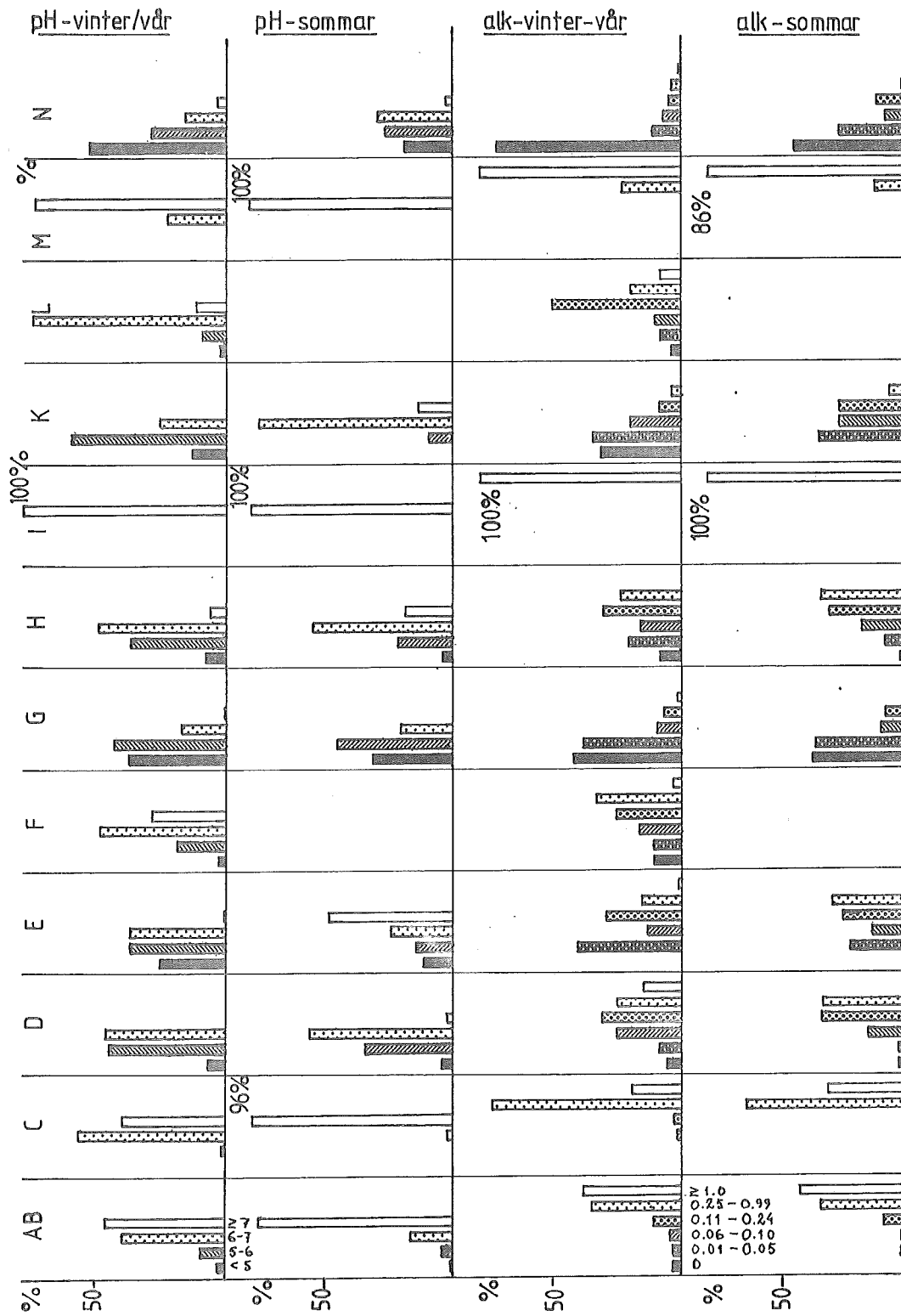


Fig. 34 Procentuell fördelning av sjöarna inom olika pH- och alkalinitetsklasser.

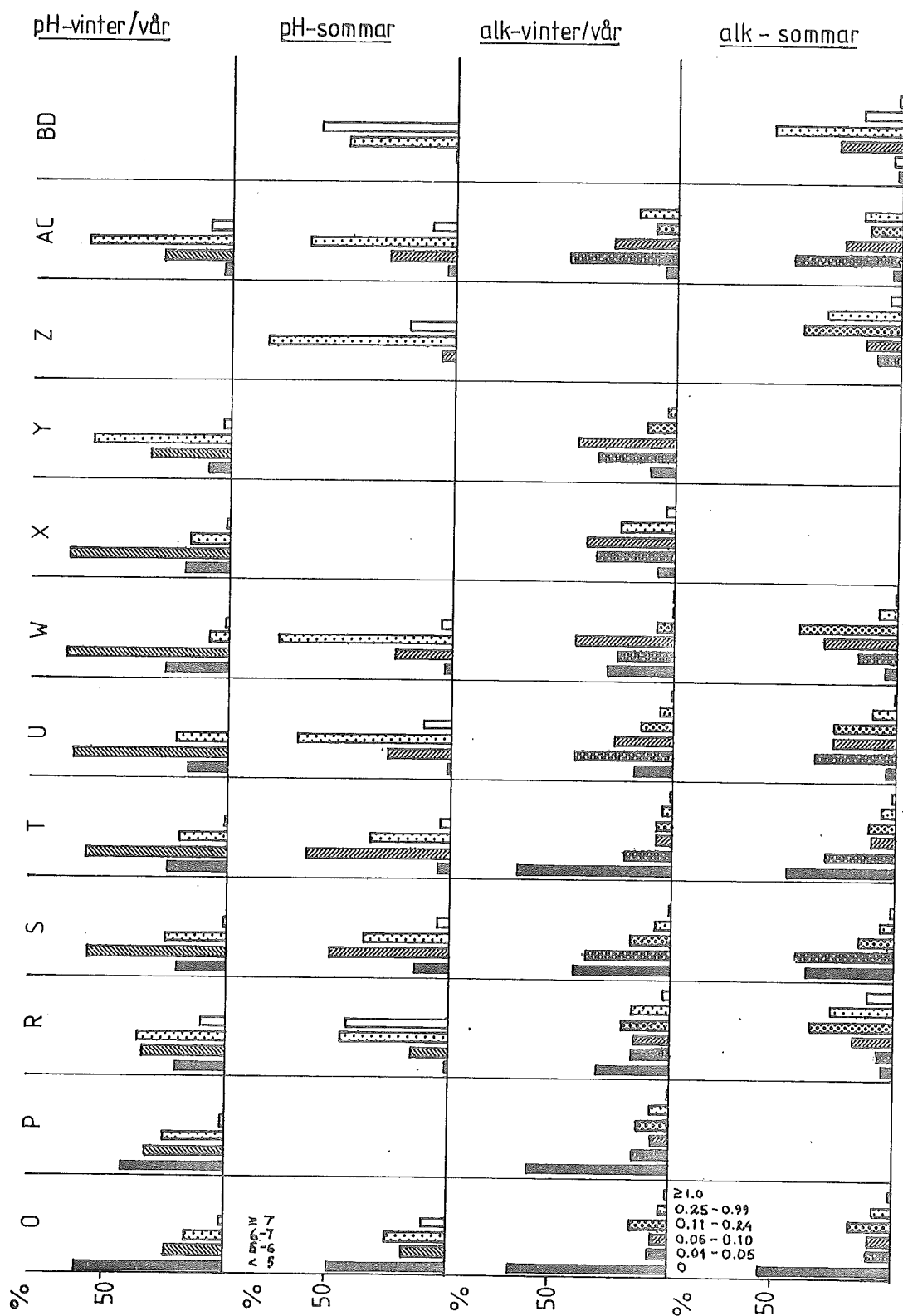
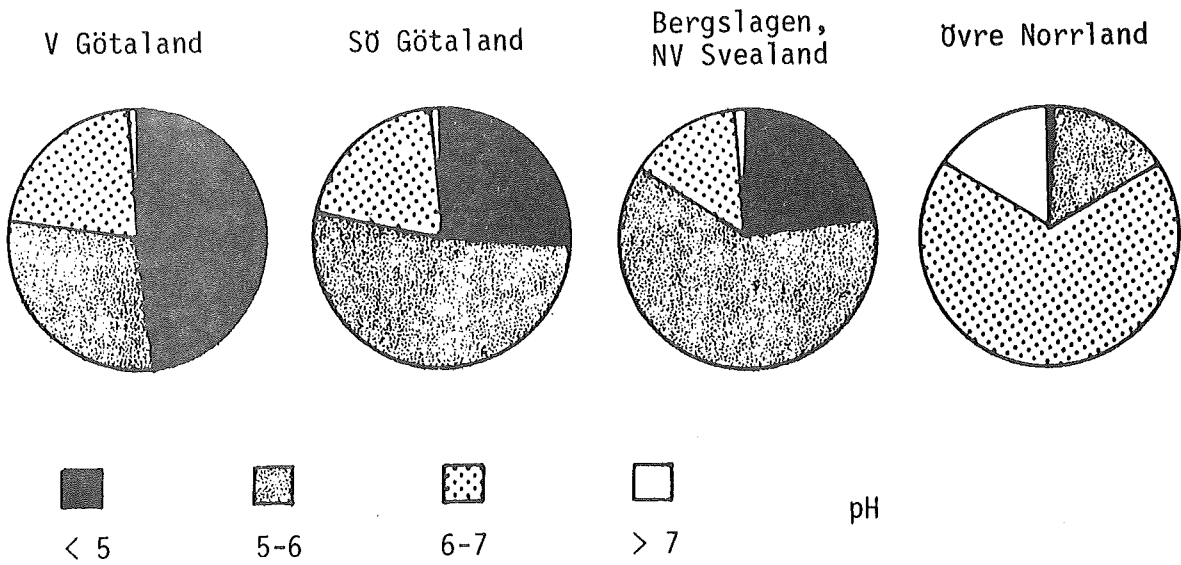


Fig. 35 Procentuell fördelning av sjöarna inom olika pH- och alkalinitetsklasser.

ANDEL SJÖAR MED OLIKA SURHET



ANDEL SJÖAR MED OLIKA FÖRSURNINGSKÄNSLIGHET

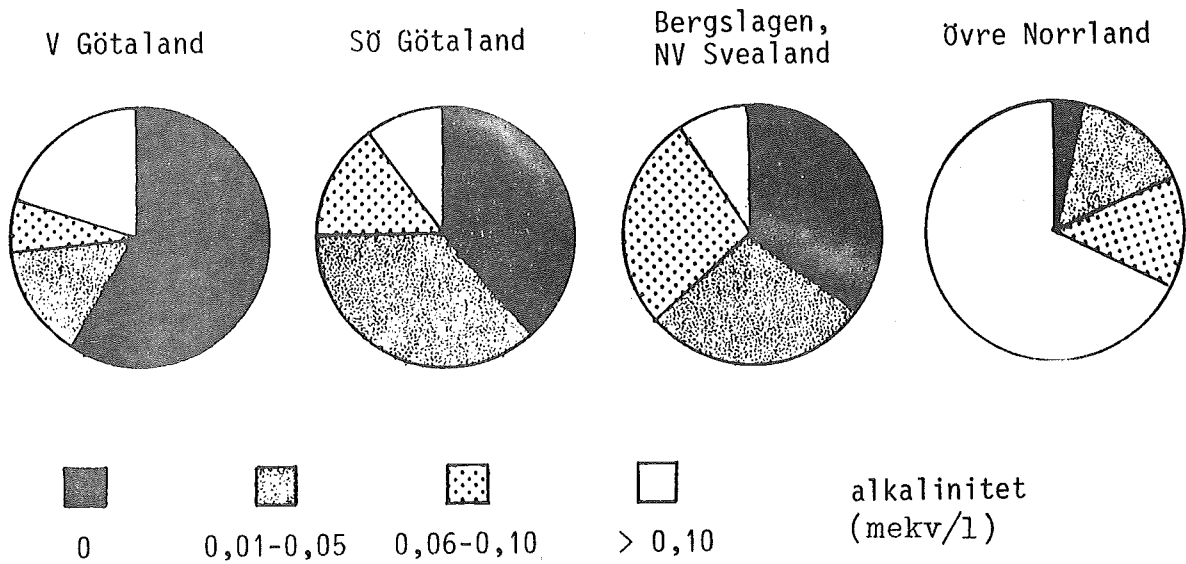


Fig. 36 Sjöarnas pH- och alkalinitetsfördelning inom fyra olika regioner av Sverige.

Tabell 3 visar hur stor del av sjöarna i de tre sydligaste områdena som befinner sig i de olika försurningsfaserna.

Tabell 3 Andel sjöar i olika försurningsskeden

	västra Götaland	östra Götaland	Bergslagen och nordvästra Svealand
Fas 1	25 %	46 %	51 %
Fas 2	42 %	37 %	43 %
Fas 3	33 %	17 %	6 %

Av tabellen kan man se att tre fjärdedelar av alla sjöar i västra Götaland har nått fas 2 eller 3, dvs ett försurningsskede där skador på organismer kan förekomma. I områdena östra Götaland och Bergslagen/nordvästra Svealand har ungefär lika stor andel av sjöarna nått fas 2 och 3 - omkring hälften - men en större andel av sjöarna är gravt försurade i östra Götaland.

Tabell 4 visar andelen sura sjöar inom olika storleksklasser. Här framgår att försurningen nått längst i de minsta sjöarna upp till 100 ha. Inom storleksklassen 100-999 ha är andelen sura sjöar betydligt lägre och bland sjöar större än 1 000 ha finns endast enstaka sjöar med låga pH-tal.

Tabell 4 Andel (%) sura sjöar inom olika storleksklasser

<u>pH 5.0 sommar</u>		västra Götaland	östra Götaland	Bergslagen och nordvästra Svealand
1-9	ha	40	17	7
10-99	"	23	18	4
100-999	"	9	4	1
> 1000	"	0	0	0
alkalinitet = 0				
<u>vinter/vår</u>				
1-9	ha	70	43	38
10-99	"	55	32	33
100-999	"	28	18	25
> 1000	"	4	5	9

Bland övriga län i Götaland och Svealand är sjöarna till en större eller mindre del belägna inom områden med kalkrikare marker, vilket ger en stor variation i sjöarnas försurningskänslighet. I Södermanlands, Östergötlands, Jönköpings, Kalmar och Skaraborgs län har omkring en tredjedel av sjöarna någon gång under året ett lägre pH än 5.5. Betydligt lägre andel, omkring 6 %, finner man i Stockholms och Kristianstads län medan Gotlands och Malmöhus län helt saknar sura sjöar och Uppsala län endast har en sjö som kan anses vara försurad.

Sammanlagt inom Götaland och Svealand finns ungefär 3 000 sjöar i fas 3 och 10 000 i fas 2, vilket tillsammans utgör hälften av antalet sjöar inom detta område.

Beräkningar har även utförts av hur stor sammanlagd yta som sjöarna i fas 2 och 3 täcker. Antalet sura sjöar inom varje storleksklass har multiplicerats med en medelyta för storleksklasserna. Eftersom uppgifter om sjöstorleksfördelning saknats för sjöarna i fas 2 (dvs pH-värden lägre än 5.5 någon gång under året) har i stället den storleksfördelning använts som redovisats för sjöar med alkalinitet lika med noll, under vinter/vårperioden. Medelytorna har beräknats utifrån uppgifter från tre län (Kronobergs-, Älvsborgs- och Skaraborgs län) där den totala sjöytan inom respektive storleksklasser funnits tillgängliga.

<u>storleksklass</u>	<u>medelyta per sjö</u>
1-9 ha	3.1 ha
10-99 ha	30.0 ha
100-999 ha	372.0 ha

I storleksklassen över 1000 ha har medelytan antagits vara 2000 ha.

Enligt dessa beräkningar täcker de sjöar som befinner sig i försurningsfas 2 i Götaland och Svealand sammanlagt en yta av cirka 280 000 ha eller 14 % av hela sjöytan inom detta område och sjöarna i fas 3, 35 000 ha eller 2 %.

I Norrland som helhet är andelen sura sjöar betydligt lägre än i södra Sverige. Länsstyrelsen i Norrbottens län har uppskattat att omkring tre procent av sjöarna är sura i den

bemärkelsen att pH-värdet är lägre än 6 under sommaren och mindre än en halv procent är starkt sura med pH-värden som aldrig når över 5. Dessa sjöar anses inte försurade utan utgör extremfallen i en naturlig spridning (Nauwerck 1981).

I de sydligare norrlandslänen är dock andelen sura betydligt större. Omkring 30 procent av sjöarna i Gävleborgs- och västernorrlands län har bedömts ha pH-värden mindre än 5.5 någon gång under året.

Försurningssituationen i Norrland är emellertid svår att bedöma eftersom andelen undersökta sjöar i stora områden är tämligen låg och pga att årstidsvariationerna i de mindre sjöarna kan vara mycket stora som visades på sidan 63. Man kan emellertid uppskatta att det i norrlandslänen sammanlagt finns minst 4 000 måttligt och omkring 800 starkt sura sjöar. De sistnämnda är i huvudsak belägna utmed kusten.

Sammanlagt för landet innebär detta att minst 18 000 sjöar större än 1 ha någon gång under året har pH 5.5 eller lägre, vilket utgör 20 % av landets sjöar. Av dessa är 4 000 (5 %) starkt sura. Ytmässigt utgör den försurade sjöytan cirka 10 % av den totala sjöytan.

Försurningsläget i Sverige sammanfattas i figur 37.

Försurningsläget i vattendragen

När det gäller de rinnande vattnen är underlaget för en bedömning av försurningssituationen tyvärr jämförelsevis svagt. I de mindre vattendragen finns i allmänhet alldeles för få mätningar för att kunna ge en bild av förhållandena i samtliga vattendrag. De länsvisa uppskattningarna har i stället fått göras i huvudsak från sjödata och utifrån kunskaper om markegenskaper. Skattningen blir därför mycket grov. I tabell 5 har sammanställts totala antalet km vattendragssträcka i pH-klasser för Götaland och Svealand.

Sannolikt är förhållandena under den suraste perioden av året betydligt sämre än dessa vinter/vår-värden.

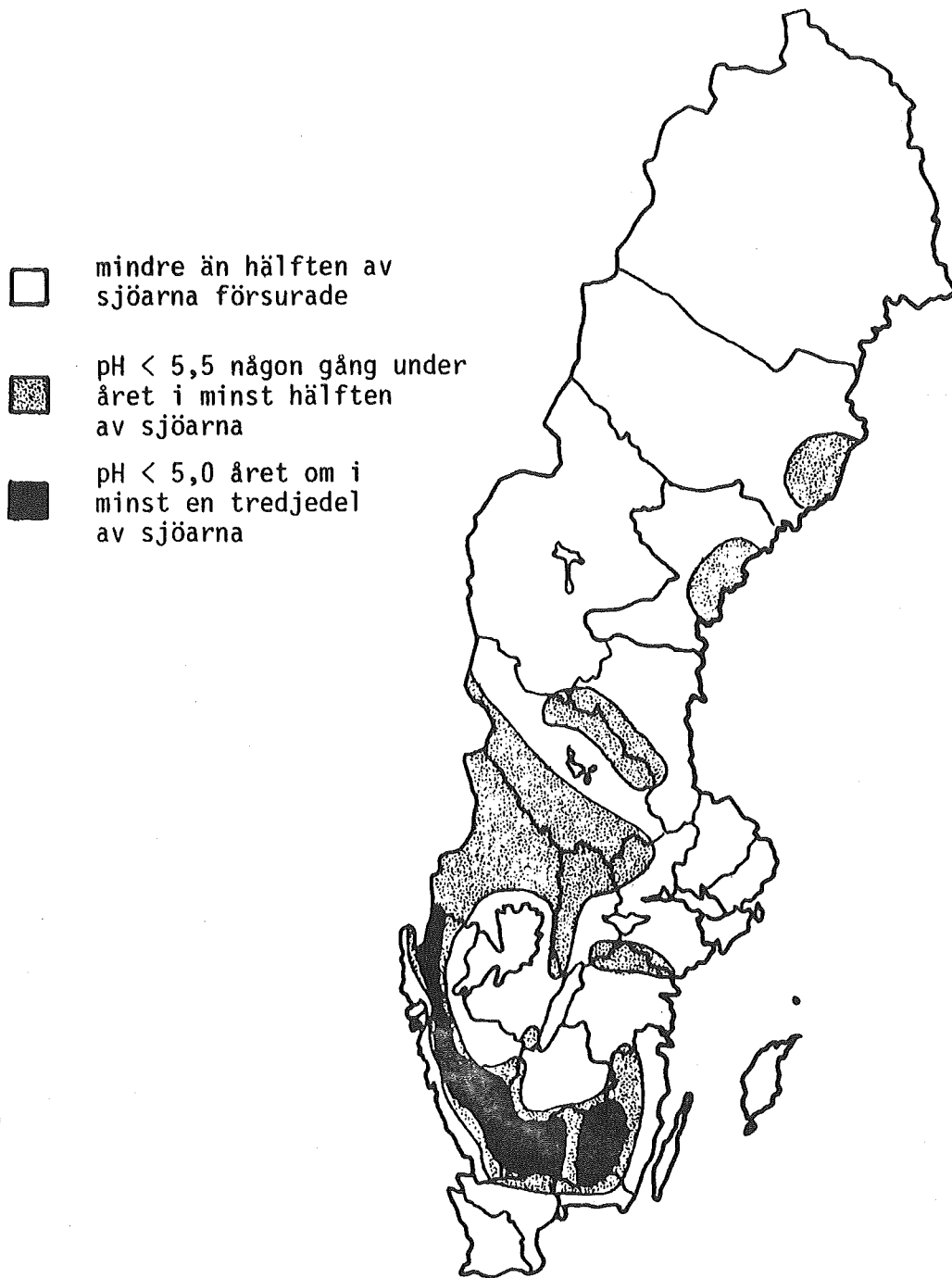


Fig. 37 Försurningsläget i Sveriges sjöar.

Förhållandena i de rinnande vattnen verkar emellertid vara något bättre än i sjöarna. Detta är ganska rimligt eftersom de kalkrika slättområdena är sjöfattiga men inte på samma sätt saknar rinnande vatten. För Norrlands del finns inte underlag för en motsvarande bedömning.

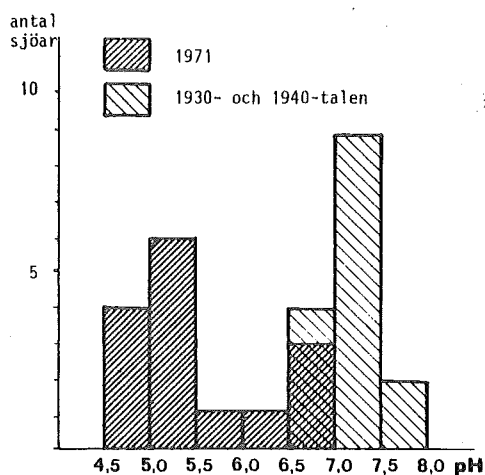
Tabell 5 pH i rinnande vatten i Götaland och Svealand

pH	< 5.0	5,0-5,9	6,0-6,9	>7.0	totalt
<u>vinter/vår</u>					
antal km	7 500	20 000	17 500	5 000	50 000
%	15	40	35	10	100
<u>sommar</u>					
antal km	2 500	10 000	22 500	15 000	50 000
%	5	20	45	30	100

Trender i sjöar

Utan tvivel har en försurning av många sjöar skett under de senaste decennierna. Detta visas tydligt vid jämförelser mellan pH-värden i samma sjöar från 30-40-talen och 70-talet (fig 38). Liknande trender finns också från sjöar i Anebodaområdet där pH-värdena i flertalet sjöar varierade mellan 6 och 7 under åren 1928-35, medan värdena 1978 var spridda mellan 4.4 och 8.5 (Andersson 1980). pH-tal under 5.5 har sannolikt varit ovanliga i sjöar före 1940.

Västkustsjöar



Värmlandssjöar

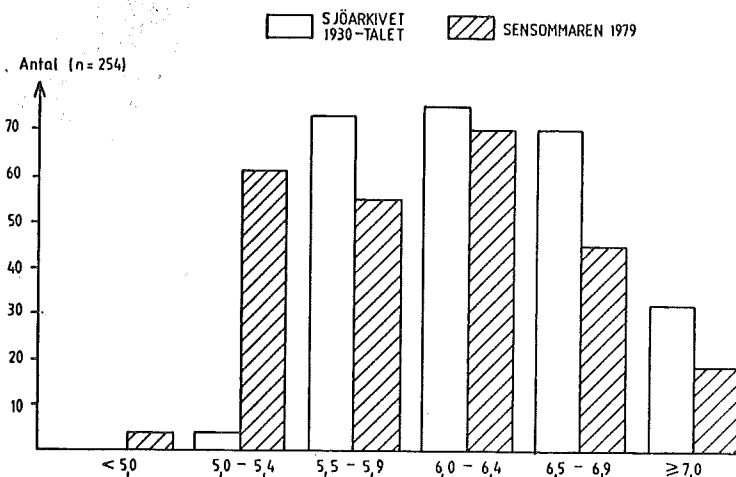


Fig. 38 pH-förändringar i sjöar. I västkustsjöarna var värdena 1971 i allmänhet 1 - 2 pH-enheter lägre än i samma sjöar på 30-40-talen. I ungefär en fjärdedel av de undersökta Värmlandssjöarna har pH-värdena minskat minst en pH-enhet (Dickson 1975 och länsstyrelsen i Värmlands län).

Endast i mycket få fall finns kontinuerliga mätningar i en och samma sjö som sträcker sig över flera decennier. Från länen har inrapporterats mätserier från ett tiotal sjöar där mätningar finns från 50-talet och framöver. I figur 39 visas exempel från några av dessa. I de sjöar där en försurning skett synes den största förändringen ha inträffat redan under 50- och 60-talen.

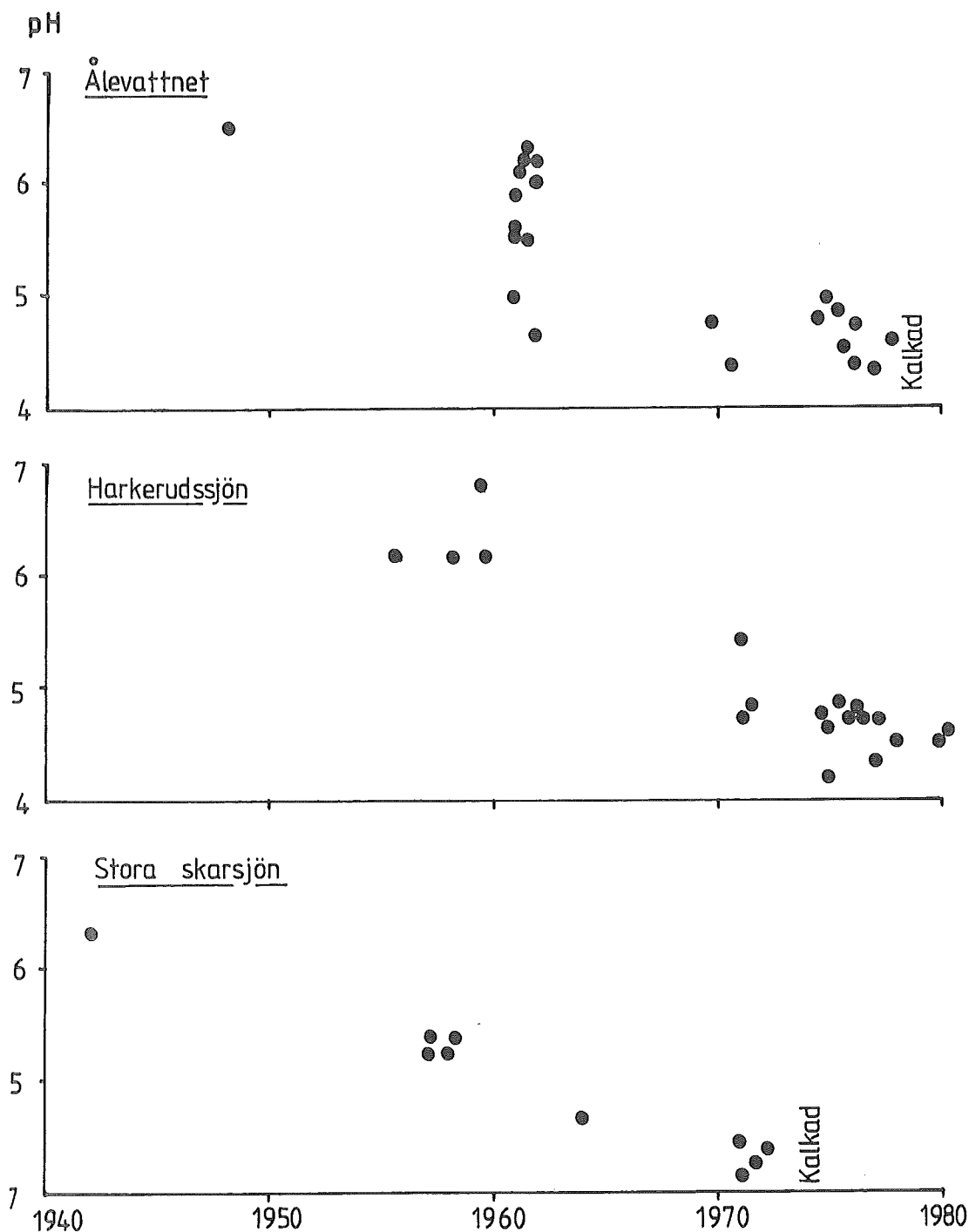


Fig. 39 pH-trender i 3 sjöar i Göteborgs- och Bohus län.

Från 70-talet finns betydligt fler mätningar av pH och alkalinitet i försurningskänsliga sjöar. I ett femtiotal sjöar finns mätningar från åtminstone sex tillfällen med en spridning över hela decenniet. Från dessa data kan utläsas att en minskning av alkaliniteten skett i de flesta av sjöarna med låg buffringsförmåga. (Alkalinitet mindre än 0.1 mekv/l). Minskningen varierar i de flesta fall mellan 0.01 och 0.05 mekv/l för hela tioårsperioden.

I figur 40 visas hur alkaliniteten har minskat i några större sjöar under 70-talet. Några exempel finns dock även på buffertsvaga sjöar som inte uppvisar någon märkbar alkalinitetsminskning trots det stora syranedfallet. Sådana sjöar är t ex Norra Bullaren i Göteborgs- och Bohus län, Förhultssjön och Stråken i Småland.

I mer välbuffrade sjöar kan ingen generell trend för alkalinitetsvärdena utläsas.

Efter 1975 genomförs regelbundna sjömätningar i många län för att följa ytvattenförsurningen. Karaktäristiskt för denna period är att en drastisk minskning av pH- och alkalinitetsvärdena skedde 1977 på grund av den nederbördsrika vintern 76/77 och snabba avsmältningen våren 1977 (se sidan 61). I Blekinge län sjönk alkaliniteten i sjöar med cirka 0.04 mekv/l 1976-1977, i Örebro län med ett medianvärde på cirka 0.02 mekv/l. Därefter har alkalinitetsvärdena varit tämligen konstanta (t ex Södermanlands län, Örebro län) eller ökat något (t ex Östergötlands län, Jönköpings län).

Sammanfattningsvis verkar det som om de känsligaste sjöarna i södra Sverige försurades redan under 50- och 60-talen då svavelnedfallet ökade som mest och då de inhemska utsläppen var störst. Därefter har en långsam alkalinitetsminskning skett under 70-talet i de flesta buffertsvaga vatten. Medianvärdet för minskningen torde ligga omkring 0.03 mekv/l för hela decenniet.

Liknande resultat rapporteras av Andersson (1980) för sjöar i Anebodaområdet. I de försurade sjöarna inom detta område synes pH-nedgången ha påbörjats före 1960. Därefter har för-

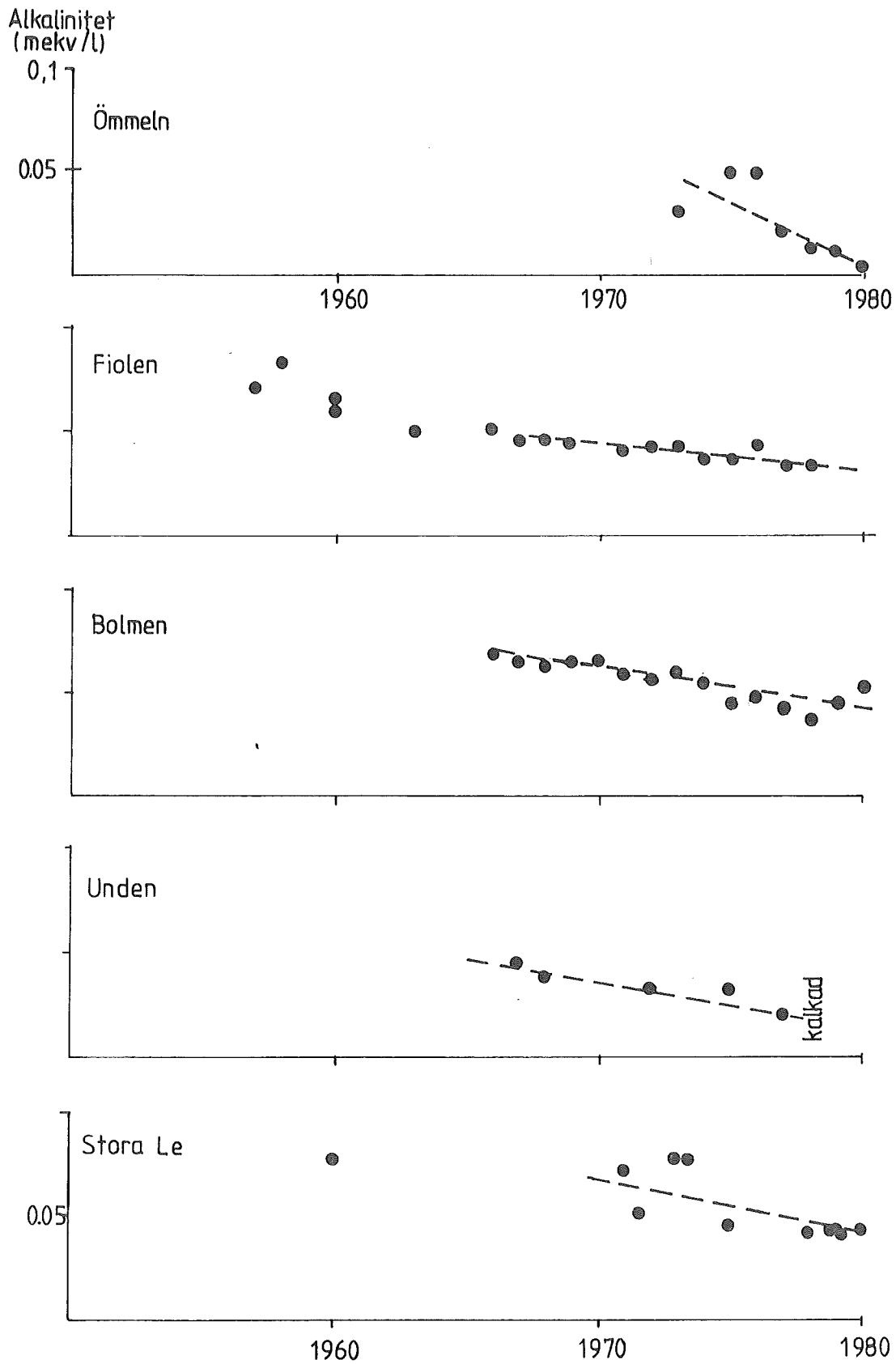


Fig. 40 Alkalinitetstrender i några större sjöar (länsstyrelsen i Älvsborgs län, Andersson 1980, S. Hamrin Syd-vatten, Dickson 1980).

surningen fortskridit långsamt. Endast i sjöar med låg buffertkapacitet kan en svag tendens till minskning av alkaliniteten märkas under 70-talet.

Om alkaliniteten under 1980-talet fortsätter att minska i de känsliga sjöarna i ungefär samma takt som under 1970-talet, kan ytterligare ca 3000 sjöar väntas nå pH-värden under 5,5, dvs övergå från fas 1 till fas 2. De flesta av dessa sjöar är belägna i Bergslagen och nordvästra Svealand. Även de sjöar som redan nu befinner sig i fas 2 kommer att bli något surare och drabbas av mer omfattande skador på växt- och djurliv. Eftersom försurningen börjar slå igenom även i en del större sjöar, ökar den försurade sjöarealen snabbare än antalet försurade sjöar.

Regionala försurningsskador på organismer i ytvatten

Som behandlats i ett tidigare avsnitt sker stora förändringar i hela ekosystemen i våra sjöar och rinnande vatten då pH-värdet sjunker och andra vattenkemiska förändringar inträffar. Vissa organismer lämpar sig särskilt väl för att belysa förändringar i vattnens surhetsgrad. Dessa s k indikatororganismer är antingen speciellt pH-känsliga, eller mycket toleranta. Förändringar bland de sistnämnda indikerar då försurning i ett mycket långt framskridet stadium. Fördelarna med biologiska, framför vattenkemiska undersökningar, är kanske framför allt att organismerna kan ta skada av så korta perioder med dålig vattenkvalitet, att man har stora chanser att missa dessa vid de vattenkemiska provtagningarna. Vidare är de kemiska analyserna aldrig heltäckande och organismerna kan påverkas av någon parameter som ej analyseras.

Det är dock tyvärr oftast mycket svårt att hänföra observerade förändringar i ekosystemet till förändringen av en speciell miljöfaktor. Förskjutningar i artbalanserna kan uppstå genom att konkurrens- och predationsförhållanden förändras, avsaknaden av en art i ett vatten kan bero på spridningssvårigheter o s v. Praktiskt taget alla tänkbara förändringar i miljön kan alltså påverka hela ekosystemen, men endast få i så hög grad att vissa organismer helt försvinner. Genom att studera

mycket pH-känsliga organismer (snäckor, musslor, dagsländor, kräftdjur eller lämpliga fiskarter) och organismer som dessutom är konkurrenskraftiga (ex mört), finns ändå goda möjligheter att hänföra eventuella förändringar till ett minskat pH-värde.

Nackdelar med biologiska undersökningar är framför allt att de är tidskrävande och därför kostbara att utföra samt att resultaten kan vara svårtolkade, främst genom svårigheter att isolera effekten av en enskild miljöförändring.

Metoder

För att försöka få ett begrepp om omfattningen av de biologiska effekterna av försurningen i våra ytvatten, utsändes en skrivelse från fiskeristyrelsen och statens naturvårdsverk till samtliga fiskenämnder och länsstyrelser i landet. Följande uppgifter önskades redovisade:

- 1) Den konstaterade resp förmodade tillbakagången av olika fiskbestånd (inkl flodkräfta) i sjöar och rinnande vatten. Antal sjöar fördelade på olika storleksklasser, samt antal km rinnande vatten.
- 2) Konstaterade resp förmodade effekter på andra växt- och djurgrupper.

För framtagandet av de begärda uppgifterna krävs egentligen en mycket omfattande detaljkunskap om länets vatten. I flertalet län saknas tyvärr denna kunskap. Uppgifternas karaktär och troligen även tillförlitlighet varierar mellan olika län. Det har dock inte bedömts möjligt att kritiskt värdera de inkomna svaren. De olika länens arbetsmetoder och eventuella egna kommentarer samt förklaring till länsbokstavsbezeichnung återfinns i bilaga 5.

Resultatredovisningens målsättning har varit att försöka beskriva försurningsläget i landet och har därför i första hand begränsats till att omfatta fisk- och kräftmaterialet, som redovisats på jämförbart sätt i flertalet län. De län varifrån sådana uppgifter finnes har grupperats i följande geografiska områden: västra Götaland (N-, O-, P-län), sydöstra Götaland (G-, K-, L-

län), bergslagsområdet (S-, T-, U-län), Östra Svealand (AB-, D-län) samt mellersta Norrland (AC-län).

Den rapporterade tillbakagången av fisk och kräftor har, i Tabell 6 och figurerna 43, 48 och 49, satts i relation till antalet vatten i resp storleksklass eller till totala antalet sjöar. Hänsyn har då inte tagits till om arten någonsin förekommit i samtliga vatten eller ej. Vissa län har vidare av olika anledningar inte kunnat lämna uppgifter från annat än speciella vatten. För att ändå försöka få en uppfattning om försurnings-skadornas omfattning, har antagits att mört- och eventuella öring- och rödingbestånd påverkats i samtliga sjöar som någon gång under året har pH <5.5.

Då försurningen i första hand drabbar de ofta små källsjöarna i vattensystemen, kan en redovisning av endast antalet sjöar ge en något missvisande bild av situationen. En beräkning av de försurningsskadade sjöarnas areal har därför gjorts genom att multiplicera antalet sjöar i varje storleksklass med medelstorleken i resp klass (3.1, 30, 372 resp 2 000 ha).

Utöver dessa resultat redovisas några specialundersökningar av lands- eller länsinventerande karaktär. Däremot har ett flertal undersökningar av enstaka vatten tvingats utelämnas.

I det följande anges källa endast där stencilerade rapporter eller liknande föreligger. I övrigt hänför sig materialet till de i texten behandlade länens fiskenämnder och länsstyrelser.

Resultat och diskussion

Mer omfattande resultat rörande konstaterad och förmodad tillbakagång av kräft- och fiskbestånd har inkommit från sammanlagt 12 län. Endast tre län (C-, I-, M-län) säger sig helt sakna försurningsproblem. Från övriga nio län föreligger antingen resultat endast från ett fåtal vatten eller också uppger man att kunskaperna är för otillräckliga för att man skall kunna lämna tillfredsställande svar.

Vad gäller effekter på andra växt- och djurgrupper än de tidigare nämnda, är kunskapsläget av förklarliga skäl sämre men uppgifter av varierande omfattning föreligger dock från fyra län.

I det följande redovisas och i någon mån diskuteras de rapporterade effekterna.

Effekter på flodkräfta

Flodkräftan är en av våra mest försurningskänsliga organismer. Den har dessutom genom sin höga avkastning, i kg och kronor, ett mycket stort värde för fiskevattenägare och fiskare, vilka därför kan antas vara mycket observanta på förändringar i kräftbestånden. Arten skulle av dessa skäl kunna vara en ypperlig indikatororganism i försurningsammanhang. Dessvärre är flodkräftan ett mycket gott exempel på en organism där en eventuell tillbakagång eller total utslagning även kan bero på andra faktorer än lågt pH-värde, såsom kräftpest, högt predationstryck (ål, mink) eller ett för hårt fiske. Artens utbredning i landet begränsas dessutom av klimatiska faktorer.

I Kronobergs län har gjorts en förfrågan om förändringar i kräftbestånden sedan 1960 i sammanlagt 112 sjöar (fiskenämnden och länsstyrelsen i Kronobergs län 1981). Förändringen i 53 av sjöarna som 1960 hyste kräftor framgår av Fig. 41. Bestånden uppges ha dött ut eller minskat i över hälften av vattnen som nu har alkalinitet <0.01 mekv/l och i alkalinitetsklassen $0.01-0.05$ mekv/l har 40% av bestånden tagit skada. I sjöarna med bättre alkalinitet är som väntat effekterna mindre och här uppges att populationerna är oförändrade eller har ökat i 80-90% av sjöarna.

I Västmanlands län har på motsvarande sätt gjorts enkätundersökningar hos domänverkets kräftfiskearrendatorer i några vatten inom Hedströmmens avrinningsområde (Ålind 1981). Förfrågan gällde antalet gjorda fångstansträngningar och antalet fångade kräftor under perioden 1967-77. Med en fångstansträngning avses en natts fiske med ett redskap. Av Fig. 42 framgår att fångsten/ansträngning minskat drastiskt i samtliga vatten under perioden. I tre av systemen var pH- och alkalinitetsvärdena tidvis under 1977-78 så låga att man kan befara effekter på flodkräftorna. I Dammsjön däremot kan vattenkvaliteten anses tillfredsställande, och här är överfiskning den troliga förklaringen till kräftbeståndets nedgång.

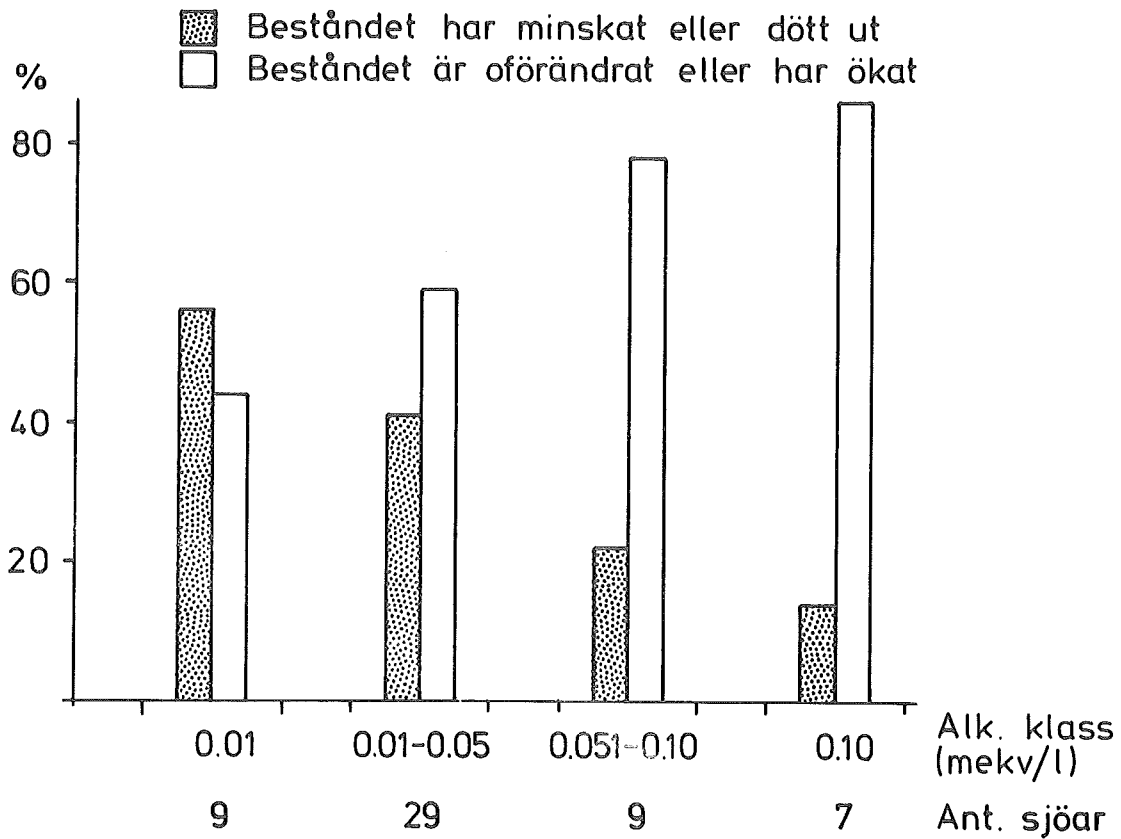


Fig. 41 Förändringar flodkraftbestånden i 54 sjöar i Kronobergs län sedan 1960 (fiskenämden och länsstyrelsen i Kronobergs län 1981).

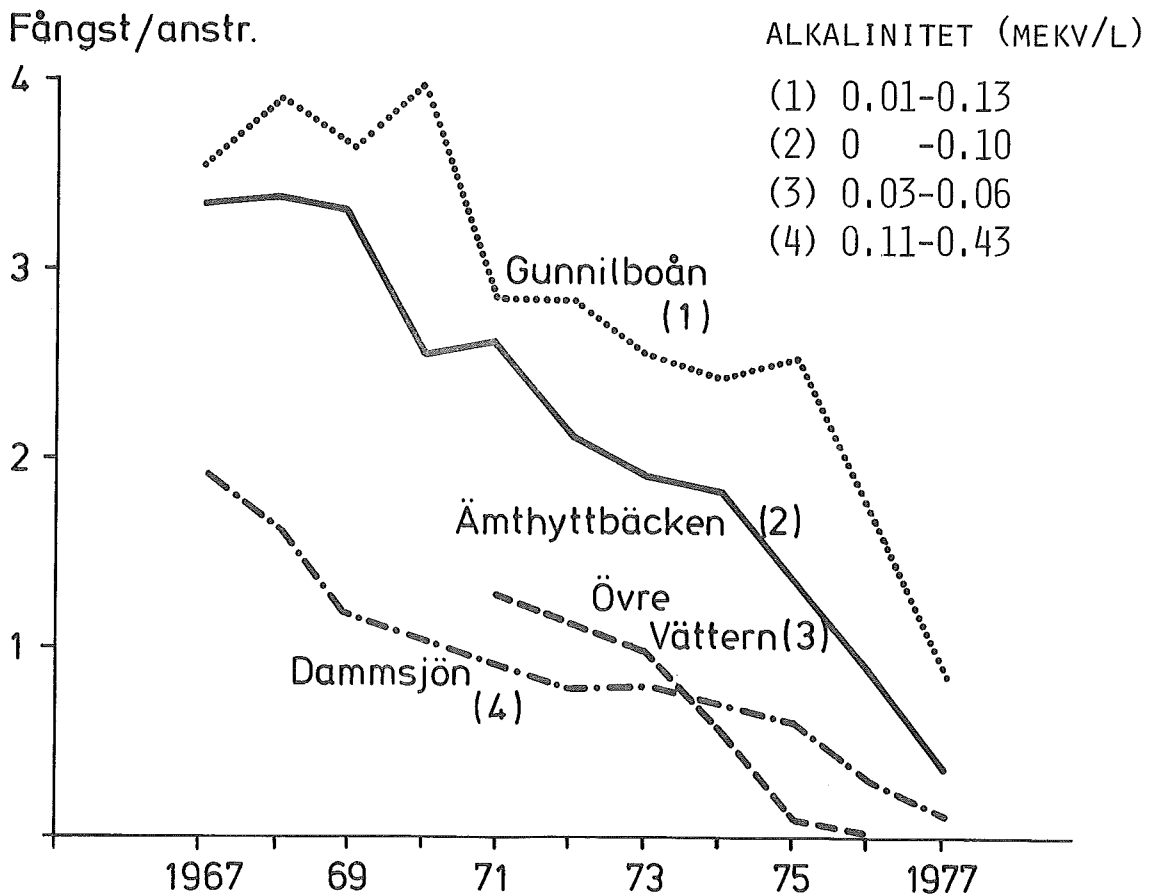


Fig. 42 Kräftfångstens utveckling i fyra vattensystem inom Hedströmmens avrinningsområde (Ålind 1981).

Resultaten som inkommit från de olika länen har sammanställts i Fig. 43. Som synes har den kraftigaste tillbakagången i sjöarna skett i Kronobergs och Värmlands län, där 20-30% av sjöarna har eller förmodas ha påverkats. Den i Fig. 43a redovisade tillbakagången i relation till totalantalet vatten är missvisande i flera län, då kräftorna redan tidigare drabbats mycket hårt av pest i stora områden.

Den totala sjöarealen i landet med konstaterad tillbakagång på kräftorna kan beräknas till ca 115 000 ha (Fig. 43b), plus uppskattningsvis 30 000 ha i icke rapporterade län (E-, F-, H- och R-län). På samma vis kan den förmodade tillbakagången beräknas till ca 75 000 ha vartill sannolikt kommer 20-40 000 ha i de 4 ovannämnda länen. Den ojämförligt största arealen med skador har rapporterats från Värmlands län.

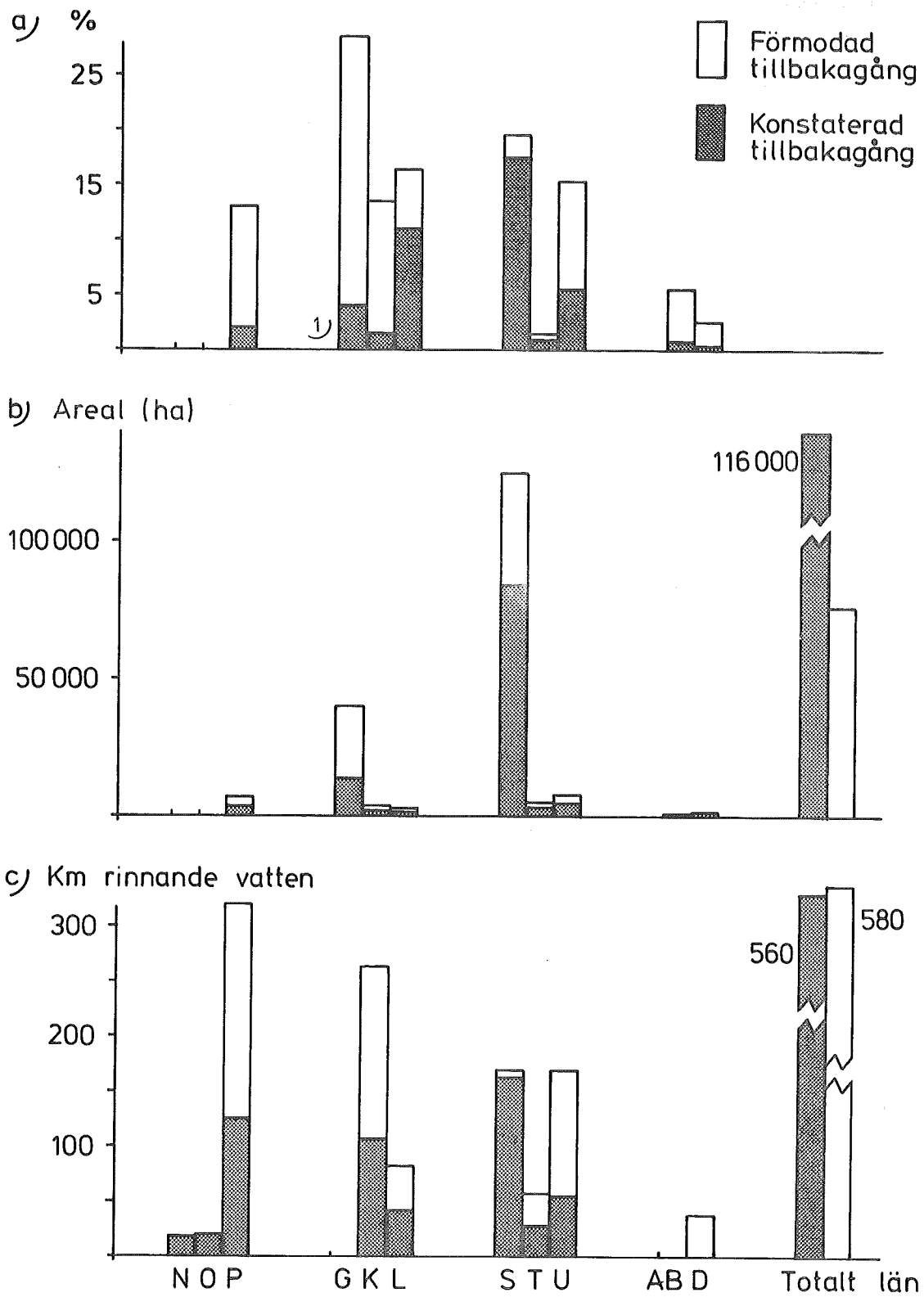
I de rinnande vattnen har försurningseffekter på flodkräftbestånd konstaterats på en sammanlagd sträcka av 560 km och på ytterligare 580 km förmodas tillbakagång ha skett. I icke rapporterade syd- och mellansvenska län kan den sammanlagda tillbakagången mycket grovt uppskattas till 200 km med konstaterade effekter och en lika lång sträcka med förmodad tillbakagång (Fig. 43c).

Effekter på dagsländor

Den tidigare omtalade variationen i vattenkvalitet under året är särskilt påfallande i mindre bäckar och åar. För att få en god uppfattning om ex variationen i pH och aluminiumhalt, krävs en mycket hög provtagningsintensitet i denna typ av vatten.

Målsättningen med nedan redovisade undersökning har därför varit att försöka beskriva försurningssituationen i smärre rinnande vatten i landet med utgångspunkt från dagsländornas artsammansättning.

Insektsordningen dagsländor består av ett relativt stort antal arter. Kunskapen om många av dessa arters miljökrav är ganska god. I det följande har i huvudsak arbe-



↳ sjöar ≥ 10 ha

Fig. 43 Den relativa andelen sjöar med försurningsskador på flodkraftbestånd (a), den beräknade sjöarealen (b) samt längden av rinnande vatten med försurningsskador (c).

tats med två artkomplex av dagsländor. I varje artkomplex ingår tre arter med samma nedre toleransgräns med avseende på pH-värde. Fördelarna med denna metod, jämfört med att behandla enskilda arter, är att man lättare får en heltäckande bild av landet och att man kommer ifrån problemet med att vissa arter kräver mycket specifika biotoper. Chansen att man på en viss lokal skall hitta någon av tre arter är betydligt större än att finna en speciell art.

Det här behandlade materialet insamlades under vårensommaren 1980 och består av prover från 600 rinnande vatten spridda över hela landet. (Materialet har insamlats och bearbetats av P.-E. Lingdell.) Provplatsernas belägenhet framgår av Fig. 44. Fältarbetet startade i södra Sverige i mars månad och följde i stort sett våren norrut.

Det mest pH-toleranta artkomplexet består av *Leptophlebia vespertina*, *L. marginata* och *Heptagenia fusco-grisea*. Samtliga dessa arter är spridda över hela landet upp till omkring 1 100 m och har en ettårig livscykel. Vid långtidsexponering i akvarium har den nedre pH-gränsen för alla tre arterna visat sig vara 4.2 (Lingdell opubl.). Vid något enstaka tillfälle har samtliga påträffats vid pH 3.8 i naturvatten. I denna undersökning innehöll sammanlagt 42% av lokalerna en eller flera av dessa arter. Av Fig. 45 framgår i hur stor del av lokalerna i olika pH-intervall som djuren observerats. I pH 5-6 fanns artkomplexet i ca 80% av lokalerna och även vid pH-värden under 5 fanns de i 60% av vattnen. Förekomsten vid värden över 6 var betydligt lägre.

I det andra artkomplexet ingår *Ephemera vulgata*, *E. danica* och *Metretopus borealis*, vilka även dessa är spridda över hela landet upp till ca 900 m. *Ephemera danica* förekommer endast i rinnande vatten och de två övriga även i sjöar. *Ephemera* har en 2-3-årig livscykel och *Metretopus* är 1-årig. Vid långtidsexponering

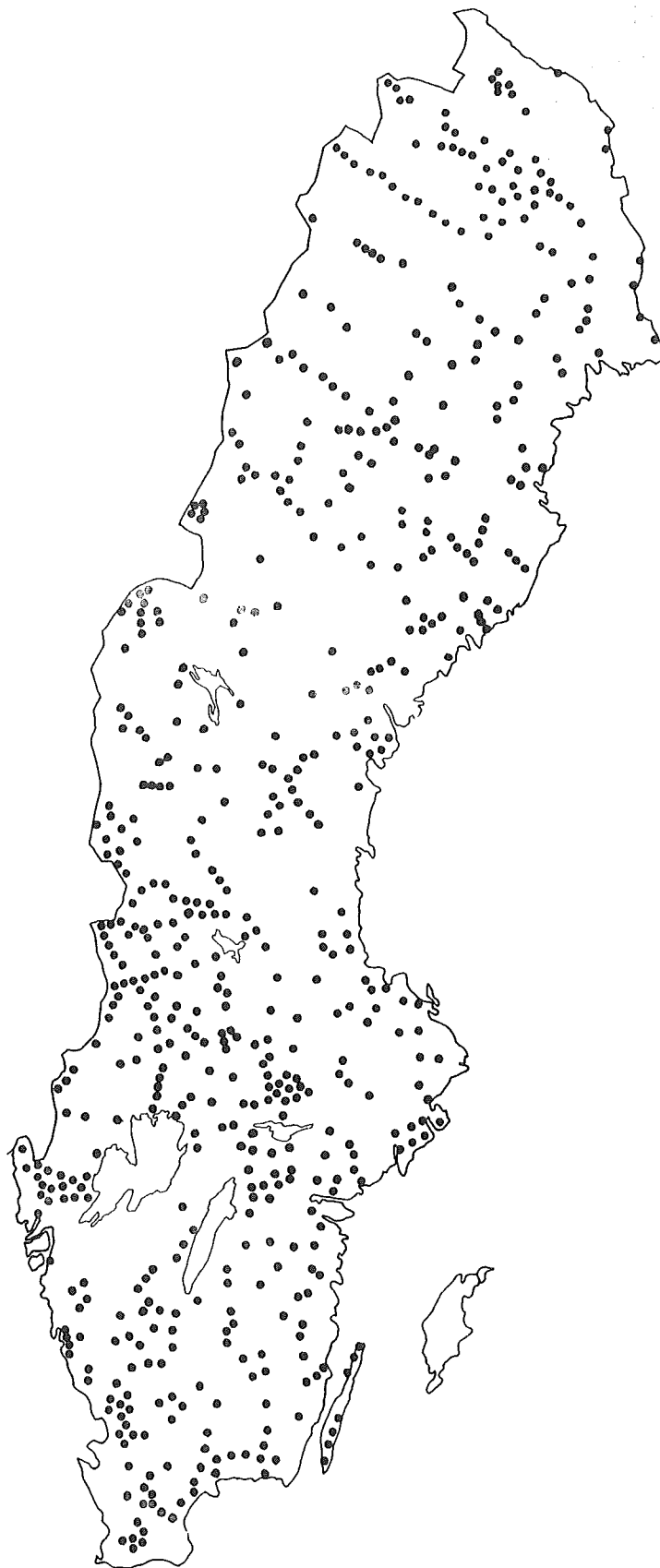


Fig. 44 Provlokalernas belägenhet vid undersökning av dag-
sländefaunan i 600 smärre rinnande vatten (P-E. Ling-
dell opubl.).

i akvarium är den nedre pH-gränsen för samtliga arter 5.3-5.4 (Lingdell opubl.). I denna undersökning förekom en eller flera av arterna i 33% av proverna. Förekomsten av artkomplexet i de olika pH-intervallen framgår av Fig. 45. Ingen av arterna har påträffats vid pH-värden under 5.5 och sin maximala utbredning har dessa arter vid pH-värden över 7.

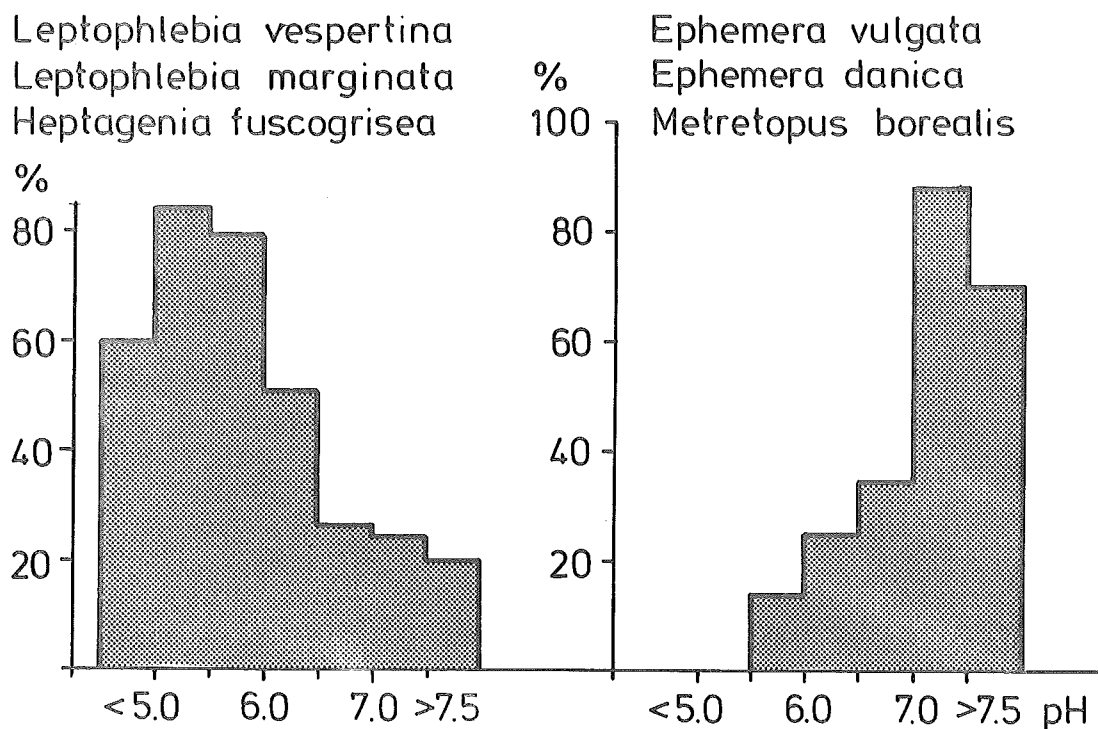


Fig. 45 Den relativa förekomsten av de två artkomplexen i olika pH-intervall (P-E. Lingdell opubl.).

Vid en jämförelse av de två artkomplexens förekomst i olika pH-intervall förefaller dessa att i stort sett vara spegelbilder av varandra. Orsaken till detta är inte att arterna i Leptophlebiakomplexet inte trivs vid höga pH-värden utan sannolikt snarare att de där konkurreras ut av andra arter.

Med hänsyn till samtliga dagsländors miljökrav och till förekomsten av ovan nämnda artkomplex har en "pH-karta" över landet ritats med hjälp av dator. Självfallet blir denna karta inte särskilt detaljerad, eftersom 600 rinnande vatten fördelade över hela landet trots allt är ett litet material.

Effekterna på dagsländorna inom de svartmarkerade delarna av kartan (Fig. 46) kan uttryckas på följande sätt: ephemeridfaunan inom områdena är mycket allvarligt påverkad och arter som är känsliga för låga pH-värden saknas helt. *Leptophlebia vespertina* finnes på lokaler där normalt *Heptagenia sulfurea* förekommer. (Den sistnämndas nedre pH-gräns vid långtidsexponering i akvarium har befunnits vara 5.0 (Lingdell opubl.)) Vidare saknas dagsländor helt i vissa vatten. Av de sammantagna effekterna kan man dra slutsatsen att pH-värdet i bäckarna i dessa områden under kortare eller längre perioder av året understiger 5.0.

Inom de med grått markerade områdena saknas Ephemerakomplexet helt eller är mycket starkt reducerat. Med kännedom om dessa arters pH-tolerans kan man påstå att pH i vattnen inom dessa områden vid åtminstone något tillfälle under året har varit under 5.5.

Som framgår av kartan (Fig. 46) börjar skador på Ephemerakomplexet i södra Sverige att uppträda i de norra delarna av Blekinge län och följer i stort sett Kronobergs och Hallands södra länsgräns. I de västra och inre delarna finns sedan ett stort och sammanhängande område med effekter norr ut upp till ett stycke in i Jämtlands län. Vidare finns ett område längs Norrlands kustland från Ångermanälven i söder till de mellersta delarna av Västerbottens län, som att döma av ephemeridfaunan också är påverkat. Utöver dessa större ytor antyder dagsländeförekomsten dålig vattenkvalitet i ett område i det sydvästra hörnet av ovannämnda län samt i ett litet område söder om Stockholm.

De allvarligaste effekterna på dagsländorna uppträder i sydvästra delarna av landet, ett område längs norska gränsen i Värmlands län, ett i de sydöstra delarna av Västerbottens län samt i ett mycket stort område i de västra delarna av Kopparbergs län från länsgränsen i norr till Värmlands och Örebro län i söder.

Från ett område öster och söder om Vänern saknas data, men i de övriga delarna av landet visar detta material på små eller inga effekter av lågt pH-värde på dagsländorna.

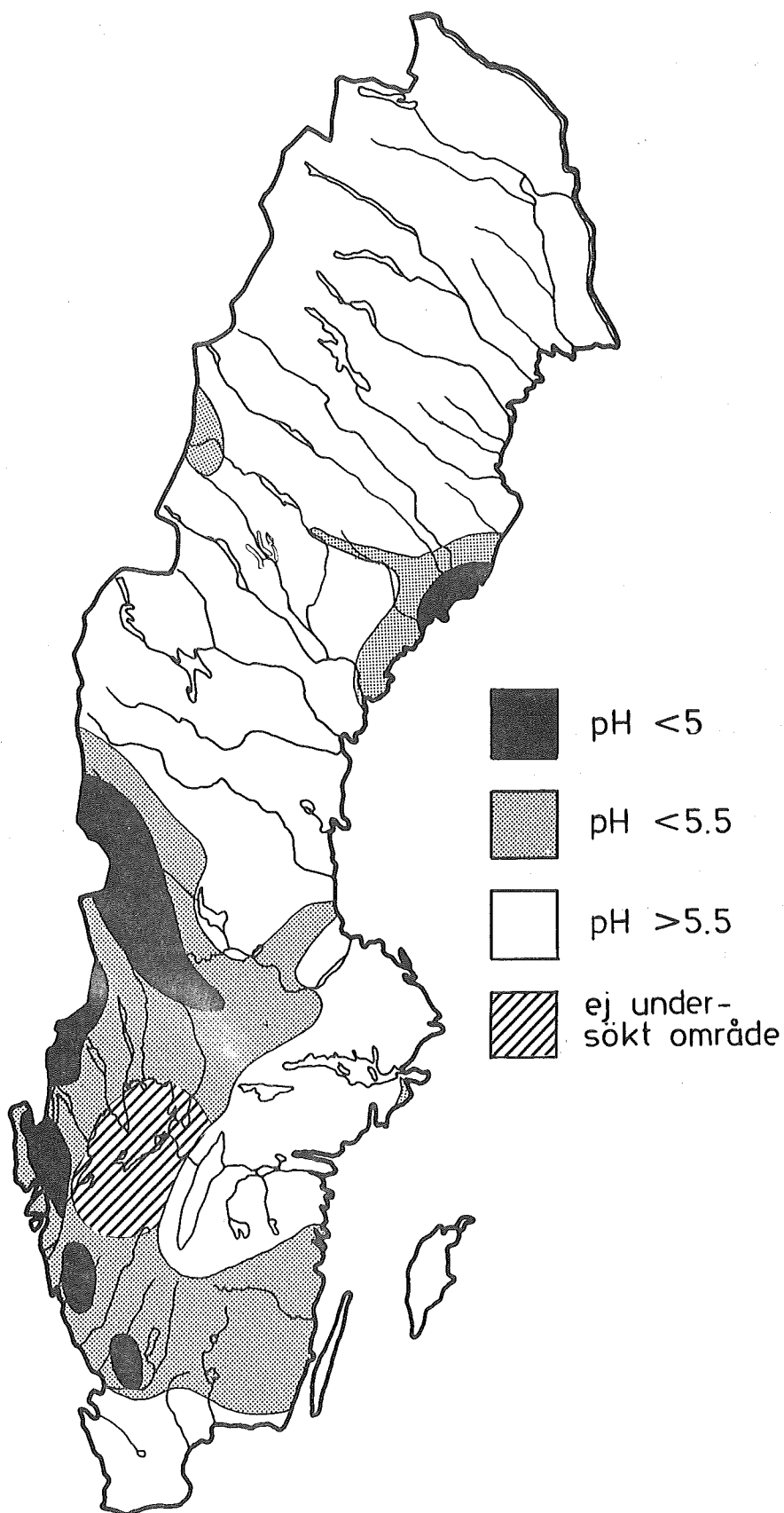


Fig. 46 Bedömning av vattenkvalitén i smärre rinnande vattendrag utifrån ephemeridfaunans sammansättning (P-E. Lingdell opubl.).

Det bör avslutningsvis betonas att de här studerade vattnen, mindre bäckar och åar i skogs- och fjällområden, tillhör den för tillfälliga pH-svängningar mest känsliga typen av vatten. Inom de på kartan markerade områdena finns därför sjöar och även rinnande vatten som hyser en normal ephemeridfauna.

Effekter på snäckor

En undersökning i Kronobergs län under sommaren 1980 är till vissa delar en direkt upprepning av en kartering som utfördes 1943-45 av B. Hubendick (fiskenämden och länsstyrelsen i Kronobergs län 1981).

Vid en jämförelse mellan de två undersökningarna framkom, att utbredningen av olika snäckarter inte hade förändrats sedan 1940-talet.

I Fig. 47 redovisas materialet med sjöarna uppdelade i olika alkalinitetsklasser. Som synes har dock snäckorna gått tillbaka i de mycket svagt eller obuffrade vattnen. 1943-45 påträffades snäckor i 5 av de 8 besökta sjöarna i denna klass, medan 1980 års undersökning endast resulterade i återfynd i 2 av samma sjöar. I vattnen i de övriga alkalinitetsklasserna ger de båda undersökningarna i stort sett identiska resultat. När det gäller antalet arter i sjöar med snäckförekomst, förefaller det som om artantalet minskat i den sämsta alkalinitetsklassen, men materialet är här litet (n=2). I de övriga klasserna är artantalet detsamma eller större 1980, jämfört med 1940-talet.

En allmän uppfattning är att snäckornas skal är tunnare i svagt än i bättre buffrade vatten. En mätning av skaltjockleken på den vanligast förekommande arten (*Lymnaea peregra*), styrkte dock inte detta (op.cit).

Även i Älvsborgs län gjordes 1980 en undersökning på tidigare studerade lokaler (länsstyrelsen i Älvsborgs län 1981). Vid en jämförelse mellan medelantalet snäckarter per lokal framkom att detta var signifikant högre på 1940-talet (3.1 arter) än 1980 (1.8 arter). Minskningen var mest tydlig

för 3 arter (*Lymnaea stagnalis*, *Physa fontinalis* och *Gyraulus albus*). Vidare förelåg, inte helt överraskande, ett samband mellan antalet påträffade arter och vattnets pH-värde och även totalhårdhet.

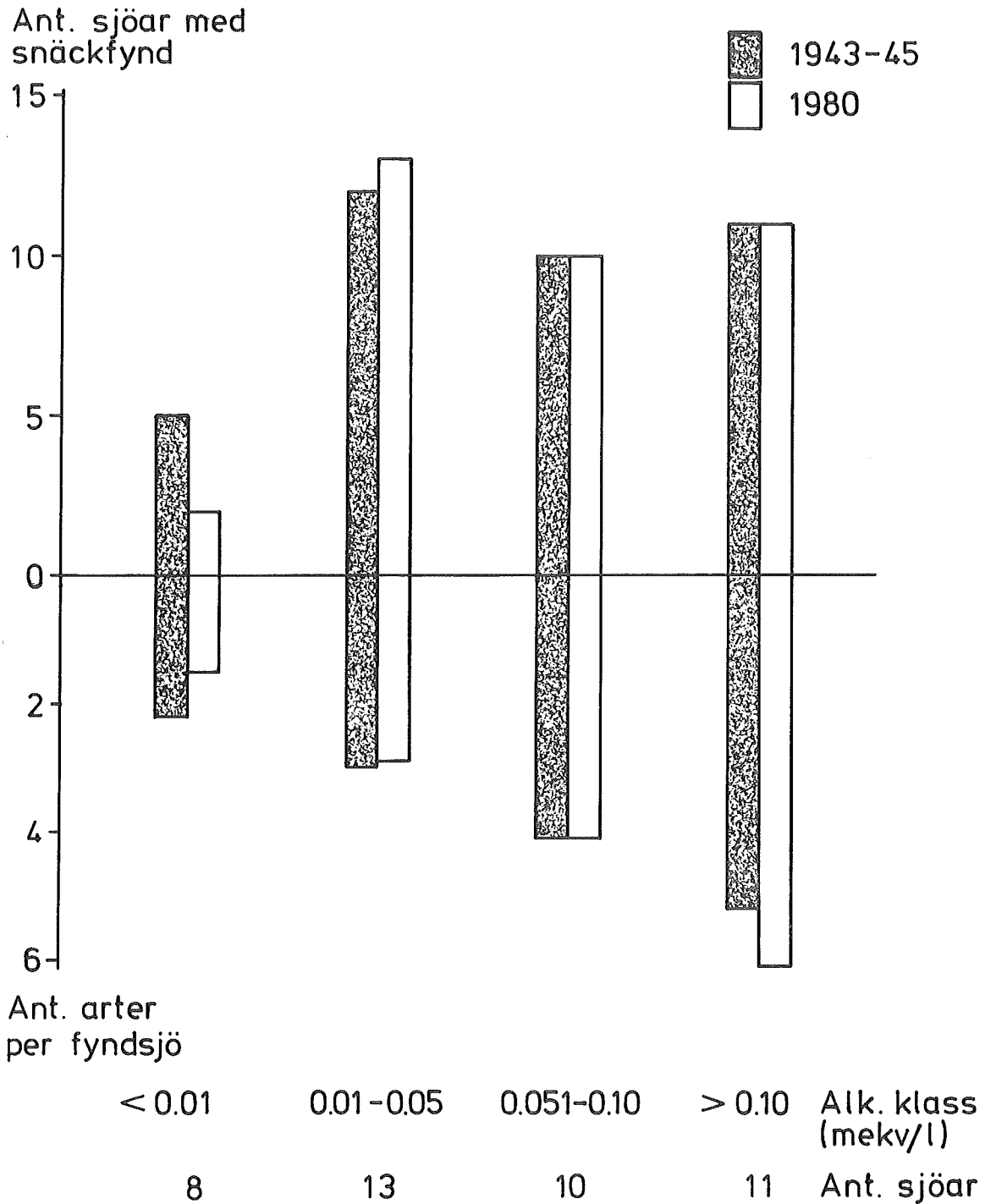


Fig. 47 Antalet sjöar med fynd av snäckor och antalet arter i sjöar med snäckförekomst i olika alkalinitetsklasser (fiskenämnden och länsstyrelsen i Kronobergs län 1981).

De vid provtagningen uppmätta värdena ligger, med undantag för fyra av lokalerna, i pH-intervallet 6.5-7.7. Det synes därför överraskande att en så klar minskning av artantalet skett sedan 1940-talet. Snäckorna är dock extremt försurningskänsliga och då provtagningen samtidigt skedde under gynnsamma förhållanden i augusti, är det troligt att pH-värdena kan vara kritiskt låga för vissa snäckarter under andra tider av året.

Sammanfattningsvis är det något förvånande att snäckornas utbredning i Kronobergs län ej påverkats i högre grad sedan 1940-talet, trots att 26% av sjöarna har alkalinitet ≤ 0.10 mekv/l och att man samtidigt kan påvisa klara effekter i Älvsborgs län, trots hyggliga pH-värden. Möjligtvis kan det högre humusinnehållet i vattnen i Kronobergs län ha stor betydelse för snäckornas överlevnad vid låga pH-värden.

Effekter på musslor

Flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) är en karaktärsart för kalk- och näringsfattiga rinnande vatten, d v s den typ av vatten som löper stor risk att drabbas av försurning. Några litteraturuppgifter om musslans pH-tolerans föreligger ej. Nästan samtliga mollusker är extremt känsliga, varför man kan anta att detta även gäller flodpärlmusslan. Ovannämnda miljökrav innebär att arten även är känslig för näringsrikt vatten och föroreningar.

I Blekinge och Älvsborgs län finns äldre inventeringar och de tidigare undersökta lokalerna besöktes även 1980. I Blekinge län påträffades inga levande flodpärlmusslor på tre av de 11 tidigare fyndlokalerna (länsstyrelsen och fiskenämnden i Blekinge län 1981). Orsaken till musslans tillbakagång synes dock här vara vattenföroreningar och torrläggning. Anmärkningsvärt är att inga små musslor (<4 cm) påträffades på någon av de övriga lokalerna. Flodpärlmusslan är känd för att kunna bli mycket gammal (>100 år) och når en storlek av 4 cm vid omkring 10 års ålder. Avsaknaden av små musslor kan därför tyda på att reproduktionen blivit störd under den sista 10-årsperioden.

I motsvarande undersökning i Älvsborgs län (länsstyrelsen i Älvsborgs län 1981) återfanns levande flodpärlmusslor endast på 4 av de tidigare 14 fyndlokalerna. På ytterligare 5 lokaler påträffades tomma skal. Det visade sig också att pH-värdet i medeltal var signifikant lägre på lokaler där musslan ej återfanns 1980 (pH 5.8) än där den påträffades (pH 6.4). Detta antyder att pH-värdet kan ha blivit för lågt på de förstnämnda lokalerna.

Musslans reproduktionscykel är komplicerad och dess larver lever parasitiskt på gälarna hos strömlevande fiskar. Även om det förefaller troligt att redan ett måttligt lågt pH-värde direkt påverkar musslorna, så kan även en upphörd reproduktion tänkas bero på avsaknad av lämpliga fiskarter (öring, elritsa).

Effekter på några andra växt- och djurgrupper

I Örebro län har man iakttagit en ökning av fastsittande alger i 10 sjöar (1 500 ha) och förmodar att dessa ökat i ytterligare 1 sjö (3 500 ha), samt att vitmossan ökat i något vatten.

Med hjälp av uppmätta pH-värden förmodar man i Stockholms län, att märklkräftor och vissa djurplanktonarter gått tillbaka i en sammanlagd sjöareal av 1 700 ha och att dagsländor och snäckor minskat i ca 50 ha av länets vatten.

I Kronobergs län förmodar man bl a att tre dagsländesläkten och samtliga snäckarter helt har försvunnit i 100-talet sjöar (3 000 - 7 000 ha). Vidare finns från Älvsborgs och Örebro län uppgift om att grodor och paddor har försvunnit från ca 40 ha vatten i vardera länet.

I Älvsborgs län har man dessutom konstaterat att storlommen helt saknas i en sjö sedan slutet av 1960-talet samt att fiskgjuse, stor- och smålom och vissa andfåglar minskat kraftigt i 100, 200, 60 resp 10 ha vatten.

Effekter på fiskbestånd i sjöar

Försurningsskadornas omfattning på de vanligaste fiskarterna i de fyra behandlade geografiska regionerna har samman-

ställtts för hela materialet i Fig. 48. Då tillbakagång av flera olika fiskarter kan ske i ett och samma vatten kan ej den relativa andelen sjöar med tillbakagång av olika fiskarter adderas. Figuren visar därför endast andelen vatten med tillbakagång av resp fiskart.

Inte helt överraskande är tillbakagång av mörtbestånd den vanligaste effekten i nästan samtliga län. I de västra länen (N-, O-, P-län) har skador konstaterats i 3-35% av

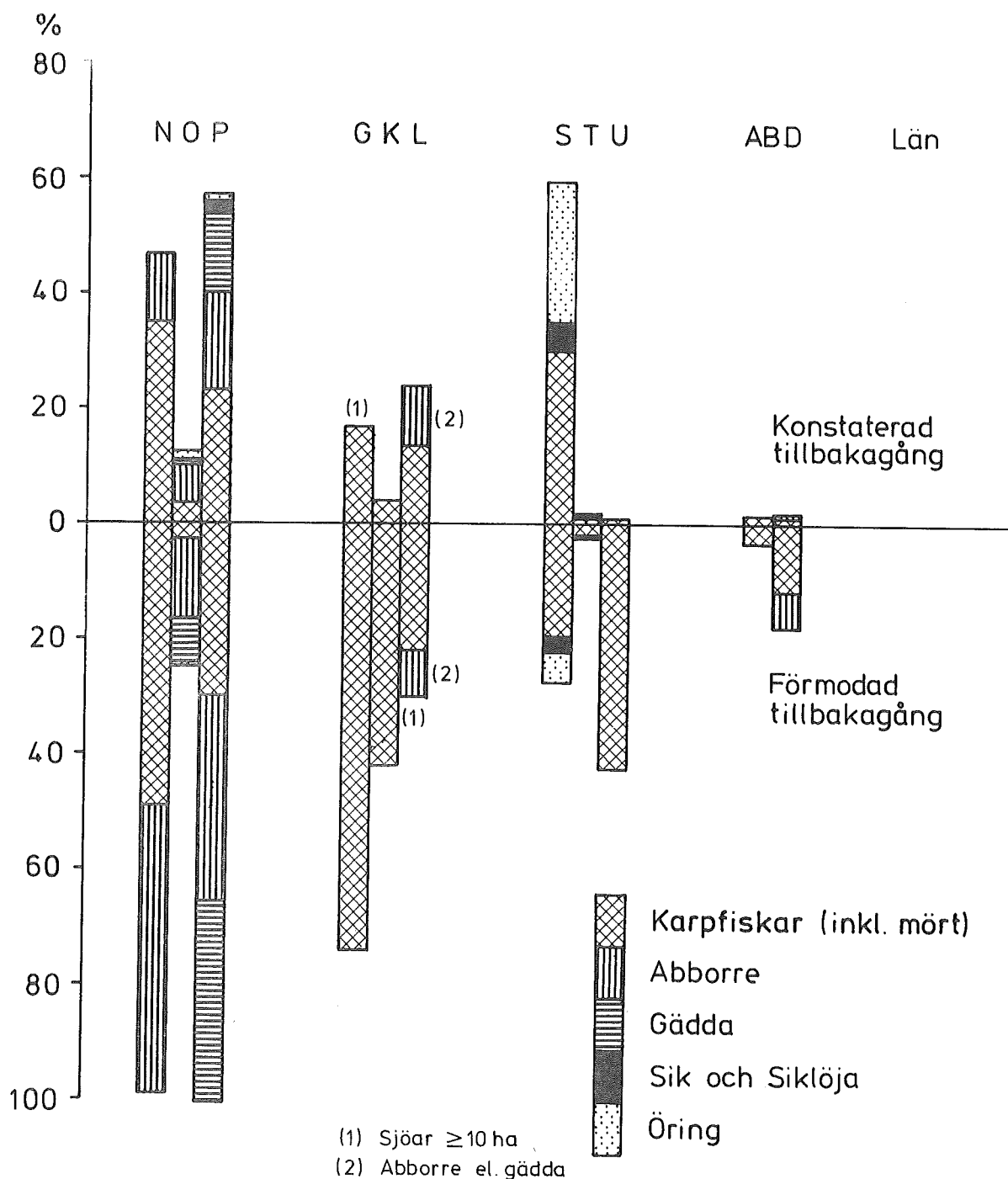


Fig. 48 Den relativa andelen sjöar med konstaterad resp. förmodad tillbakagång av fiskbestånd i fyra geografiska regioner.

sjöarna, i de sydöstra länen 4-17%, i bergslagslänen 1-30% och i AB- och D-län endast i ca 1% av vattnen. Även andelen sjöar med förmodad tillbakagång varierar mycket kraftigt mellan olika län och är högst i Kronobergs (74%) och Hallands län (49%).

I några län rapporteras även påtagliga effekter på abborr-, gädd-, (L-, N-, O- och P-län) och öringbestånd (S-län) och i mindre grad på sik och siklöja. Uppgifter om tillbakagång av den försurningskänsliga elritsan är mycket sparsamma, vilket säkert beror på att arten sällan uppmärksammas över huvud taget.

Det bör påpekas att genom att antalet sjöar med tillbakagång av en viss fiskart satts i relation till samtliga vatten, blir effekterna på sällsynt förekommande fiskarter (öring, sik, siklöja) kraftigt underskattade.

I figuren kan det synas förvånansvärt att skadornas omfattning varierar så kraftigt mellan närbelägna län. Sannolikt beror dessa skillnader till väsentlig del på olika arbetsmetoder, vilket kan beläggas med de tre västra länen. I Hallands län baseras uppgifterna på provfisken i ett antal i första hand försurade och försurningskänsliga vatten. Resultaten från dessa har omräknats till länets samtliga vatten, vilket sannolikt ger en för stor andel sjöar med försurningsskadade fiskbestånd. Även i Göteborgs och Bohus län är den konstaterade tillbakagången belagd genom provfisken, men då man ej överfört resultatet till länets samtliga sjöar, kan man med säkerhet påstå att den verkliga andelen vatten med försurningsskador här måste vara avsevärt större. Uppgifterna från Älvsborgs län slutligen baseras på en enkätundersökning och här finns risk att antalet försurningsskadade vatten överskattats, då även andra faktorer än försurning kan vara orsak till en eventuell tillbakagång. Det sistnämnda gäller för övrigt samtliga län.

En allmän erfarenhet är att försurningen till en början drabbar de ofta mindre källsjöarna i systemen. Av Fig. 49 framgår emellertid att det endast är i Hallands län som den konstaterade tillbakagången av mört är störst i de

minsta sjöarna (1-9 ha) och i flertalet län är effekterna i stället allvarligast i medelstora sjöar (10-99 och 100-999 ha). Anledningen till det något oväntade resultatet är troligtvis dels att många av de mindre vattnen aldrig innehållit mört och dels att kunskapen om fiskbestånden där är sämre än i större vatten. Det sistnämnda styrkes av att man i många län förmodar att mörtbestånden gått tillbaka markant just i de minsta vattnen. I de större sjöarna ($\geq 1\ 000$ ha) har skador endast rapporterats från Kronobergs och Värmlands län.

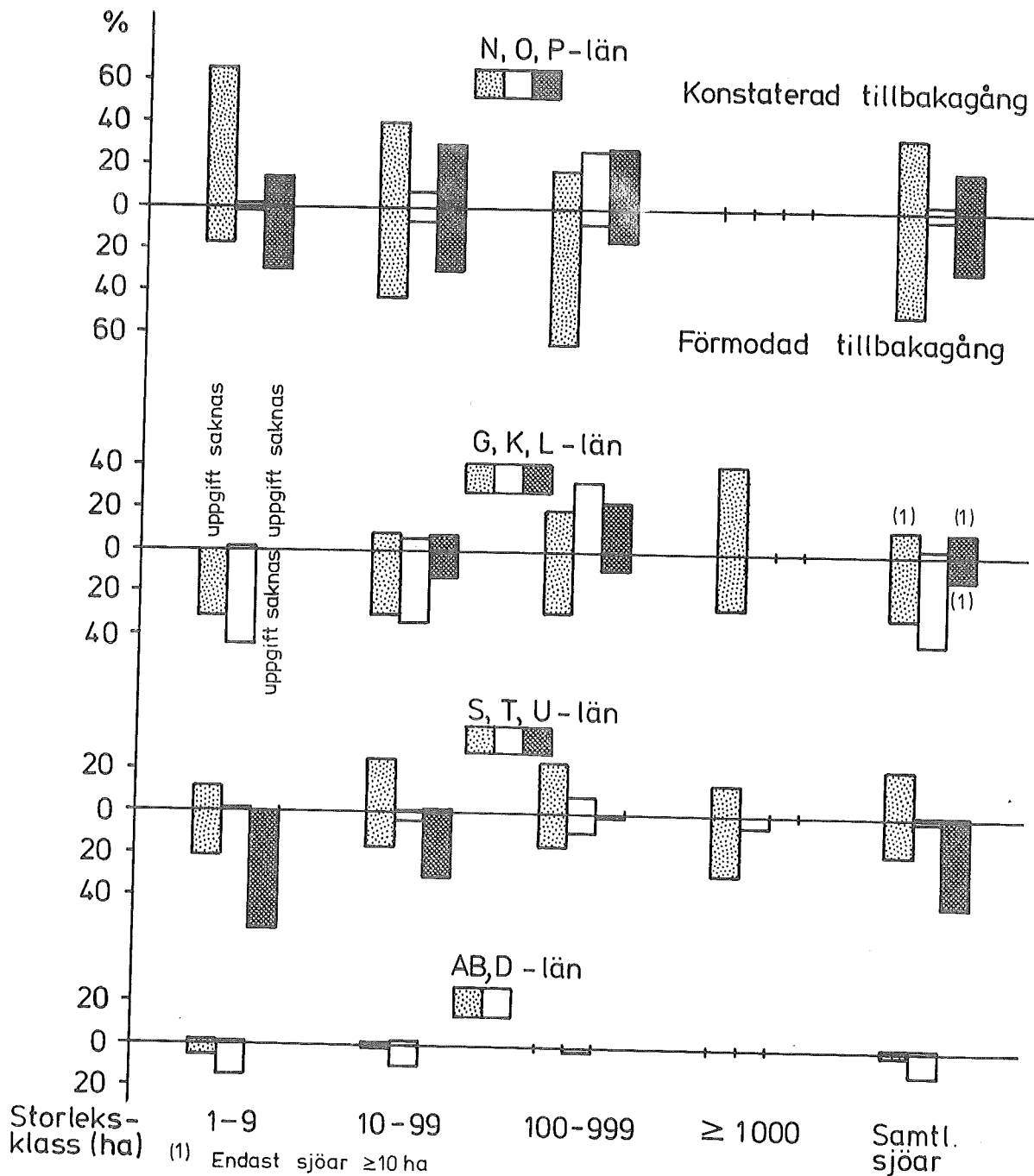


Fig. 49 Den relativa andelen sjöar i olika storleksklasser med tillbakagång av mörtbestånd.

Om man antar att i flertalet sjöar där mörtbestånden påverkats, har försurningen ännu inte nått så långt att även abborren skadats, så innebär detta att tillbakagången skett i olika vatten. Antalet sjöar bör här därför kunna adderas. Vidare kan tillbakagång antingen konstateras eller förmodas, varför antalet sjöar även här kan adderas.

I Tabell 6 har den konstaterade resp förmodade tillbakagången av mört- och abborrbestånd i de rapporterade länen sammanställts. Effekterna på nämnda fiskarter är som synes allvarligast i de sydvästsvenska länen. Där uppger man att mörtbestånden skadats i sammanlagt över 1 000 sjöar och kan förmodas ha tagit skada i lika många vatten. Tillbakagången av abborrbestånden är något överraskande av samma storleksordning, vilket talar för att försurningen nått mycket långt i dessa län. Med hjälp av ovannämnda antagande kan man då uppskatta det totala antalet sjöar med effekter på mört- eller abborrbestånd till 4 000-4 500 i de tre länen, vilket i så fall skulle motsvara ca 95% av antalet sjöar ≥ 1 ha. Anledningar till det med säkerhet för höga värdet är antingen att ovanstående antagande inte är helt riktigt eller att skadornas omfattning överskattats i Hallands och Älvsborgs län.

Om man i stället utgår från angivna pH-värden så finns ca 1 500 sjöar i dessa län som har $\text{pH} < 5.0$ även under bästa tid på året och i flertalet av dessa är skador på abborrbestånden sannolika. Flertalet vatten av denna typ har troligen alltid varit för sura för att hysa mört. I de något mindre sura sjöarna ($5.0 < \text{pH} < 5.5$), vilka sammanlagt är drygt 2 000 till antalet, kan man förmoda att mört har funnits eller fortfarande finns och att bestånden tagit skada. Enligt detta grova överslag utifrån pH-data kan man då uppskatta att abborr- och mörtbestånden gått tillbaka i sammanlagt ca 3 500 sjöar i dessa län.

Motsvarande beräkning baserad på fiskmaterialet från G-, K- och L-län visar att abborr- och mörtbestånden gått tillbaka i 800-900 sjöar (Tabell 6). Materialet är emellertid ofullständigt för de minsta sjöarna, man kan därför anta att bestånden i åtminstone 1 000 vatten skadats.

Tabell 6. Totala antalet och relativa andelen sjöar med konstaterade (K) och förmodade (F) försurningseffekter på mört och abborrbestånd.

Län	Art	1-9		10-99		Sjöareal (ha) 100-999		≥1 000		Summa	
		antal	%	antal	%	antal	%	antal	%	antal	%
N, O, P,	mört (K)	726	22.4	311	28.2	53	26.6	0	0	1 090	23.9
	mört (F)	682	21.0	316	28.6	45	22.6	2	8.6	1 045	22.9
	abborre (K)	629	19.4	211	19.1	44	22.1	0	0	884	19.3
	abborre (F)	951	29.3	379	34.3	30	15.0	0	0	1 360	29.8
G, K, L,	mört (K)	¹⁾ 62	0.4	62	8.0	31	21.8	8	32.0	107	4.9
	mört (F)	²⁾ 460	37.7	219	28.5	32	22.5	5	20.0	716	33.2
	abborre (K)	¹⁾ 3	0.2	12	1.5	6	4.2	0	0	21	0.9
	abborre (F)	³⁾ 3	0.2	8	1.0	4	0.5	0	0	12	0.5
S, T, U,	mört (K)	⁴⁾ 41	1.1	245	16.3	91	23.3	9	17.6	386	7.0
	mört (F)	266	7.4	240	16.0	65	16.6	18	35.2	589	10.7
AB, D,	mört (K)	13	1.4	6	1.1	0	0	0	0	19	1.2
	mört (F)	91	10.0	26	4.8	1	0.9	0	0	118	7.5
	abborre (K)	8	0.8	4	0.7	0	0	0	0	12	0.7
	abborre (F)	49	5.3	0	0	1	0.9	0	0	50	3.1

1) Endast K-län

2) Endast G- och K-län

3) Uppgift saknas

4) I S-län 5-9 ha

Från de närbelägna länen (E-, F-, H-län) saknas biologiska uppgifter helt eller delvis. Med hjälp av pH-situationen i dessa län kan man, på samma sätt som ovan, dock uppskatta att abborrbestånden tagit skada i ca 300 sjöar och mörtbestånden i ca 1 500. Det totala antalet sjöar där fiskbestånden har konstaterats eller kan förmodas ha gått tillbaka, kan då uppskattas till omkring 2 800, motsvarande ca 36% av totalantalet sjöar i dessa sex län.

I de tre bergslagslänen (S-, T-, U-län) uppges ännu så länge inga effekter på abborrbestånden. Mörten uppges dock ha gått tillbaka i knappt 1 000 sjöar. Av dessa har man konstaterat skador i ca 400 vatten (Tabell 6). Med hjälp av angivna pH-data kan man vidare förmoda effekter på mörtbestånden i drygt 100 sjöar i Skaraborgs län. I Kopparbergs län uppges att drygt 1 500 sjöar har pH <5.0 under sämsta tiden på året, och i dessa kan skador med stor sannolikhet antas ha drabbat mört och/eller öring och röding. Det totala antalet sjöar där försurningspåverkan på fiskbestånd konstaterats eller förmodas kan då för dessa fem län beräknas till ca 2 500, motsvarande ungefär 23% av samtliga vatten.

Effekterna på fiskbestånden i östra Svealand (AB-, D-län) är som framgår av Tabell 6 av betydligt mindre omfattning. Här uppges att abborr- och mörtbestånden gått tillbaka i ca 200 sjöar eller omkring 13% av totalantalet.

För norrlandsläna saknas tyvärr uppgifter helt om försurningsskador på fiskbestånd i sjöar. Detta betyder med all säkerhet inte att problemen är av betydelselös omfattning. Vi vet t ex att mörtbestånden slagits ut helt i nästan samtliga sjöar inom Lofssjöns tillrinningsområde i Jämtlands län. Vidare uppges man från Västerbottens län att över 400 sjöar aldrig har pH >5.0, samt att uppskattningsvis 800-900 vatten har pH <5.5 någon gång under året.

Även om bedömningsunderlaget tyvärr inte är helt tillförlitligt framgår ändå att tillbakagång av fiskbestånd konstaterats i omkring 2 500 sjöar. Med hjälp av länens lämnade uppgifter och befintliga pH-data kan man förmoda att fiskbestånden påverkats i ytterligare ca 6 500 vatten, d v s

det totala antalet sjöar i Götaland och Svealand med försurningsskador på fiskbestånd kan mycket grovt uppskattas till 9 000.

Den beräknade sjöarealen med redovisad tillbakagång av mörtbestånd i de rapporterade länen framgår av Fig. 50. Totalt har man konstaterat skador på en sammanlagd yta av ca 120 000 ha och dessutom förmodas skador ha inträffat på ytterligare knappt 150 000 ha. Av denna areal svarar Värmlands län för en avsevärd andel.

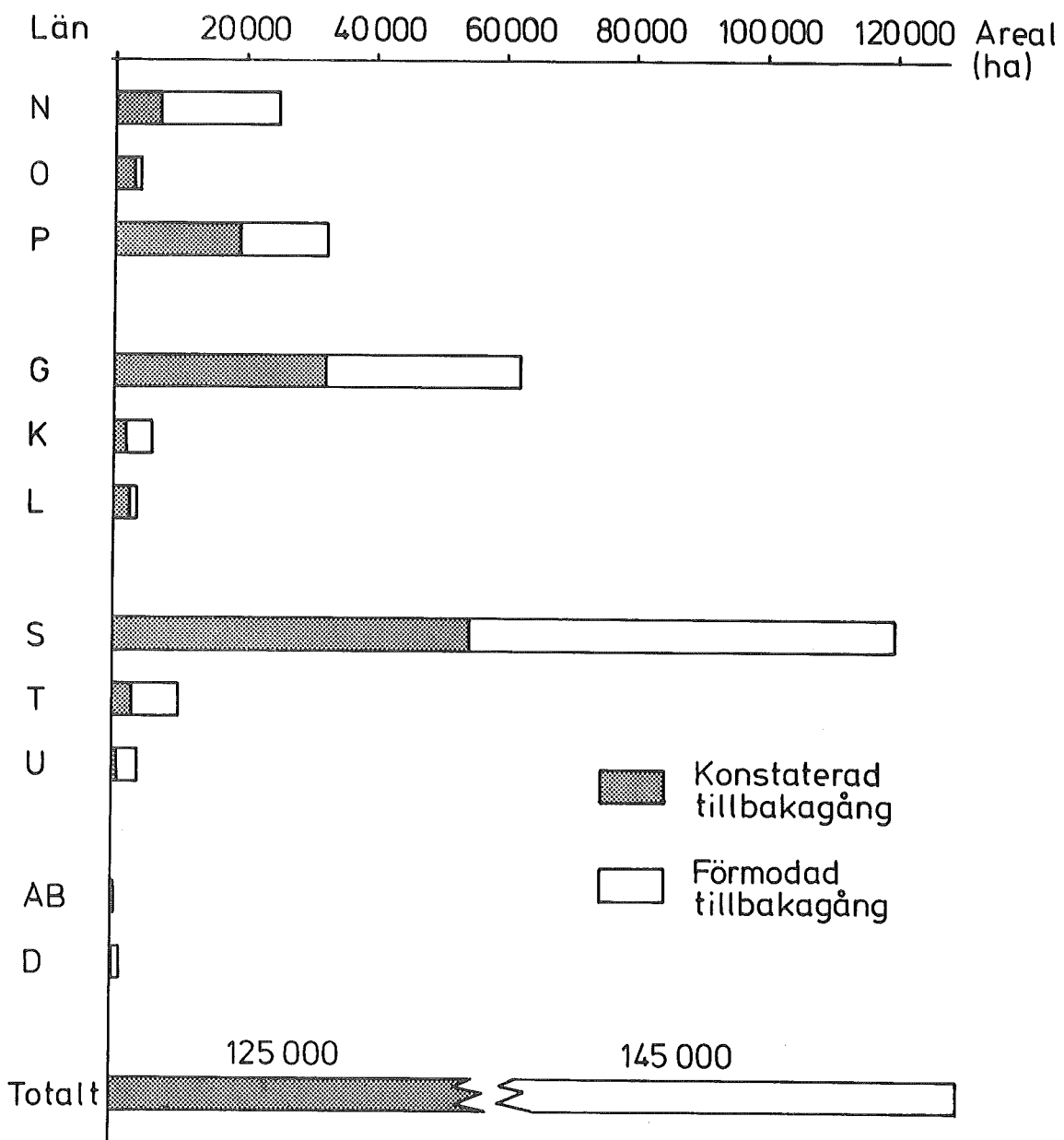
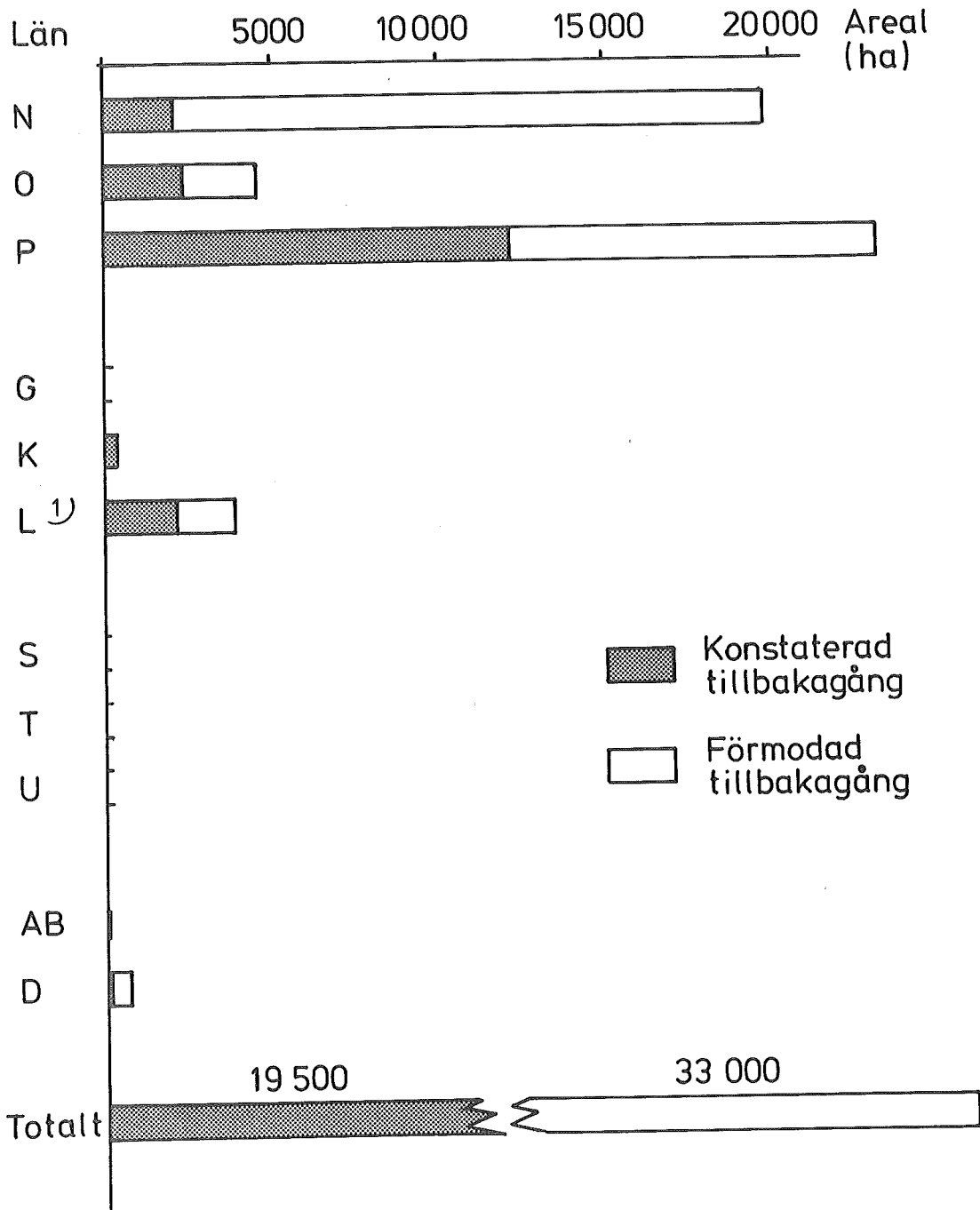


Fig. 50 Den beräknade sjöarealen med försurningsskador på mörtbestånd.

Sjöytan med konstaterad resp förmodad tillbakagång av abborr-
bestånd är av betydligt mindre omfattning (Fig. 51). I de
uppgiftslämnande länen har beräknats att skador uppstått på
en sammanlagd areal av 20 000 resp 33 000 ha. Dessa skador
hänförs nästan uteslutande till de västsvenska länen.



¹⁾ Avser abborre el. gädda

Fig. 51 Den beräknade sjöarealen med försurningsskador på abborrbestånd.

Vid en addering av arealerna, i enlighet med det tidigare antagandet, fås att konstaterad resp förmodad tillbakagång av mört- och abborrhbestånd inträffat på en sammanlagd sjöareal av ca 140 000 resp 180 000 ha. Med utgångspunkt från den tidigare uppskattningen av antalet sjöar med förmodade skador i icke uppgiftslämnande län, kan beräknas att fiskbestånden på en sammanlagd ytterligare areal av omkring 100 000 ha drabbats av försurningsskador i Götaland och Svealand. Motsvarande areal i Norrland är helt omöjlig att beräkna, men är sannolikt ännu av liten areell omfattning. Den totala sjöytan med konstaterade försurningseffekter på fiskbestånden utgör då 3-4% av landets totala areal av inlandsvatten. Dessutom tillkommer ytterligare ca 7% av den totala sjöarealen där man på relativt goda grunder kan förmoda försurningsskador.

Effekter på fiskbestånd i rinnande vatten

De rinnande vattnen i våra kustlän kan bl a utgöra lek- och uppväxtområden för havsvandrande laxfiskar. Inlandslänens rinnande vatten i mellersta och norra delarna av landet är av samma skäl viktiga för sjölevande öring. I lugnflytande partier finns dessutom flera av i sjöarna förekommande fiskarter. Försurningen av bäckar, åar och älvar kan förväntas få drastiska effekter, dels genom att vattenkvaliteten här kan variera i särskilt hög grad under året och dels genom att dessa vatten kan hysa de känsliga laxfiskarna och elritsa och dessutom de för försurning känsligaste utvecklingsstadierna av dessa arter.

Då i första hand vattenregleringen har en avgörande betydelse för flera fiskarters uppvandringsmöjligheter, har det inte bedömts meningsfullt att sätta längden av de försurningsdrabbade vattnen i relation till den totala längden av de rinnande vattnen i de olika länen.

Försurningsskador på lax har hittills konstaterats i Hallands och Älvsborgs län på en sammanlagd sträcka av ca 200 km och på några tiotal km förmodas dessutom tillbakagång (Fig. 52).

Effekterna på öringbestånd är betydligt allvarligare, såväl i kustlänen som i inlandet. I fyra av kustlänen (N-, O-, P-,

AC-län) har öringen gått tillbaka i omkring 1 500 km rinnande vatten, vartill kommer uppskattningsvis 800 km där man förmodar effekter. I Värmlands län kan beräknas att arten tagit skada längs 1 000 km. Av de övriga laxfiskarna förmodar man i Västerbottens län att harren gått tillbaka i knappt 200 km.

I samma län har man dessutom konstaterat omfattande skador på gädd-, abborr- och mörtbestånd i över 400 km rinnande vatten. Tillbakagång av mört har också konstaterats eller förmodas i flera andra län (Fig. 52).

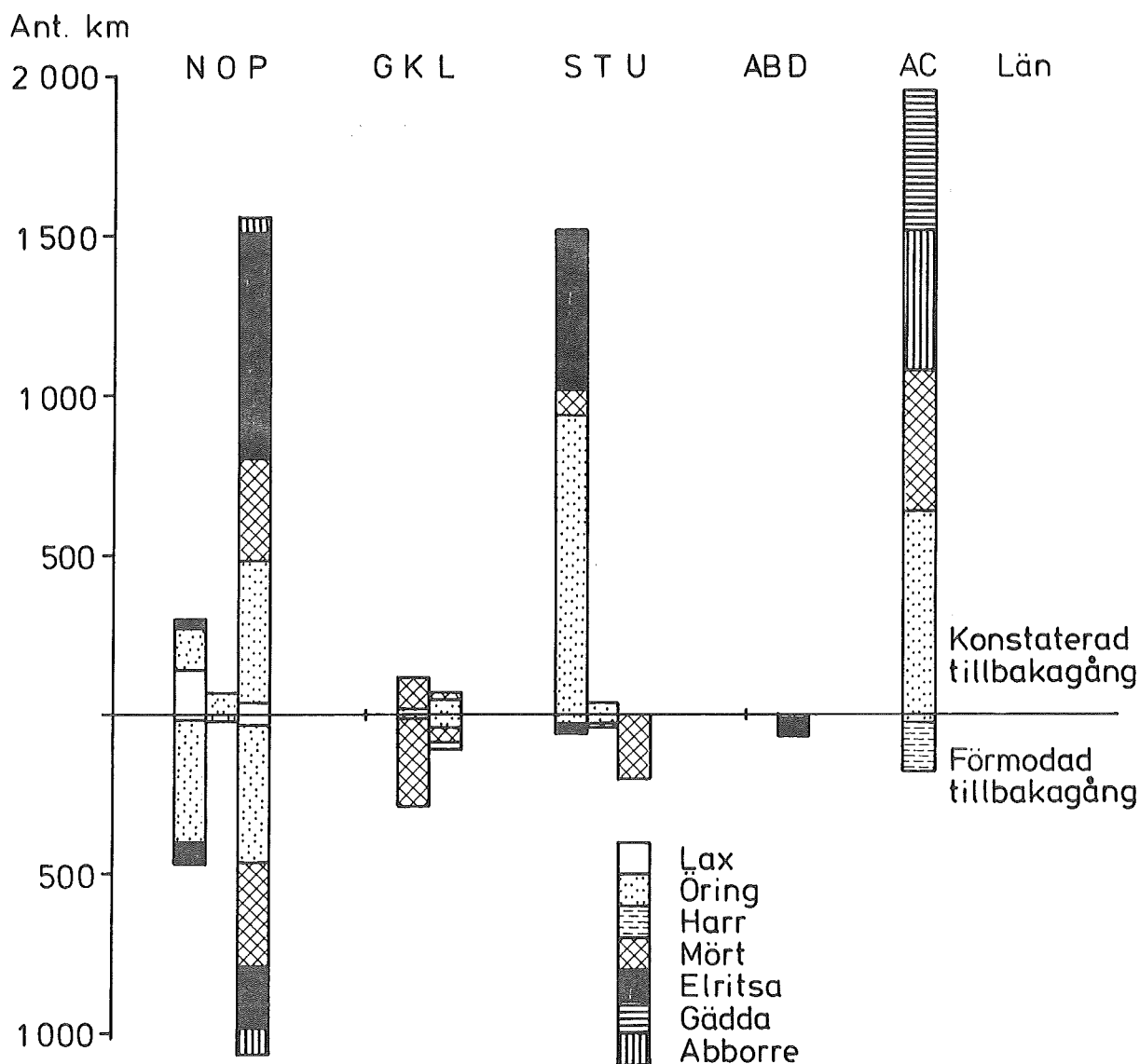


Fig. 52 Längden av rinnande vatten med tillbakagång av fiskbestånd.

Elritsan är en av våra mest försurningskänsliga arter och förekommer både i sjöar och rinnande vatten. I framför allt Värmlands och Älvsborgs län har också konstaterats skador på denna art i 120 km rinnande vatten.

Från norrlandslänen föreligger endast uppgifter från några vatten i Västerbottens län. Erfarenheterna från ett fåtal mindre rinnande vatten i Hälsingland, Härjedalen och även Lappland, visar klart att även mycket välbuffrade bäckar kan få pH-värden ned mot 4.0-4.5 och dessutom höga aluminiumhalter under kort tid vid snösmältningen (se sid. 14). I Härjedalen har man även observerat massiva nedvandringar av öring och mört vid dessa tillfällen. Det finns därför en uppenbar risk att dessa korta perioder med dålig vattenkvalitet mycket allvarligt kan påverka i första hand rekryteringen av öring, harr och eventuell strömlekande röding i våra norrländska sjöar.

LITTERATUR

- Almer, B. 1972. Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkustsjöar. (Engl. summary: The effect of acidification on fish stocks in lakes on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (12). 47 p.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström och E. Hörnström. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. p. 271-311. Ur Sulfur in the Environment: Part II. Ecological Impact. Red.: J.O. Nriago. John Wiley & Sons, New York.
- Almer, B. och M. Hanson. 1980. Försurningseffekter i västkustsjöar. (Engl. summary: Effects of acidification in west coast lakes of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 44 p.
- Andersson, G. 1980. Långtidsmässiga vattenkemiska förändringar i några svenska sjöregioner. Limnol.Inst., Lunds Univ. 74 p. (Stencil.)
- Baker, J.P. och C. Schofield. 1980. Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 292-293.
- Björklund, I. och L. Norling. 1979. Miljöeffekter av kvicksilvernedfall från luft inom Värmland/Kilsbergområdet och Västkusten. (Engl. summary.) Naturvårdsverket, Medd. SNV PM 1090. 72 p.
- Borgstrøm, R. och G.R. Hendrey. 1976. pH tolerance of the first larval stages of *Lepidurus arcticus* (Pallas) and adult *Gammarus lacustris* G.O. Sars. SNSF-project IR 22/76. 37 p.
- Broberg, O. och G. Persson. 1981. Närsalttillgång i försurade sjöar. Fosfor, kväve och organiskt kol i Gårdsjön. Limnol. Inst., Uppsala Univ. 55 p. (Stencil.)
- Brunsberg, K. 1980. Försurningen - ett av våra största miljöproblem. Länsstyrelsen i Blekinge län, Medd. 1:155-186. (Stencil.)
- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. Rep. Inst.Freshw.Res., Drottningholm 54:8-20.
- 1980. Properties of acidified waters. Proc.Int.Conf. Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 75-83.
- Driscoll, C.T. 1980. Aqueous speciation of aluminum in the Adirondack region of New York State. U.S.A. Proc.Int. Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 214-215.
- Eriksson, M.O.G., L. Henriksson, B.-I. Nilsson, G. Nyman, H.G. Oscarson, A.E. Stenson och K. Larsson. 1980a. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9(5):248-249.

- Eriksson, M.O.G., L. Henriksson och H.G. Oscarson. 1980b. Sjöfågel och försurning - några synpunkter. Vår Fågelvärld 39(3):163-166.
- Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län och Statens Naturvårdsverk. 1981. Preliminär redovisning av resultat från kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän. 24 p. (Stencil.)
- Fiskenämnden och Länsstyrelsen i Kronobergs län. 1981. Försurningseffekter i vatten. 49 p. (Stencil.)
- Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk. 1981. Kalkning av sjöar och vattendrag 1977-1981. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. (Under tryckning.)
- Friberg, O., C. Otto och B.S. Svensson. 1980. Effects of acidification on the dynamics of allochthonous leaf material and benthic invertebrate communities in running waters. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 304-305.
- Gahnström, G., G. Andersson och S. Fleischer. 1980. Decomposition and exchange processes in acidified lake sediment. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 306-307.
- Gjedrem, T. 1980. Genetic variation in acid tolerance in brown trout. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 308.
- Gosling, L.M. och S.J. Baker. 1980. Acidity fluctuations at a broadland site in Norfolk. J.Appl.Ecol. 17:479-490.
- Grahn, O. 1977. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. Water, Air and Soil Pollution 7:295-305.
- 1981. Vegetation structure and primary production in acidified lakes in south west Sweden. AMS/CMOS Conference on Long Range Transport of Airborne Pollutants. Albany, New York 27-30 April 1981. Proceedings. (Under tryckning.)
- H. Hultberg och L. Landner. 1974. Oligotrophication - a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. Ambio 3(2):93-94.
- Hagström, T. 1977. Grodornas försvinnande i en försurad sjö. Sveriges Natur 68(6):367-369.
- 1980. Reproductive strategy and success of amphibians in waters acidified by atmospheric pollution. European Herpetological Symposium, Oxford 1980. Proceedings. (Under tryckning.)
- Harvey, H.H. 1980. Widespread and diverse changes in the biota of North American lakes and rivers coincident with acidification. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 93-98.
- Hobaek, A. och G.G. Raddum. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-project IR 75/80. 132 p.

- Hultberg, H. och O. Grahn. 1975. Effects of acid precipitation on macrophytes in oligotrophic Swedish lakes. Proc. First Specially Symposium on Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Waters. Inter. Assoc. Great Lakes Res., Sep. 28-Oct. 1, 1975:208-217.
- Hörnström, E., C. Ekström, U. Miller och W. Dickson. 1973. Försurningens inverkan på västkustsjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 97 p.
- Jansson, M. 1981. Induction of high phosphatase activity by aluminum in acid lakes. (Under tryckning.)
- H. Olsson och O. Broberg. 1981. Characterization of acid phosphatases in the acidified Lake Gårdsjön, Sweden. (Under tryckning.)
- Johansson, K. 1980. Tungmetaller i sura skogssjöar. (Engl. summary: Heavy metals in acid wood-land lakes.) Naturvårdsverket, Rapp. SNV PM 1359. 70 p.
- Leivestad, H., G. Hendrey, I.P. Muniz och E. Snekvik. 1976. Effects of Acid Precipitation on Freshwater Organisms. Ur Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF-project FR6/1976:88-109.
- Lindström, K. 1980. Peridinium cinctum bioassays of Se in Lake Erken. Arch. Hydrobiol. 89(1/2):110-117.
- Lithner, G. 1978. Regional sjöundersökning i Skellefteå kommun med omnejd. II. Sediment som mätare på luftburen metallförorening. Naturvårdsverket, Medd. SNV PM 1016. 43 p.
- Länsstyrelsen i Älvsborgs län. 1981. Försurningseffekter på sötvattensmollusker i Älvsborgs län. (2) 20 p. (Stencil.)
- Länsstyrelsen och Fiskenämden i Blekinge län. 1981. Flodpärlmussla - förekomst i några blekingska åar 1980. 50 p. (Stencil.)
- Malley, D.F. 1980. Decreased survival and calcium uptake by the crayfish (*Orconectes virilis*) in low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3):364-372.
- Mossberg, P. och P. Nyberg. 1979. Bottom fauna of small acid forest lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 58: 77-87.
- Muniz, I.P. och H. Leivestad. 1980. Acidification - effects on freshwater fish. Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 308.
- Müller, P. 1980. Effects of artificial acidification on the growth of periphyton. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3):355-363.
- Naturvårdsverket. 1981. Monitor 1981 - Försurning av mark och vatten. Liber Förlag, Stockholm. (Under tryckning.)
- Nauwerck, A. 1981. Surhetsförhållanden i ytvatten i Norrbottens län. Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå. 7. 18 p. (Stencil.)
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. Scripta Limnologica Upsaliensa. 421. 97 p.

- Nyholm, E. 1979. Orsaker bakom konstaterade häckningsstörningar hos svartvit flugsnappare i Ammarnäsområdet. Zool.Inst., Lunds Univ. (Stencil.)
- Ohlin, B. 1980. Förändringar av metylkvicksilverhalter från svartlistade sjöar utan känt kvicksilverutsläpp till vattnet, 1967-1979. Statens Livsmedelsverk, Vår Föda 32(Suppl. 2):159-197.
- Overrein, L.N., H.M. Seip och A. Tollan. 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. Res.Rep.Fagrappport FR 19/80. 175 p.
- Raddum, G. 1980. Comparison of benthic invertebrates in lakes with different acidity. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 330-331.
- Rosseland, B.O. 1980. Physiological responses to acid water in fish. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 348-349.
- Rühling, A. och L. Skärby. 1979. Landsomfattande kartering av regionala tungmetallhalter i mossa. (Engl. summary: National survey of regional heavy metal concentration in moss.) Naturvårdsverket, Rapp. SNV PM 1191. 28 p.
- Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: Effects on fish. Ambio 5(5/6):228-230.
- Sevalrud, I.H., I.P. Muniz och S. Kalvenes. 1980. Loss of fish populations in southern Norway, dynamics and magnitude of the problem. Proc.Int.Conf.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 350-351.
- Svärdson, G. 1974. Översikt av laboratoriets verksamhet med plan för år 1974. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 26 p.
- Thompson, F.R. och N.E. Croll. 1974. Microbiology report on Sudbury environmental study: Influence of reclamation experiments on the microbial ecology of selected lakes in the Sudbury, Ontario District. Ministry of the Environment. 15 p. (Stencil.)
- Tirén, T. 1980. Den interna svavel- och kväveomsättningens betydelse för försurning av limniska ekosystem. Naturvårdsverket, Rapp. SNV PM 1376. 68 p.
- Traaen, T.S. 1980. Effects of acidity on decomposition of organic matter in aquatic environments. Proc.Int.Conf. Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 340-341.
- Wennblad, A. och A. Johansson. 1980. Aluminium i försurade västsvenska sjöar. Vatten (2):154-157.
- Ålind, P. 1981. Förändringar i fångsterna av flodkräfta inom delar av Hedströmmens vattensystem under åren 1967-1977. Fiskenämden i Västmanlands län, Fiskeinformation 22. 4 p. (Stencil.)
- Åsell, B. 1975. Försurningstrender i konsumtionsvattnet? Resultat av statistisk analys av råvattendata från Väst-sverige. Sammanfattning av föredrag vid Symposium angående försurningens effekter på våra vattenresurser och deras användbarhet, Göteborg 1974. Institutet för vatten och luftvårdsforskning. IVL B 247:26-31.

Økland, J. 1980. Environment and snails (Gastropoda): Studies of 1,000 lakes in Norway. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 322-323.

Økland, K.A. 1980. Mussels and crustaceans: Studies of 1,000 lakes in Norway. Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 324-325.

ENGLISH SUMMARY: ACIDIFICATION OF SURFACE WATERS IN SWEDEN -
EFFECTS AND EXTENT 1980

The ground and inlandwaters in Sweden have been exposed to heavily increasing supplies of acid over a couple of decades. This is primarily due to the increased combustion of fossil fuels. The greatest atmospheric acid fallout takes place in the southwestern part of Sweden. Here the precipitation is at least ten times more acid than it can be assumed to have been before industrialization.

The bedrock in the greater part of Sweden offers poor protection against acid fallout, so many lakes and rivers have therefore become acidified. Fig. 2 describes schematically what happens when inland waters become acidified. The course can be divided into three phases. During the first phase, the pH-value is fairly high and stable. The hydrogen ions in the precipitation are absorbed by the bicarbonate buffer system. The second phase begins when this buffer system is lost for periods and the pH-value can fall below 5.5. Organisms living in the waters are now affected and episodic mortalities in fish populations can occur. During phase three the pH-value stabilize at about 4.5 even if the precipitation is more acid. Aluminium and humus in the soils and waters act as a buffer system at this stage. Along with the decreasing pH-values, there is an increase in the content of many metals in the waters, especially with regard to the aluminium content. These indirect chemical changes in the acidified waters may cause more severe biological effects than the increase of the hydrogen ion in itself.

Figs. 26 to 29 describe the pH-value and the alkalinity in lakes in various parts of Sweden. The maps are based on measurements from about 8,000 lakes of the total 85,000 lakes in Sweden greater than 0.01 km². The majority of the acid lakes (pH-value less than 5) are situated in the southwestern part of the country. With few exceptions these must be regarded as acidified. In the westcoast area about 75 per cent of the lakes have pH-values lower than 5.5 during at least some part of the year and 33 per cent have reached the third phase of acidification (pH-value less than 5 during summer). In other

sensitive parts of southern Sweden about 50 per cent of the lakes are acidified.

In the northern part of the country the percentage of acid lakes is lower. The extent of the acidification, however, is more difficult to estimate here primarily because pH-fluctuations in smaller lakes and in running waters can be very large. During the period of melting snow, fatally low pH-values can occur over a short period even in normally well-buffered waters.

The total number of acid lakes in Sweden are at least 14,000 in phase 2 and about 4,000 in phase 3. The area of the acid lakes cover about 10 per cent of the total lake area. (All the figures mentioned above are valid for lakes greater than 0.01 km².)

The most sensitive lakes in southern Sweden probably became acidified already during the period 1950-70, i.e, when the atmospheric deposition of sulphur increased most. The pH-values have in most cases decreased in the sensitive lakes even during the seventies but the pace of acidification seems to have been somewhat reduced.

Acidification leads to decreasing number of species of organisms at all trophic levels in the ecosystem. Oligotrophic forest lakes in Sweden with normal pH-values generally contain 30 to 80 phytoplankton species and 10 to 16 species of planktic rotifers and crustaceans, while acid lakes of the same type usually have only about a dozen phytoplankton species and 3 to 10 species of zooplankton. The changing composition of species of phytoplankton is probably caused by a reduced supply of phosphorus due to decreased leaching from the drainage area and a slow regeneration of phosphorus in the acid lakes.

Other typical effects of acidification are a massive invasion of species of Sphagnum and an increasing accumulation of organic debris due to a reduced mineralization especially in the littoral areas.

Many benthic invertebrates, above all crustaceans, ephemeropterans, gastropods and molluscs, are very sensitive to low pH-values. The benthic community in acid lakes is dominated by chironomids and in waters with reduced fish-populations even by predatory insects and insect larvae.

The most sensitive species of fish in Sweden are roach (*Rutilus rutilus*) and minnow (*Phoxinus phoxinus*), for which pH-values around 5.5 seem critical to reproduction. Somewhat less sensitive are many species of salmonids. Pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and above all eel (*Anguilla anguilla*) seem to be the most tolerant species.

Effects of acidification may be observed at pH-values which are not toxic to most freshwater organisms. Aluminium, however, has been proved to cause fish mortality even in rather low concentrations and to have maximal toxicity at pH-levels slightly above 5.0.

If certain key-organisms are wiped out due to aluminium-poisoning, or for some other reason, this will have an effect on the whole ecosystem. Therefore many effects of acidification are believed to be secondary effects, caused by changing nutrient and competitive and predatory conditions.

According to local fishing consultants, the Swedish cray-fish (*Astacus astacus*) has declined due to acidification in as many as 20 to 30 per cent of the total number of lakes in the southwest and middle part of Sweden. The total lake area with known effects has been calculated as being about 115,000 hectares plus about 150,000 hectares where effects may be assumed.

In the southwestern part of Sweden, the sensitive and formerly very common roach has declined in about 2,000 lakes larger than one hectare, which corresponds to 50 per cent of the total number of lakes in that region.

In the south and middle part of Sweden fish stocks in about 2,500 lakes have been damaged and in a further 6,500 lakes the stocks are assumed to have declined due to acidification. The sum of lakes (9,000) corresponds to about 10 per cent of

the total number of lakes in Sweden. These lakes also represent 10 per cent of the total lake area of the country.

Knowledge about effects of acidification in the northern and lake-rich part of Sweden is still missing. We know, however, that many small and normally well-buffered streams in that area may have very low pH-values and high concentrations of aluminium especially during the period of melting snow. As many salmonids reproduce in these types of waters, there is a great danger of severe effects on the fish populations even in that part of the country in the near future.

Bilaga 1. Sjöarnas storleksfördelning

Län	Antal sjöar					Totalt	Procentuell fördelning				sjöar ≥1 ha/ mil ²	
	<1 ha	1-9 ha	10- -99 ha	100- -999 ha	≥1000 ha		1-9 ha	10- -99 ha	100- -999 ha	≥1000 ha		
AB	111	435	293	50	2	780	56	38	6	0.3	11.5	
C		67	198	34	0	299	22	66	12	0	4.2	
D		475	238	57	11	781	61	31	7	1	11.9	
E	>240	1151	612	105	14	1882	61	32	6	1	16.2	
F		1128	549	128	11	1816	62	30	7	1	17.0	
G	649	511	386	102	19	1018	50	38	10	2	10.8	
H	300	1260	572	87	3	1922	66	30	4	0.2	16.5	
I	10	22	19	5	0	46	48	41	11	0	1.5	
K	563	665	256	11	0	932	71	28	1	0	30.7	
L		35	116	25	5	181	19	64	14	3	2.9	
M	2500	57	13	8	3	81	70	16	10	4	1.6	
N	6000	627	275	34	2	938	67	29	4	0.2	17.2	
O	465	632	197	26	1	856	74	23	3	0.1	16.1	
P	1103	2191	734	133	17	3075	71	23	5	1	24.1	
R	111	247	82	19	5	353	53	18	4	1	4.3	
S	7291	2137	827	233	28	3225	66	26	7	1	16.7	
T		1328	443	107	19	1897	70	23	6	1	20.0	
U	251	356	228	50	4	638	56	35	8	1	9.7	
W		4693	1256	239	24	6212	76	20	4	0.4	20.5	
X		1896	917	207	17	3037	62	30	7	1	16.7	
Y	4119	2312	965	232	12	3523	66	27	7	0.3	14.6	
Z		4800	1006	553	61	6420	75	16	9	1	11.9	
AC		~10000	~1900	550	47	~12500	80	15	5	0.4	21.1	
BD						~35000					33.	
						Summa	87000	72	23	4.5	0.5	19.4

Bilaga 2. Rinnande vatten enligt planeringskartan, 1:250 000

Län	Antal km rinnande vatten	Antal km/mil ² landyta
AB	240	4
C	1331	19
D	913	14
E	2950	25
F	3270	31
G	3110	33
I	420	13
K	1100	36
M	1870	37
N	2785	51
O	2620	49
R	1819	22
S	6211	32
T	2113	22
U	1797	27
W	12162	40
X	5810	32
Y	7660	32
AC	25350	42

Bilaga 3. Länens provtagningsstillfällen

Län	Vinter/vår ("sämsta" tid)	Sommar ("bästa" tid)	Anm
AB	Dec - april	Juni - aug	
C	Mars (i huvudsak 1980)	Aug/sept 1979, 1980	
D	Vårflöde + november	Sommar	
E	Mars - april	Sommar	
F	Maj 1980, vattentemp 10°C		
G	Snösmältningsperioden, främst mars 1980	Sommar	
H	Mars - maj 1977-80	Juli - aug	
I			Mkt små skilln. mellan sämsta o bästa tid
K	Slutet av april 1979	Augusti 1980	
L	Mars - april	Aug - sept	
M	Febr - mars	Augusti	
N	1 sept - 30 maj	1 maj - 30 sept	
O	Nov - april	Maj - okt	
P	1 febr - 15 mars		
R	Mars-april, snösmält- ningsperiod	Maj, efter vår- cirkulation	
S	Våren 1980	Sensommaren 1979	
T	Våren vid snösmältn.	Hösten	
U	Dec - april, stabila förhåll.	Maj - okt	
W	Våren före islossning	Augusti	"sämsta" omräk- nat från mars- värden till värden för snö- smältn.perioden
X	Okt - april (mest 79-80)	Juni - sept	
Y	Mars - april 79-80 <u>före islossning</u>		
Z	April, maj o början juni	Mitt juni - början juli	
AC	April, maj, snösmältn. + vid långvariga regn	Juli - aug, dec - mars	
BD		Juni - augusti	

Bilaga 4. Antal sura sjöar och försurningskänslig landareal
i olika län

Län	Totalt antal sjöar	Sjöar med pH < 5,5 någon gång under året (fas 2 + 3)		Sjöar med pH < 5,0 sommartid (fas 3)		Landareal där ytvattnet någon gång under året har alk. < 0,1 millimol/liter	
		Antal	%	Antal	%	km ²	%
AB	780	50	6	3	0,4	60	0,9
C	299	1	0,3	0	0	3	0,1
D	781	244	31	40	5	381	6
E	1 882	670	36	230	12	2 700	23
F	1 816	560	31	50	3	3 150	31
G	1 018	700	68	325	32	7 970	85
H	1 922	550	29	76	4	5 500	47
I	46	0	0	0	0	0	0
K	932	369	40	0	0	2 230	73
L	181	10	6	0	0	1 763	28
M	81	0	0	0	0	0	0
N	932	726	78	171	19	4 100	75
O	856	700	82	413	48	2 350	44
P	3 075	2 200	72	1 000	31	8 960	78
R	464	155	33	3	0,8	1 300	16
S	3 225	2 400	74	456	14	17 442	90
T	1 897	1 192	63	99	5	4 900	52
U	638	296	47	6	1	2 020	31
W	6 212	2 000	32	196	3	27 660	91
X	3 037	1 000	33	50	2	8 540	47
Y	3 523	900	26			7 750	32
Z	6 420	650	10	0	0	2 625	5
AC	12 500	1 700	14	439	3,5	7 000	12
BD	35 000			< 200	< 0,5		

Bilaga 5. Förklaring till använda länsbokstavs-
beteckningar samt undersökningsmetoder och kommentarer från
fiskenämnarna.

- Stockholms län (AB) Konstaterad tillbakagång baseras på provfisker och förmodad på pH-mätningar.
- Västerbottens län (AC) Konstaterad tillbakagång har bedömts utifrån elfisken och förmodad tillbakagång baseras på pH-värden och intervjuer.
- Uppsala län (C)
- Södermanlands län (D) Se AB-län
- Östergötlands län (E)
- Jönköpings län (F)
- Kronobergs län (G) Bedömningarna har gjorts utifrån provfisker i drygt 100 sjöar. Provfiskerna har från 1977 riktats särskilt mot försurningskänsliga vatten, men under 1980 har provfisker utförts i flera typer av vatten. Under hösten 1980 har aktiva fiskare i de flesta fiskevårdsområden och fiskevårdsföreningar i länet tillfrågats om utvecklingen av mört-, braxen-, sik- och kräftbestånden.
- Kalmar län (H)
- Gotlands län (I)
- Blekinge län (K) Konstaterad tillbakagång baseras på prov- och kräftfisker i 27 sjöar. Dessutom har medtagits vatten där fisk- eller kräftdöd rapporterats till fiskenämden.

- Kristianstads län (L) Resultaten baseras på provfisken och pH-data. Fiskenämnden påpekar att flera vatten påverkats av dikning, sänkning, skogsbruk m m och att effekterna av dessa åtgärder ofta är omöjliga att skilja från försurningseffekter.
- Malmöhus län (M)
- Hallands län (N) Provfiskeresultat från 72 sjöar har omräknats till länets samtliga sjöar. Konstaterad tillbakagång baseras på upprepade provfisken och förmodad tillbakagång anses ha skett där fångsten av mört resp. abborre varit 9.9 fiskar/ansträngning. Bedömningen av effekter i rinnande vatten har gjorts utifrån elfiskeresultat.
- Göteborgs och Bohus län (O) Konstaterad tillbakagång är belagd genom provfisken och tillbakagång förmodas i sjöar där fiskartsuppgifter föreligger och man utifrån pH-data kan anta att tillbakagång skett
- Älvsborgs län (P) Konstaterad och förmodad tillbakagång baseras på över 200 enkäter till olika typer av fiske- och miljöorganisationer, kommuner m fl.

- Värmlands län (S) 100 av totalt 904 ekonomiska kartblad över länet har slumpats ut. Uppgifterna om vattnen inom dessa kartblad baseras huvudsakligen på telefonintervjuer. Materialet har omräknats till länets samtliga vatten av Per Nyberg.
- Örebro län (T) Underlaget består av enkäter till fiskevårdsföreningar, kommuner och fiskevattenägare 1977 och 1980 samt viss genomgång av nät-, el- och kräftfisker utförda 1976-80. Redovisade förändringar anses utgöra ett minimum och ej vara ett direkt mått på de verkliga förändringarna.
- Västmanlands län (U) Konstaterade effekter baseras på provfisker och enkäter angående kräftfisket. Förmodad tillbakagång av mört i rinnande vatten har uppskattats med hjälp av vattendragens pH-värden.
- Kopparbergs län (W)