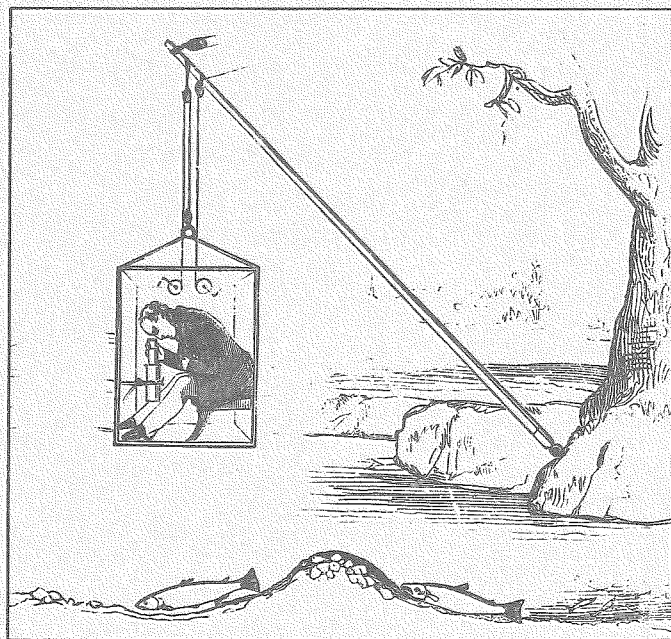


Nr 4 1981



Information från

# SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



FISKERISTYRELSEN  
STATENS NATURVÅRDSVERK

Kalkning av sjöar och  
vattendrag 1977 - 1981

# KALKNING AV SJOAR OCH VATTENDRAG 1977 - 1981

Redovisning av försöksverksamheten samt behov av fortsatta kalkningsinsatser.

Fiskeristyrelsen                      Statens naturvårdsverk

Rapporten har sammanställts av fiskeristyrelsen i samarbete med statens naturvårdsverk.

Fiskeristyrelsen svarar för redovisningen av försöksverksamhetens omfattning m m samt för redovisningen av de biologiska effekterna av kalkningen. Naturvårdsverket svarar för den fysikalisk-kemiska delen.

Följande personer har deltagit i arbetet:

Fiskeristyrelsen	Statens naturvårdsverk
Bo Bengtsson	William Dickson
Solveig Billing	Lars Eklund
Lennart Henrikson	Einar Hörnström
Per Nyberg	Brita Olerup
Ingemar Olsson	
Hans Oscarson	
Curt Wendt	

samt Magnus Appelberg, Fritz Eriksson och Per Mossberg.

Materialet har sammanställts och redigerats av Bo Bengtsson (huvudansvarig) och Lennart Henrikson. Mona Johansson har ansvarat för utskriften. Liselotte Öhman har illustrerat.

Göteborg, maj 1981

Fiskeristyrelsen  
Box 25 65  
403 17 GÖTEBORG

	Sid
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	1
SAMMANFATTNING	5
1. BAKGRUND	11
1.1 <u>Inledning</u>	11
1.2 <u>Rapportens uppläggning</u>	13
2. FÖRSÖKSVERKSAMHETENS OMFATTNING	14
2.1 <u>Inledning</u>	14
2.2 <u>Kalkningsprojekt 1977-80 utanför försöks- verksamhetens ram</u>	17
2.3 <u>Organisation av försöksverksamheten</u>	17
2.4 <u>Försöksverksamheten i siffror</u>	23
2.4.1 <u>Ansökningarnas och insatsernas fördelning</u>	24
3. KALKNINGSMEDEL	25
3.1 <u>Allmänt</u>	25
3.2 <u>Kalksten; förekomst, brytning och användning</u>	29
3.3 <u>Bränd kalk</u>	32
3.4 <u>Släckt kalk</u>	32
3.5 <u>Rest- och slaggkalkar</u>	33
3.6 <u>Skalgrus och liknande</u>	33
3.7 <u>Lut och soda</u>	34
3.8 <u>Mineral</u>	34
3.9 <u>Föroreningar i kalkningsmedel</u>	34
4. ALTERNATIVA ÅTGÄRDER	34
4.1 <u>Förändrad markanvändning</u>	36
4.2 <u>Förändring av sjöecosystemen</u>	37
4.2.1 <u>Förändring av fiskfaunan</u>	37
4.2.2 <u>Gödsling</u>	37
4.2.3 <u>Sulfidbildning</u>	38
4.3 <u>Sedimentbearbetning</u>	38
4.4 <u>Kalk som fällningsmedel i kommunala avloppsreningsverk</u>	40

	Sid
5. TRANSPORT- OCH SPRIDNINGSMETODER FÖR KALKNINGSMEDEL	41
5.1 <u>Transporter till kalkningsobjektet</u>	42
5.2 <u>Spridningsmetoder</u>	42
5.3 <u>Spridningstekniker inom olika områden</u>	44
5.4 <u>Partiell kalkning</u>	47
6. NÅGRA KALKNINGSPROJEKT	48
6.1 <u>Tvärvattnet, Värmlands län</u>	48
6.2 <u>Stora Örevattnet-Smedvattnet, Göteborgs och Bohus län</u>	49
6.3 <u>Store Malen, Älvsborgs län</u>	51
6.4 <u>Högvadsån, Hallands och Älvsborgs län</u>	52
7. EFFEKTER AV KALKNING	56
7.1 <u>Undersökningsverksamhet</u>	56
7.2 <u>Fysikalisk-kemiska effekter</u>	59
7.2.1 <u>Vad händer när man kalkar?</u>	59
7.2.2 <u>Eftersträvad effekt</u>	60
7.2.3 <u>Jonsammansättning</u>	61
7.2.4 <u>Näringstillgång</u>	62
Kväve	62
Fosfor	62
Svavel, kisel och magnesium	66
Spårämnen	66
7.2.5 <u>Färg</u>	67
7.2.6 <u>Syrgas</u>	69
7.2.7 <u>Metaller</u>	69
Aluminium	69
Kvicksilver	75
Kadmium	75
7.2.8 <u>Ytsediment</u>	77
7.2.9 <u>Referenser</u>	79
7.3 <u>Biologiska effekter</u>	80
7.3.1 <u>Nedbrytare</u>	81
7.3.2 <u>Påväxt</u>	82
7.3.3 <u>Växtplankton</u>	82
Växtplanktonproduktion och biomassa	87
7.3.4 <u>Övriga växter</u>	89
Vattenväxter	89
Landväxter	92



	Sid
7.3.5 <u>Djurplankton</u>	94
7.3.6 <u>Bottendjur</u>	99
7.3.7 <u>Flodkräftor</u>	102
7.3.8 <u>Fisk</u>	109
Reproduktion	110
Tillväxt	113
"Produktion"	115
Negativa effekter	115
Sammanfattning	116
7.3.9 <u>Djurlivet på land</u>	117
7.3.10 <u>Sammanfattning av biologiska effekter</u>	119
7.3.11 <u>Återinförande av utslagna organismer</u>	120
7.3.12 <u>Referenser</u>	121
7.4 <u>Bad- och driksvatten</u>	121
7.4.1 <u>Bad</u>	121
7.4.2 <u>Dricksvatten</u>	122
8. <u>KALKNINGSEFFEKTIVITET</u>	124
8.1 <u>Utvärdering av kalkningsprojekt</u>	124
8.2 <u>Kalkningsbehovet för en sjö</u>	124
8.3 <u>Spridningsområden</u>	125
8.3.1 <u>Allmänt</u>	125
8.3.2 <u>Skogsmark</u>	126
8.3.3 <u>Jordbruksmark</u>	130
8.3.4 <u>Moss- och myrmark</u>	134
8.3.5 <u>Bäckraviner</u>	137
8.3.6 <u>Kombinationer av olika spridningsområden</u>	139
8.3.7 <u>Sjö</u>	142
8.3.8 <u>Exempel på effektanalys för ett kalknings-</u> <u>projekt</u>	148
8.3.9 <u>Sammanfattning, spridningsområden</u>	150
8.4 <u>Spridningsmetoder</u>	151
8.5 <u>Referenser</u>	156
9. <u>KOSTNADER FÖR KALKNINGSPROJEKT</u>	157
10. <u>KALKNINGSBEHOVET FÖR SJÖAR OCH VATTENDRAG</u> <u>I SVERIGE</u>	162
10.1. <u>Aktuell syrabelastning</u>	162

	Sid
10.1.1 <u>Kalkning i sjöar</u>	162
10.1.2 <u>Kalkning på land</u>	166
Utströmningsområden, diken och bäckar	166
Fastmark	166
10.1.3 <u>Kostnader för åtgärdsprogram för ytvatten</u>	167
10.2 <u>Akkumulerad försurning 1900 - 1980</u>	168
10.3 <u>Sötvatten av betydelse för fritids- och yrkesfisket</u>	170
10.3.1 <u>Klassificering av sötvatten</u>	170
10.3.2 <u>Sötvatten med riksintresse och med en alkalinitet mindre än 0,10 mekv/l</u>	170
10.3.3 <u>Totala antalet sötvattensobjekt med för fiske högt nyttjande- och bevarandevärde och med en alkalinitet mindre än 0,10 mekv/l</u>	171
11. ORDLISTA	181
12. SUMMARY, TABLE AND FIGURE TEXTS IN ENGLISH	183

## SAMMANFATTNING

Försöksverksamhet med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag startades våren 1977 av fiskeristyrelsen. Den avslutas våren 1981 i och med att föreliggande rapport lämnas till regeringen.

Målsättningen har varit

- att genom olika motåtgärder försöka återställa försurade vattenområden resp att hindra fortsatt försurning av s k hotade vatten av särskild betydelse för fiske och naturvård
- att samla erfarenheter och resultat beträffande metoder, kalkningsmedel och kostnader för insatser, ägnade att utgöra grund för beslut om framtida kalkningsinsatsers inriktning och omfattning
- och att under detta arbete särskilt beakta såväl positiva som eventuellt negativa effekter på växt- och djurliv.

## ORGANISATION

Försöksverksamheten har bedrivits med fiskeristyrelsen som beslutande myndighet i enlighet med gällande författning (SFS 1976:1056). Verksamhetens inslag av försök motiverade inrättandet av en referensgrupp för kalkningsfrågor. I gruppen har ingått representanter från statens naturvårdsverk, Sveriges fiskevattenägareförbund och Sveriges fritidsfiskares riksförbund.

## OMFATTNING

Under försöksperioden har 304 kalkningsprojekt startats med spridning över hela landet men med tyngdpunkten förlagd till de mest försurningsdrabbade områdena.

Sammanlagt har ca 200.000 ton kalkningsmedel spridits, motsvarande den beräknade kalkstensmängd som åtgår för att under ca fem år neutralisera syranedfallet över ca 1.500.000 ha landyta.

#### UTFÖRANDE

Kalkningsmedel av olika slag har prövats i skiftande miljöer; i vatten av olika typer och på land på t ex jordbruksmark, skogsmark, moss- och myrmark. Vid kalkningens genomförande har spridningsmetoder och -tekniker varierats liksom val av område och tidpunkt. Kombinationer mellan olika typer av insatser har ofta gjorts för att bästa kalkutnyttjande skulle nås.

#### Kalkningsmetoder

- Markkalkning har genomförts i ett stort antal projekt och omfattar ca 40% av den totalt spridda kalkmängden. Den metod som vid spridning på jordbruksmark och i lätt terräng visat sig mest användbar tillika ekonomiskt fördelaktig är spridning med centrifugalspridare kopplad till jordbrukstraktor. Spridning på skogs- och mossmark har ofta skett med hjälp av tryckluft.
- Direktkalkning i sjö eller vattendrag eller i omedelbar anslutning därtill (strandzon) svarar för ca 60% av den totala insatsen i ton. De dominerande spridningsteknikerna har därvid varit tryckluft, centrifugalspridning samt spridning med skopa samt manuell spridning (handskottning). Båtar, flottar och pontoner har transporterat spridningsapparaturen. Kombination med spridning på land, antingen från land eller från sjö, har dessutom ofta praktiserats.

Kontinuerlig direktkalkning har skett med olika typer av brunnar och doserare. Utläggning av kalkkross och dumpning av kalkningsmedel på strategiska ställen i rinnande vatten har också prövats.

### Kalkningsmedel

Det dominerande kalkningsmedlet under försöksperioden har varit mald och krossad kalksten. I mindre omfattning har även använts bränd och släckt kalk, andra mineral (olivin) och kemikalier (lut, soda).

### Alternativa metoder

Principer för alternativa metoder och åtgärder diskuteras. Beträffande övergång från AVR-fällning i avloppsreningsverk till s k kalkfällningsreningsverk lämnas en kostnadsjämförelse utförd av statens naturvårdsverk. En sådan övergång torde i de flesta fall kunna motiveras ekonomiskt inom försurade områden.

## ERFARENHETER OCH RESULTAT

### Fysikalisk - kemiska effekter

- Kvävehalten stiger till naturliga värden vid sjökalkning.
- Fosfors tillgänglighet ökar både i mark och vatten men halten i sjövatten kan dock inledningsvis sänkas.
- Syrgashalten kan sjunka efter kalkning om denna skett på hösten i vatten med ringa cirkulation.
- Aluminiumläckaget från mark och innehållet i sjövatten minskar efter kalkning.
- Kadmiumhalten minskar i sjövatten och anrikas i sjösediment.

### Biologiska effekter

- Nedbrytningen av organiskt material ökar i kalkade sjöar till normal omfattning och hastighet liksom den biologiska aktiviteten i bottensedimenten.
- Växtplanktonarter ökar i antal efter kalkning.

- Övriga växter gynnas troligen genomgående med undantag för vissa mossor, som gynnats under försurnings-skedet, och lavar, som direkt överlagrats med kalk vid högre givor på land.
- Rygggradslösa djur gynnas av kalkning i de fall de gått tillbaka till följd av försurning.
- Försurningsgynnade rygggradslösa djur försvinner ofta efter kalkning, som följd av att de äts av fisk.
- Fisk och kräftor. Till skillnad från de flesta rygggradslösa djuren är fiskarna och kräftorna långlivade, varav följer att hittills redovisade resultat endast belyser de kortsiktiga effekterna av kalkning.
- Kräftor gynnas och stora vattenområden har genom insatserna bibehållits produktiva.
- Fiskreproduktionen återupptas undantagslöst i projekt där beräknad pH-höjning erhållits.
- Tillväxten hos fisk normaliseras efter kalkning. Sker kalkning i ett tidigt skede bibehålles normala tillväxtförhållanden.
- Produktionen angiven som mängden fisk i antal har ökat efter kalkning för sådana arter som lax, öring, röding, mört och andra karpfiskar.
- Negativa effekter har inte rapporterats eller i övrigt konstaterats i vatten med naturliga fiskbestånd. Aluminiumförgiftning befaras dock vara anledning till fiskdöd bland utplanterad regnbågslax omedelbart efter kalkning. Fiskdöd har av samma anledning också inträffat i fiskodlingar efter kalkning.
- Övriga rygggradsdjur, t ex grodor och fåglar påverkas troligen endast ringa (direkt påverkan) om ens alls.

#### Kostnader

Kostnaderna för kalkningsprojektens genomförande varierar starkt. Genomsnittligt har de uppgått till ca 300 kr per spritt ton kalkningsmedel.

### Kalkningseffektivitet

Försök har gjorts att beräkna effektiviteten av olika insatser. Beräkningarna visar att

- endast 1 - 2 % av landdeponerat kalkningsmedel urlakas per år till det vatten avsikten varit att förbättra kvaliteten på. Urlakningen minskar efter de första 2 - 3 åren
- tillförsel av kalkningsmedel enbart på strategiskt viktiga ställen (utströmningsområden) ger en urlakning med 10 - 20 % på de första 2 - 3 åren
- direktinsats i sjö eller vattendrag kan ge ca 50 % urlakning under samma tid.

Siffrorna är genomsnittliga men kan betraktas som representativa för de inom försöksperioden genomförda "rena" land- resp sjöprojekten. Stora lokala variationer förekommer betingade främst av fraktionsval (kornstorlek) och val av kalkningsmedel.

### FRAMTIDA KALKNINGSVERKSAMHET

Det framtida behovet av kalkningsinsatser för försurade ytvatten har beräknats till 200 miljoner kronor per år.

Resultaten och erfarenheterna från den genomförda försöksverksamheten med statsbidrag till kalkning av sjöar är, enligt fiskeristyrelsens mening, överväldigande positiva. Negativa inslag finns men en fortsatt verksamhet i stor skala bör komma till stånd då sammanfattningsvis konstateras att

- de önskade kemiska effekterna nås i sjöar och vattendrag med rätt valda insatser
- de biologiska effekterna på olika nivåer i vatten-ekosystemet är positiva - såväl fiskproduktion som näringsdjursproduktion återfås eller förbättras.

- det lokala intresse och engagemang som dokumenterats har i alla genomförda projekt haft sin förankring i fisk och fiske.
- effekter på landekosystem har inte studerats tillräckligt, gäller främst skog och skogsmark och är också de enda negativa (mossor och lavar) som rapporterats.



1. BAKGRUND

1.1 Inledning

I regeringens propositioner 1976/77:3 och 1976/77:25 föreslogs åtgärder för att begränsa svavelutsläppen och för att motverka de negativa effekterna av dessa.

De föreslagna utsläpps begränsande åtgärderna var dels att sänka svavelhalten i eldningsolja, dels att begränsa utsläppen av processsvavel. Målsättningen var att svavelutsläppen 1985 skulle ha nedgått till den nivå som gällde i början av 1950-talet.

Åtgärderna mot de negativa effekterna av svavelutsläpp föreslogs ske inom ramen för en femårig försöksverksamhet med statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag. Under försöksperioden skulle erfarenheter vinnas angående metoder, effekter och kostnader för sådana åtgärder. Målsättningen skulle vara att dels återställa redan drabbade sjöar och vattendrag, dels förhindra negativa effekter i ännu inte, eller ännu i ringa grad, påverkade vatten av betydelse för fritidsfiske eller annan rekreation och naturvård eller andra allmänna intressen.

Riksdagen beslutade att årligen ställa 10 milj kr till förfogande för en 5-årig försöksverksamhet som påbörjades på 1976/77. För vart och ett av åren 1977/78, 1978/79 och 1979/80 beviljades senare ytterligare 10 milj kr.

Regeringen uppdrog 1979-03-22 åt fiskeristyrelsen och statens naturvårdsverk att i samarbete redovisa försöksverksamhetens omfattning under åren 1977 - 1979. Rapporten avlämnades 1979-09-07 och däri föreslogs bl a att anslaget till statsbidrag för kalkning av sjöar och vattendrag skulle höjas, att från anslaget även skulle kunna utgå statsbidrag för fiskevårdande åtgärder i återställande syfte samt att särskilda medel för forskningsverksamhet inom försurningsområdet skulle utgå.

Efter förslag av regeringen beviljade riksdagen därefter 15 milj kr för försöksverksamheten på 1980/81 för statsbidrag till fortsatt kalkning av sjöar och vattendrag. Totalt har till försöksverksamheten således beviljats 55 milj kr.

Efter framställning av fiskeristyrelsen beslutade regeringen 1980-03-27 och 1981-01-15 om medel för viss karteringsverksamhet m m och samtidigt uppdrogs åt fiskeristyrelsen att före den 1 juni 1981 lämna en samlad redovisning av försöksverksamheten.

I redovisningen skall särskilt beaktas

- eventuellt negativa ekologiska effekter av kalkning och andra genomförda insatser
- användningen av olika kalksorter och kalkningsmetoder
- kostnaderna för olika metoder
- alternativa möjligheter för att motverka försurning

Målsättningen skall vara att med resultaten från försöksverksamheten och inom dess ram företagen kartering av försurningsläget i Sverige som grund bli a

- lämna förslag till framtida kalkningsinsatser
- ange kostnaderna för dessa insatser
- föreslå lämplig organisation för genomförandet av insatserna

1.2

## Kalkningsrapportens uppläggning

### Rapporten

- ger en sammanfattning av vad som gjorts inom ramen för den genomförda försöksverksamheten med kalkningsåtgärder 1977 - 1981
- sammanfattar nuvarande ekologiska, tekniska och ekonomiska kunskaper inom området kalkning av sjöar och vattendrag
- lämnar besked om kalkningsbehovet i Sverige

Underlagsmaterialet består av data från genomförda kalkningsprojekt, från omfattande karterings- och inventeringsarbete samt från projekt med speciella problemställningar. För genomförandet av undersökningsverksamheten inom dessa specialprojekt har expertis inom flera ämnesområden anlåtats. Resultatredovisningen har i allmänhet begränsats till sammanfattningar av expertisens rapporter.

En samlad redovisning över försurningsläget i Sverige sker genom statens naturvårdsverks försorg i en särskild skrift med benämningen " Monitor 1981 - Försurning av mark och vatten."

Ett betydande material kommer att publiceras i fiskeristyrelsens informationsserie Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm samt i svenska och internationella vetenskapliga tidskrifter.

Råd och riktlinjer för framtida kalkningsverksamhet avses publiceras som Information från fiskeristyrelsen.

## 2. FÖRSÖKSVERKSAMHETENS OMFATTNING

### 2.1 Inledning

Våra ytvattens kvalitet och sammansättning varierar från område till område. Vattenkvaliteten hos ytvatten bestäms bl a av den lokala berggrundens, jordmånens och växtlighetens beskaffenhet. Nederbördens mängd och kemiska sammansättning liksom markkemiska processer och avrinningsförhållanden bidrar tillsammans med biologiska processer också till att ge ytvattnen dess egenskaper.

Kalkning av ytvatten är ingen ny företeelse utan har bedrivits i olika sammanhang under lång tid. Ett acceptabelt pH-värde har varit och är en nödvändighet för konsumtionsvatten, vissa processvatten och för fiskodlare och fiskare.

För fiskodlare har det sedan länge stått klart att fiskproduktionen gynnas av ett pH kring 7, neutralt, och att åtgärder, i regel kalkning, måste vidtagas om fiskodlingens intagsvatten naturligt inte håller detta värde. De äldsta erfarenheterna om kalkning finns också från fiskodlingar.

Tidiga kalkningsinsatser finns också redovisade från vad vi idag kallar fritidsfiskevatten. Där har initiativ till insatserna tagits av fiskeintressenter, fiskeritjänstemän, fiskerätts- och vattenägare. I tab 1 har äldre insatser t o m år 1974 sammanställts.

En tredje typ av kalkningsinsatser som skett under lång tid är pH-justering i kommunala vattenverk liksom vid vissa utsläpp av processvatten från industrier.

Under 1960-talet och en bit in på 1970-talet genom-

TAB 1 ÄLDRE KALKNINGSSINSATSER

Län	Antal vatten	Antal ha sjöyta	Tid för åtgärd	Kalkningsmedel	Effekt-kontroll
AB	2	9	1967-74	släckt kalk, kalksten	pH, (syrgas, järn)
C	1	337	1970-74	"kalk"	-
F	1	3	1972	"kalkslam"	-
G	21 <sup>1)</sup>	ca 1000	1962-74	bränd kalk, "kalkslam", AGA-kalk, kalkstenskross, kalkstensmjöl, T-kalk, soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), karbid ( $\text{CaC}_2$ )	pH, (alk, ledn.-förm., färg, järn, plankton, fisk)
K	1	8	1974	"kalk"	pH
O	30	ca 500	1964-75	T-kalk, kaustik soda, "kalk", "kalkslam", släckt kalk	pH, (vattenkemi, plankton, vegetation, fisk)
P	25	ca 1000	1965-74	kalksten, T-kalk	pH, (vattenkemi, plankton, vegetation, fisk)
S	1 <sup>1)</sup>		1948-72	kalksten	-
T	1	410	1972-73	"kalk"	pH
U	1	?	1963-74	"kalk"	pH
W	3	126	1964-74	kalkstensmjöl bränd kalk	vattenkemi, plankton, fisk
Y	19	105	1966-74	"kalk"	pH
BD	40 <sup>2)</sup>	?	1972	"kalk"	pH
Summa	146	ca 3500			

1) inkl. strömmande vatten

2) tjärnar

fördes vidare ett antal kalkningsprojekt som beredskapsarbeten i arbetsmarknadsstyrelsens regi. Dessa projekt kom till stånd i första hand inom områden med behov av beredskapsarbete. Omfattningen av dessa insatser minskade starkt i och med att försöksverksamheten startades våren 1977 och därmed förutsättningarna för statsbidrag ändrades. I tab. 2 redovisas översiktligt resultatet från en enkät i januari 1981 till samtliga länsarbetsnämnder i landet rörande av arbetsmarknadsstyrelsen finansierade projekt.

Resultatredovisning och uppföljning är i allmänhet begränsad i de äldre kalkningsprojekten. En anledning därtill är att man tog för givet att effekterna skulle bli positiva. En annan är att huvudsyftet varit att ge arbetstillfällen. I det senare fallet har de positiva effekterna s a s erhållits på köpet.

Inom enstaka projekt har mera kvalificerade uppföljande undersökningar skett t ex genom mer fullständiga fysikalisk-kemiska vattenanalyser, planktonprovtagning och provfiske vilket varit av stort värde för nu gjord sammanställning över erfarenheter och resultat av kalkningsinsatser främst genom att från sådana projekt har mätdata ofta kunnat redovisas från en längre period.

Vissa av de i avsnitten om effekter av kalkningen (7.2, 7.3) redovisade resultaten för längre tidsperioder härrör från sådana projekt.

Kostnaderna för ett större AMS-projekt i Älvsborgs län har redovisats till 12 kr/ha tillrinningsområde/år. I Värmland genomfördes ett båtspridningsprojekt för 370 kr/ha sjöyta. Spridning på is kunde ske för 600-800 kr/ha sjöyta motsvarande 250-300 kr/ton spridd kalk. I kap. 9 Kostnader för kalkningsprojekt redovisas ekonomiska erfarenheter och resultat från försöksperioden. 1977 - 1981.

## 2.2 Kalkningsprojekt 1977-81 utanför försöksverksamhetens ram

Viss kalkningsverksamhet har under perioden 1977-81 bedrivits utan statsbidrag. Omfattningen av denna har kunnat kartläggas tack vare att anmälningsskyldighet föreligger till länsstyrelserna enligt lagen om hälso- och miljöfarliga ämnen för alla kalkningsprojekt.

Av tab.3 framgår att ca 10 000 ton kalkningsmedel spritts i närmare 200 projekt. Mängden kalkningsmedel utgör ca 5 % utav den mängd som spritts i projekt med statsbidrag.

Av tillgängliga uppgifter (anmälan) framgår i regel inte motiven till insatserna. Omfattningen visar dock på ett inte oväsentligt intresse av att återställa eller bevara hotade vatten även om statsbidrag inte utgår därtill.

## 2.3 Organisation av försöksverksamheten

Våren 1977 startade försöksverksamheten med bl a följande utgångspunkter

- merparten av medlen skulle användas till konkreta kalkningsåtgärder
- ett fåtal projekt skulle ges stort utrymme för omfattande och kvalificerad undersökningsverksamhet
- ett lokalt förankrat fiskevårds- och naturvårdsintresse skulle stimuleras.

Åtgärdernas inriktning, kontroll av verksamheten m m regleras enligt den s k kalkningsförordningen (SFS 1976:1056).

.....

2 § Bidrag utgår för kostnad för inköp och spridning av kalk och för utredning eller undersökning i samband med planering och uppföljning av kalkningen.

TAB 2 AMS-FINASIERADE KALKNINGSPROJEKT.

Län	Antal projekt	Tid för åtgärd	Tillrinn. omr. areal, ha	Sjöareal ha	Kalkmängd ton	Kalkningsmedel	Kalkade områden	Spridningsmetod	Effektkontroll	Kostnad/AMS-bidrag, kr
D	1	1977	1000	72	560	kalkstensmjöl	sjö, strandzon	manuell	fysikalisk-kemisk	138.000
O	1	1974-75	3519	240	572	T-kalk	sjö, strandzon	manuell, flotte bulkbil	fysikalisk-kemisk provfiske, elfiske, bottenfauna, plankton	417.000
P	7	1972-79	12781	1984	7548	kalkstensmjöl T-kalk AGA-kalk	sjö, strandzon rinnande vatten, mark	manuell, bulkbil, traktor	fysikalisk-kemisk (tungmetallanalys) provfiske, elfiske plankton	2.050.000
R	6	1977	5442	334	835	kalkstensmjöl	sjö	manuell, båt	-	365.000
S	9	1974-80	12226	1528	3647	kalkstensmjöl	sjö, strandzon	manuell, traktor, bulkbil	fysikalisk-kemisk	967.000
T	4	1970-79	10700	965	5172	kalkstensmjöl, kalkstenskross, dolomitkalksten	sjö, mark, rinnande vatten	manuell, bulkbil, traktor	fysikalisk-kemisk fisk-kvicksilver, sediment, bottenfauna, plankton	2.338.000
Y	3	1979	380	21	93	kalkstensmjöl, släckt kalk	sjö, strandzon	-	-	81.000
Summa	31		46048	5144	18427					6.400.000



TAB 3 KALKNINGENSINSATSER UTAN STATS BIDRAG, 1977 - MARS 1981

Länsvis fördelning av antalet anmälningar om kalkning enligt lagen om hälso- och miljöfarliga varor (SFS 1976:1059).

Län	Antal projekt	Tid för anmälan om kalkning	Kalkmängd ton	Kalkningsmedel
B	3	1977-78	65	Kalkstensmjöl, släckt kalk
D	9	1977-80	112	Kalkstensmjöl, släckt kalk magnesium-kalk
E	2	1977	14	Kalkstensmjöl
F	12	1977-81	156	Kalkstensmjöl, dolomitkalksten
G	14	1977-80	1887	Jordbrukskalk
H	4	1977-80	46	Kalkstensmjöl
K	14	1977-80	363	Kalkstensmjöl, jordbrukskalk
L	3	1978-79	233	
N	11	1977-81	1431	Kalkstensmjöl, släckt kalk, mesakalk
O	8	1977-80	127	Jordbrukskalk, kalkslam
P	23	1977-81	1212	
R	1	1978	12	
S	13	1977-81	212	
T	10	1978-80	1733	Kalkstensmjöl, släckt kalk dolomitkalksten "Ytong-kross"
W	17	1977-80	1505	
X	4	1977-79	16	
AC	1	1979	1	

149 <sup>1)</sup>

9125

<sup>1)</sup>I ytterligare ca 30 anmälningar har kalkmängd inte uppgivits.

3 § Bidrag utgår med högst 75 procent av godkänd kostnad för åtgärd som avses i 2 §, om ej särskilda skäl föranleder annat.

4 § Vid beräkning av bidrag skall hänsyn tas till den betydelse kalkningen har för allmänhetens fritidsfiske eller för bevarandet av ett växt- eller djurbestand som framstår som värdefullt från vetenskaplig eller annan allmän synpunkt.

.....

8 § I beslut varigenom bidrag beviljas skall sökanden åläggas att

1. inom viss tid börja och fullborda den kalkning som avses med bidraget,
2. underkasta sig den kontroll i fråga om arbetets utförande som fiskeristyrelsen föreskriver,
3. iakttaga de villkor och föreskrifter i övrigt som fiskeristyrelsen bestämmer.

.....

De allmänna riktlinjerna för bedömning av inkomna ansökningar har upprättats av en av fiskeristyrelsen tillsatt referensgrupp för kalkningsfrågor. Gruppen består av representanter för fiskeristyrelsen, statens naturvårdsverk, Sveriges fritidsfiskares riksförbund och Sveriges fiskevattenägareförbund.

Samtliga ansökningar om bidrag (fig. 1) har behandlats av gruppen och förslag till beslut har därefter lämnats till fiskeristyrelsen. Ansökningar har behandlats två gånger per år, vår och höst. För gruppens verksamhet samt för den centrala hanteringen av statsbidraget inklusive viss projektverksamhet, information, utarbetandet av råd och riktlinjer, annonsering etc har fiskeristyrelsen årligen disponerat viss del av kalkningsanslaget.

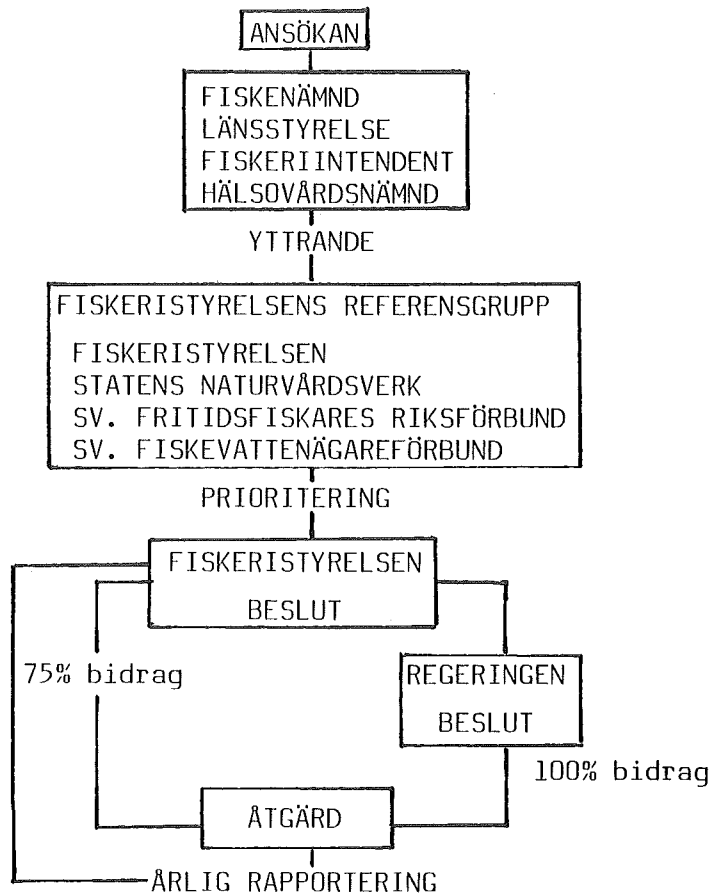


Fig. 1 Från ansökan till åtgärd. Organisation av statsbidragsverksamheten 1977-81

Statsbidrag har i normalfallet utgått med 75 % av den beräknade kostnaden. För ett mindre antal projekt (tab. 4) av särskilt intresse med hänsyn till t ex växt- eller djurlivets värde från vetenskaplig synpunkt, klassningen i arbetet med den fysiska riksplaneringen m m har regeringen beviljat 100 % statsbidrag.

TAB 4 RIKSINTRESSANTA KALKNINGSPROJEKT

Projekt som erhållit hundra procentiga statsbidrag.

Projekt	Län	Vattensystem	Statsbidrag kr	Motiv
Stensjön m fl	AB	(62/63)Åvaån	115 000	Havsvandrande öring, vetenskaplig naturvård, rörligt friluftsliv
Fegen	F,N,P	(103)Ätran	1 000 000	Vårlekande siklöja, vetenskaplig och kulturell naturvård
Möckeln	G	(88)Helgeån	1 000 000	Fritidsfiske, flodkräfta och mal
Halen - Raslängen m fl	K	(87)Skräbeån	500 000	Fritidsfiske, öring, rekreation
Högvadsån	N,P	(103)Ätran	2 700 000	Lax, yrkes- och fritidsfiske
Sjöar inom Svartedalens fritidsfiskeområde	O	(108)Vänern-Götaälv	114 000	Fritidsfiske, naturvård
Brodalsbäcken	O	(108)Vänern-Götaälv	75 000	Havsvandrande öring, fritidsfiske
Taskeån	O	(109/110)Taske å	150 000	Havsvandrande öring, yrkes- och fritidsfiske
Anråseån	O	(108/109)Anråseån	956 000	Havsvandrande öring, yrkes- och fritidsfiske
Boksjö - Kornsjö	O	(112)Enningdalsälven	2 500 000	Naturvård, örings- och laxbestånd nedströms
Surtan	P	(105)Viskan	500 000	Lax och öring, yrkes- och fritidsfiske
Storån	P	(106)Rolfsån	600 000	Vetenskaplig naturvård, fritidsfiske, öring
Stora Le och Gravdalssjön	P	(131)Upperudsälven	1 600 000	Vetenskaplig naturvård, ishavsrelikter
Unden	R,T	(67)Vättern-Motala ström	2 500 000	Röding, ishavsrelikter, vetenskaplig naturvård
Stora Ullen	S	(135)Klarälven	350 000	Röding
Brunnshyttebäcken	T	(138)Gullspångsälven	135 000	Brunnshytteöringens lek- och yngelområde, naturreservat
Lundsfjärden m fl	T	(138)Gullspångsälven	895 000	Brunnshytteöringens uppväxtområde
Håkanbolbäcken	T	(138)Gullspångsälven	128 000	Naturvård, öring
Upprämen	W	(138)Gullspångsälven	115 000	Röding

Totalt 15 933 000

2.4

Försöksverksamheten i siffror

Redovisningen omfattar åtgärder som utförts alternativt beslutats om från och med maj 1977 till och med april 1981.

Projekt utan direkt länsanknytning, främst sådana med kvalificerad uppföljning och vissa specialprojekt, har i regel utelämnats. Resultatet från dessa projekt har antingen redovisats för sig eller ingår i samlade redovisningar under resp rubrik som kalkningsmedel, bottenfauna etc. Vid de olika redovisningarna och utvärderingarna av försöksverksamheten har således ett skiftande antal projekt av praktiska skäl utnyttjats.

Intresset för insatser har inom försöksverksamhetens ram dokumenterats genom antalet ansökningar och i dessa beräknade kostnader för de föreslagna åtgärdernas genomförande (tab. 5)

TAB 5

År	Antal ansökningar	Beräknade kostnader för åtgärder 1000-tal kr
1977 vår	66	16.027
1977 höst	52	15.876
1978 vår	91	20.351
1978 höst	74	14.036
1979 vår	83	18.039
1979 höst	56	13.853
1980 vår	74	12.503
1980 höst	94	27.899
	590	138.584

Totalt har hittills ca 50 milj kronor disponerats till helt övervägande del till projekt där kalkningsinsatsen varit huvudsaken. Specialprojekten med ett utökat undersökningsprogram svarar för en klart mindre del och den centrala administrationskostnaden är så låg som knappa 3 %, eller i absoluta tal, 1.4 miljoner kronor (tab. 6).

TAB 6 ANSLAGSFÖRDELNING 1976/77-80/81, 1000-tal kr.

Budgetår	Kalknings- projekt inkl standardprogram för uppföljning	Special- studier och kvalificerad uppföljning	Central admi- nistration, information etc	Summa
76/77	7.741	581	55	8.377
77/78	8.501	1.101	187	9.789
78/79	10.090	1.327	257	11.674
79/80	7.451	2.109	400	9.960
80/81 <sup>1)</sup>	11.422	3.253	525	15.200
Summa	45.204	8.372	1.424	55.000
	82 (%)	15 (%)	3 (%)	100 (%)

1) Fördelningen beräknad för tiden jan-juni 1981.

2.4.1

Ansökningarnas och insatsernas fördelning

De under försöksperioden (1977 - dec 1980) inkomna ansökningarna om bidrag fördelas på två väldefinierade grupper, kommuner och väl organiserade fiske-/fiskevårdsintressenter samt en tredje mera heterogen grupp av enskilda, skogsbolag, myndigheter etc (tab. 7). Fiskevårdsorganisationer ansvarar för hälften av antalet genomförda kalkningsprojekt. Kommunala projekt är genomgående större och sett till kalkmängden svarar de för ca 70%.

TAB 7 FÖRDELNING MELLAN OLIKA SÖKANDE AV STATS BIDRAG

Sökande	antal	%
kommun	234	40
fiskevårdsorg.	244	41
övriga	112	19
Totalt	590	100

Huvudmotivet för genomförandet av insatser har varit intresset för att bevara fiskbara fiskbestånd i de av försurningen drabbade eller hotade vattnen. Detta återspeglas i att i 2/3 av de genomförda projekten har fritidsfiske varit enda motivet. Det bör observeras att såväl kommuner som "övriga" oftast också har ett dokumenterat sådant fiskeintresse som huvudmotiv i ansökan. Andra motiv har varit bevarandet av värdefulla djurarter som t ex kräftor och lax och mer allmänna naturvårdsintressen. Vidare har viss hänsyn tagits till behovet av allsidighet, geografisk spridning m m av projekten för den begärda utvärderingen av försöksperioden.

Tabell 8 visar insatsernas regionala fördelning - en fördelning som väl sammanfaller med det beräknade behovet av kalkningsinsatser. Figur 2 visar kalkningsinsatsernas geografiska spridning.

### 3. KALKNINGSMEDEL

#### 3.1 Allmänt

Med kalkningsmedel avses vanligen kalcium- och magnesiumhaltiga ämnen som har syraneutraliserande förmåga och är avsedda för kalkning främst av åkerjordar. För kalkningsmedel med beteckningarna kalksten, dolomit, osläckt kalk, släckt kalk och restkalkningsmedel har lantbruksstyrelsen fastställt minimikrav på total kalkverkan. Fortsättningsvis används begreppet kalkningsmedel i vid bemärkelse och kan då inbegripa även övriga neutraliserande medel.

Avsikten med kalkning är att neutralisera de sura vätejonerna. Detta sker av vissa komponenter i kalkningsmedlet. När det gäller kalksten ( $\text{CaCO}_3$ ) och soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) tar karbonatjonerna ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) och bikarbonatjonerna ( $\text{HCO}_3^-$ ) hand om vätejonerna ( $\text{H}^+$ ) som neutraliseras till vatten och koldioxid.

När det gäller lut ( $\text{NaOH}$ ) är det i stället hydroxidjonerna ( $\text{OH}^-$ ) som med vätejonerna bildar vatten ( $\text{H}_2\text{O}$ ). Likartade reaktioner äger rum när silikater (exv. olivin) användes.

TAB 8 LÄNSVIS FÖRDELNING AV KALKNINGSSINSATSERNA

Län	Antal projekt	Beviljat statsbidrag (1000kr)	Andel av totala statsbidraget (%)	Tillförd mängd kalk (ton)	Beräkningsunderlag för insatserna (1000-tal ha avrinningsområde)	Tillgodosedd andel av länsbehovet
AB	1	115	0,3	222	0,8	24,7
C						
D						
E	2	121	0,3	607	4,7	1,5
F	14	2328	5,5	16910	35,5	21,4
G	30	6681	15,8	47232	255,9	19,8
H	16	1021	2,4	5477	34,3	4,0
I						
K	16	932	2,2	3498	45,6	5,2
L	8	759	1,8	4403	55,7	8,3
M						
N	11	3951	9,3	17129	92,8	11,9
O	26	5438	12,9	15345	40,3	18,7
P	43	9091	21,5	38275	488,9	14,2
R	3	2552	6,0	8248	34,7	36,3
S	36	2090	4,9	8297	209,2	2,7
T	26	4906	11,6	24498	106,2	33,3
U	4	113	0,3	320	1,2	1,1
W	25	1299	3,1	4978	36,5	1,4
X	4	42	0,1	145	1,5	0,1
Y	10	553	1,3	1801	8,8	1,9
/						
AC	3	299	0,9	790	10,7	1,0
BD						
Summa	278	42291	100,0	198183	1463,3	-



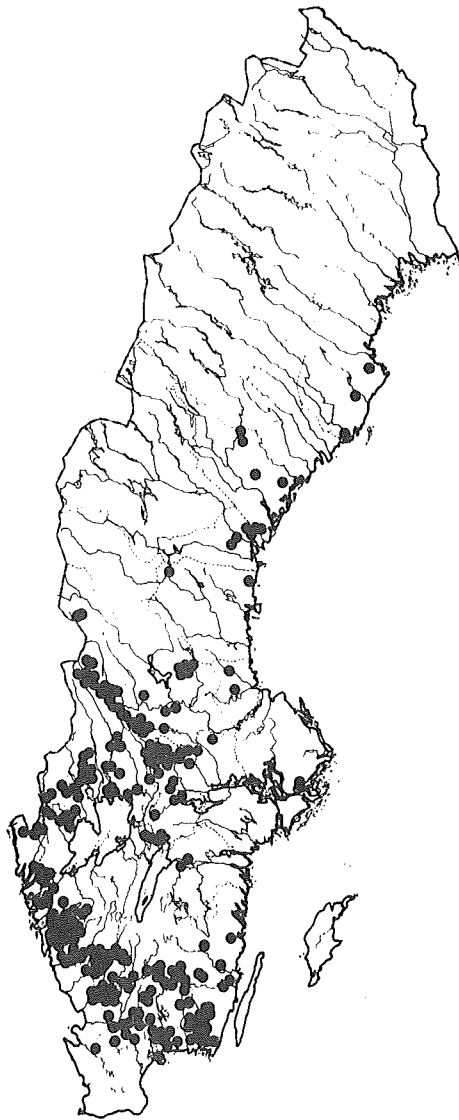


Fig. 2 Kalkningsinsatsernas geografiska spridning.

ett kalkningsmedels neutraliserande effekt kan omräknas till dess innehåll av kalciumoxid ( $\text{CaO}$ ) och beror främst på den lösliga delen av kalkningsmedlet. Lösligheten varierar bl a med pH, kalksort och fraktion.

Vid sjökalkning bör man alltid eftersträva ett kalkningsmedel med hög halt av i vattenfasen lösligt  $\text{CaO}$ -innehåll. Detta dels med tanke på effektiviteten av åtgärden dels med hänsyn till att

transport- och spridningskostnaden per ton vanligen är större än kostnaden för själva medlet. Jämför fig. 3 och 4. Urbergskalksten, silurkalk och kritkalk har likartade egenskaper med ca 40 % lösligt CaO av de finaste fraktionerna. I-kalken har ca 45 %, K-kalk 25 % och dolomit ca 10 % lösligt CaO. För magnesiumhaltiga kalker har värdet räknats upp i proportion till kalkens magnesiuminnehåll. En fin fraktion, 0-1 mm, av kalksten är till nästan 100 % löslig, dolomit till 40 % medan olivin löser sig mycket långsammare.

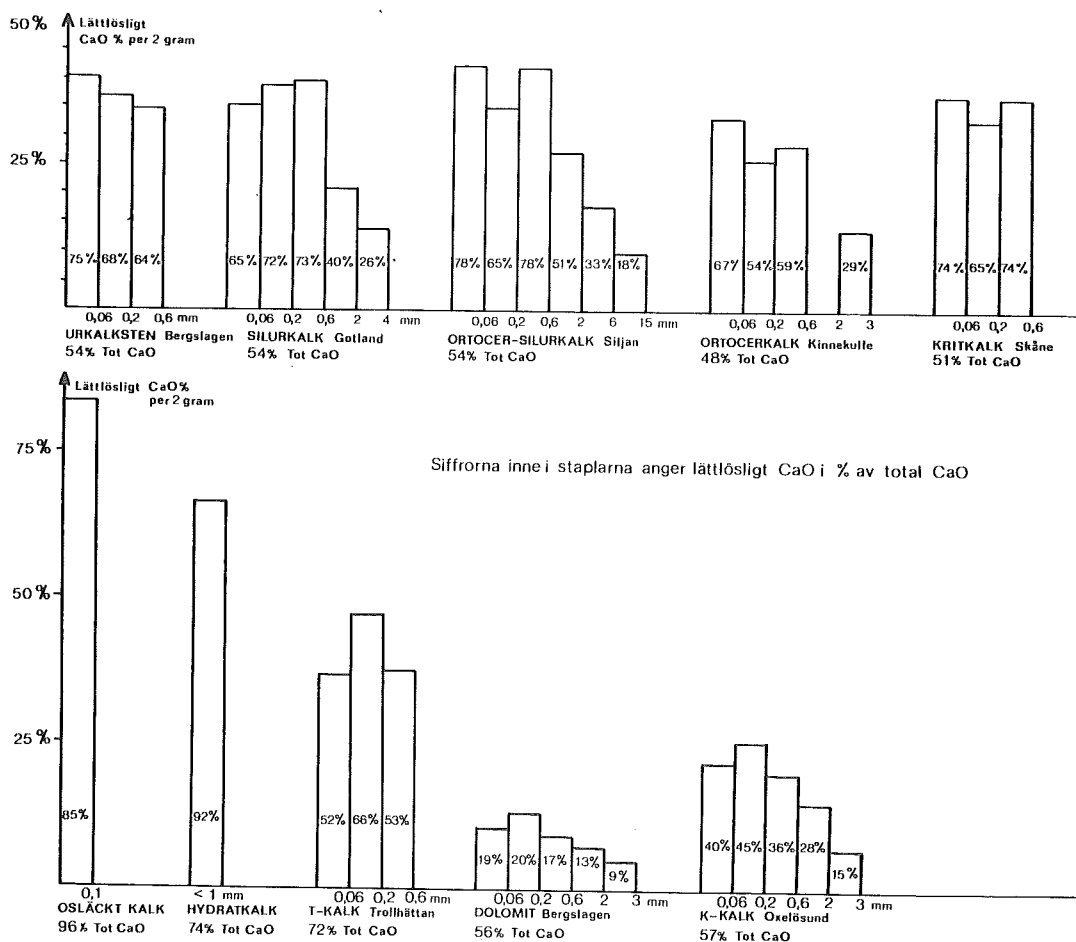


Fig. 3

Olika kalksorters och fraktioners syrabuffrande innehåll vid pH 5. Staplarnas höjd anger lösliga andelen och siffrorna inne i staplarna hur mycket den lösliga delen utgör av det totala CaO-innehållet. För kalksten är det totala CaO-innehållet ett acceptabelt mått på den reaktiva delen. Eventuella skillnader beror i stället på kornstorleken. För att snabbt få ut mycket kalk i lösning erfordras en finmald produkt (0 - 0,5 mm).

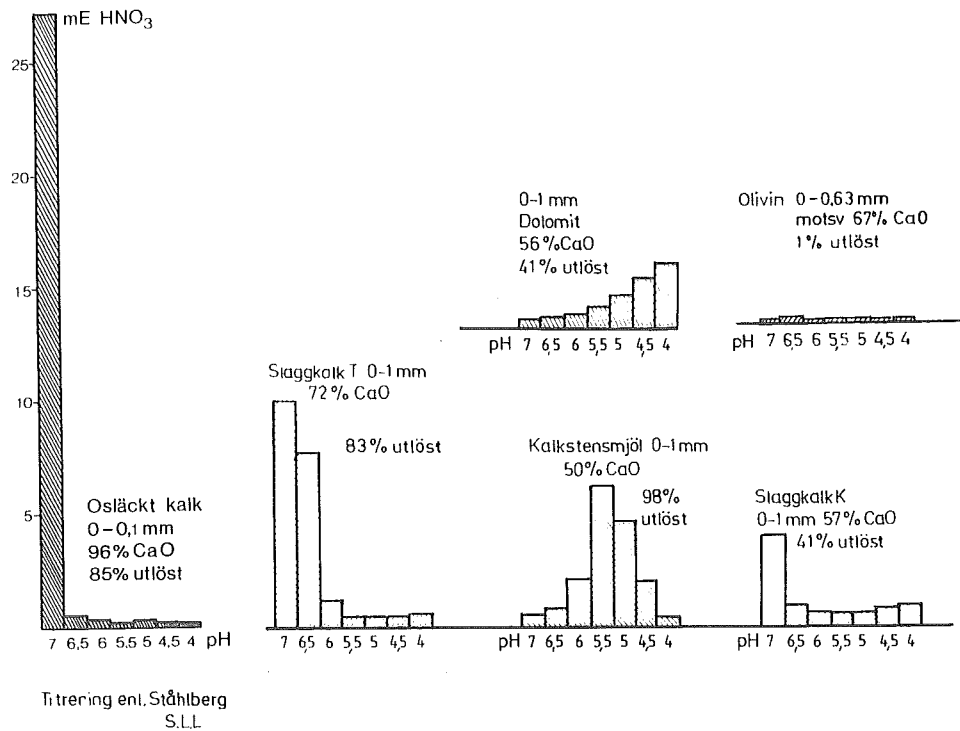


Fig. 4 Olika kalkningsmedels relativa löslighet och syrabuffrande förmåga. Syratitrering vid olika pH av olika kalkningsmedel (0 - 1 mm) för att bestämma den relativa lösligheten och syrabuffrande förmågan. Av den osläckta kalken löses huvuddelen redan vid pH 7 och 85% är löslig, medan kalkstensmjöl fordrar lägre pH för att lika mycket skall lösas. Dolomiten är mer svårlöslig och ca 40% av fraktionen 0 - 1 mm har löst sig. Minst löslig är olivin, med bara någon procents löslighet.

### 3.2 Kalksten; förekomst, brytning och användning

Kalksten finns av olika geologiskt ursprung och har därmed något olika egenskaper och kemisk sammansättning. Färgen varierar t ex mellan vit - grå - brun beroende på bl a större eller mindre innehåll av järn. Det man i dagligt tal kallar kalksten, jordbrukskalk, kalkstensmjöl och kalkkross är kemiskt sett samma sak d v s kalciumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ). Dolomitkalksten å andra sidan innehåller utöver kalciumkarbonat dessutom magnesium och har den kemiska formeln  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ .

Kalksten är rikligt förekommande i Sverige (fig. 5). Exakt hur stora resurserna är, vet man inte. Det är dock en allmän uppfattning, att det finns möjligheter att bryta betydligt mer kalksten än vad som sker i dag. Ett tecken på att så är fallet utgör det stora antalet övergivna kalkbrott. Kalkbrytningen har koncentrerats starkt under efterkrigstiden. Vid det andra världskrigets slut fanns ett åttiotal kalkbruk i landet. År 1969 var antalet 18 och år 1977 kring 10. År 1974 producerades 9,6 milj ton kalksten, varav 0,9 exporterades. Dessutom importerades 0,1 milj ton.

Den helt övervägande delen av den kalksten som bryts går till industrin, främst till cementindustrin (tab. 9). Förbrukningen beräknas öka måttligt fram till år 1985 med en något ändrad fördelning mellan användningsområdena. Cement beräknas minska och miljövård öka - till miljövård räknas förutom kalkning av sjöar och vattendrag även användning av kalk i avloppsreningsverk.

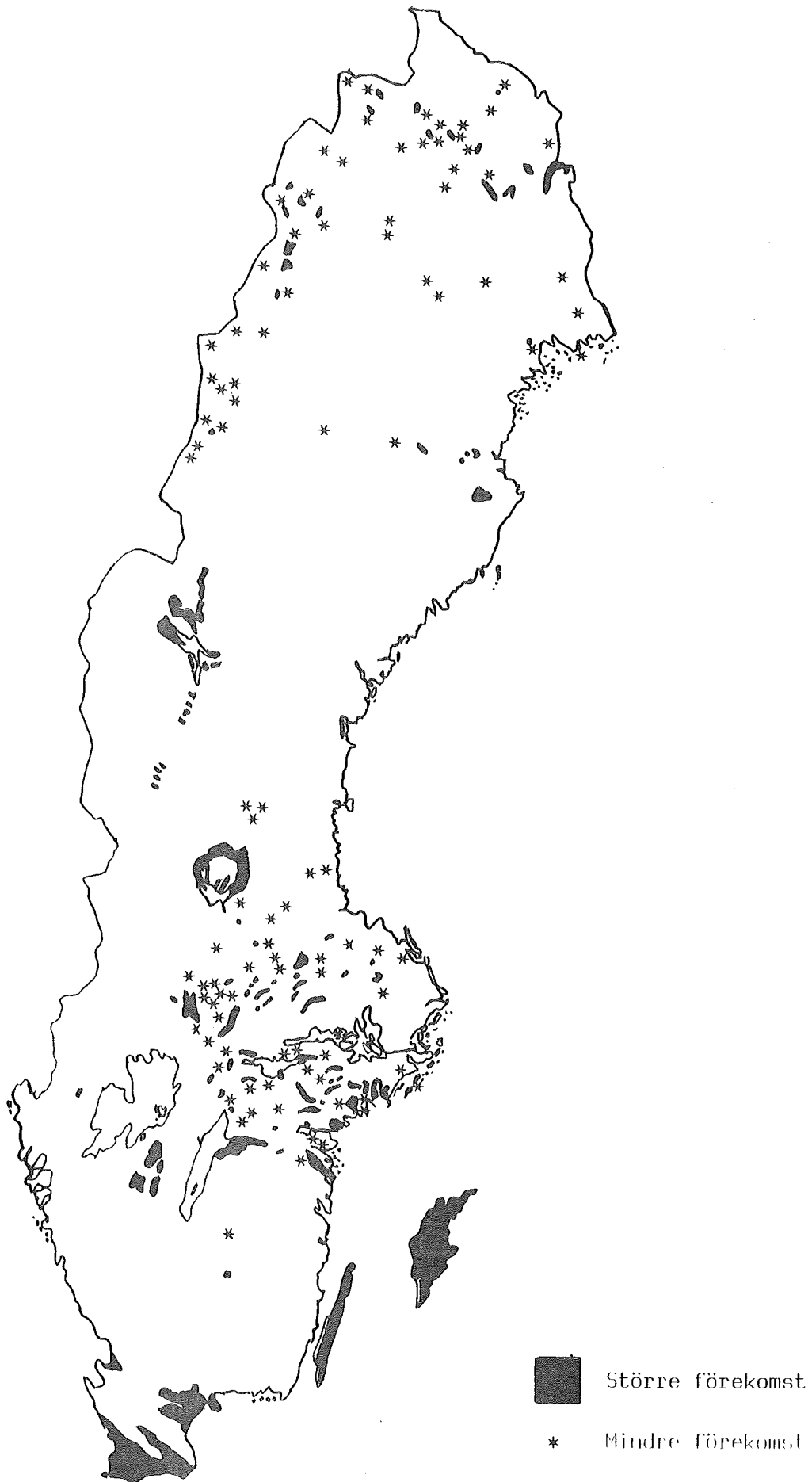
TAB 9 KALKSTENSFÖRBRUKNINGEN INOM OLIKA ANVÄNDNINGSMRÅDEN 1974 OCH 1985 (1000 ton)

	1974	1985
Cementindustri (netto)	5 643	5 280
Järn- och stålindustri	1 195	1 200
Byggnadsindustri	247	220
Cellulosaindustri	309	280
Jordbruk, miljövård	265	700
Kemisk industri	150	180
Övriga sektorer	341	420
Summa förbrukning, netto	8 150 <sup>1)</sup>	8 300

Mineralpolitiska utredningen<sup>2)</sup> räknade med ca 75 000 ton kalk för kalkning av sjöar och vattendrag år 1985, en mängd som mer än väl svarar mot vad som gått åt per år under försöksperioden. Jämför tab.8. Förbrukningen svarar mot ca 0,6 % av den prognosticerade kalkförbrukningen år 1975. En mångdubbling av den nuvarande sjökalkningen.

1) Skillnaden mellan siffrorna för produktion och förbrukning 1974 beror på lagerförändringar.

2) Industrimineral, delbetänkande av mineralpolitiska utredningen . (SOU 1975:75).



19. 5

Kalkstensförekomster i Sverige. Källa: Översigtskarta över kalkstens- och dolomitförekomster i Sverige. (Sveriges Geologiska Undersökning 1975).

skulle svara för en mindre del av den totala förbrukningen av kalksten. För en årlig insats avsedd att motverka den pågående försurningen krävs ca 650 000 kalksten, d v s ca 5 % av den beräknade totala förbrukningen 1985 med samma beräkningssätt som använts för framtagandet av siffran 0,6 % på föregående sida.

Kalksten av olika fraktioner och geologiskt ursprung är det helt dominerande kalkningsmedlet ( tab.10).

TAB 10 ANVÄNDNINGEN AV OLIKA KALKNINGSMEDEL INOM FÖRSÖKSVERKSAMHETEN

Kalkningsmedel	Fraktion (kornstorlek) mm	Förbrukning %
kalkstensmjöl	mindre än 1	68
kalkstenskross	högst 3	26
"-	större än 3	3
släckt kalk	-	mindre än 1
soda	-	mindre än 1
övriga	-	3

### 3.3 Bränd kalk, osläckt kalk

Bränd kalk, osläckt kalk, kalciumoxid ( $\text{CaO}$ ) är mycket löslig och innehåller dubbelt så mycket  $\text{CaO}$  som kalksten. Den har dock använts i mycket begränsad omfattning främst på grund av att den från arbetsskyddssynpunkt är riskabel att hantera och på grund av att den i koncentrerad vattenlösning ger pH 12-13.

### 3.4 Släckt kalk

Släckt kalk, hydratkalk, kalciumhydroxid  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  ger liksom bränd kalk vid tillsats till vatten snabb pH-höjning genom sin höga löslighet. Den höga lösligheten gör den lämplig att använda i doseringsanläggningar där den kan hanteras med mindre risker än den osläckta kalken. Användningsområdet begränsas dock av riskerna för momentant mycket höga pH-värden vilka kan ge skador på faunan.

### 3.5 Rest- och slaggekalk

Dessa kalker är huvudsakligen avfallsprodukter från olika industriella processer. Som exempel kan nämnas slamkalk från sockerbruk, karbidkalk från gasverk, mesa från pappersindustrin och olika slaggekalker från järn- och stålverk. Kalkerna innehåller ofta någon form av förorening t ex krom, zink eller kadmium vilken kan göra dem mindre lämpade för åtgärder direkt i vatten. Då emellertid outnyttjade upplag av dessa medel finns spridda över landet har användbarheten undersökts för vissa av dem och effekter, kostnader och lämplighet jämförts med vad man finner för andra medel.

Mesa är en kalkprodukt ( $\text{CaCO}_3$ ) som erhålles som rest vid pappersframställning enligt sulfatmetoden. Den har hittills använts i få projekt och i små kvantiteter. Mesan har dock nyttjats för jordbrukskalkning under flera år. Dess användbarhet har specialstuderats inom ramen för försöksverksamheten och erfarenheterna är goda.

T-kalk, LD- och K-kalk är avfallsprodukter från specialstältillverkning. Framför allt T-kalk har prövats i ett flertal äldre projekt utanför försöksverksamheten. Några negativa effekter har inte rapporterats hittills.

### 3.6 Skalgrus och korallrevskalk

Skalgrus är rester av snäck- och musselskal som avsatts i stora mängder i s k skalgrusbankar under högsta kustlinjen i framför allt Bohuslän. Skalgrus har använts i ett projekt (Hundsjön).

Algomin är salunamnet för kalk från marina växter och djur. Den är porösare än vanlig kalk och innehåller en del närings- och spårämnen vilket torde vara värdefullt i utarmade vatten. Den har prövats parallellt med andra kalksorter i det s k Härskogenprojektet i Göteborgstrakten. Malda musselskal från t ex odlingar är ett annat tänkbart kalkningsmedel, som dock ej har prövats inom försöksverksamheten.

### 3.7 Lut och soda

Lut, natriumhydroxid (NaOH), har mycket stor neutraliserande förmåga, men har på grund av arbetsmiljöriskerna vid felaktig hantering och dosering samt de höga kostnaderna omräknat till "CaO-effekt" inte använts i försöksverksamheten. Soda, natriumkarbonat ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), har motsvarande egenskaper som lut. Det har dock använts i några få projekt.

### 3.8 Andra mineral

Olivin är en blandning av magnesium- och järnsilikater med viss neutraliserande förmåga (fig. 4). Användbarheten och effektiviteten jämfört med kalksten har prövats i ett projekt. pH-effekterna hittills på markvatten och sjövattnen är mycket måttliga.

Andra tänkbara kalkningsmedel är vissa bergarter med högt CaO-innehåll t ex grönstenar, amfiboliter och diabaser.

### 3.9 Föroreningar i kalkningsmedel

I tab. 11 redovisas analyser av metaller i olika kalkningsmedel. Värdena jämförs med motsvarande analyser av "naturligt" sjösediment, av sjösediment från västkusten och av jord. Kalksten av olika sorter har genomgående låga metallhalter, lägre än vad som påträffas i naturliga sjösediment i dag. Mesa kan innehålla en del kadmium och zink eller vara relativt ren. Rest- och slaggkalker kan innehålla betydande mängder mangan, titan, kobolt, krom eller nickel. T-kalk innehåller ca 0.3% krom och Olivin 0.2% krom och 0.2% nickel.

## 4. ALTERNATIVA ÅTGÄRDER

Det vanligaste sättet att motverka försurning eller att återställa försurade vatten är medelst vad som redan börjat benämnas traditionell kalkning. Naturligtvis finns det andra åtgärder som alternativ eller komplement. Nedan ges några exempel på sådana åtgärder. Vissa av dessa diskuteras och kommenteras utan att ha prövats inom försöksverksamhetens ram eller så vitt känt annorstädes.



TAB 11 METALLER I KALKNINGSMEDEL M M (mg/kg torrsbstans)

Produkt	Kvicksilver (Hg)	Kadmium (Cd)	Bly (Pb)	Krom (Cr)	Nickel (Ni)
Kalksten	0.03-0.10	0.2-2	20-85	6-23	10-45
Dolomitkalksten	0.001	0.02	1	2	0.5
Mesa	0.01-0.06	0.2-6.0	3-195	3-115	3-145
Andra rest- och slaggekalk	ca 0.05	0-100	0-140	10-300	25-200
Olivin				2000	2000
"Naturligt" sjösediment	0.05	0.3	20	15	15
Sjösediment från västkusten	0.2	3-5	150-300	25	25
Jord	0.06	0.1	15	15	15

Produkt	Mangan (Mn)	Koppar (Cu)	Zink (Zn)	Järn (Fe)
Kalksten	175-1500	5-22	9-57	ca 10000
Dolomitkalksten	580	2	24	3300
Mesa	180-536	10-44	37-1228	24-2200
Andra rest- och slaggekalk	30-46000	0-140	0.5-60	505-10000
Algomin	450	50	50	3000
"Naturligt" sjösediment	650	20	125	35000
Sjösediment från västkusten	20	25-38	200-350	35000
Jord	447	15	60	

#### 4.1 Förändrad markanvändning

Grund- och ytvattnens kvalitet är till stor del en effekt av processer i markskiktet. Markens egenskaper, och därigenom det avrinnande vattnets kvalitet, kan i hög grad påverkas av markanvändningen.

I skogsmark förekommer ett flertal naturliga försurningsprocesser. Då träden via sina rötter tar upp näringsämnen avges i stället vätejoner till marken. Vidare är förnan från gran, tall och vissa lövträd t ex bok och ek mycket surare än förnan från björk och al. Då träden dör och bryts ned återlämnas näringsämnena till marken. I praktiskt skogsbruk forslas stammarna i stället bort, varför skogens tillväxt leder till en nettoförsurning av marken. Ju mer av träden som transporteras ut ur skogen t ex genom fullträdsutnyttjande, desto större blir näringsförlusten från marken.

Trädplantering på tidigare öppen mark får, liksom en övergång från löv- till barrträd, till följd att humusskiktet ändrar karaktär och blir surare.

Vidare bidrar skogsgödslingen med ett visst syratillskott. Gödsling med ammoniumnitrat medför genom jonbyte i marken ett betydande syratillskott om gödseln hamnar nära bäckar. Risken för aluminiumförgiftning är då uppenbar.

Även om ovannämnda faktorer starkt bidragit till att göra själva skogsmarken sur är det huvudsakligen syra från luft och nederbörd som försurar ytvattnet. Skogsjord har nämligen pH 4-5 men genomrinningsvattnet får pH 5-6 under förutsättning att regnvattnet inte är surt eller saltberikat när det hamnar i marken.

Ett förändrat skogsbruk innebärande en övergång från barr- till lövträd, minskad igenplantering av öppen mark och en minskad gödselanvändning skulle därför endast få marginell effekt på ytvattnens kvalitet.

Utdikning av sumpskog och myrmarker för skogsproduktion eller torvtäkt är ytterligare ingrepp som kan påverka ytvattens pH-värde. Då grundvattennivån sjunker efter dikningen kan svavelhaltiga föreningar oxideras, varvid svavelsyra bildas efter reaktion med vatten.

Effekten vid dikning för skogsproduktion är troligen av övergående karaktär och möjligen kan vattenkvaliteten förbättras sedan skogen etablerat sig. Dikning av försumpade hyggen är av större omfattning än dikning av sumpskog och myrmarker. I ett studerat fall visade det sig att pH-värdet i det avrinnande vattnet, åtminstone temporärt, påtagligt förbättrades efter dikning. Orsaken anses vara att grundvattnet efter dikning kunde rinna direkt ut i de ned till mineraljorden grävda diken utan att passera de sura torvlagren.

Även inom jordbruket bidrar odlingsåtgärder och försurande nedfall till markens försurning. Den sammanlagda försurningen av åkermarken motsvarar för närvarande en kalkmängd på 150-250 kg CaO/ha och år. Det atmosfäriska nedfallet bidrar dock här endast med en mindre del. Merparten av markförsurningen orsakas i stället av gödselmedel samt biologiska processer i marken och av skördeuttag. Det ackumulerade kalkbehovet för att kompensera för endast gödselmedelsförsurningen sedan mitten av 1960-talet, har beräknats till 2 milj. ton CaO för hela landet.

Även om åkermarkens matjordsskikt kommit att försuras alltmer är ännu markprofilernas djupare delar som regel basiska. I flertalet områden kan därför knappast dränerings- och grundvatten från åkermark antas bidra till ytvattens försurning. Även om så är fallet och utlakningen till ytvatten av kalk som tillförts åkrarna är liten mätt per år kommer ändå en utökad kalkning inom jordbruket att på sikt bidra till att förbättra ytvattens kvalitet. Vid ett pH-värde i marken på lägre än 5,5-6,0 är kalkning dessutom en direkt lönsam produktionsåtgärd för lantbrukaren.

#### 4.2 Förändringar av sjöekosystemen

Den helt övervägande delen av syranedfallet över land neutraliseras i marken, innan den når sjöar och vattendrag. Den del som deponeras direkt på sjöytan kan neutraliseras genom bikarbonatbuffring i sjön d v s genom befintlig alkalinitet, genom biologiska processer i vattnet eller i reaktioner med sjösedimentet.

##### 4.2.1 Förändring av fiskfaunan

Bland alternativa åtgärder för att höja eller bibehålla en normal pH-nivå har diskuterats möjligheter att genom biologiska och kemiska (andra än kalkning) förändringar av ekosystemets struktur skapa funktionsförändringar som höjer eller bibehåller pH och buffertförmågan. I fältexperiment har det visat sig att när vissa fiskar uppnått visst individantal kan de förändra djurplanktonsamhällets sammansättning genom att äta vissa av de däri ingående arterna. Djurplankton förändrar i sin tur växtplanktonsamhällets sammansättning. På så sätt uppkommer ett nytt planktonsamhälle som har en snabbare omsättning av närsalterna än det ursprungliga. Detta leder till en ökad primärproduktion, som i sin tur påverkar vattenkvaliteten med bl a ett högre pH och ett lägre siktdjup som följd.

##### 4.2.2 Gödsling

Ett annat sätt att öka primärproduktionen är att tillsätta närsalter d v s att gödsla vattnen. Sjöar och vattendrag tillförs nitrat i form av salpetersyra med sur nederbörd och försurat tillrinnande vatten. Nitrat är ett särskilt viktigt näringsämne som förbrukas av växterna under sommaren. Beroende på brist på andra näringsämnen oftast - fosfor - kan växterna i riktigt näringsfattiga sjöar inte tillgodogöra sig nitraten. Genom gödsling med fosfor kan denna brist dock avhjälpas och nitraten konsumeras då och pH höjs i vattnet. När växterna sedermera bryts ned produceras syran åter. Den pH-höjning som växternas koldioxidförbrukning vid assimilationen medför är ännu mer till-

fällig beroende på att vattnet hela tiden tillförs ny koldioxid från luften. Dessa två pH-höjande biologiska processer sker under vegetationsperioden och tyvärr inte under den kalla delen av året då de s k surstötarna inträffar och då försurningssituationen är som allvarligast. Förändring av fiskfaunan och/eller gödsling är därför knappast godtagbara alternativ till kalkning.

#### 4.2.3 Sulfidbildning

Genom processer där syrgas inte finns närvarande i tillräcklig mängd kan mycket stora mängder syra fastläggas i sedimenten. Svavelsyra reduceras då till sulfid och pH höjs i sjövattnet. Sulfidbildningen erfordrar emellertid så dåliga syrgasförhållanden att det blir ödesdigert för det biologiska systemet. Att minska syrainnehållet i försurade sjöar genom att minska syrgashalten är således inte ur ekologisk synvinkel en alternativ metod till traditionell kalkning.

#### 4.3 Sedimentbearbetning

I en sjös sediment finns en rad viktiga ämnen deponerade, både buffrande föreningar och närsalter. En omrörning av sedimenten och därmed en förbättrad utlösning av dessa ämnen kan tänkas påverka vattenkvaliteten i en pH-höjande riktning. Som "omrörare" av sedimenten kan användas mekaniska anordningar eller organismer som t ex fisk.

Den fysikalisk-kemiska principen bygger på att sjösedimentet buffrar vattnet efter omrörning under goda syrgasförhållanden, i första hand genom jonbytesprocesser. I försurade sjöar är ytsedimentets neutraliserande jonbytesförmåga delvis redan uttömd. En om lagring av sedimentet medför att denna förmåga delvis återfås. Effekten blir dock mycket begränsad även vid en omrörning ned till 20 cm:s djup.

I en sur experimentsjö hade sedimentet följande förmåga att neutralisera syratillskott per  $m^2$  ner till 20 cm djup.

Eftersträvat pH	6	5	4.5
Syratillskott i mekv/m <sup>2</sup> och år som kan neutrali- seras med bibehållet pH	4	660	1320

Resultatet skall jämföras med att enbart nederbörden som deponeras på västkusten ger ett syratillskott på ca 70 mekv per m<sup>2</sup> och år. Tabellen visar att sjösedimentets förmåga att neutralisera denna belastning och bibehålla ett ur biologisk synvinkel acceptabelt pH på 6 efter bearbetning är helt otillräckligt.

Ett annat sätt att utnyttja sedimentets roll i sjöekosystemen är att kombinera mekanisk behandling enligt ovan med tillsats av kemikalier och på så sätt förstärka den neutraliserade effekten. Detta har tillämpats i ett fullskaligt experiment inom försöksverksamhetens ram (Galtasjön, Blekinge), varvid sodalösning injicerades i sedimentet genom en harvliknande anordning, som drogs på sjöbotten. Vid tillsats av sodan neutraliseras vattnet genom att vätejonerna (H<sup>+</sup>) neutraliseras med karbonatjonerna (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) och vätekarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) till CO<sub>2</sub>. Natriumjonerna (Na<sup>+</sup>) byter plats med vätejonerna i humusföreningar i sedimentet. Vätejonerna lämnar då sedimentet och neutraliseras i vattnet av bikarbonatjonerna. När mer syra tillförs neutraliseras vätejonerna av sodan som sedimentet är laddat med. (Natriuminnehållet i sjövattnet ökar därvid i motsvarande grad). Konventionell kalkning med Ca<sup>2+</sup> och HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> medför att humusämnen bildar mer svår-lösliga kalciumhumater som inte tillräckligt effektivt fungerar som omvänd jonbytare och således alltför långsamt neutraliserar tillförd syra. Metoden torde vara mest användbar i sjöar med järnrikt humöst vatten (humusrikt) och mjuka bottnar. Sodabehandlingen ger där sannolikt en bättre långtidsverkan än kalk. Förutom neutralisation av sjövattnet sker en inte obetydlig gödsling med fosfor och kväve från sedimenten. I de fall gödslingen blir måttlig kan detta vara positivt för sjön, eftersom just närsalttillgången minskar vid försurning.

#### 4.4 Kalk som fällningsmedel i kommunala avloppsreningsverk

Vid den kemiska reningen av avloppsvatten avlägsnas fosfor genom fällning med aluminium- eller järnsalter resp kalk. Statens naturvårdsverk har jämfört kostnaderna i 1980 års prisläge för denna fällning i reningsverk dimensionerade för 5000, 25000 resp 125000 person-ekvivalenter där man använt kalk resp aluminiumsulfat. Utredningen visar att kemisk fällning med aluminium- och järnsalter oftast innebär en sänkning av alkaliniteten i avloppsvattnet. Vidare att kostnaderna för kalkfällning resp aluminiumfällning är ungefär desamma om aluminiumfällningen kompletteras med kalkning så att ett ur alkalinitetssynpunkt likvärdigt utgående avloppsvatten erhålles. Resthalter av framför allt aluminium kan i försurade sjöar och vattendrag innebära risker för bl a fiskbeståndet. Fällning med kalk ger en högre alkalinitet i det utgående avloppsvattnet och problemet med metallförgiftning undviks också. Det kalkfällda avloppsvattnets höga pH-värde kan dock i recipienter med liten utspädning vara skadligt. Alkalinitetsvinsten i utgående avloppsvatten vid jämförelse med aluminiumfällning uppgår till ca 2.5 mekv/l eller motsvarar totalt en årlig kalkningsinsats av 30 000 - 42 000 ton kalksten till en kostnad av 9-13 milj kr.

#### TRANSPORT- OCH SPRIDNINGSMETODER FÖR KALKNINGSMEDEL

Valet av transport- och spridningsmetoder inom ett kalkningsprojekt bestäms av flera faktorer som t ex

- mängden kalkningsmedel och dess egenskaper, som fraktion och fuktighet
- framkomlighet till och inom området
- spridningsområdenas karaktär; t ex sjö, bäck eller jordbruksmark
- spridningsinsatsens art; engångsspridning, utspädd spridning eller kontinuerlig dosering samt när på året spridningen sker.

För varje projekt gäller att den fördelaktigaste kombinationen av transport- och spridningsmetod bör eftersträvas. Felval kan fördyra eller helt spolia ett projekt.

## 5.1 Transporter till kalkningsobjektet

Kalkningsmedlet, oftast kalksten, levereras i säck eller i lösvikt i öppna eller slutna system i depåer i närheten av eller inom kalkningsobjektet. Transportavståndet har normalt varit 100-200 km och har sällan överstigit 350 km. Torr kalk i lösvikt har ofta transporterats i trycktankfordon av skilda slag med lastförmågan ca 35 ton varav ca 15 ton på lastbilen och resten på släpvagn. Dessa fordons storlek och höga vikt ställer stora krav på objektens tillfartsvägar.

Vid leverans av stora kalkmängder och vid längre avstånd (ca 200 km) kan järnvägsfrakt vara ett ekonomiskt fördelaktigt alternativ. Efter långväga transporter av kalkningsmedlet till kalkningsobjektet måste i regel omlastning ske till mindre fordon.

## 5.2 Spridningsmetoder

De vanligaste spridningsredskapen inom försöksverksamheten har varit

- centrifugalspridare, tryckluft från tank,
- skopa, dumpnings- eller tippningsanordningar
- kalkbrunnar, doserare och manuella hjälpmedel

Spridningsutrustningen har kopplats till olika fordon som

- traktor/skogstraktor/dumper, lastbil
- båt, helikopter, annat, t ex snöskoter

Traktor har använts vid spridning av mer än hälften av totala mängden kalkningsmedel. Lastbil eller båt i kombination med trycktank har också utnyttjats i stor utsträckning (tab. 12).



TAB 12 FORDONSTYPER OCH SPRIDNINGSMETODER SOM ANVÄNTS INOM FÖRSÖKSVERKSAMHETEN. Procentuell fördelning mellan de vanligaste spridningsutrustningarna baserad på genomgång av 234 kalkningsprojekt.

	Kalkmängd (ton) ca	Traktor el likn.	Lastbil	Båt	Helikopter	Snöskoter	Annat
Manuell spridning	10 000	37	6	28		21	8
Trycktank spridning	65 000	22	37	41			
Centrifug. spridning	65 000	100	+	+	+	+	
Skopa	10 000	100					
Dumpning	3 000		+	+	100		
Total kalkmängd	153 000	54	16	21	2	2	5

Manuell spridning (fig. 6 + 60 ) har till största delen skett direkt i sjön eller på is. Trycktanksspridning har använts för spridning från båt (fig. 59 ) till sjö och strandzon samt från lastbil (fig. 12 ) på skogs- och sankmarker i anslutning till väg. Centrifugalspridning (fig. 47 ) har utnyttjats vid spridning i sjön och omgivande jordbruksmarker (tab. 13).



Fig. 6 Manuell spridning av kalk.

TAB 13 SPRIDNINGSUTRUSTNING OCH SPRIDNINGSOMRÅDEN.  
 Procentuell fördelning av kalkmängden på  
 olika spridningsområden baserad på genomgång av  
 304 kalkningsprojekt.

	Kalkmängd (ton)	Sjö inkl strandzon	Åker-/ ängsmark	Annan mark	Rinnande vatten
Manuell spridning	10 000	84	2	8	6
Trycktank- spridning	65 000	55	4	31	10
Centrifug. spridning	65 000	35	38	21	6
Skopa	10 000				100
Dumpning	3 000	+	+	+	+
Totala kalk- mängden	153 000	40	20	20	20

### 5.3

#### Spridningstekniker inom olika områden

Vanligaste sättet att sprida kalkningsmedlet på land har varit med traktor utrustad med centrifugalspridare. Tryckluftsspridning har även utnyttjats.

Vid spridning i sjöar har kalkningsmedlet lagts på grunda områden i hårbotten. Sjöspridningen har kombinerats med spridning på landområden i nära anslutning till sjön. Under lämpliga vinterförhållanden har spridning skett från is med hjälp av traktor i kombination med tryckluftssaggat eller centrifugalspridare. Rent manuella metoder som t ex handskottning av kalkningsmedlet direkt på is har utnyttjats i stor utsträckning i mindre projekt. Spridningen har också skett med tryckluft från bulkbil på vägar i anslutning till sjöarna. När båtar eller specialkonstruerade flytetyg har använts har kalkningsmedlet i allmänhet överförts från en depå till flytetyget. Från detta har spridningen sedan skett med trycktank, genom dumpning eller manuellt. Helikopterspridning (fig. 7) har ibland varit enda metoden att få ut kalkningsmedlet i svårframkomliga eller väglösa områden.

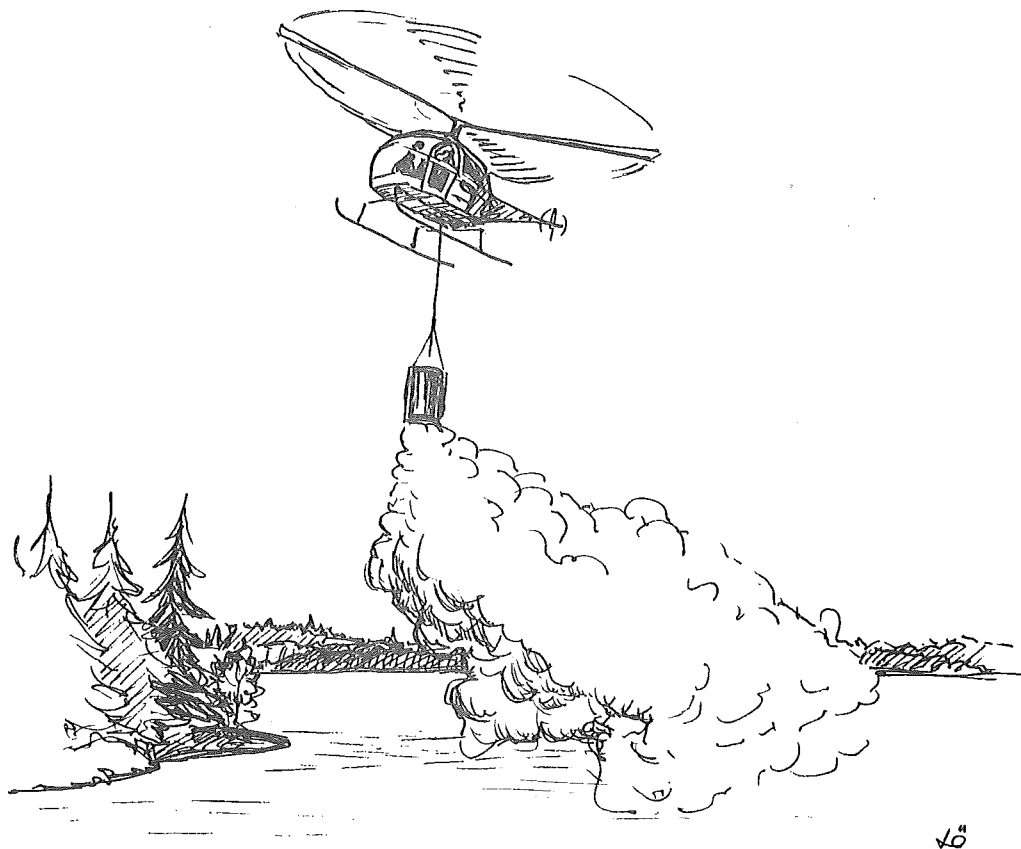


Fig. 7 Spridning av kalk med helikopter.

Spridningen i rinnande vatten har skett som engångsinsats dels på land i direkt anslutning till vattendraget. Spridningsutrustning för grova kalkstensfraktioner (30-40 mm) som utlagts i rinnande vatten har varit traktor med skopa (fig. 8 ). Dumpning av kalkningsmedel, som t ex soda, släckt kalk och mesa har skett direkt i vattendraget från lastbil.

Kontinuerlig tillförsel av kalkningsmedel till rinnande vatten har skett dels med doserare och dels med kalkbrunnar.

Principen för doseringsanläggningarna är att det försurade vattnet automatiskt tillförs tillräcklig mängd kalkningsmedel för att förbättra vattenkvaliteten till önskad nivå. Olika typer av doserare har utnyttjats under försöksperioden. En typ som använts består av en silo där utmatningen av kalkningsmedlet styrs antingen av vattenflödet eller av pH i vattendraget (fig. 11 ).

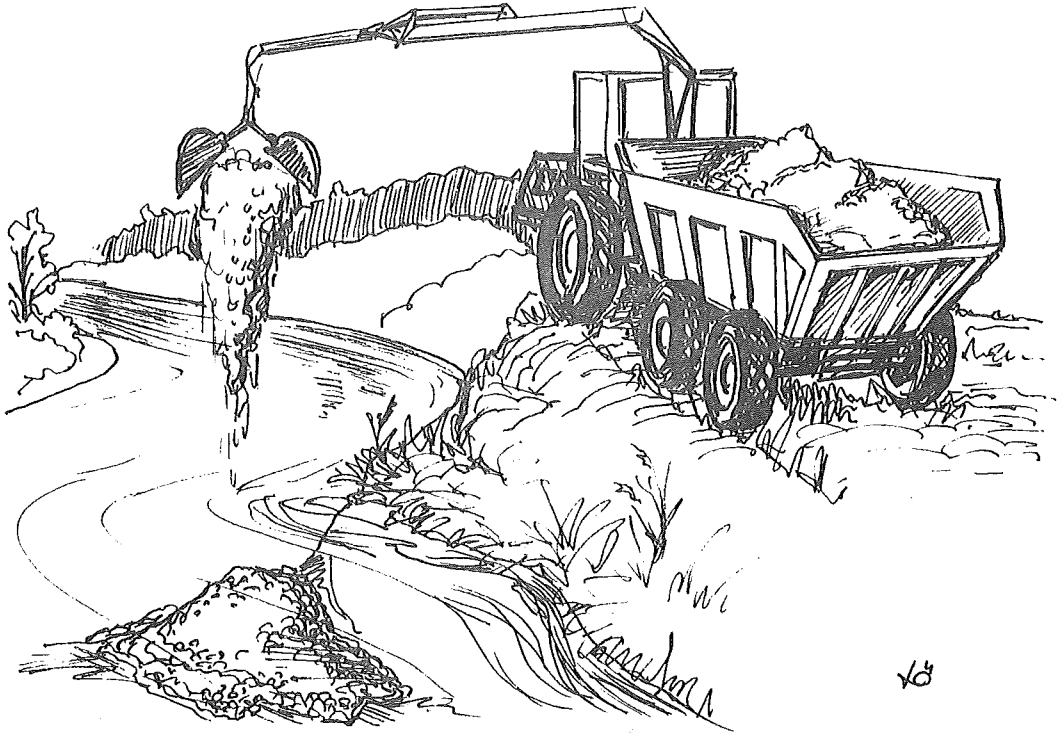


Fig. 8 Utläggning av grovkrossad kalksten med traktor och skopa

Denna apparatur användes regelmässigt inom processindustrin och i avloppsreningsverk. Vidare finns en doseringsapparat där icke upplöst kalkstensmjöl återcirkulerar i anläggningen, vilket bör ge en hög utnyttjandegrad av kalken (Acksjön, Tobyälven). En annan typ har tagits fram speciellt för kalkningsåtgärder. Från en behållare rinner kalk ned genom en spaltöppning på en skiva från vilken den stryks av och tillförs vattendraget. Anläggningen drivs helt och hållet av det rinnande vattnet.

Kalkbrunnar är samlingsnamnet på anordningar där kalkningsmedlet deponerats i en ofta brunnliknande anläggning med ständig genomströmning av vatten. Principen är att kalkstenskornen löses upp med hjälp av den mekaniska nötning som vattenrörelserna åstadkommer. Kalkbrunnar i flera olika utförande har använts inom försöksverksamhetens ram. En typ består av ett antal på

varandra staplade cementringar fyllda med kalksten (fig. 62) (Sundtorpsån, Tryssjön, Piggeboda). Det försurade vattnet leds där in genom en plastslang i brunnens botten, neutraliseras och rinner över kanten. Med det utgående vattnet förs även icke upplösta kalkkorn. Dessa sedimenterar nedströms brunnen på kortare eller längre avstånd beroende bl a på vattenföring och kornstorlek. Kalkbrunnsprincipen har dessutom utnyttjats i projekt där oanvända turbinhus fyllts med kalkningsmedel (läen).

Ytterligare ett sätt att åtgärda rinnande vatten har varit att med någon av metoderna ovan göra "buffertinsatser". Detta innebär att sådana åtgärder vidtagits i sjöar eller på land uppströms den aktuella sträckan av det rinnande vattnet att de ger effekt när den bäst behövs nämligen vår och höst.

#### 5.4 Partiell kalkning

Med partiell kalkning menas vanligen en förhållandevis ringa insats för att skapa tillfredsställande vattenkvalitet i första hand under fiskarnas lek- och yngeltid. Med en rätt utförd partiell kalkning bör fisktätheten i en sjö kunna hållas på en lämplig nivå i relation till näringstillgång. Fiskarnas tillväxt blir då god och förutsättningar för ett attraktivt fiske skapas.

Inom försöksverksamheten pågår ett större projekt där effekterna av partiell kalkning på några olika fiskarts-kombinationer studeras. Några resultat föreligger av tidskäl ännu ej. Förutsättningar för ett lyckat resultat är dock att fiskarna inte tar skada av t ex höga metallhalter under andra tider av året och att produktionen av näringsorganismer kan hållas på en tillfredsställande nivå, trots lågt pH-värde.

Om partiell kalkning visar sig tillämpligt är det självklart en betydligt billigare metod än en totalkalkning av samma vatten.

6. NÅGRA KALKNINGSPROJEKT

Nedan redovisas fyra exempel på genomförda kalkningsprojekt av olika storleksordning, med olika projektorganisation, och med olika modeller för genomförande.

6.1 Tvärvattnet, Värmlands län

(131) Upperudsälvens vattensystem, Årjängs kommun.

Projektansvarig: Tvärdalens fiskevårdsförening

Hydrologiska data: Tillrinningsområdets areal; 500 ha, sjöareal; 47 ha, sjövolym;  $3,7 \times 10^6 \text{ m}^3$ , teoretisk omsättningstid; 1,8 år.

Ekonomi: Beräknad projektkostnad 22 625 kronor och beviljat statsbidrag 16 900 kronor.

Tvärvattnet, där öring och röding inplanterades under 1960-talet upplåtes till allmänheten för fiske av Tvärdalens fiskevårdsförening. Då det i kommunen är brist på fiskevattnen av detta slag, är sjön av stor lokal betydelse. Sjöns pH-värde har visat en kraftig nedgång, våren 1961 mättes pH till 5,7 och på våren 1978 till 4,5 och under senare år har ingen reproduktion av öring och röding observerats. Fiskevårdsföreningen ansåg det nödvändigt att hindra försurningen från att helt slå ut fiskbeståndet i sjön och tillsatte därför en arbetsgrupp med uppdrag att utarbeta planerna för kalkning av sjön.

Fiskevårdsföreningen beviljades 1979 ett 75%-igt statsbidrag med 16 900 kronor. Insatsen beräknades ge en varaktighet på 5 år. Den godkända projektplanen omfattar spridning av 110 ton kalkstensmjöl (0-0.5 mm) och minimiprogram för effektkontroll. Kalkningen utfördes vintern 1980 av ett tjugotal av fiskevårdsföreningens medlemmar med hjälp av sex traktorer och tog två dagar i anspråk. Kalken spreds på is längs sjöns stränder. Totalt spreds 122 ton kalkstensmjöl (0-0.5 mm), vilket motsvarar  $33 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$  sjövattnen. Sjöns vattenkvalitet har klart förbättrats efter kalkningen. I maj 1980 var pH-värdet 6.6 och alkaliniteten 0.084 mekv/l. Tillgången på fisk uppges ha ökat.

Föreningen är mycket nöjd med de resultat kalkningen hittills givit och anser att utfallet varit väl värt arbetsinsatsen. Intresse och engagemang från medlemmarna har varit grundförutsättningar för ett lyckat genomförande. Berörda mark- och vattenägare har alla ställt sig mycket positiva.

Administration och uppföljning av projektet har upplevts som något betungande och förklaras med ovana av sådan verksamhet. Föreningen har dock insett nödvändigheten av kontroll och rapportering av resultat med tanke på att projektet ingått i en försöksverksamhet. Länets fiskenämd har bistått med råd och anvisningar.

#### 6.2 St. Örevattnet-Smedvattnet, Göteborgs och Bohus län

(108/109) Kärraåns vattensystem, Uddevalla kommun.

Projektansvarig: Uddevalla kommun

Hydrologiska data: Tillrinningsområdets areal 170 ha, sjöarealer 10 resp 32 ha, sjövolym  $0,6 \times 10^6$  resp.  $2,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ , teoretiska omsättningstider 1,2 år resp. 3,7 år.

Ekonomi: Beräknad projektkostnad 76 000 kronor och beviljat statsbidrag 57 000 kronor.

St. Örevattnet och Smedvattnet är belägna på Herrestadsfjället. Området är enligt Uddevalla kommun, kommunöversikt 1976 klassificerat som riksintresse för det rörliga friluftslivet och den vetenskapliga och kulturella naturvården. Sjöarna avvattnas av Kärraån som är ett av de inom kommunen viktigaste vattendragen med havsvandrande öring. Smedvattnet är dessutom vattentäkt för Kissleberg samhälle. Sjöarna uppvisade före kalkning kraftiga försurningsskador; abborrhbeståndet var glest och tidigare förekommande öringbestånd var helt utslaget. pH-värden runt 4.5 förekom under hela året. Alkalinitet saknades och siktdjupet i sjöarna hade ökat.

Sjöarnas läge inom Herrestadsfjällets populära fri-luftsområde, där det på grund av försurningen saknades möjligheter till fritidsfiske föranledde kommunen att ansöka om ett 75%-igt statsbidrag till kalkning. Kommunen beviljades 1977 57 000 kronor till kalkningsprojektet. Innan åtgärderna vidtogs detaljplanerades projektet och entreprenör för kalkningsgenomförandet utsågs (delentreprenad). Kommunen har själv ansvarat för den fysikalisk-kemiska undersökningsverksamheten medan provfisken utförts av fiskenämnden.

Kalkningen utfördes under fyra dagar i maj 1978. Spridningen utfördes med helikopter och 170 ton jordbrukskalk 0-1 mm spreds över sjöarnas hårdbottnar. Kalkdosen var ca  $50 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$ . Kalkningen gav snabb effekt i sjöarna, pH- och alkalinitetsvärdena steg till 7.5 resp. 0.2 mekv/l efter kalkning. Tre år senare består effekterna fortfarande, pH- och alkalinitetsvärdena har dock sjunkit och var i april 1981 6.5 resp. 0.09 mekv/l (fig.9,10). Abborrhbestånden reproducerar sig åter och uppvisar en kraftig tillväxt. Årliga inplanteringar av regnbåge sker och fiskekort försäljes till allmänheten.

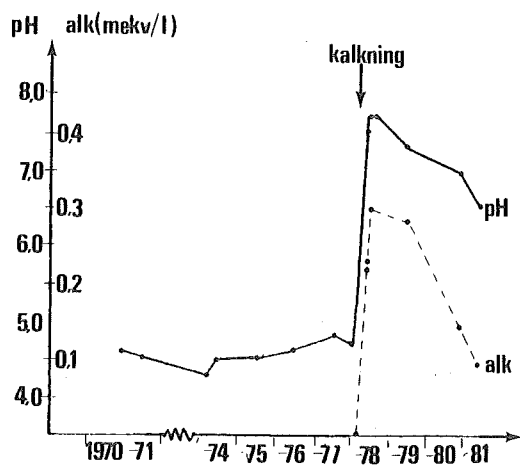


Fig. 9  
Smedvattnet, pH och alkalinitet.

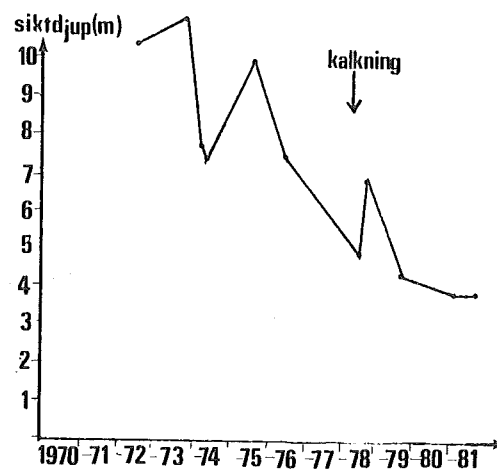


Fig. 10  
Smedvattnet, siktdjup



Uddevalla kommun har för planering av åtgärder rörande fiske och fiskevård inrättat en samrådsgrupp, i vilken representanter från olika kommunala förvaltningar och länets fiskenämnd ingår. Gruppen följer upp försurnings-situationen i kommunens vatten och diskuterar de åtgärder som ev bör sättas in. Planering, genomförande och uppföljning av kalkningsinsatser har här fått en central roll. Övriga åtgärder efter genomförda kalkningar såsom utplanteringar av fisk och upplåtelsefrågor av vatten behandlas likaså.

6.3 Store Malen, Älvsborgs län

(101) Nissans vattensystem, Tranemo kommun.

Projektansvarig: Tranemo kommun

Hydrologiska data: Tillrinningsområdets areal 2280 ha, sjöareal 253 ha, sjövolym  $16.4 \times 10^6 \text{ m}^3$ , teoretisk omsättningstid 1.5 år.

Ekonomi: Beräknad projektkostnad 300 000 kronor och beviljat statsbidrag 225 000 kronor.

Sjön är belägen inom ett område som är betydelsefullt för fritidsfiske och allmän rekreation. Sjön är dessutom intressant ur ornitologisk synpunkt. Inplanteringar av gädda, siklöja, gös och regnbåge har utförts under 1960-talet. Fisket har dock kraftigt försämrats under senare år. Det är ont om småfisk och mört och braxen är utslagna. Negativa effekter har också noterats på fågellivet så har t ex storlommens häckning uteblivit sedan 1975. Sjöns pH-värde som under 1930-talet var ca 6.3 har sjunkit till 4.7 1977.

Kommunens intresse av att återge sjön dess värde från fiske-, ornitologisk och rekreationssynpunkt ledde till att man ansökte om 75%-igt statsbidrag till kalkning. Projektgenomförandet har efter anbudsförfarande utlämnats på helentreprenad som omfattat planarbete, arbetsledning,

kalkspridning och undersökningsverksamhet. Planen upprättades i samråd med fiskenämnden, fiskeriintendenten och länsstyrelsen. Innan kalkspridningen påbörjades hölls ett informations- och samrådsmöte med berörda markägare. Samtliga ställde sig positiva till projektet och var beredda att upplåta vägar för tilltransport av kalkningsmedel. Inom projektet planerades huvuddelen att spridas på mark i sjöns närhet. På åkermark där kalkningen beräknades komma även jordbruket tillgodo bestämdes att markägarna skulle bidra med 50 % av kostnaden för kalkningsmedel, transport och spridning. Referensgrupper med markägarrepresentanter för varje del spridningsområde utsågs så att ev problem i samband med kalkningsutförandet skulle kunna tas upp på ett tidigt stadium.

Under våren och vintern 1978 spreds sammanlagt 355 ton finkrossad dolomit 0-3 mm och 105 ton kalkstensmjöl 0-0,5 mm på jordbruksmark. 395 ton resp 135 ton kalkstensmjöl 0-0,5 mm spreds i tillrinnande bäckar och längs sjöns strandzon resp på moss- och myrmarker. Utspridningen skedde med traktor, med centrifugalspridare resp med trycktanksutrustning. Store Malens vattenkvalitet förbättrades successivt under perioden efter kalkning och fram till maj 1980. Viss nedgång av pH- och alkalinitetsvärdena har noterats därefter. Efter kalkning har fisket blivit bättre och många smågäddor observerats. Häckande storlom med ungar har dessutom åter iakttagits.

#### 6.4 Högvadsån, Hallands och Älvsborgs län

(103) Ätrans vattensystem, Falkenbergs, Marks och Svenljunga kommuner.

Projektansvarig: Falkenbergs kommun

Hydrologiska data: Tillrinningsområdets areal 47600 ha, sjöareal 6 %, medelvattenföring  $8.5 \text{ m}^3/\text{s}$  (vid inflödet till Ätran).

Ekonomi: Beräknad projektkostnad 2 700 000 kronor.  
100 % statsbidrag.

Ätrons biflöde Högvadsån är av mycket stort intresse ur fiskerisympunkt, främst tack vare sin laxstam. Ätrons värde som laxälv är väldokumenterad och dess laxbestånd är av betydelse för såväl yrkesfisket i havet som för det omfattande fritidsfisket på kusten och i ån. I arbetet med den fysiska riksplaneringen har Ätran angivits som riksintresse. Av den lax som produceras inom Ätrons vattensystem reproducerar sig hälften i Högvadsån.

Omfattande fiskeribiologiska undersökningar sedan 1950-talet, pH- och alkalinitetsmätningar styrker uppfattningen att Högvadsåns laxbestånd hotas av den tilltagande försurningen. Resultat från elfiskeundersökningar tyder på att det under åren 1977 och 1978 inträffat en nästan total dödlighet bland de laxungar som överlevt första sommaren.

Falkenbergs kommun beviljades 1978 ett 100%-igt statsbidrag av regeringen med 2.7 miljoner kronor till kalkningsåtgärder inom Högvadsåns tillrinningsområde, med huvudmålsättningen att bevara och förbättra förutsättningarna för naturlig laxreproduktion i Högvadsåns huvudfåra.

För detaljplanering och det praktiska genomförandet av projektet har en projektledning tillsatts. I denna ingår företrädare från de berörda kommunerna (Falkenberg, Mark och Svenljunga), länsstyrelserna och fiskenämderna i Hallands och Älvsborgs län, Ätrons vattenvårdsförbund samt fiskeriintendenten.

Falkenbergs kommun har såsom huvudman för projektet ansvarat för administrationen och länsstyrelsen i Hallands län för det fysikaliskt-kemiska undersökningsprogrammet och fiskeriverket för de fiskeribiologiska undersökningarna. För fältkontroll, tillsyn, provtagning och analysarbeten har kommunen projektanställt en person. Erfarenheterna av denna organisationsmodell har varit positiva.

Arbetet med utförandet av kalkningen har utlämnats på entreprenad efter anbudsinhämtande. Kalkningen påbörjades i juni 1978 och hittills har ca 9 000 ton kalkstensmjöl spridits inom projektet. Kalkning har utförts i sjöar, rinnande vatten, myrmarker och på jordbruksmark. Varierande metoder har använts, varvid särskilt kan nämnas dosering med hjälp av kalksilos (2 st) i rinnande vatten (fig. 11), bulkbilsspridning (fig. 12) i sjö och traktorspridning på jordbruksmark m m. Dessutom har gjorts försök med utläggning av kalkkross (0-25 mm) i rinnande vatten.

Resultatredovisningen från projektet visar att det trots kraftiga ansträngningar varit svårt att under kraftiga höst- och vårflöden garantera ett pH-värde över 6.0 i Högvadsåns huvudfåra. Uppkalkning av sjöar, buffertinsatser och dosering via silos är dock troligen framkomliga vägar. Akutinsatser som spridning från bulkbil direkt i ån kan vara ett komplement. Genomförd kalkning av myr- och jordbruksmarker samt utläggning av kalkkross torde vara otillräckliga insatser för att förbättra vattenkvaliteten i ån.

Bedömningen av kalkningens effekt på laxbeståndet kompliceras av mellanårsvariationer i t ex nederbörd, som eventuellt överskuggar kalkningens inverkan. En ökning av utvandrande laxsmolt liksom av antalet uppvandrande leklaxar har dock konstaterats.

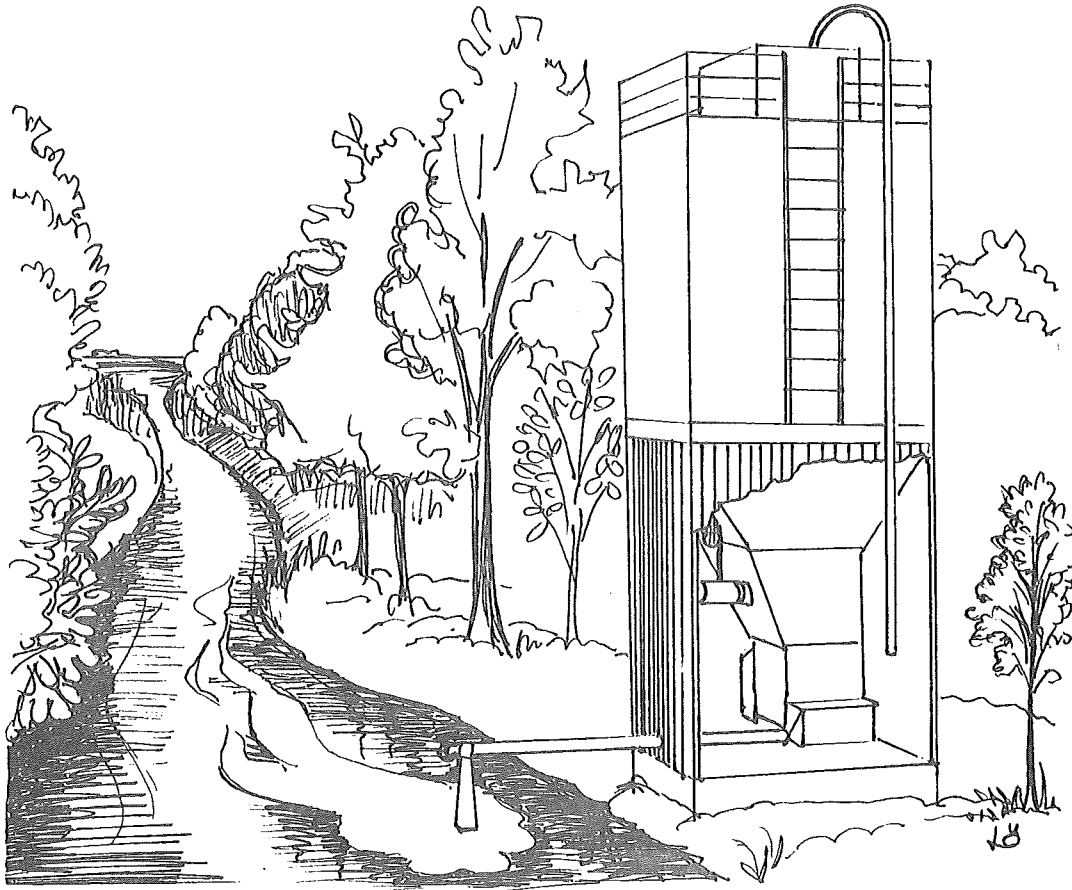


Fig. 11 Kontinuerlig dosering av kalk i rinnande vatten

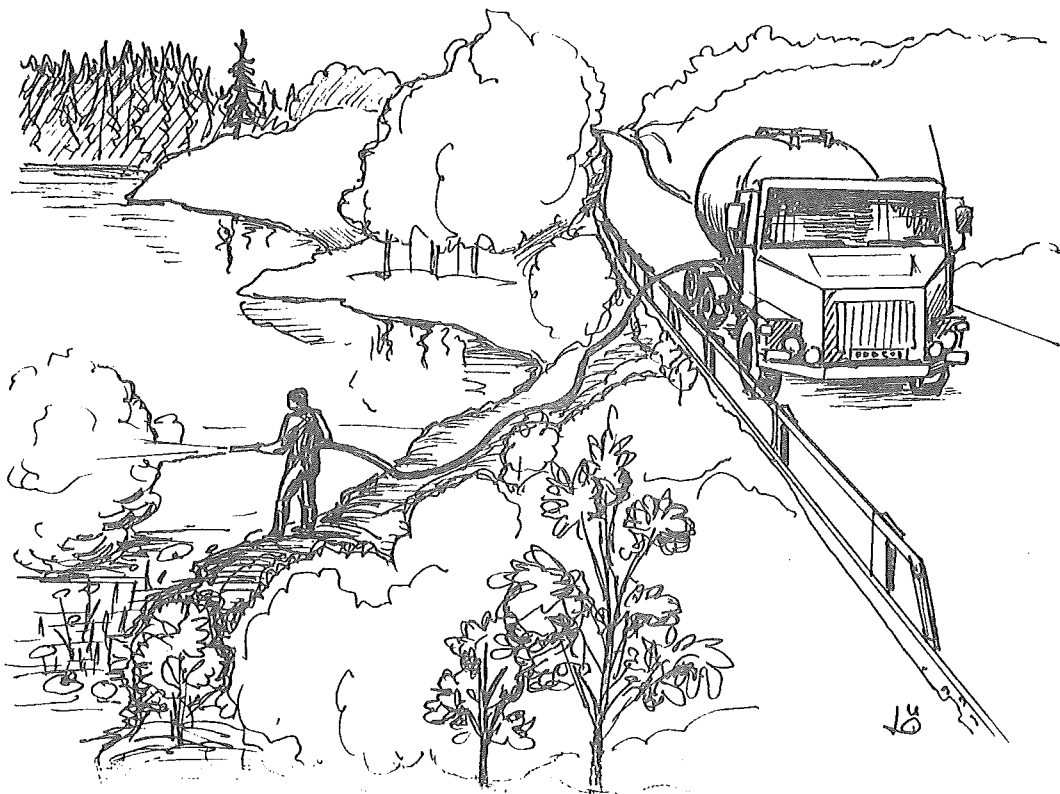


Fig. 12 Spridning av kalk med tryckluft från bulkbil

## 7. EFFEKTER AV KALKNING

Huvudmålsättningen med kalkning av sjöar och vattendrag är som tidigare nämnts att återställa det försurade vattnet eller att motverka en pågående försurning så att en tillfredsställande miljö bibehålles för vattnets organismer. En av försöksverksamhetens viktigaste målsättningar har just varit att visa på kalkningens kemiska och biologiska effekter. Förutsättningen för att kalkning skall vara en lämplig åtgärd mot försurning är ju att de fysikalisk - kemiska förhållandena genom insatsen förändras så att de blir tillfredsställande för det biologiska systemet.

Den följande redovisningen av kalkningseffekter är i första hand rent beskrivande, d v s talar om vad som händer när man kalkar. I nuläget kan endast i begränsad omfattning en tillfredsställande och heltäckande förklaring lämnas till varför vi får en viss utveckling efter kalkningen.

### 7.1 Undersökningsverksamhet

Undersökningsverksamheten under försöksperioden har dels varit en effektkontroll avsedd att ge svar på frågan, huruvida de insatta åtgärderna givit den förbättring av vattenkvaliteten som eftersträvats, dels syftat till att ge svar på rent vetenskapliga men också praktiska frågeställningar.

Till varje kalkningsprojekt har knutits ett undersökningsprogram. Omfattningen av undersökningarna har anpassats till projektets storlek och speciella förutsättningar. Undersökningarna har delats upp på två moment, förundersökningar och uppföljande undersökningar.

Förundersökningar består förutom av de provtagningar som ligger till grund för ansökan av ytterligare minst en provtagning innan kalkningen genomförs. De uppföl-

jande undersökningarna har tre ambitionsnivåer.

- minimiprogram omfattar mätning av pH, alkalinitet, konduktivitet och färg en gång eller två gånger om året
- normalprogram omfattar minimiprogrammets parametrar plus kalcium och magnesium med provtagning minst två gånger om året, vår och höst
- specialprogram har en skiftande uppläggning. Bland dessa återfinns t ex metallundersökningar i vatten och fisk, studier av kalkutlakning ur markskikten och studier av plankton- och bottenfaunasamhällenas utveckling m m.

De fysikalisk-kemiska parametrarna i de olika undersökningsprogrammen har varit:

- pH, som är ett mått på vattnets surhetsgrad (vätejonkoncentrationen). Ett pH-värde på 6-8 är önskvärt från biologisk synpunkt. När pH sjunker under 5.5 får man skador på känsliga organismer, t ex fiskar och snäckor. Kraftigt försurade sjöar har pH-värden mellan 4.0-4.5
- alkalinitet, som är ett mått på vattnets buffertförmåga, d v s förmåga att motstå tillförsel av försurande ämnen. Alkaliniteten utgörs framför allt av vätekarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) och uttrycks vanligen i mekv/l (milliekvivalenter per liter). Ett alkalinitetsvärde på 0.10 mekv/l eller högre eftersträvas i regel. När pH sjunkit lägre än 5.4 är alkaliniteten i allmänhet noll
- konduktivitet (elektrolytisk ledningsförmåga) som är ett mått på vattnets innehåll av lösta salter, d v s joner. Bland de joner som bidrar till konduktiviteten är kalcium och magnesium. Konduktiviteten uttrycks i allmänhet i mS/m (milliSiemens per meter). I näringsfattiga, försurade klarvattensjöar ligger konduktiviteten mellan 1 och 10 mS/m
- färg, som ett mått på vattnets innehåll av brunfärgade humusämnen. Färgen uttrycks i mg Pt/l (milligram platina per liter). Färgvärdet i en för-

surad klarvattensjö ligger mellan 0 och 30 mg Pt/l medan de försurade moss- och myrgölarna kan ha mycket höga färgvärden, t o m över 1000 mg Pt/l

- kalcium (Ca) och magnesium (Mg), som också kallas totalhårdhet då de analyseras tillsammans. Halterna uttrycks i mg/l eller i mekv/l. Surt vatten är kalkfattigt och innehåller 0.5-4mg/l d v s 0.02-0.2 mekv/l.

De biologiska undersökningarna har bl a bestått av provfisken efter fisk och kräftor. Provfiskena efter fisk har skett med s k översiktsnät. Dessa är 36 m långa och innehåller 12 olika maskstorlekar ordnade efter visst system. Provfiskena efter kräftor har skett med minst 25 mjärddar i varje aktuellt projekt under augusti månad. För provfiskena har fiskeristyrelsen utfärdat särskilda råd och riktlinjer.

Förutom provfisken har ett flertal andra biologiska undersökningar genomförts främst inom de specialprogram som finns knutna till ett stort antal projekt.

I tabell 14 visas fördelningen av de olika undersökningsprogrammen.

TAB 14 Fördelning av undersökningsprogrammen och andelen projekt med provfisken (baserat på 168 projekt)

minimiprogram	38 %
normalprogram	50 %
specialprogram	12 %
provfiske efter fisk	44 %
provfiske efter kräftor	16 %

Utav de bidragsstödda projekten har 34 st en sådan uppläggning att de helt eller delvis kan beskrivas som avancerade specialstudier eller forskningsprojekt.



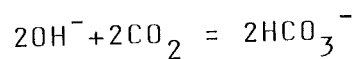
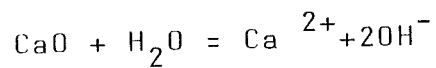
## Fysikalisk-kemiska effekter av kalkning

### Vad händer när man kalkar?

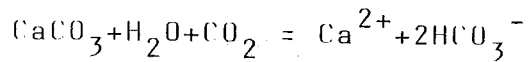
pH-värdet i sjövatten bestäms av dess innehåll av bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) och en del andra svaga syror, där humusämnen intar en viktig plats. Ett glasklart sjövattnet (t ex Unden) behöver ytterst lite bikarbonat (0.05 mekv/l) för att få pH 7, medan en brun skogssjö kan behöva den dubbla bikarbonathalten, 0.1 mekv/l, för att nå pH 6.5. Skillnaden beror på att humusinnehållet "trycker ner" pH-värdet. Men även om den bruna skogssjön med alkalinitet 0.1 mekv/l har ett lägre pH, så har den dubbelt så stor förmåga att motverka en pH-sänkning just beroende på sitt höga innehåll av bikarbonat och humus. Det är följaktligen i den klara och bikarbonatfattiga (d v s kalkfattiga) sjön som försurningen lättast slår igenom. Försurningen innebär att vattnet förgiftas. För varje pH-enhets sänkning tio-dubblas vätejonhalten och halten av flera metaller stiger.

Kalkningens främsta syfte är att sänka dessa koncentrationer. Sänkningen kan åstadkommas med olika medel varav karbonat, silikat eller hydroxid närmast står till buds.

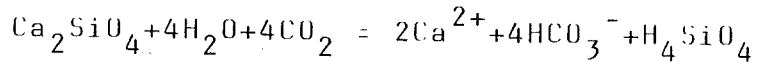
De lösliga medlen, t ex lut, soda och osläckt kalk höjer snabbt pH. En tillsats av 30 mg/l av osläckt kalk ( $\text{CaO}$ ) ger omedelbart pH 11, som därefter sjunker till pH 8 när tillräckligt med koldioxid från luften hunnit lösa sig i vattnet.



En motsvarande mängd finmalen kalkstensmjöl (d v s 50 mg/l) löser sig inte lika snabbt i vattnet. Man får momentant som mest pH 9-10 i vattnet, varefter värdet sjunker till max 8.



silikatreaktionen är likartad:



I ett kalkmättat vatten av pH 8.4 kan som mest finnas löst 2.5 mekv/l av kalksten (125 mg  $\text{CaCO}_3$ /l) vilket är fallet i Gotlandssjöar.

Näringsrika vatten kan på sommaren "av egen kraft" få pH-värden 10-11, beroende på att växtplankton producerar hydroxidjoner ( $\text{OH}^-$ ) och förbrukar bikarbonat och koldioxid. I kalkrika sjöar överskrids då löslighetsprodukten för kalciumkarbonat, som fälls ut på blad och på sjöbotten (kalkbleke). På natten sjunker emellertid pH-värdet när koldioxidtillförseln dominerar, varvid en del av kalken åter går i lösning och alkaliniteten stiger.

I starkt sura vatten (pH lägre än 5) finns inget bikarbonat alls kvar, däremot syra i överskott, dels som stark syra (t ex svavelsyra och salpetersyra) och dels som svaga syror (metallhydroxider och organiska syror). Surt sjövattnen kan således vara dubbelt så surt som enbart pH-värdet indikerar och fordrar följaktligen dubbla mängden bas för att neutraliseras. Fig. 13 illustrerar hur mycket bas som måste lösas i några olika typer av vatten för att pH 7 skall nås.

En sur klarvattensjö behöver bara 4 mg upplöst kalkstensmjöl per liter för att nå pH 7, medan ett extremt surt grundvatten däremot erfordrar uppemot 10 gånger mer.

### 7.2.2 Eftersträavad effekt

De sjöar som idag är sura är de som naturligen är de kalkfattigaste. En av försöksverksamhetens målsättningar har varit att återge dessa vatten sin naturliga alkalinitet. Ett pH 6.5 - 7 och alkaliniteten 0.1 - 0.2 mekv/l är eftersträvansvärt, vilket i praktiken betyder att 10-25 mg kalkstensmjöl behöver tillföras per liter vatten. Kalkar man på land krävs dosen 3-6 ton per hek

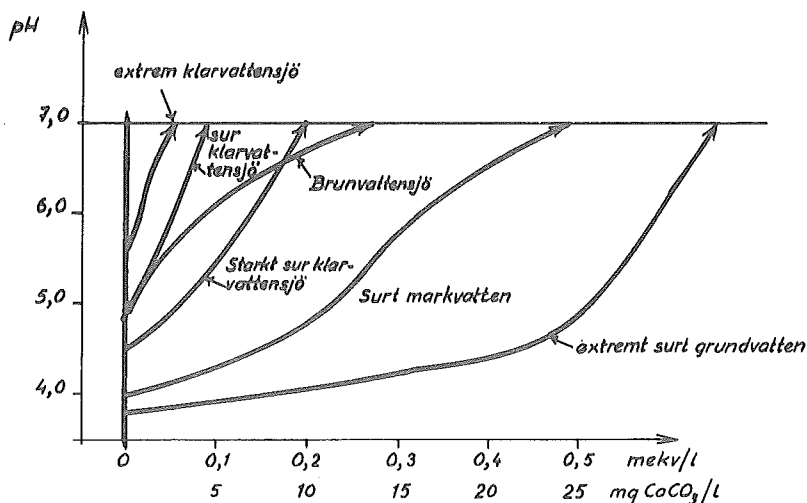


Fig. 13 Erforderlig mängd bas för att höja pH till 7 i olika sura vatten. En måttligt sur klarvattensjö behöver bara en tiondel så mycket bastillförsel som ett extremt surt grundvatten. En brunvattensjö innehåller mycket organisk syra - humus - och fordrar därför mer bas för att höja pH från 5.5 till 7 än ett surt klart vatten

tar avrinningsområde. Erfarenheten pekar på att även en högre alkalinitet än den "naturliga" vore att rekommendera för att dämpa de sk surstötarna höst och vår och för att påskynda metallutfällningen.

### 7.2.3 Jonsammansättning

Kalkningen medför att vattnets salt- eller joninnehåll stiger. En alkalinitetsförhöjning med 0.1 mekv/l medför att kalciumhalten stiger med 0.1 - 0.2 mekv/l. I västkustsjöar innebär det en fördubbling och att kalciumhalten blir ungefär lika stor som natriumhalten. I övriga landet är kalcium den dominerande katjonen (positivt laddad) redan före kalkningen och halten två-tredubblas efter kalkningen.

I västkustsjöar är kloriden den vanligaste anjonen (negativt laddad) medan i övriga landet sulfat dominerar. Kalkningen medför att bikarbonat åter blir ett

dominerande eller betydelsefullt inslag, något som gällde naturligt för 100 år sedan.

Normal sjökalkning ger emellertid bara små tillskott jämfört med de regionala skillnader i vattenkvalitet som geologin svarar för. Gotländska sjöar på kalkberggrund eller uppländska slättsjöar innehåller således fortfarande tio gånger mer kalk än de flesta kalkade f d sura sjöar.

#### 7.2.4 Näringstillgång Kväve

En pH-höjning medför ökad bakteriell aktivitet och omsättning i näringspoolen. Markkalkning innebär följaktligen att nitratbildning och även kvävefixering gynnas. Under den varma delen av året är konkurrensen om det oorganiska kvävet påtaglig och avrinningen liten. Förlusterna blir därför måttliga. Under vinterhalvåret kan dock kväveläckaget öka, antingen som nitrat eller förhöjt totalkväve

Vid sjökalkning brukar kvävehalten likaledes stiga något. Sura sjöar karakteriseras emellertid av de lägsta totalkvävehalterna. En fördubbling av kväveinnehållet innebär således bara att kvävehalten följer med pH-höjningen upp till det naturliga värdet (1). Sura sjöar kännetecknas vidare ofta av ett nitratöverskott året om. Sensommarvärden på 200-300  $\mu\text{g N/l}$  är vanligt. Kalkning medför att nitrathalten vanligen minskar, sannolikt beroende på att även övriga näringsämnen, särskilt fosfor, blir mer tillgängligt, varför även överskotts-nitratet kan nyttjas (fig. 57c).

#### Fosfor

I sjövatten är fosfor ett nyckelämne och har avgörande betydelse för vattnets produktionsförmåga. Sura klarvattenssjöar innehåller 2-10  $\mu\text{g/l}$  och sura humösa sjöar 10-20  $\mu\text{g/l}$  fosfor. De lägsta halterna påträffas där syratrycket är störst.

Sedan gammalt har kalk använts inom jordbruket för att höja pH och därmed mobilisera den annars hårt bundna fosfor som finns i marken. Kalkning med normal giva innebär sålunda, vare sig den utförs på land eller i vatten, att fosfor blir mer rörlig. Kalken själv innehåller 0.02-0.04 % fosfor. En haltförhöjning med 0.2 mekv. Ca per liter (10 mg  $\text{CaCO}_3$ /l) innebär således ett tillskott av fosfor om 2-4  $\mu\text{g}/\text{l}$ . S k Algominkalk innehåller hela 0.2 % fosfor och 10 mg/l kalk medför således 20  $\mu\text{g}/\text{l}$  i fosfortillskott.

Mark- och sjökalkningens effekter på fosformobiliseringen kan illustreras med effekterna i små gölar på Fulufjället som blivit kalkade. De fosforhöjningar, som där erhålls kan bara till mindre del tillskrivas fosfor i kalken (fig. 14). Huvuddelen av fosfor här rör från omgivande marker och från sedimentet. Fosformobiliseringen med en 50-100 % ökning i halt går även att iaktta i en del sjövattnen den närmaste tiden efter kalkning. (Bärmsjön, N. Särnamannasjön, S. Rösjön, (fig. 58), S. Holmvattnet) (fig. 15). Men eftersom fosfor är ett begärligt näringsämne tas den emellertid snart om hand.

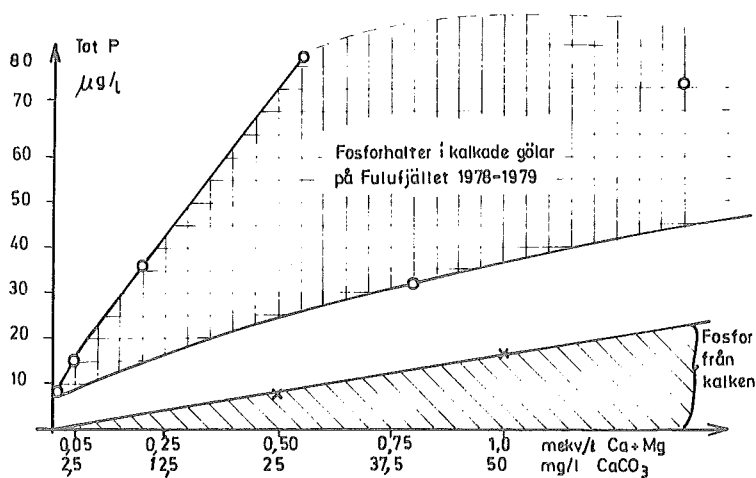


Fig. 14 Fosforhalten i kalkade gölar på Fulufjället. 10-20% av fosforinnehållet härrör från själva kalken, resten utgör läckage från omgivning och sediment

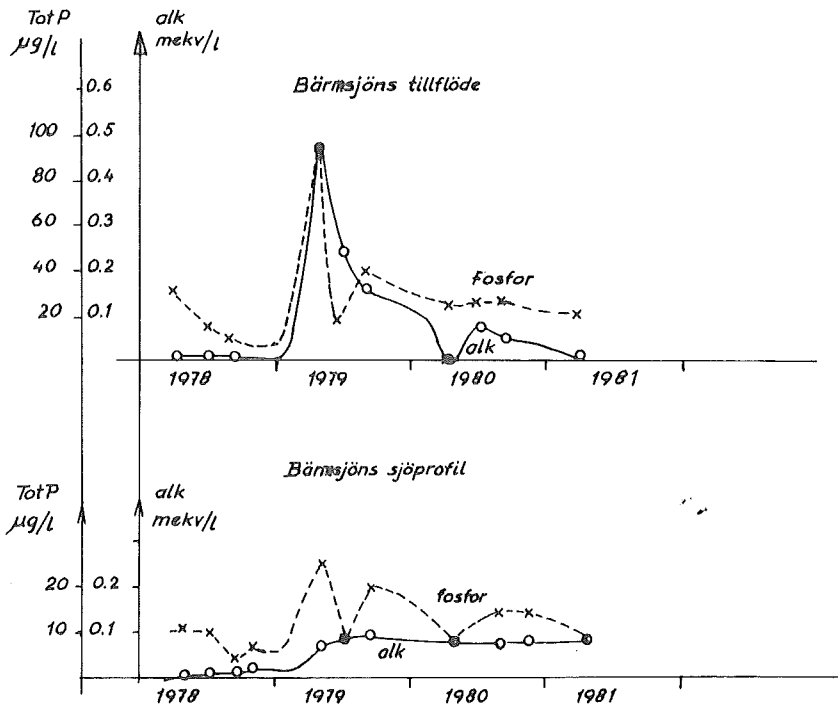


Fig. 15 a Kalkningseffekter på fosforhalten i Bärmsjön (500 hektar) i Västernorrlands län. Fosforhalten steg både i tillrinnande vatten och i sjön efter kalkningen vintern 1979. I sjön var ökningen 50%

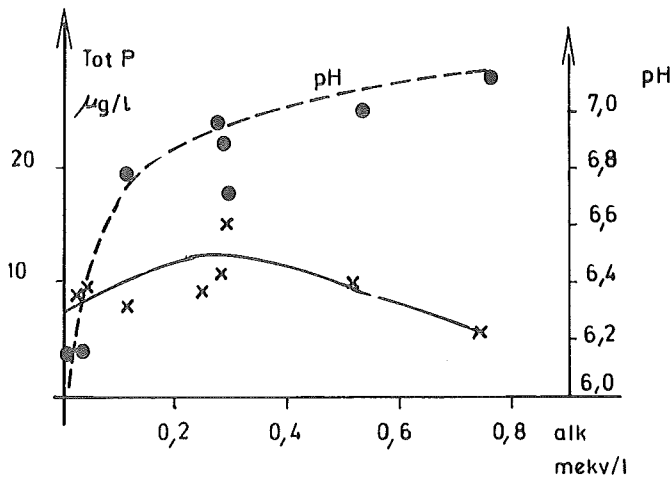
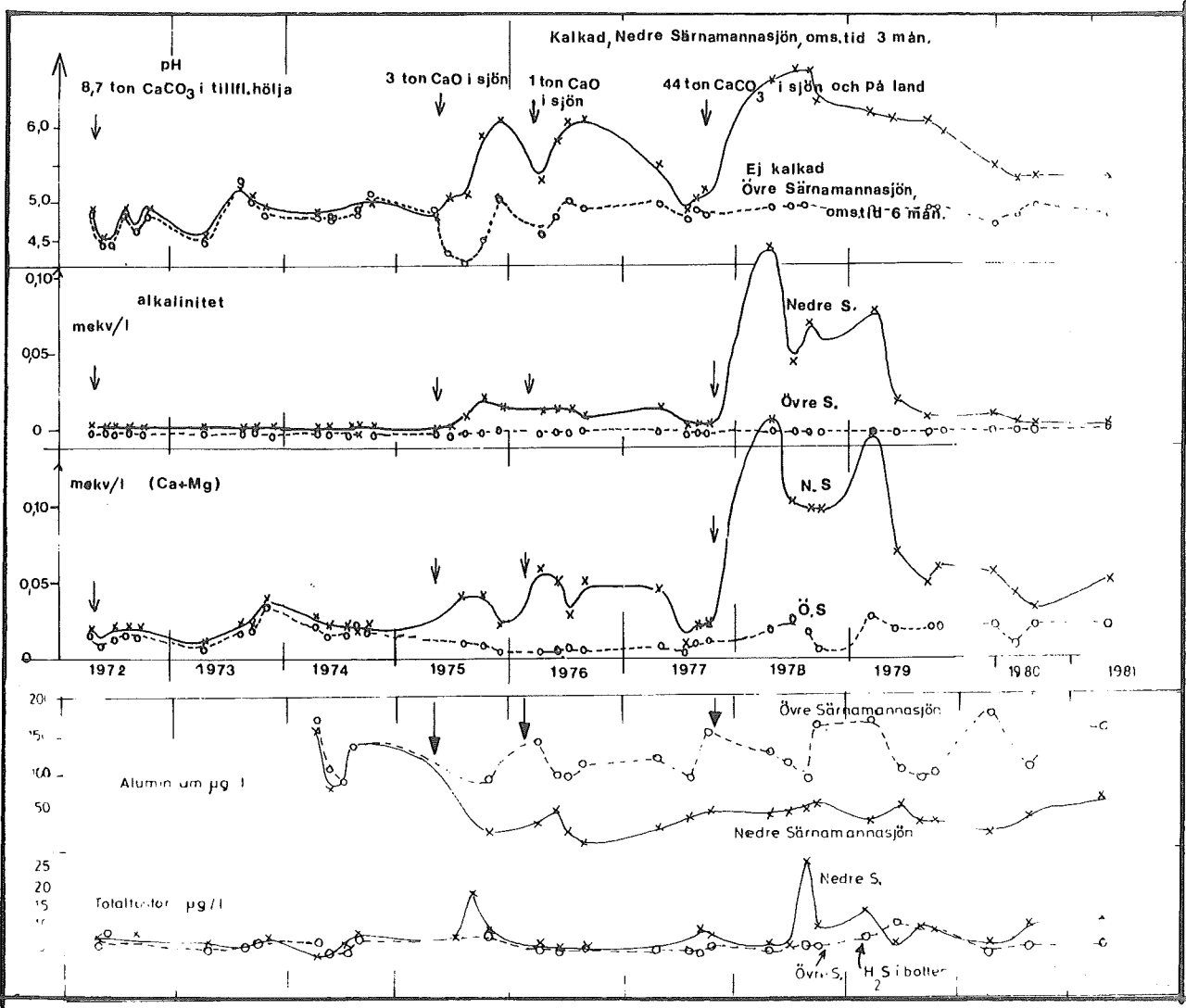


Fig. 15 b Fosforhalten i kalkade Tivedenssjöar. Extremt hög kalkgiva (Narven) gav lägre fosforhalt än måttliga givor i andra sjöar

Kalkning är således jämförbar med en försiktig gödsling, i någon mån tack vare kalkens eget fosforinnehåll, men mer genom att mark- och sedimentfosfor mobiliseras och genom "komposteffekt" på tidigare onedbruten förna. Några riskabla halter har inte uppnåtts annat

FULUFJÄLLET



q. 15 c Effekter i Nedre Särnamannasjön, 350 hektars avrinningsområde, av olika kalkningsåtgärder. Före kalkning är vattenkemin nästan identisk med Övre Särnamannasjön. Efter kalkning 1975 hålls aluminiumhalten ner vid ca 50 µg/l jämfört med övre sjöns 100-150 µg/l, Kalkningen 1977 gav även förhöjda fosforhalter 1978

än i mycket grunda och humösa sjöar. I en sådan sjö steg fosforhalten med 20 µg/l (Kölabodasjön). På samma sätt medför kalkning längs bäckar att markfosfor mobiliseras, vilket givetvis gynnar den högre vegetationen. Kalkning av sura klara sjöar med stor vattenmassa medför emellertid att man initialt får en fosforsänkning beroende på en samtidig utfällning av aluminiumhydroxid, som medan vattnet varit surt funnits löst i vattnet. I Södra Boksjön minskade fosforhalten från

6.4  $\mu\text{g/l}$  till 3.4  $\mu\text{g/l}$  medan pH steg från 4.7 till 7 och aluminiumhalten minskade från 260  $\mu\text{g/l}$  till 90  $\mu\text{g/l}$ . En hög fosforhalt (14  $\mu\text{g/l}$ ) kunde noteras i det aluminiumrika bottenvattnet. pH-höjning av sediment med soda medför ett betydande läckage av fosfor till vattenfasen (2). Även soda eller ureagödsling på fastmark medför ett betydligt större fosforläckage än motsvarande vid kalkning (3).

Sammanfattningsvis kan sägas beträffande kalkning och fosformobilisering att dagens försurning av livsmiljön i sig medför en minskning av fosfortillgängligheten i mark och vatten. Huvuddelen av fosfor fastläggs i marken och den lilla rest som når vattnen blir antingen i sin tur utfälld på botten eller blir svår för växterna att tillgodogöra sig. I synnerhet kalkning på land bör på sikt underlätta en naturligare fosforomsättning i mark och vatten. (4).

Svavel, kisel och magnesium

Om kalkningen försämrar syreförhållandena d v s stimulerar sultidbildning minskas vattnets sulfathalt i samma grad (Rävekärrens Långevatten). I andra sjöar (fig. 57c) (Unden, Södra Boksjön) finns tecken på att i stället sulfathalten ökar med några hundra delar milliekvivalent, vilket bör kunna tolkas som att den aeroba sulfatfastläggningen minskar när vattnet kalkas. När aluminiumhalten minskar i nykalkade sjöar minskar även kiselhalten (Södra Boksjön). Kalkning på mark medför att läckaget av magnesium ökar (5). Markkalkning som medför ökat nitratläckage innebär en motsvarande bikarbonatförlust.

Spårämnen

Försurningen innebär att halterna av vissa mikronäringsämnen ökar, t ex mangan, zink och koppar. Många av spårämnena är dock sannolikt mer eller mindre bundna i större komplex, varför tillgängligheten i själva verket är begränsad så länge vattnet är surt. Kalkade sjöar har visat sig ha högre halter av selen (6) (fig. 16) och fluor jämfört med sura sjöar (7).



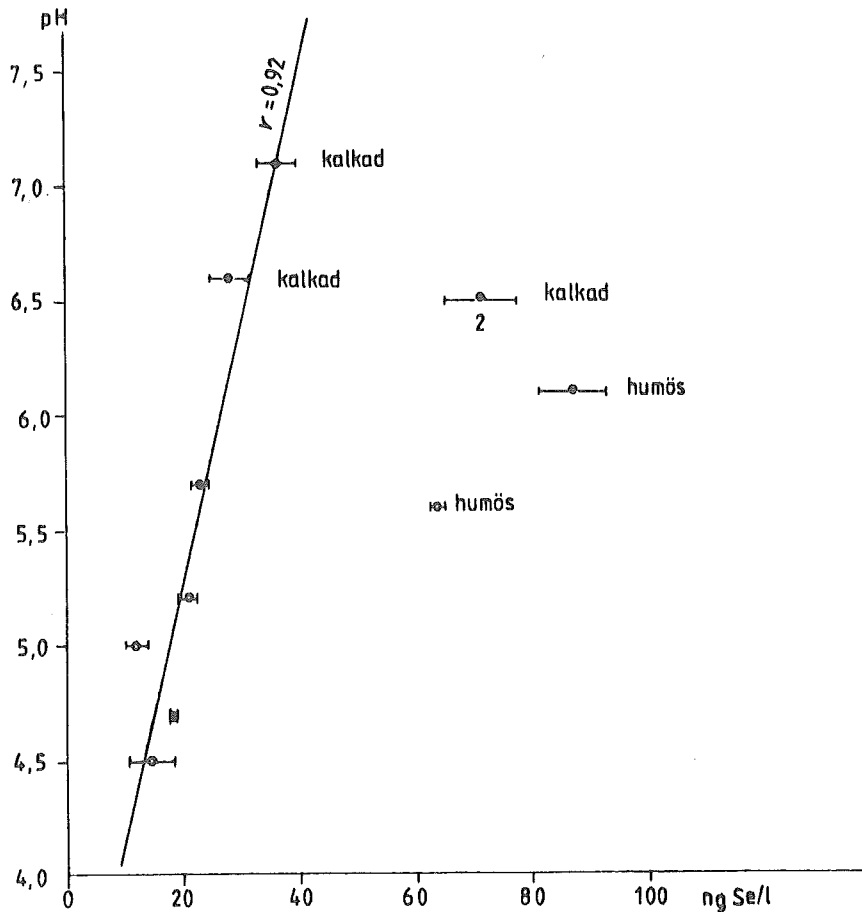


Fig. 16 Selen i kalkade sjöar. Kalkade sjöar får högre selenhalt än sura sjöar i samma område (6)

De positiva kalkningseffekterna på det biologiska systemet i vatten som erhållits är därför säkert ett resultat av en förbättrad total näringstillgänglighet. Men liksom vid överdriven markkalkning torde brist kunna uppstå på bl a fosfor, mangan och bor i extremt kalkade vatten. Optimal näringstillgänglighet uppfattas emellertid inte lika positivt i vatten som i mark; huvudsaken är att halten av giftiga ämnen inte är hög.

#### 2.2.5 Färg

Humösa vatten blir vid kalkning ytterligare färgade (10-30 mg Pt/l) beroende på att humusämnen blir brunare vid högre pH (t ex Ekelidvattnet, Nordvamm sjön, fig. 17). En tydlig färgning har även erhållits i starkt försurade och klara vatten. Men då är färgningen egentligen en grumling av nybildade aluminium- och mangankomplex

(t ex Råvekärrens Långevatten och Stora Skarsjön). En mycket hög kalkgiva kan i humösa vatten tvärtom ge ett klarare vatten genom att humusämnen fälls ut som kalciumhumater till botten. I sjön Narven i Unden-projektet minskade färgen från 125 till 25 mg Pt/l när alkaliniteten höjdes till 1.2 mekv/l (fig. 18).

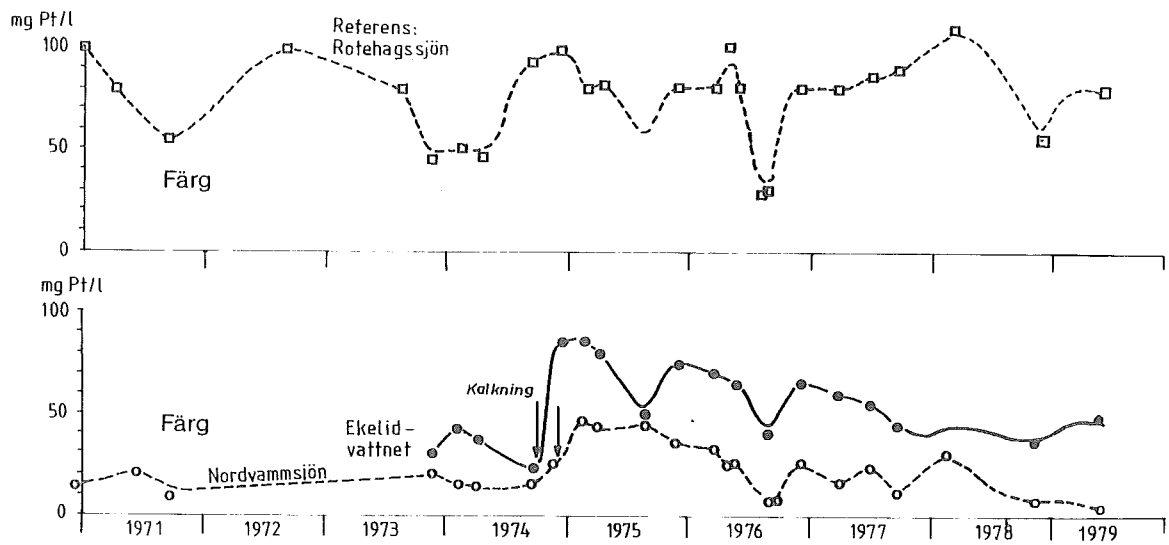


Fig. 17 Färg efter kalkning. Måttligt humösa sjöar får något högre färg efter kalkning

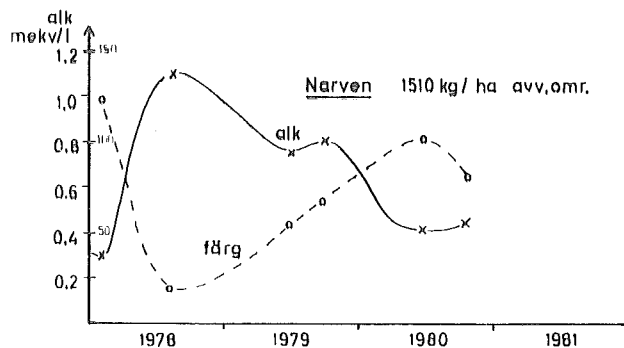


Fig. 18 Färg efter kalkning. I den hårdkalkade Narven fälldes humusämnen till botten när kalkhalten 1978 steg till 1.2 mekv/l. 1980 var värdena åter "normala"

### 1.2.6 Syrgas

Kalkningen ökar nedbrytning och stimulerar koldioxid- och bikarbonatproduktionen, vilket leder till att sjöar med stora organiska depåer kommer att konsumera mer syre än under sura förhållanden.

Stillastående vatten på djupbottnar där syrgastillförseln är liten kan således bli syrgasfritt den närmaste tiden efter kalkningen.

I grunda sjöar som kalkas på hösten finns likaså risk för kritiskt låga syrgasvärden och därmed svavelvätebildning, enär syreförbrukningen på vintern är större än syrgasproduktionen. Grunda sjöar med liten vattenvolym bör således helst kalkas på våren. I de allra flesta fall har dock inga syrgasproblem erhållits när vatten kalkas.

### 1.2.7 Metaller

Vissa av de metallhalter man i dag finner i sjövattnet är lägre än vad som normalt finns i regn och snö. En betydande del av nederbördens innehåll av bly, zink och kadmium fastläggs sålunda i mark eller sjösediment. Halterna av andra metaller, t ex aluminium, järn och mangan, är tvärtom högre i sjövattnet än i nederbörden. Orsaker härtill är att dessa metaller härrör från läckage ur marken. När mark och vatten försuras minskas fastläggning och ökar detta läckage. Surt sjövattnet kan därför innehålla upp till tio gånger mer metaller än neutralt vatten.

#### Aluminium

Mest oroande är det förhöjda aluminiuminnehållet mark-, grund- och ytvatten. Redan halten 100-200  $\mu\text{g}/\text{l}$  är nämligen starkt giftig för fisk och plankton. Surt grundvattnet kan innehålla 2000  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Halten i sjövattnet uppvisar tydliga toppar under de delar av året när utflödet från marken är stort. Fig. 19 visar aluminiumhalter på 500-700  $\mu\text{g}/\text{l}$  under vinterhalvåret

i en liten sjö, Horsikan, på Västkusten med pH 4.0-4.5. Bara en del av aluminiumhalten sedimenterar på sommaren och kvar blir i vattnet 200-300 µg/l.

Kalkning medför en mycket snabbare utfällning av aluminiumet. När pH stiger omvandlas aluminiumjonen ( $AlF^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $AlOH^{2+}$ ...) till aluminiumhydroxid som faller ut på sjöbotten. En hög kiselhalt underlättar utfällningen. Snabbast går det i små grunda klarvattensjöar som inte är alltför vindexponerade. Halten kan där sjunka från 500 µg/l till lägre än 100 µg/l på ett par månader. Fig. 19 illustrerar pH och aluminiumhalt i Råvekärrens Långevatten som årligen kalkats sedan 1962. På hösten fylls surt och metallrikt vatten på från omgivningarna varför pH åter sjunker och kvarvarande fisk dör eller mår illa.

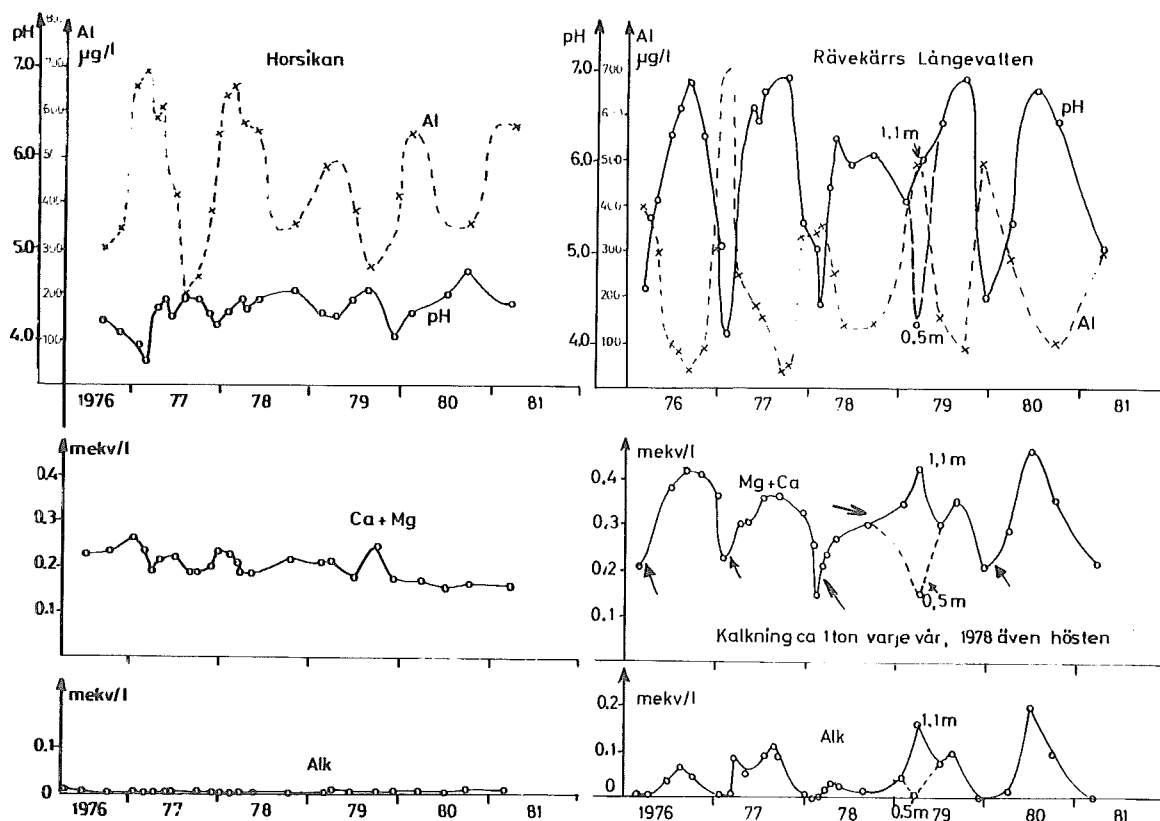


Fig. 19 Aluminiumhaltens årsfluktuation i sura resp kalkade småsjöar på västkusten. Kalkningen på våren medför i Råvekärrens Långevatten en snabb utfällning. Halten stiger åter då inflödet ökar på hösten

Utplantering av regnbåge på våren inom en månad efter kalkning misslyckas. pH är då visserligen över 5.5 men aluminiumhalten för hög, 0.3 mg/l. Utsättning av lax-fisk i nykalkade vatten bör således anstå till dess aluminiumhalten sjunkit till lägre än 0.2 mg/l. Inplantering någon månad senare är däremot framgångsrik.

Utfällningen är emellertid alltför långsam för vind-exponerade sjöar och för sjöar med kort omsättningstid beroende på att nytt vatten hela tiden tillförs. I Yxnavad, en annan mycket sur västkustssjö i närheten av Göteborg, var aluminiumhalten i april 1980 efter kalkning 350  $\mu\text{g/l}$ . Fortfarande i september var halten 170  $\mu\text{g/l}$ , i början av oktober 115  $\mu\text{g/l}$ , varefter den steg när höstfloden satte in. Våren 1981 var halten upp i 420  $\mu\text{g/l}$ , trots att pH då var 6.

I sjöar med lång omsättningstid går utfällningen snabbt om pH höjs ordentligt. I Södra Boksjön minskade aluminiumhalten från 250  $\mu\text{g/l}$  till ca 75  $\mu\text{g/l}$  på 3 månader när pH höjdes från 4.6 till 7 (fig. 20). I bottenvattnet steg givetvis aluminiumhalten under denna tid. Surt aluminiumrikt tillrinningsvatten tillförs sjön hela tiden men eftersom sjön har en omsättningstid på 6 år blir haltförhöjningarna lokala i de delar av vattenmassan där tillrinningsvattnet skiktas in. I huvuddelen av vattenmassan kommer aluminiumhalten att vara låg så länge som pH är högt i sjön.

På Iulufjället har kalkningens effekter på aluminium m m följts sedan 1974. Syrabelastningen i denna region är mycket lägre än på Västkusten. Ett avrinningsvatten med pH 5.0 har där en aluminiumhalt på ca 150  $\mu\text{g/l}$  jämfört med det dubbla på Västkusten. Följaktligen behövs också mindre mängder kalk för att höja pH. (fig. 15c).

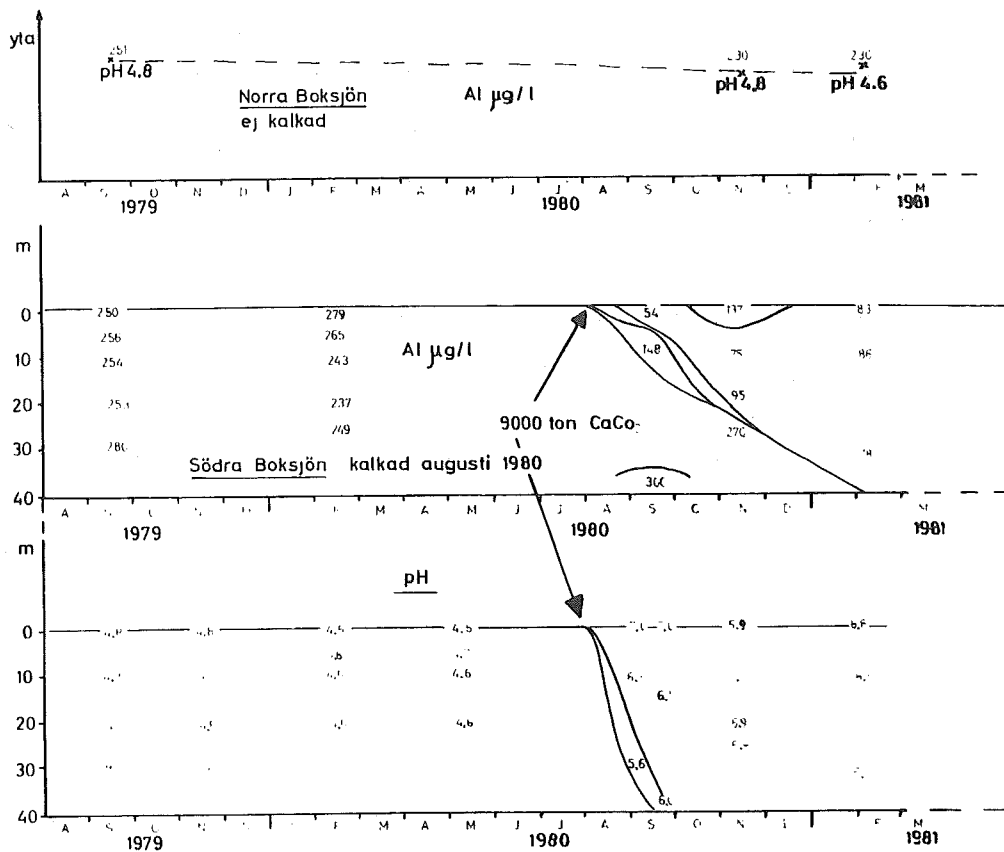


Fig. 20

Aluminium efter kalkning. Kalkningen i augusti 1980 i Södra Boksjön (900 hektar) i Dalsland medförde en snabb utfällning av i vatten löst aluminium. På tre månader minskade halten i de övre skikten från 250 till 75 µg/l, men ökade mot botten. Surt aluminiumrikt vatten tillförs emellertid hela tiden från Norra Boksjön och från omgivande marker

I Nedre Särmanasjön, som får vatten från ett 350 hektar stort avrinningsområde och som bara har några månaders omsättningstid har 2 ton CaO (4 ton CaCO<sub>3</sub>) per år räckt för att hålla pH över 5.5 och aluminiumhalten lägre än 50 µg/l. På Västkusten skulle dosen behöva minst femdubblas.

I Högvadsåprojektet på Västkusten studeras om åns laxbestånd kan räddas genom kalkningsinsatser, dels i uppströms sjöar och dels med insatser direkt i ån från doserare. Eftersom kringliggande marker är starkt försurade är aluminiumläckaget till ån betydande. Vattnets pH måste därför vid varje tillfälle under året hållas över 6, eftersom aluminiumhalter på 200 µg/l är akut-

giftigt vid lägre pH-värden. Detta har lyckats med undantag för de extrema flödena senhöstarna 1979-1980, då flödet var mer än  $100 \text{ m}^3$  per sek. pH sjönk då till 5.3 i huvudfåran och aluminiumhalten steg till  $400 \text{ } \mu\text{g/l}$ . Bara strax nedanför en kalksilo i ett biflöde överlevde laxungar som utplacerats i burar.

Brunnshytteprojektet i Bergslagen syftar till att rädda brunnshytteöringens livsmiljö. Öringen leker på en kort bäcksträcka mellan Vasselsjön och Lunds fjärden. Bäckens vatten har samma kvalitet som Vasselsjön d v s före kalkningen pH 5.9, alkalinitet 0.02 mekv/l och en låg aluminiumhalt,  $90 \text{ } \mu\text{g/l}$ . Kalkningen 1979 medförde att alkaliniteten steg till 0.08 mekv/l och pH till 6.4. De våldsamma höstregnen 1980 tillförde emellertid så mycket aluminiumrikt vatten att Vasselsjöns aluminiumhalt fördubblades. Brunnshyttebäckens halt steg till  $250 \text{ } \mu\text{g/l}$ . pH-värdet kunde dock tack vare kalkningen två år tidigare hållas vid 6.1.

De ovan nämnda exemplen visar att sjöar och bäckar inte är de idealiska platserna för aluminiumfastläggning. Åtgärden bör helst sättas in redan på land i markprofilen eller senast i utströmningsområden och diken innan vattnet når sjön. Försöksverksamhetens erfarenheter från kalkning längs diken och bäckar och från kalkning av fastmark visar att aluminiumfastläggningen i marken blir effektiv om bara pH kan hållas över 6 i avrinningsvattnet. Fig. 21 visar hur aluminiumläckaget kunnat reduceras från 1 till  $0.1 \text{ mg/l}$  när kalken deponerats längs en bäcksträcka i en mycket kraftig giva (ungefär 50 ton per hektar) motsvarande 1.5 ton per hektar tillrinningsområde. pH steg från 4 till 6.5 - 7.

Även markkalkning med 6 ton per ha på mycket sur skogsmark har redan efter ett år reducerat aluminiumläckaget från 500 till  $200 \text{ } \mu\text{g/l}$  och höjt pH från 4 till 6 (fig. 22).

### Bäckkalkning

NORDBÄCKEN, Västskusten

Avr. omr 20 ha  
kalkad längs  
bäckföran 600 × 10 m med  
30 ton CaCO<sub>3</sub> 0-0.5 mm  
dvs ~ 50 ton per ha

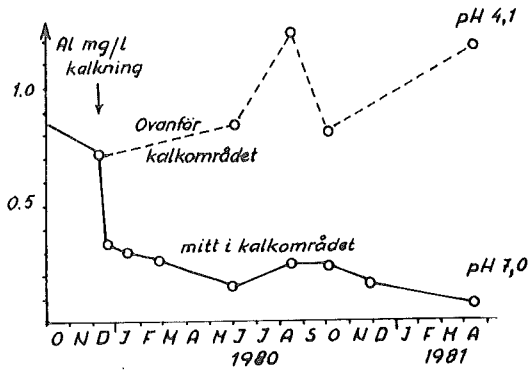


Fig. 21

Kalkningseffekter på aluminiumhalten i Nordbäcken, Västskusten. pH stiger i bäcken från 4 uppströms kalkområdet till ca 7 och aluminiumhalten minskar från 1 till 0.1 mg/l.

### Markkalkning

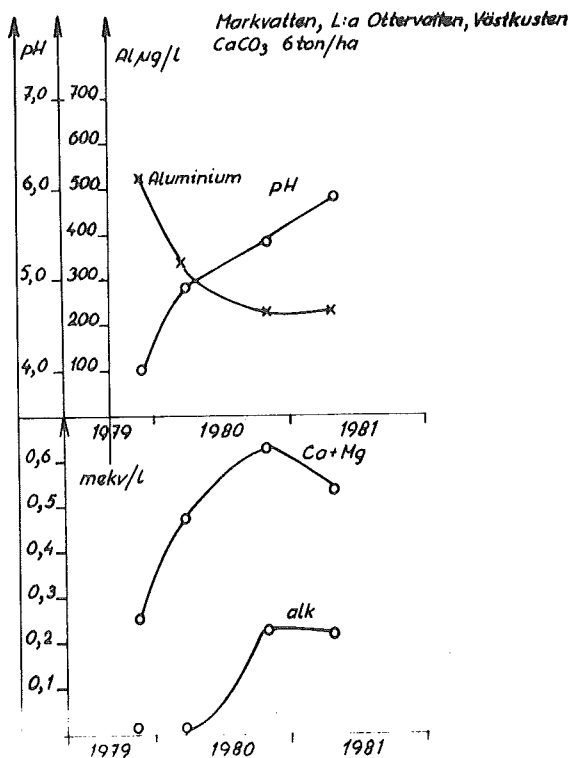


Fig. 22

pH och aluminiumhalt i markvatten efter kalkning. 6 ton kalk per hektar på mark.



## Kvicksilver

Särskilt i regioner där stora kvicksilverutsläpp till luften förekommit har fisk från sura sjöar högre kvicksilverhalt än fisk från icke sura sjöar i samma område. På tidigt stadium väcktes frågan huruvida kalkning med dess kemiska och biologiska konsekvenser kan vara en metod att sänka kvicksilverhalten i fisk. Under försöksperioden har betydande resurser satsats för att studera detta. I Ölen nära Degerfors där kalkningen startade 1970 förefaller halten i gädda inte sjunkit. Försöket är dock ännu inte slutligt utvärderat. (8).

I Stora Härsjön, på Västkusten, innehåller stor abborre två år efter kalkning bara hälften så mycket kvicksilver som före kalkning. (9).

Även i Stora Skarsjön har skett en viss minskning i abborre. (10). Gädda från sjutton kalkade mörtsjöar på västkusten har analyserats och jämförts med gädda från naturligt icke sura vatten i samma region. Resultaten visar att gädda från kalkade sjöar med pH 6.4 har samma kvicksilverhalt som gädda från okalkade sjöar med pH 6.4. (11). Före kalkningen hade de sura sjöarna ett pH omkring 5.5. Vid detta värde innehåller gädda, speciellt om mörtreproduktionen i sjön är skadad, något mer kvicksilver än vid pH 6.4. Det är därför troligt att kvicksilverinnehållet sjunkit efter kalkningen.

I Åvaåprojektet studeras kvicksilverförekomsten på olika näringsnivåer. Kalkningen utfördes 1978 då pH höjdes från 5 - 5.5 till 6 - 6.5. Två år efter kalkningen hade kvicksilverhalten i planktonmygglarver (*Chaoborus*) sjunkit med 40 % i Långsjön och Mörtsjön. Små gäddor (25 - 200 g) hade också lägre halt 1980 än före kalkning. Under 1981 skall fisken ha nått enkilovikt och besked kunna lämnas om kalkningen är en effektiv åtgärd att minska kvicksilverhalten i fisk. (12).

## Kadmium

I surt vatten är utfällningen av kadmium ofullständig. Ytsedimentet i sura sjöar innehåller således låg halt

men vattenfasen hög halt. När vattnet kalkas sker en snabb utfällning. Kadmiumhalten minskar då från 0.2 - 0.3  $\mu\text{g}/\text{l}$  till 0.05  $\mu\text{g}/\text{l}$  och halten i sedimentet stiger. Ju större vattenpelaren är ovanför sedimentet desto större blir haltökningen i sedimentet. Att kadmiuminnehållet i vattenfasen minskar är givetvis bra, men vad innebär det för det biologiska systemet när det i stället anrikas på sjöbotten?

I Åvaåprojektet har detta studerats. I planktonmygg-larver (Chaoborus) vilka tidvis uppehåller sig i bottenvattnet förhöjs kadmiumhalten 3-4 gånger 1 år efter kalkningen jämfört med före. Därefter minskade halten i de efterföljande mygg-generationerna (fig. 23). Anrikningen var således temporär, och slutsatsen kan dragas att det är bättre med mycket kadmium fastlagd i sedimentet än med hög halt i vattnet. (12).

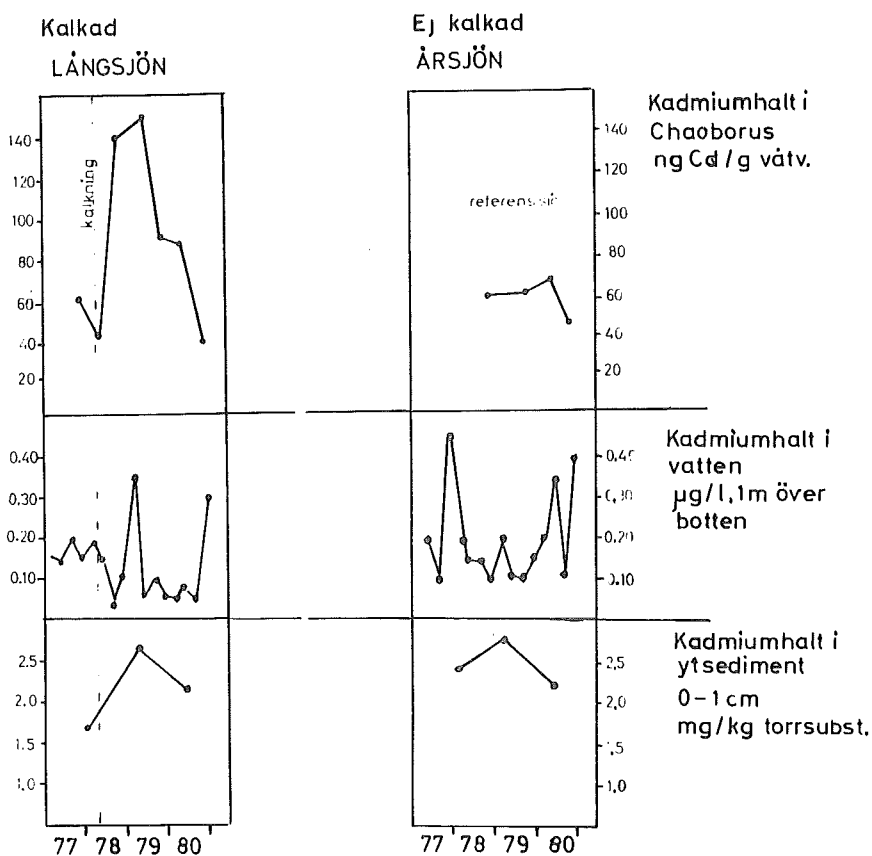


Fig. 23 Kadmium i planktonmygg-larver. I Långsjön flerdubblades kadmi-umhalten i planktonmygg-larver (Chaoborus) när vattnet kalkades

Den kemiska utfällningen av metallerna från vattenfasen kan momentant störas av den stegrade biologiska aktiviteten som kalkningen orsakar. Sommaren efter kalkningen minskade i Nedre Särnamannasjön visserligen kadmiumhalten i ytvattnet men tiodubblades i bottenvattnet (0.95  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) när hela ytsedimentets (0-2 cm) innehåll (0.6 mg/kg) släppte och gick i lösning. Även fosforinnehållet flerdubblades i hela vattenmassan (fig. 15c). Snart fastlades dock kadmium åter i sedimentet och halterna i sjön har sen dess varit mycket låga.

2.8

#### Ytsediment

Ytsedimentet i sura sjöar har ett pH som bara är obetydligt högre än bottenvattnets. Det har vidare förlorat en del av sitt syrabuffrande innehåll av bas-kationer främst kalcium. När vattnet kalkas sjunker först pH-värdet i sedimentet (förutsatt att kalken inte dumpas rakt ner på sjöbotten). Sannolikt beror det på att kalciumtillskottet i början når sedimentet som neutralsalt och sålunda genom jonbyte frigör vätejoner till vattenfasen. Även den utflockade aluminiumhydroxiden medför en pH-sänkning när flockarna på botten åldras till större hydroxidaggregat. Med tiden stiger dock pH-värdet om tillräckligt med kalciumbikarbonat finns tillgängligt (12).

För att ge god fastläggning av utfällda metaller och för att stimulera detritusnedbrytning och omsättning av näringsämnen bör pH i ytsedimentet vara ca 6.5 (fig. 24). Det sura ytsedimentet har ofta förlorat 1 - 2 gram kalcium per kg torrsubstans (några cm neråt)

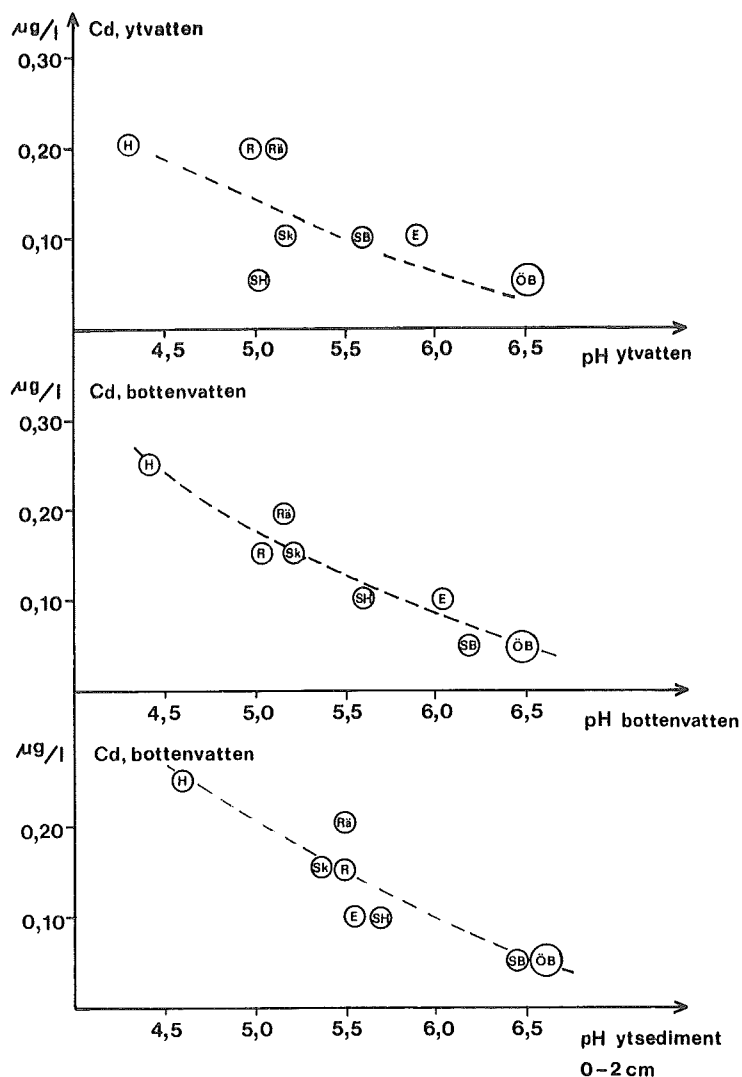


Fig. 24 Kalkningens effekter på kadmiumhalt i ytvatten, bottenvatten och i sediment. För effektiv fastläggning i sedimentet bör pH i sedimentet vara 6 - 6.5

till vattenfasen. Kalkningen bör innebära att minst denna mängd återföres. Eftersom ytsedimentet till 95 % består av vatten så blir den erforderliga mängden räknat över bottenytan relativt måttlig d v s 100 - 200 kg kalksten ( $\text{CaCO}_3$ ) per hektar. Om kalkningen utförts tillräckligt generöst kommer med tiden automatiskt mer kalcium att bindas i ytsedimentet, som därmed "laddas" för att senare kunna frigöras när det ovanstående vatten åter blir surt.

.2.9

Referenser

- (1) Almer, B. m.fl., Ambio (1973)
- (2) Lindmark, G., Contracidprojektet, Limn,inst.,  
Lund (1981)
- (3) SNV, Klottenprojektet, SLU m.fl. projekt (1970-1980)
- (4) Broberg, O. och Persson, G., Gårdsjöprojektet, Limn.  
inst., Uppsala (1981)
- (5) Hultberg, H. och Hasselrot , B., Holmevattenprojektet,  
IVL (1981)
- (6) Lindström, K., stencil till SNV (1980)
- (7) SNV (1981)
- (8) Lagerman, B., Ölenprojektet, Fiskenämden i T län  
(1981)
- (9) Hultberg, H. och Alenäs I., Härskogenprojektet, IVL  
(1981)
- (10) SNV (1979)
- (11) Björklund, I., SNV (1981)
- (12) Andersson, P., SNV (1981)

### 7.3

#### Biologiska effekter

Nedfallet av försurade luftföroreningar har lett till kraftiga förändringar av miljön för de levande organismerna, vilket fått mycket drastiska konsekvenser. Mest påtagligt har varit utslagningen av många fisk- och kräftbestånd, men även andra djurgrupper har drabbats hårt, t ex dagsländor, snäckor och musslor. En av de allvarligaste följderna av försurningen är de kraftigt förhöjda halterna av metaller som t ex aluminium och kadmium i ytvatten.

Försurningens inverkan på det biologiska systemet kan delas upp i två olika typer. För det första fås en direkt utslagning av flera organismer av den förändrade miljön genom inverkan av lågt pH, ibland i kombination med höga metallhalter. Vissa av dessa organismer och då framför allt fisken har en nyckelfunktion i ekosystemet. Den är ett rovdjur som i stor utsträckning präglar ett vattens växt- och djurliv. För det andra leder utslagningen av fisk till omfattande rubbningar av de naturliga rovdjur-bytesdjursrelationerna, en indirekt effekt av försurningen som i sin tur ger upphov till andra förändringar i t ex planktonsammansättning.

Effekterna av kalkning på djur- och växtliv kan förväntas vara de omvända jämförda med försurningseffekterna. Här spelar alltså återinförande av utslagna fiskbestånd och beståndens utveckling stor roll. Kalkning av försurade vatten är ett förhållandevis kraftigt ingrepp i miljön och man kan därför i vissa fall vänta sig vissa omedelbara skador, kanske främst då av mekanisk art och i allmänhet av tillfällig natur.

Kalkning av sjöar och vattendrag kan vidare förväntas ge som resultat att vattnen efter åtgärderna återgår till ett naturligt tillstånd. Organismerna återtar sina naturliga funktioner och inbördes relationer. Härav följer att om bestånd helt har slagits ut blir återinplantering av dessa en angelägen uppgift. Särskilt gäller detta de vatten där fisken eller fisket

har varit eller kan komma att bli av stor betydelse för allmänheten. Den nedan följande redovisningen av biologiska effekter baserar sig huvudsakligen på resultat från genomförda kalkningsprojekt som drivits i högst tre år. Denna tid är alltför kort för att en återgång till ursprungligt växt- och djurliv efter kalkning helt ska kunna ha skett. En sådan återgång kräver längre tid än den som förflutit, vilket medför att vissa observerade resultat kan representera övergångsstadier.

### 7.3.1 Nedbrytare

För att ett ekosystem skall fungera krävs att nedbrytning av organiskt material ständigt sker. Organismerna som genomför detta arbete kan kallas nedbrytare eller destruerare och bidrar till det organiska materialets cirkulation. Nedbrytningsprocessen inleds med att både grovt och fint material t ex löv och partiklar ytterligare sönderdelas av vissa ryggradslösa djur, t ex vattengråsuggan. Det sönderdelade materialet får på detta sätt större "angreppsytor" för de mikroskopiska organismerna som utför den slutliga nedbrytningen. Dessa mikroorganismer tillhör framför allt grupperna bakterier och svampar.

Den mikrobiella aktiviteten torde vara lägre i försurade än icke försurade sjöar. Undersökningar inom Högvadsåprojektet visar att den mikrobiologiska aktiviteten ökar kraftigt året efter kalkning (fig. 25).

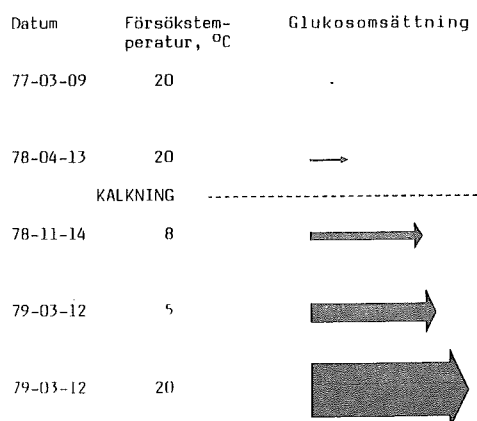


Fig. 25 Omsättning av glukos i sjösediment före och efter kalkning. Pilarnas yta är proportionell mot glukosflödet (1)

Omsättningen av glukos blev avsevärt högre än vad den är i icke försurade, näringsfattiga sjöar (1).

### 7.3.2 Påväxt

Påväxt (perifyton) utgörs av mikroskopiska alger. De växer, som framgår av namnet, på olika underlag, t ex annan växtlighet och stenar. Påväxtfloran kan i vissa fall svara för en stor del av primärproduktionen ( den process varigenom växterna med hjälp av solenergi producerar organiskt material). Undersökningar har visat att påväxtsamhället i kalkade vatten inte skiljer sig från det i försurade (2).

### 7.3.3 Växtplankton

Växtplankton (fytoplankton) är mikroskopiska alger som håller sig svävande i vattenmassan. De behöver ljus och återfinns därför i de övre vattenlagren. De svarar ofta för den största delen av primärproduktionen. Artrikedomen ökar med ökad näringstillgång. Näringsfattiga sjöar med normala pH-värden har under sensommaren fler än 25 arter. Försurade sjöar har däremot endast 3-15 arter (fig. 26). Artantalet är således ett tecken på vattnets hälsotillstånd.

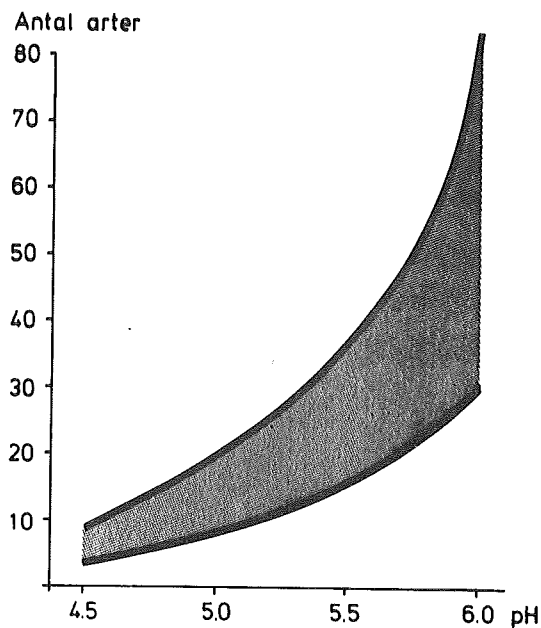


Fig. 26 Observerat artantal av växtplankton i sydvenska sjöar med olika pH-värden



Växtplankton påverkas både av surheten i sig och av de gift- eller näringseffekter som utlösta metaller ger upphov till vid lågt pH. Somliga arter kräver ett högt pH för normal tillväxt och kan ej existera vid låga pH-värden, oavsett vattnets karaktär i övrigt.

Bland metallerna är framför allt aluminium framträdande med observerade halter på 300 - 500  $\mu\text{g/l}$ . I laboratorieexperiment har det visat sig att t o m lägre halter hämmar tillväxten hos vissa arter. Vidare är det känt att fosfor, som i allmänhet är tillväxtbegränsande ämne i svenska sjöar, fälls ut av aluminium.

Av nyligen gjorda försök har framkommit att hög aluminiumhalt sannolikt binder fosfor hårt, vilket leder till en ökad aktivitet hos de enzymer (fosfataser) som styr algernas fosforupptag. (3)

Den bakteriella aktiviteten i bottensedimenten som omsätter den organiska substansen till oorganisk näring för plankton är troligen reducerad i vatten med låga pH-värden.

Fosforbristen i de sura sjöarna är påtaglig (fig. 27). De växtplanktonarter som koloniserar dessa fattiga sjöar är framför allt långsamt växande former som effektivt kan utnyttja den svårtillgängliga näringen.

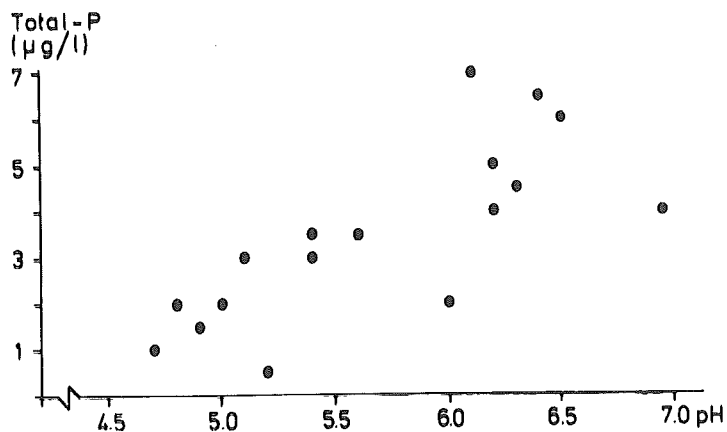


Fig. 27 Fosforhalter i västkustsjöar med olika pH-värden. Medelvärden från maj och augusti 1978

Artsammansättningen i sura sjöar och i "normala" svenska sjöar är väl känd, och en kvalitativ analys av vatten från kalkade sjöar ger därför en god information om eventuella förändringar av planktonsamhällena.

I det följande diskuteras resultaten från provtagningar som skett under perioden 15 juli - 15 september i ett stort antal vatten av skiftande karaktär och med stor geografisk spridning (Västkusten, Småland, Sörmland, Tiveden, Värmland, Dalarna och Ångermanland).

Den nämnda tidsperioden för provtagning och bedömning har valts med tanke på att då är vattenmiljön som mest stabil och skillnaden mellan sura och icke sura vatten som mest markerad.

Samtliga kalkade sjöar som studerats har erhållit ett växtplankton som klart skiljer sig från det i sura sjöar. Artantalet har i så gott som samtliga fall ökat och de former som tidigare dominerade planktonmassan har ersatts med pH-normala. I vissa fall, där kvalitativ förändring inträffade, ex. St. Härsjön, Eigdesjön och Västra Rödvattnet har artantalet till en början varit relativt litet med en abnorm dominans av vissa arter. Detta har emellertid varit ett övergående tillstånd. Den tid som förflutit mellan kalkningstillfället och den kvalitativa förändringen har skiftat avsevärt från sjö till sjö.

Den första sommaren efter kalkning har i vissa fall inneburit ett oförändrat växtplankton. Detta kan bero på kvardröjande toxiska effekter men torde framför allt orsakas av att de i bottensedimentet bundna närsalterna behöver avsevärd tid för att lösas ut. Ett långsamt vattenflöde förstärker denna effekt. De omedelbara förändringarna har å andra sidan erhållits i grunda sjöar med stark omblandning av vattenmassan och snabb omsättningstid - ex. Trehörningen (Södertörn), Nordvammssjön (n. Bohuslän), Råvekärr och norra bassängen av St. Härsjön (nära Göteborg). Med

vårfloden erhåller de sura vattnen mer näring än på sommaren och blir därför artrikare (fig. 28).

Vissa normal-pH-arter förekommer sporadiskt även i starkt sura sjöar. Just dessa arter är de som först dyker upp efter kalkning och är således föga känsliga för lågt pH men kräver den större näringstillförsel som kalkningen medför. Andra arter, särskilt somliga blågröna och gröna alger återvänder sannolikt till de kalkade vattnen med luftspridning, vilket tar längre tid.

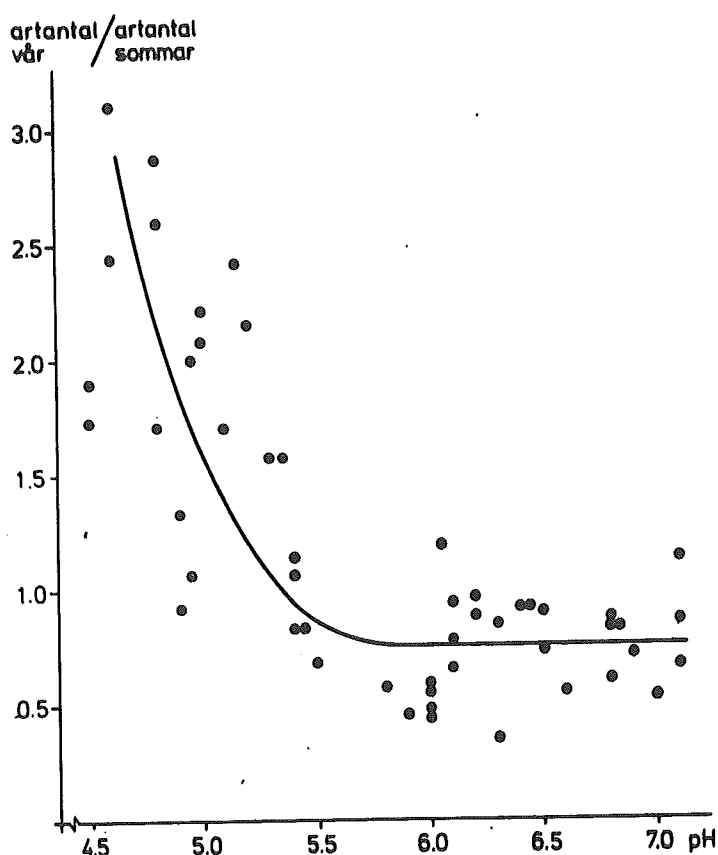


fig. 28 Förhållandet mellan observerat artantal vår och sommar i relation till pH i västkustsjöar i augusti 1976.

Mindre sura vatten (pH > 5) som kalkats torde ha haft kvar normal-pH-arter i form av vilstadiet eller ensstaka individ som vid gynnsamma förhållanden (efter kalkning) kunnat utvecklas, vilket är orsaken till att dessa sjöar i allmänhet blivit artrikare (tab. 15). Sura sjöar som kalkas erhåller således ett av allt att döma normalt växtplankton. Jämförbara analyser från

TAB 15 pH OCH OBSERVERAT ANTAL VÄXTPLANKTONARTER FÖRE OCH EFTER KALKNING

Sjöar	Före kalkning		Efter kalkning			Område
	Antal arter	pH	1:a sommaren		2:a-4:e sommaren	
			Antal arter	pH	Antal arter	
N. Blötevatten	-	5,0		6,3	-	Västkusten
S. Blötevatten	-	5,0	30-40	6,3	-	
Ö. Bolsjön	-	-	64	7,0	-	
Eigdesjön	-	5,0	17	6,2	44	
Ekelidvatten	-	5,1	38-58	6,2	-	
S. Hosjön	18	5,2	28-36	6,4	30	
St. Härsjön	9-21	4,7	23	7,5	42-58	
L. Härsjön	-	5,0	33	7,9	49	
Ö. Nedsjön	-	5,6	-	6,1	30-50	
Nordvammssjön	19-33	5,2	41	6,4	44-47	
Rävekärr	15	4,5	32-42	6,7	29-58	
St. Skarsjön	9-19	4,6	13	6,1	29-40	
Surtesjön	11	4,6	12-15	6,2	15-34	
Sydvammssjön	-	5,0	37	6,8	37	
Töllsjön	57	6,0	-	6,6	76	
Vibosjön	33-72	6,1	39-58			
V. Öresjön	71	6,0	-	6,4	83	
Hällsjön	19	5,5	31	7,2	-	Värmland
Körvtjärn	54	6,8	93	6,8	-	
Nyckelvattnet	39	6,2	66	7,0		
V. Rödvattnet	12	5,5	11	7,2	40	
Trehörningen	44	6,3	64	6,9	-	
Upprämen	21	5,2	13	6,0	-	
Ängsjön	40	6,2	72	7,1	-	
N. Öhrsjön	62	6,7	65	6,9	-	
S. Öhrsjön	54	6,6	57	7,0	-	
Bergvattnet	-	5,8	85	7,3	-	Tiveden
Blanksjön	15	5,2	14	6,5	54	
Bosjön	-	5,5	52	6,7	-	
Gårdsjön	-	6,0	80	6,8	-	
Iglafallsjön	23	5,2	18	6,5	43	
Narven	-	6,1	65	7,1	-	
Storänten	-	5,3	38	6,8	-	
St. Trehörningen	-	5,6	42	6,8	-	
Unden	40-60	6,7	40-60	6,7	40-60	
Vibollsjön	21	4,9	24	5,0	50 (pH 5,8)	
St. Sirsjön	11	5,4	17	6,8	35-46	Kilsbergen
St. Rösjön	-	5,3	22	6,0	43	Dalafjällen
N. Särnamannasjön	11-17	4,8	22	6,0	26	
V. Skälsjön	11-15	5,7	15	6,2	31-33	Västmanland
Ö. Skälsjön	13-19	5,2	19	6,1	34-42	
Långsjön	22-29	5,2	39	6,5- 6,8	47-53	Södertörn
Mörtsjön	32-64	6,0	43	5,8- 6,7	56-64	
Trehörningen	12-21	5,0	27	6,6- 6,9	23-28	
Bärmsjön	42	6,1	43	6,9	-	Angermanland

tiden innan försurningen saknas emellertid och det är därför något ovisst om vattnen återfår sitt gamla plankton. Sedimentanalyser från Lysevatten nära Stenungsund (kalkad 1974) visar att de ursprungliga planktiska kiselalgerna ännu ej återvänt 1979.

### Växtplanktonproduktion och biomassa

I de sura sjöarna är växtplanktonproduktionen av förhållandevis normal storleksordning om våren, medan den i förhållande till algmassan är låg sommartid då pansarflagellater dominerar. Detta stöds också av mätningar i Bergslagssjöar. Effekter, starkt liknande försurningens, kan emellertid erhållas vid näringsbrist i en icke sur sjö. Fig. 29 visar den procentuella andelen "acida" pansarflagellater av den totala växtplanktonbiomassan i Mörtsjön (Södertörn) 1976-80 i förhållande till totalfosforhalt, observerat artantal och ett indikatorartbaserat trofiindex.

Som framgår var andelen "acida" arter större under de näringsfattiga åren 1977-78 samtidigt som artantal och trofiindex hade sina lägsta värden.

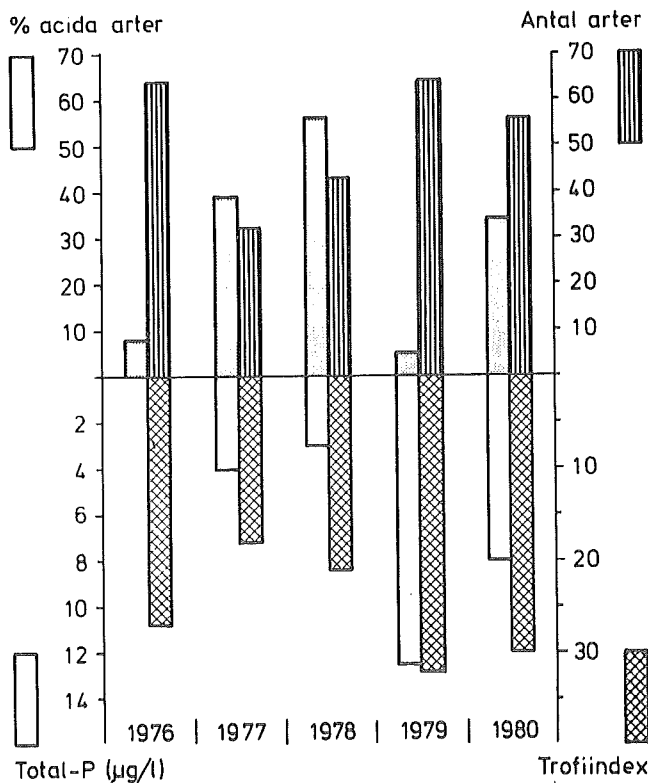


Fig. 29 Observerat artantal, trofiindex, totalfosforhalt och procentuell andel acida arter av växtplankton samt biomassa i Mörtsjön (Södertörn).

Eftersom de kalkade sursjöarna ursprungligen varit fattiga är det vanskligt att på basis av kemiska analyser eller biomasseberäkningar fastställa en eventuell kalkningsinducerad närsaltökning. Med hjälp av nämnda trofiindex är dock en sådan effekt fullt tydlig om man väljer att studera de näringsrikaste sjöarna. Den relativt grunda norra delen av St. Härsjön nära Göteborg hade redan före kalkning vårbiomassor av närmast eutrof storleksordning, medan sommartid särskilt ovannämnda pansarflagellater dominerade. Kalkningen innebar här en ytterst genomgripande förändring av växtplankton-sammansättningen. En ökad biomassa bestående av mer näringskrävande arter utvecklades.

Fig. 30 visar hur trofiindex och artantal (också trofibundet, fig. 31) förändrats i förhållande till en närbelägen sur sjö (Tvärsjön) samt en pH-normal (Ömmern). Även i en relativt näringsrik sjö som St. Härsjön får dock en dylik ökning av näringsutbudet inga negativa effekter. Vattnets klarhet är här densamma, och i den mån detta inte är fallet i andra sjöar beror det knappast på ökad växtplanktonproduktion utan på ökad färg hos humusämnen och minskad utflockning av dessa.

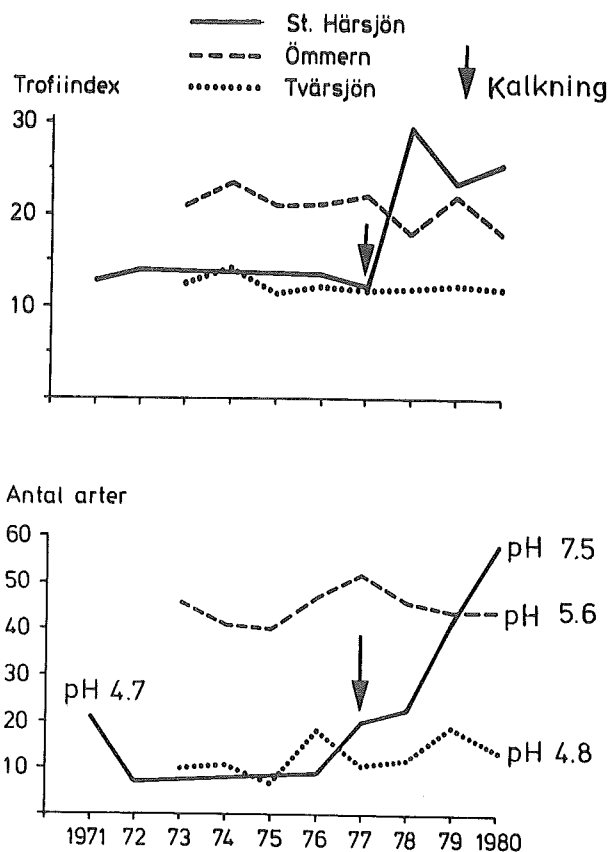


Fig. 30 Antal arter och trofiindex i St. Härsjön (kaldad), Ömmern (pH-normal) och Tvärsjön (sur).

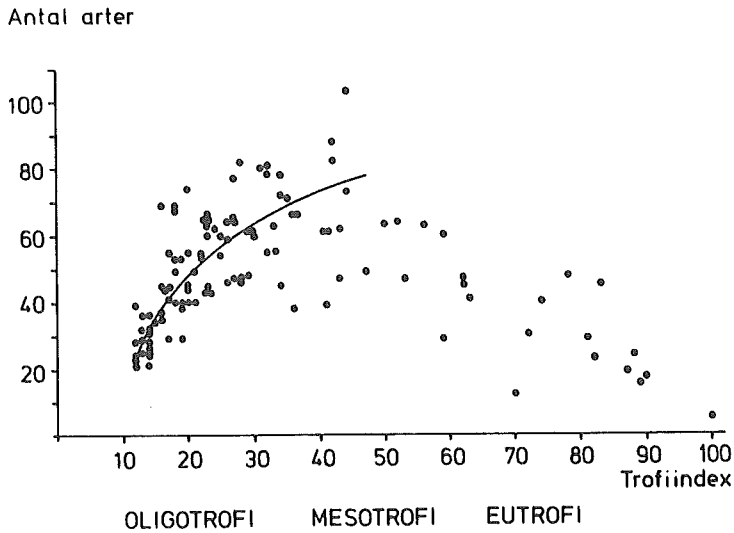


Fig. 31 Antal observerade växtplanktonarter i förhållande till näringsnivå i 114 mellansvenska sjöar.

#### 7.3.4 Övriga växter

##### Vattenväxter

Förekomsten av vitmossor (*Sphagnum* spp.) utgör ett påtagligt inslag i flertalet försurade sjöar och de förekommer både i strandzonen och på större djup. Vitmossornas ökning med minskande pH är väl dokumenterad. Kortskottsväxter som t ex notblomster (*Lobelia dort-manna*) och braxengräs (*Isoetes lacustris*), vilka vanligtvis är rikligt förekommande i oligotrofa sjöar, blir ofta utkonkurrerade och övervuxna av vitmossorna. Flertalet kortskottsväxter påverkas också negativt av de lösa organiska bottenar som bildas genom att nedbrytningen och mineraliseringen minskar i försurade sjöar.

Långskottsväxterna har i stort sett helt försvunnit från de sura sjöarna, bl a eftersom flertalet av dem knappast alls tycks kunna utnyttja fri koldioxid som kolkälla. Detta kan däremot vitmossorna liksom vissa undervattensformer av andra arter. Löktåg (*Juncus bulbosus*) hör till denna grupp och den ökar också i flera försurade sjöar. Totalt sett leder dock försurningen till en utarmning av antalet arter.

Fyra meso- till oligohumösa sjöar med ett pH på 5 - 5.5 före kalkning och 6 - 7 efter har vegetationskarterats sammanlagt tre gånger, en gång före och två gånger efter kalkning. Nedan behandlas endast de mer påtagliga och direkta effekterna av kalkningen.

Strandvegetationen har förändrats mycket lite efter kalkningen. Bestånden av vanliga arter som flaskstarr (*Carex rostrata*), sjöfräken (*Equisetum fluviatile*) och bladvass (*Phragmites communis*) har samma avgränsningar som tidigare. De tycks dock ha blivit något kraftigare i den inre strandzonen vilket kan bero på att det där blivit en ökad näringsomsättning.

Bland flytbladsväxterna har bestånden av igelknoppsarterna (*Sparganium* spp.) och näckrosorna (*Nuphar luteum* och *Nymphaea alba*) förändrats mycket lite och förändringarna torde ligga inom ramen för de naturliga variationerna. I en av sjöarna har däremot gäddnate (*Potamogeton natans*) tillkommit och tre år efter kalkning ökat sin utbredning betydligt.

Den submersa formen av löktåg var vanligt förekommande i de försurade sjöarna före kalkning. Efter kalkning minskade arten märkbart i den sjö där pH gick upp till ca 7. Den ökning av axslingan (*Myriophyllum alterniflorum*) som skedde i en av de två sjöar där den förekom kan kanske också tillskrivas en höjning av pH-värdet.

Kortskottsväxterna finns rikligt i samtliga sjöar utom i en där de saknas. Utbredningen av dessa växter har inte ändrats utan bestånden av notblomster, strandpryl (*Littorella uniflora*) och braxengräs verkar fräscha och de har snarare gynnats än missgynnats av kalkningen. En ökad nedbrytning av det organiska materialet och en minskad konkurrens från vitmossorna vilka är känsliga för kalk, torde verka i gynnsam riktning för kortskottsvegetationen.



Före kalkningen fanns vitmossor över stora områden i samtliga sjöar. Efter kalkningarna har de minskat märkbart i alla sjöarna. Bestånden har glesnat betydligt och där vitmossorna har kommit i direkt kontakt med kalk har de oftast helt slagits ut. I en av sjöarna där pH legat på 6 har de dock börjat komma tillbaka på områden där de bara för ett par år sedan verkade vara helt utslagna. Övriga mossor som påträffats t ex näckmossor (*Fontinalis* spp.) har inte visat sig vara känsliga för kalkning. I en av sjöarna har dessutom en art av släktet *Drepanocladus* ökat på områden som tidigare dominerades av vitmossor.

Över stora delar av bottenarna i försurade sjöar påträffas ofta en "filt", bestående av algtrådar, från bl a blågröna alger, och detritus. Filten överlagrar den normala bottenvegetationen, t ex notblomsterbestånden, och kan tillsammans med utbredningen av vitmossor helt konkurrera ut denna. Filten påverkar vidare med all sannolikhet utbytesprocesser mellan sedimenten och vattenmassan. Det viktiga näringsämnet fosfor kan direkt bindas upp i filtens alger och på så sätt undanhållas övriga primärproducenter som t ex växtplankton. Mekanismerna bakom bildningen av denna filt har ännu ej klarlagts. I några sjöar i Bohuslän och Värmland visade det sig att filten löstes upp mer eller mindre snabbt i samband med kalkning. En växt som utgör ett spektakulärt inslag i försurade sjöar är grönalgen *Mougeotia*. Denna bildar "slemmiga" överdrag på annan vegetation eller täcker i stora sjöar delar av bottenarna. Den bidrar även till att minska fisknäts fisklighet (förmåga att fiska). Efter kalkning i några bohuslänska och värmländska sjöar minskade *Mougeotia* kraftigt.

## Landväxter

Skogsmarkskalkningens inverkan på landväxter studerades redan i början av 1900-talet. Så här beskriver V Tiberg (4) 1912 några effekter av kalkningen:

"..... en stark kalkning, som dödar hvitmossan och sätter ihop henne till mylla.

..... hvitmossan död, men blåbärsriset mycket mera rikbärande, med större, sötare och tidigare mognade bär .....

..... där kalkningen blifvit något riklig, uppträder den lilla rödgula eller gröngula mossan *Funaria hygrometrica*, ....."

Tio kalkade sjöars tillrinningsområden med skogs-, kärr- och mossevegetation har inom försöksverksamheten undersökts efter kalkning. Kalkmängderna varierade från 5 ton/ha till 30 ton/ha.

I flertalet av fattigkärren har effekterna av kalkningarna blivit mycket märkbara. Främst genom att vitmossorna skadas allvarligt. Vid mycket låga kalkgivor tycks endast deras toppar skadas och på några områden har de återigen varit mer eller mindre heltäckande tre år efter kalkningen. Bottenskiktets övriga mossor ökar vanligen på de områden där vitmossorna slagits ut, men vid mycket höga kalkdoser har negativa effekter kunnat påvisas på flertalet arter. Kärlväxterna tycks snarare gynnas än missgynnas av kalkningen i opåverkade områden, vilket är rimligt eftersom konkurrensen om näringsämnen minskat samtidigt som näringskapitalet ökat i och med att bottenskiktet till stor del slås ut. Kärlväxterna slås dock ut på ställen där kalken ligger i centimetertjocka lager.

Effekterna på mossevegetationen liknar i allt väsentligt den på kärrvegetationen. Vitmossorna skadas eller slås ut liksom flertalet av de här förekommande lavar-  
na. Övriga växter förblir däremot opåverkade vid måttliga kalkgivor.

I skogsvegetationen är det nästan enbart bottenskiktet som har påverkats av kalkningarna och det är främst i vitmoss- och lavdominerad vegetation som verkningarna har blivit drastiska. På de lavdominerade hållarna i hållmarkstallskog slås lavarna till stor del ut. De flesta av de här förekommande arterna tycks vara känsliga för kalk. Renlavarna (*Cladonia rangiferina*, *C. sylvatica* och *C. alpestris*) har dött i samtliga kalkade områden. Dessutom har negativa effekter konstaterats på de flesta stenbundna blad- och skorplavar. Eftersom lavarna har en mycket långsam tillväxt blir skadorna bestående för en mycket lång tid. I frisk blåbärsgran- skog och liknande skogstyper har ännu inga effekter av kalkningen observerats, annat än på små ytor där kalken legat i tjocka lager. Vid en varaktig höjning av markens pH torde dock på sikt kunna ge förändringar i vegetationens sammansättning.

### 7.3.5 Djurplankton

Djurplankton (zooplankton) utgörs i sjöar framför allt av de två kräftdjursgrupperna hoppkräftor (Copepoda) och hinnkräftor (Cladocera) och av gruppen hjuldjur (Rotatoria). De flesta arterna livnär sig genom filtrering på växtplankton och andra mikroskopiska organismer. Vissa är dock rovdjur.

Vid sjunkande pH-värde i vattnet minskar i första hand antalet hinnkräftarter. Anledningen härtill är att några av dessa (tillhörande släktet Daphnia) möjligen är känsliga för låga pH-värden och/eller förhöjda metallhalter. Betydligt större effekter har dock troligen förändringen av födotillgång (humus, bakterier och växtplankton). Djurplanktonsamhällets sammansättning påverkas även i hög grad av fiskarnas predation. Avsaknaden av framför allt unga fiskar i försurade vatten har därför stor betydelse för zooplanktonpopulationens storleks- och artsammansättning. I kraftigt försurade sjöar med glesa fiskbestånd är emellertid ofta predationen från olika vattenlevande insekter och insektslarver avgörande.

Kalkning, med efterföljande pH-förhöjning och utfällning av ev giftiga metaller bör innebära att vattenkvaliteten åter blir acceptabel för de känsligaste arterna. Vidare har man iakttagit att bakterieantalet i vattnet ökar kraftigt efter kalkning och att sammansättningen av växtplankton förändras påtagligt, vilket i hög grad torde gynna filtrerande djurplanktonarter. En återupptagen fiskreproduktion innebär dock samtidigt ett hårdare predationstryck, framför allt på storvuxna arter.

Två försurade och fisktomma sjöar (Blanksjön, Iglafallssjön) i samma vattensystem i Tiveden kalkades i maj 1978, varpå öring inplanterades vid samma tid följande år.

Den tredje sjön i systemet (Vibollsjön) är fisktom och har inte kalkats, men får huvuddelen av sitt vatten från de två kalkade sjöarna. Tätheten av planktiska kräftdjur var mycket låg (0 - 9 ind/l) under 1977, men ökade drastiskt efter kalkningen (fig. 32). Den mest påtagliga förbättringen noterades i Blanksjön, där som mest tätheter på 28 - 57 ind/l noterades under åren 1978 - 80. I de båda övriga sjöarna är förändringarna något mindre. I Vibollsjön, som endast påverkas av kalkat tillrinnande vatten och där pH-ökningen därför är blygsam, är dock effekten förvånansvärt stor.

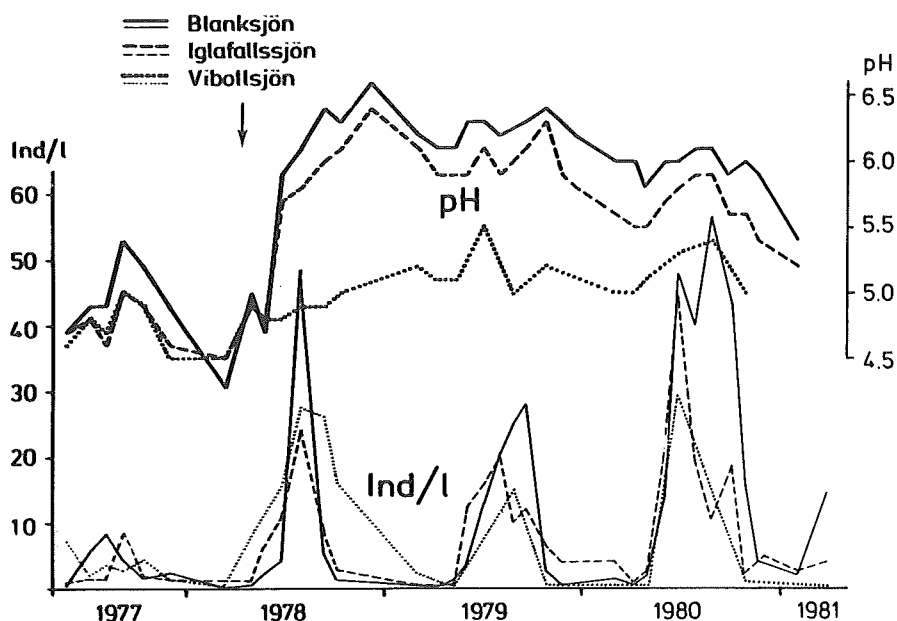


Fig. 32 Utvecklingen av pH och planktiska kräftdjur efter kalkning. Blanksjön, Iglafallssjön (kalkade) och Vibollsjön (ej kalkad).

Före kalkningen bestod zooplanktonbeståndet nästan uteslutande av copepoder (hoppkräftor) i alla tre sjöarna (fig. 33). De angivna värdena är medelvärden av 3 - 6 provtagningar under tiden maj - oktober varje år. De största artförändringarna har setts i Blanksjön där 1980 flertalet av i skogssjöar vanliga cladocerarter utom *Daphnia* påträffades. Ökningen av individtätheten i de båda övriga sjöarna beror huvudsakligen på en ökning av hoppkräftorna. I Iglafallssjön har dock en cladocerart tillkommit efter kalkningen. Förändringarna i växtplanktons sammansättning är mest uttalade i Blanksjön och därefter i Iglafallssjön och Vibollsjön.

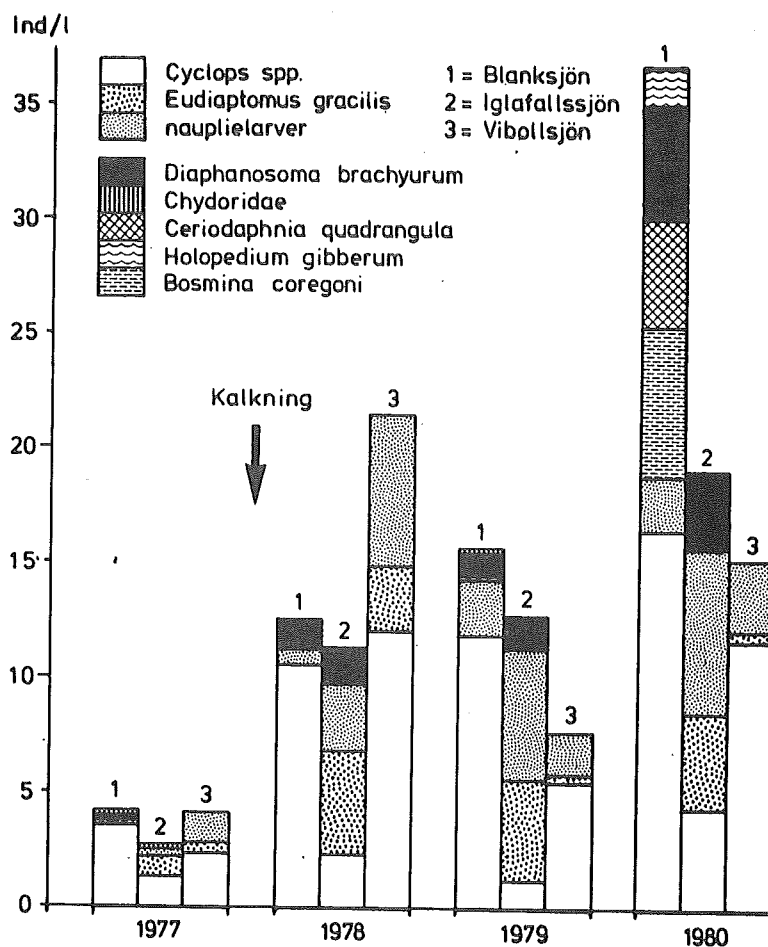


Fig. 33 Medeltätheten av plaktiska kräftdjur. Maj-oktober 1977-80 i Blanksjön, Iglafallssjön och Vibollsjön.

I St. Härsjön i närheten av Göteborg hade mörtbeståndet dött ut och abborren upphört att reproducera sig i början av 1970-talet. Zooplanktonsammansättningen var vid denna tid typisk för försurade sjöar (tab. 16). Efter kalkning 1977 ökar predationen från de nya generationerna av abborre på i första hand de stora djuren (*Diaptomus* = *Eudiaptomus gracilis*, *Bythotrephes longimanus* och *Leptodora kindti*), som därigenom får minskad betydelse. Artantalet bland de övriga cladocererna ökar dock markant.

TAB 16 ARTSAMMANSÄTTNINGEN AV KRÄFTDJURSPLANKTON I ST. HÄRSJÖN. Kalkad hösten 1977. (5)

Tidpunkt	aug-sept 1971	aug 1976	maj 1980	sept 1980
pH	4,9	4,9	6,9	7,1
Art				
Diaphanosoma brachyurum	r			+
Holopedium gibberum	++		+	+++
Daphnia cristata			++	++
Daphnia longispina			+	
Ceriodaphnia quadrangula			+++	++++
Bosmina coregoni	++	+++	+++	+++
Polyphemus pediculus				+
Bythotrephes longimanus	+++	+		
Leptodora kindti	+	+		+
Diaptomus gracilis	+++	+++	+	
Cyclops sp.			++++	+++
nauplielarver	++	+	+	++

r = sparsam förekomst  
 + = mindre riklig förekomst  
 ++ = ganska " "  
 +++ = " "  
 ++++ = mycket " "

Zooplanktonutvecklingen i sju kalkade sjöar i norra Bohuslän har följts sedan början av 1970-talet. Åren 1978 och 1979 skedde ingen provtagning och övriga år har provtagning utförts i 3 - 7 vatten. I samtliga sjöar utom en var abborreproduktionen skadad sedan omkring 1970. I likhet med andra försurade sjöar var antalet djurplanktonarter lågt före och omedelbart efter kalkningarna, som utfördes under 1974 (fig. 34). Under åren 1975 - 77 ökar dock totalantalet arter markant. Möjligen är ökningen större än vad som framgår av figuren, då de cyclopoida copepoderna endast bestämts som Cyclops sp. och här kan därför ingå många arter. Antalet cladocerarter ökar från i

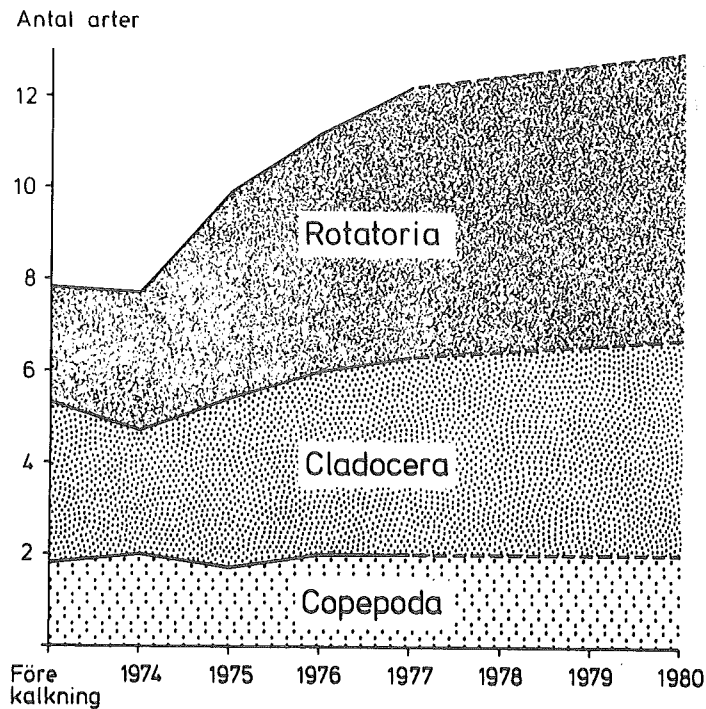


Fig. 34 Utvecklingen av djurplanktonarter efter kalkning. Sju kalkade sjöar i norra Bohuslän (5).

genomsnitt ca 3 före kalkningen till nästan 5 efter densamma. Ännu större är effekten bland rotatorierna, som ökar från ca 2,5 till över 6. Proverna är tagna vid endast ett tillfälle varje år (aug - sept), varför det totala artantalet sett över hela säsongen är betydligt högre. En annan undersökning visar i likhet med denna att det inte sker några stora artförändringar bland rotatorierna under första året efter kalkning. Däremot ökades tätheten av flertalet arter avsevärt.

Även resultat från andra undersökningar tyder klart på att djurplanktonsammansättningen några år efter kalkning återgått till vad som kan anses normalt för denna sjötyp. Förändringen kan dock vara olika snabb p g a försurningens grad och varaktighet och spridningssvårigheter i områden med utbredd försurning. Dessutom påverkar massförekomst av unga fiskar efter kalkning också utvecklingen.



### 7.3.6 Bottendjur

Bland bottendjuren (bottenfaunan) finns såväl växtätande grupper som rovdjur. Till den förra gruppen hör t ex vattengråsuggor medan trollsländor och planktonmygglarver är representanter för den senare. Bottendjuren har en mycket viktig roll som fiskföda.

Bland de bottenlevande djuren finns åtskilliga arter som är synnerligen känsliga för låga pH-värden. Snäckor och flertalet musslor, dagsländor och kräftdjur påverkas redan vid pH-värden omkring 6. Många av de förändringar av bottenfaunans sammansättning som observerats vid en försurning är troligen indirekta och kan bero på bl a förändrade konkurrens- och predationsförhållanden, förändring av födans kvalitativa och kvantitativa sammansättning.

Kalkningens effekter på bottenlevande djur undersöks i ett 30-tal sjöar och vattendrag inom olika kalkningsprojekt. Nedanstående redovisning baseras på resultaten från nio av dessa. Två av sjöarna kalkades på hösten 1977 och de övriga på våren 1978. Hittills (1981) iakttagna förändringar hos några viktigare djurgrupper är:

Glatmaskar (Oligochaeta) minskar i antal i klarvatensjöarnas profundal. Däremot ökar antalet i profundalen i de måttligt humösa sjöarna och i de flesta sjöars litoral. En förklaring till detta är att organiskt material sannolikt har upplagrats under den försurade perioden. Vid kalkning accelererar nedbrytningen av detta, vilket leder till en ökad födotillgång (bakterier) för oligochaeterna.

Kräftdjur (Crustacea). Vattengråsuggans (*Asellus aquaticus*) individtäthet varierar mycket vid de olika provtagningstillfällena. En genomgående tendens är dock en stark ökning första hösten (+209%), följt av en stor dödlighet till nästa vår (-61%). Procenttalen är medelvärden för samtliga sjöar i förhållande till

motsvarande tid före kalkning. Det är troligt att även här nedbrytningsprocesser och därmed en tillfälligt god födotillgång påverkar utvecklingen. Följande år är skillnaderna något mindre (+128 resp -10%).

Dagsländor (Ephemeroptera). En arts (*Leptophlebia vespertina*) utveckling är påtagligt korrelerad till vattengråsuggans, vilket tyder på att båda arterna har likartade krav på föda och miljö. Arten minskar i de oligohumösa och de extremt humösa sjöarna, men ökar i de måttligt humösa. En annan art (*Cloeon dip-terum*) saknades före kalkning i samtliga sjöar men har efter kalkning påträffats i fyra av dem. Sådana fynd av nya dagsländearter efter kalkning har gjorts även i ett flertal andra sjöar.

Trollsländornas (Odonata) antal ökar i genomsnitt något. Negativ påverkan genom fiskpredation kan inte påvisas. Individantalet tycks i stället sammanhånga med bytesdjurens (*Asellus aquaticus* och *Leptophlebia vespertina*) utveckling.

Nattsländornas (Trichoptera) och en sävsländearts individtäthet förändras mycket litet. Fiskpredation tycks ha en viss betydelse för sävsländan *Sialis lutaria*.

Snäckor (Gastropoda) saknades i samtliga sjöar före kalkning. Under 1980 påträffades dock arten *Lymnea peregra* i en av de här undersökta sjöarna och i sjön Ölen har arten *Valvata cristata* börjat uppträda efter kalkning.

Musslor (Lamellibranchia). Det släkte som förekommer i sjöarna (*Pisidium*) ökar oftast efter kalkning. För både snäckor och musslor gäller att spridningsproblemen i samband med återkolonisationen av pH-restaurerade vatten är av stor betydelse.

Planktonmyggor (*Chaoborus flavicans*) visar oftast den största uppgången i sjöarnas djupområden efter kalkning. De faktorer som styr artens utveckling är troligen bl a tillgång på zooplankton och predationstrycket från fisk.

Fjädermyggor (*Chironomidae*). Ett flertal arter visar påtagliga förändringar efter kalkning. I de klaraste sjöarna tyder artförändringen på en minskad närings-tillgång. Indikationer på detta är t ex att *Stictochironomus rosenschöldi* ökar i förhållande till *Phaenopsectra* sp. i profundalbottnarna, samt att *Heterotrissocladius subpilosus* börjat uppträda. Även i Ölen konstaterades ett liknande förlopp. I de mera humösa sjöarna sker artförändringar som pekar mot en ur bottenfaunasunpunkt mindre humös miljö. Exempel på detta är en ökning av kvoten *Phaenopsectra* sp. resp *Zalutschia zalutschicola/Chironomus* sp. i profundalproverna. I en av de mest humösa sjöarna i detta material har en påtaglig förbättring av miljön i profundalen skett. Före kalkning saknades sedimentlevande chironomider i stort sett helt och efter densamma påträffades flera arter. Även i litoralen sker förändringar i samma riktning. Som exempel kan nämnas att *Psectrocladius* sp. minskar i antal i klara sjöar och ökar i brunvattensjöarna. Vidare ökar *Tanytarsini* mycket påtagligt i de flesta humösa sjöar.

#### Sammanfattningsvis

- ökar totalantalet bottenlevande djur i profundalen den första hösten efter kalkning. En stor del av denna uppgång beror dock på *Chaoborus flavicans*. Om man bortser från denna art minskar i stället individtätheten i de mest humösa sjöarna. Redan nästa vår minskar profundalens djuran-tal drastiskt i de flesta sjöarna och ligger i snitt under föregående vårs värden. Den fortsatta utvecklingen tyder oftast på en ytterligare antalsminskning.

- leder kalkningen vanligen till ett ökat individantal i litoralen första hösten och en nedgång följande vår. Den fortsatta utvecklingen varierar mycket mellan sjöarna, men innebär i genomsnitt en ökning av totalantalet djur.
- leder till en bottenfaunasammansättning som liknar den man finner i sjöar som är mindre humösa. Tidigare undersökningar har visat att bottenfaunan i försurade sjöar liknar den i humösa sjöar.

### 7.3.7

#### Kräftor

En stor del av Sverigen kräftvatten har drabbats av försurningen. Framför allt är det kräftrika Kronobergs län samt de västliga länen i mellersta Sverige hårt drabbade. Sammanlagt har ca 40 kräftvatten med en total sjöyta överstigande 10 000 ha, erhållit statsbidrag till kalkning. Det är rimligt att räkna med att värden för miljontals kronor har gått till spillo genom utebliven kräftproduktion bara i dessa 40 vatten.

Det är ännu inte möjligt att utläsa några effekter på kräftpopulationerna av de kalkningar som är utförda under försöksperioden. Återuppbyggnaden av ett kräftbestånd är en långsam process som påverkas av ett flertal faktorer, bl a kan en långsamt fortlöpande populationsförändring vara svår att upptäcka p g a klimatiska mellanårsvariationer.

F n bedrivs regelbundna provfischen i cirka hälften av de kräftvatten som beviljats statsbidrag för kalkning, dock har inte i något av dessa fall kunnat påvisas en säker, positiv trend efter åtgärd.

Kunskapen om vilken effekt kalkningen har på försurningsdrabbade flodkräftbestånd måste ännu betraktas som otillfredsställande. Detta beror bl a på att

- det är svårt att utröna effekterna av kalkning innan effekterna av försurning är klarlagda,
- det tar flera år innan säkra värden på en populations förändring kan påvisas,
- naturliga variationer i yngelproduktion och tillväxt kan under kortare tidsperiod överskugga kalkningseffekterna.

Följande effekter på kräftbestånd som en följd av försurningen har rapporterats till fiskeristyrelsen under försöksperioden:

- minskning av den totala kräftfångsten,
- minskning av antalet yngel,
- ökning av individernas medellängd,
- förlängd period av mjukskalighet.

Effekterna har noterats i första hand från vatten med pH mellan 5,4 och 6,3 och med en alkalinitet under 0,1 mekv/l (fig. 35 och 36).

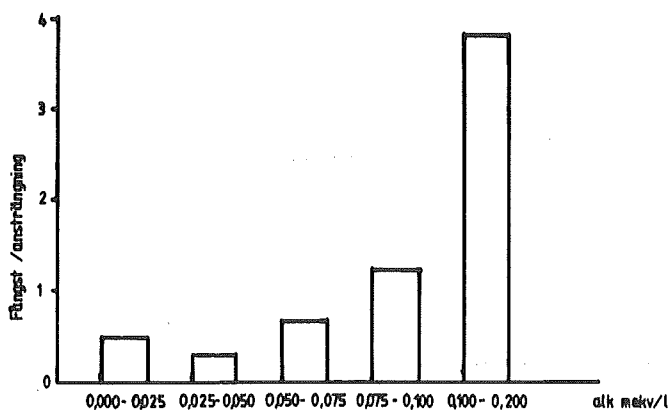


Fig. 35 Antal kräftor/ansträngning inom olika alkalinitetesintervall i 21 sjöar i mellersta och södra Sverige med en alkalinitet mindre än 0.2 mekv/l.

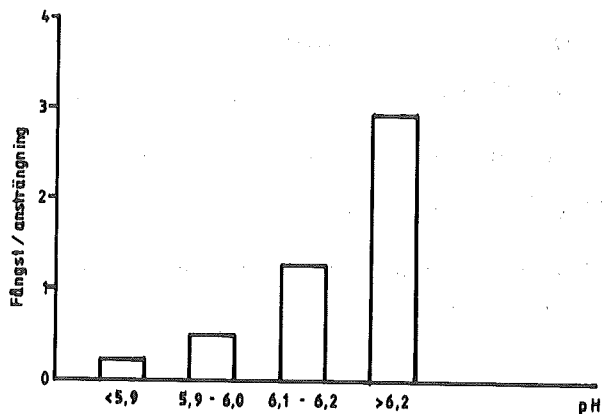


Fig. 36 Antal kräftor/ansträngning inom olika pH-intervall i 21 sjöar i mellersta och södra Sverige med en alkalinitet mindre än 0.2 mekv/l.

De flesta av dessa kräftvatten har kalkats under perioden 1978 - 1980. Resultat i form av populationsförändringar har dock ännu inte kunnat utläsas, beroende på att det tar ca 3 - 4 år innan kräftan uppnår fångstbar storlek.

Ett fall där kalkningen påbörjades år 1968 visar dock att kalkningen har mycket positiva effekter på populationsutvecklingen men också att utvecklingen är långsam (fig. 37). En mycket gynnsam

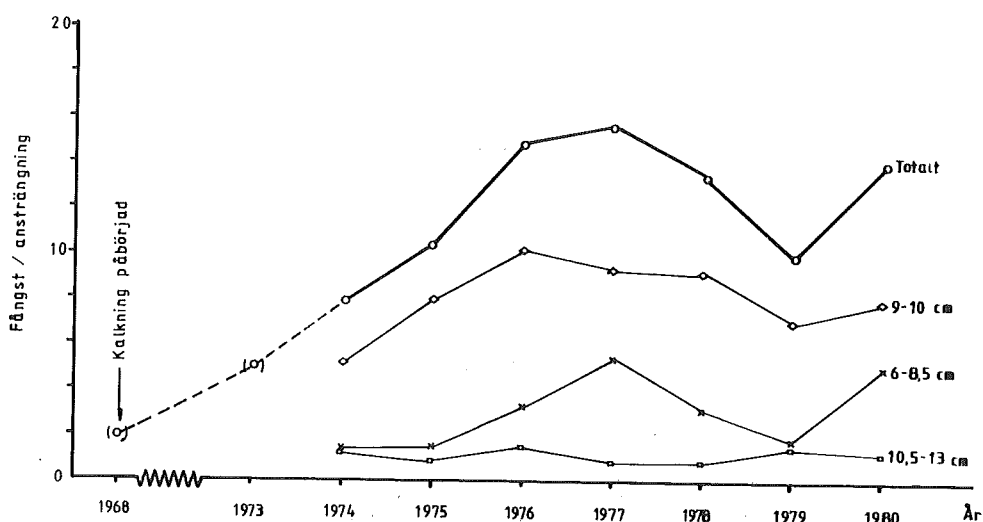


Fig. 37 Utvecklingen av ett kräftbestånd i en småländsk sjö (totalt och för olika storleksklasser). Kalkningen påbörjades 1968, varefter stödkalkning skett. pH har huvudsakligen legat över 6 sedan 1968.

utveckling av populationen har skett efter 1968 i detta vatten. Man bör dock lägga märke till hur kraftigt klimatet återspeglas i utvecklingen. Den goda yngelproduktionen 1975, beroende på en gynnsam försommar, kan t ex utläsas i storleksklassen 6 - 8,5 cm år 1977. Den i stort sett uteblivna yngelproduktionen 1977 som en följd av ett surt tillflöde avspeglas i 1979 års storleksklass 6 - 8,5 cm. För att nå positiva resultat på kräftbestånd med kalkningsinsatser måste pH hållas på en hög nivå under en följd av år - det är annars troligt att synbara resultat kan utebli helt under de första fem åren efter kalkning.

Störningar i regulationen av saltbalansen hos kräftan uppträder då pH sjunker under 6. Na-inflödet reduceras vid låga pH, vilket innebär att kräftan lever under en fysiologisk stress i ett försurat vatten. Denna stress indikeras dessutom av den förhöjning av metabolism som är uppmätt vid pH mellan 4 och 6. Förhöjda metallhalter i vattnet i samband med pH-sänkningar kan bidra till denna stress.

Det är mycket troligt att en pH-höjning medför en normalisering av saltbalansen och att den fysiologiska stressen reduceras. Negativa effekter kan eventuellt uppträda vid utfällning av aluminium i samband med kalkning.

En av de mest negativa effekterna av försurningen är de reproduktionsskador som uppstår vid låga pH. Kräftrommen utsätts för större påfrestningar än många andra akvatiska djurgruppers ägg p g a den tidsperiod den exponeras för det omgivande vattnet. Rommen läggs i oktober, varefter honan bär den under stjärten fram till kläckning i slutet av juni. Det innebär dels att romläggningen sker under den pH-sänkning som ofta äger rum under hösten, dels att rommen utsätts för vårflodens ofta mycket sura vatten innan kläckning sker. Därtill kan läggas att i

många vatten övervintrar honorna på ett ringa vattendjup, varvid även ett relativt litet tillskott av surt vatten under vintern från tillrinningsområdet kan ge stora effekter på rommen.

Vid kalkning är det därför viktigt att hålla pH på en hög nivå i strandzonen under den tid tillrinningen är som störst.

Försök har visat att yngelproduktionen helt kan utebli i vatten med pH 5,5 och därunder. I vatten med pH ständigt över 6,0 är däremot möjligheterna till en normal romutveckling goda.

Romläggning och romkläckning utgör de känsligaste skedena i reproduktionscykeln. Lågt pH under romläggningen innebär dels ökade svårigheter för rommen att fästa på honans stjärt, dels en ökad mortalitet hos rommen i samband med ett förhöjt vattenupptag. Vid akvarieförsök har dessutom konstaterats att den rom som överlevt fram till kläckningsögonblicket vid pH 5,0 och 5,5 i vissa fall plockats bort av honorna. Detta beteende kan bero på att ynglen inte är normalt utvecklade.

För att få en hög överlevnad av rommen är det därför viktigt att pH inte understiger 6 från tiden för romläggningen tills dess kläckning skett, d v s under perioden oktober - juni.

I den hos kräftan ständigt pågående skalömsningscykeln utgör själva ömsningen och den period av uppbyggnad av skalet som därpå följer ett försurningskänsligt skede. Svårigheten för kräftan att kalcifiera skalet i sura vatten finns belagd för flera kräftarter.

Kalciumupptaget, som är störst perioden efter skalömsningen, hämmas av lågt pH och förlänger tiden för uppbyggnaden av skalet.



Direkt dödlighet som en följd av lågt pH under själva skalömsningsfasen är förmodligen av mindre betydelse i ett naturligt vatten. Försök har visat att en normal skalömsning kan ske vid pH 4,5, dock med en förlängd period av mjukskalighet som följd. Förlängd tid med mjukt skal innebär nackdelar för kräftan. Predationskänsligheten och möjligheten till kannibalism ökar. Detta bör vara en bidragande orsak till den populationsminskning som uppträder i sura kräftvatten.

En pH-höjning, i form av kalkning, bör medföra att kalcifieringen av skalen sker snabbare. Höjningen av pH tillsammans med en höjning av kalciumkoncentrationen i vattnet underlättar ett ökat kalciumupptag. Detta i sin tur resulterar i ett ökat skydd mot predatorer och kannibalism.

Ett flertal förändringar i kräftans omgivning kan uppstå som en följd av försurningen. Bottensubstratet kan förändras genom en utflockning av humus och en ackumulering av onedbrutet organiskt material, vilket kan förändra framför allt ynglens möjligheter till skydd och födosök. I flera försökssjöar, där mört har upphört att reproducera sig, har abborrbeståndet ökat kraftigt, vilket bör ha ökat predationstrycket på kräftorna. Även födokonkurrensen kan förändras i samband med en förändrad fiskartssammansättning.

Kräftans födosammansättning kan förändras i samband med försurningen; mindre kräftdjur samt mollusker, vilka utgör en stor del av den normala födan, försvinner i många fall tidigare än kräftan. Även vissa växter som ingår i födovälet kan försvinna. En reduktion av antalet tillgängliga födoarter tillsammans med en ökad konkurrens om dessa från fisk kan bidra till nedgången av ett kräftbestånd.

Effekterna av en kalkning kan vara flera.

- Ett minskat predationstryck från abborre bör innebära en positiv utveckling.
- Ett på längre sikt ökat antal tillgängliga födoorganismer bör gynna populationsutvecklingen.
- En förändrad födokonkurrens kan ge både positiva och negativa effekter, beroende på fisksammansättningen.
- Spridning av grovkrossad kalksten på kräftlokaler-  
na ökar möjligheterna för kräftorna att finna skydd, vilket torde kunna ge positiva effekter på populationer i vissa vatten.

Bland de många frågeställningar som återstår att lösa beträffande försurningens och kalkningens effekter på kräftpopulationer kan nämnas:

- i vilken utsträckning är förmågan att leva i surt vatten genetiskt betingad hos olika kräftpopulationer?
- bidrar en nedsatt motståndskraft mot parasiter till nedgången av en population?
- vilken av arterna flod- eller signalkräfta är den mest försurningskänsliga?
- vilken roll spelar en förändrad fisksammansättning för förändringen av ett kräftbestånd?
- är partiell kalkning en möjlig väg att rädda kvarvarande kräftpopulationer?
- vilka är de långsiktiga effekterna av en kalkning för ett kräftvatten?

### Fisk

De för försurning känsligaste stadierna i fiskens liv är rom- och yngelstadierna. Försurningseffekterna yttrar sig därför i första hand som en nedsatt och slutligen helt utebliven reproduktion. I flera fall har dödlighet observerats även bland vuxna fiskar.

Orsaken till den uteblivna reproduktionen är ej helt klarlagd. Romutvecklingen synes vara mest känslig för låga pH-värden. Vid försurningen ökar emellertid även koncentrationen av metaller i vattnet. Man vet också att aluminium är giftigt för fiskar, och yngel i synnerhet, i koncentrationer som är vanliga i försurade vatten. Aluminiums giftverkan är som störst vid pH strax över 5, d v s vid en vätejonkoncentration som i sig knappast är skadlig varken för rom eller yngel. Mycket talar därför för att aluminiumförgiftning av yngel och ungar är huvudorsak till reproduktionsskadorna.

Man har också klart visat att fiskarna har mycket stora svårigheter att upprätthålla en normal saltbalans i blodet vid låga pH-värden. Dödsorsaken bland yngel och vuxna fiskar kan därför vara den nedsatta saltkoncentrationen i blodet. Aluminiumförgiftningen påverkar emellertid gälepitelet där syrgas- och saltupptagning sker, varför den direkta dödsorsaken även kan vara syrgasbrist, d v s kvävning.

En kalkning medför bl a en ökning av pH-värde och kalciumhalt. Det förhöjda pH-värdet i sig förbättrar rommens överlevnad och underlättar fiskarnas saltreglering. Aluminium, som är löst i vattnet vid låga pH-värden, faller ut och sedimenterar till botten. Det är också belagt att en höjning av kalciumhalten i vattnet påverkar saltregleringen och ökar överlevnaden.

Då hittillsvarande kalkningsinsatser nästan uteslutande gjorts för att bevara hotade fiskbestånd, sker en omfattande uppföljning av effekterna av åtgärderna.

Detta sker dels genom standardiserade provfisken (nät- och elfisken) i ett flertal projekt och dels i form av mera omfattande undersökningar inom ett mindre antal projekt.

Ännu har relativt kort tid förflutit även för de tidigast utförda kalkningarna. Dessutom låter sig fiskarna i de flesta fall inte fångas förrän under sin andra tillväxtsäsong och de redovisade resultaten beskriver därför i huvudsak de kortsiktiga effekterna av kalkning. Fiskbestånden i många av de kalkade sjöarna uppvisade vidare allvarliga försurningsskador och man kan utgå ifrån att det tar lång tid innan bestånden åter är i balans.

#### Reproduktion

I inget fall har uppgifter inkommit att fiskarnas reproduktion ej återupptagits efter kalkning. Även i vatten med mycket glesa bestånd och gamla fiskar har reproduktionen lyckats så snart pH-värdet höjts. Ett problem kan i stället vara att överlevnaden av de första årskullarna efter kalkning är så god att fiskarnas tillväxt blir dålig. Om denna effekt är bestående eller på sikt kompenseras av en lägre överlevnad hos kommande årskullar återstår att se.

Många av de försurade vattnen har dock sannolikt även tidigare hyst småvuxna fiskbestånd. En sådan sjö är V. Skälsjön i Bergslagen. Huvuddelen av abborrbeståndet före reproduktionsskador och fiskdöd (1969-70) bestod där av individer <20 cm (fig. 38). Vid tiden för den första kalkningsinsatsen 1975 återstod uppenbarligen endast 10 abborrar i storlek 28-40 cm i denna 40 ha stora sjö. Dessa reproducerade sig åter våren 1976 och gav upphov till en mycket rik årsklass. Om man jämför beståndens sammansättning 1969-70 med 1980 förefaller det som om beståndet ännu ej är i balans (fig. 38).

I den nedanförliggande Ö. Skälsjön var rödingbeståndets reproduktion mycket dålig vissa år. 1976 bestod fångsten

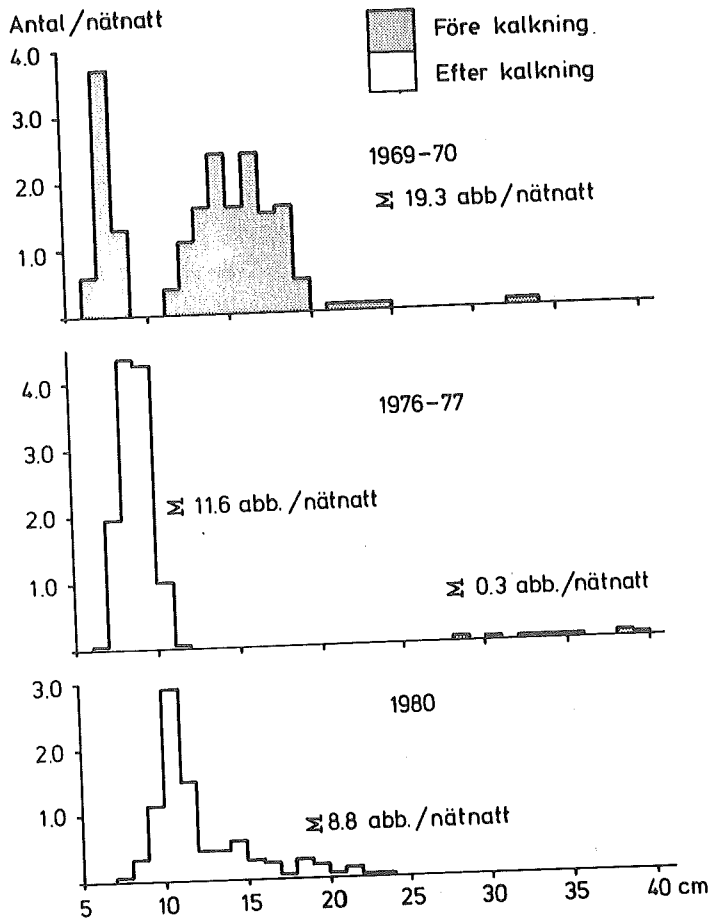


Fig. 38 Fångst av abborre och fiskarnas längdfördelning i V Skälsjön 1969-80.

till stor del av mycket gamla individer. Kalkningarna har sedan givit upphov till flera rika årsklasser och samtidigt har den totala fångsten på de standardiserade provfiskena ökat (fig. 39).

I de övre delarna av den havsöringförande Tjöstelsrödsån i Bohuslän har reproduktionen varit utslagen åtminstone sedan början av 1970-talet. Det fåtal oftast äldre öringungar som fångades 1971-74 kan antas ha vandrat upp från nedströms liggande områden med bättre pH-värden. Efter en kalkning av uppströms liggande sjö våren 1975 gav öringfångsten följande höst gott resultat. Under åren 1977-80 förekommer sedan öringungar i relativt stort antal i ån (fig. 40). Även i Anråseån i närheten av Göteborg har reproduktionen återupptagits efter kalkning på tidigare helt fisktomma sträckor.

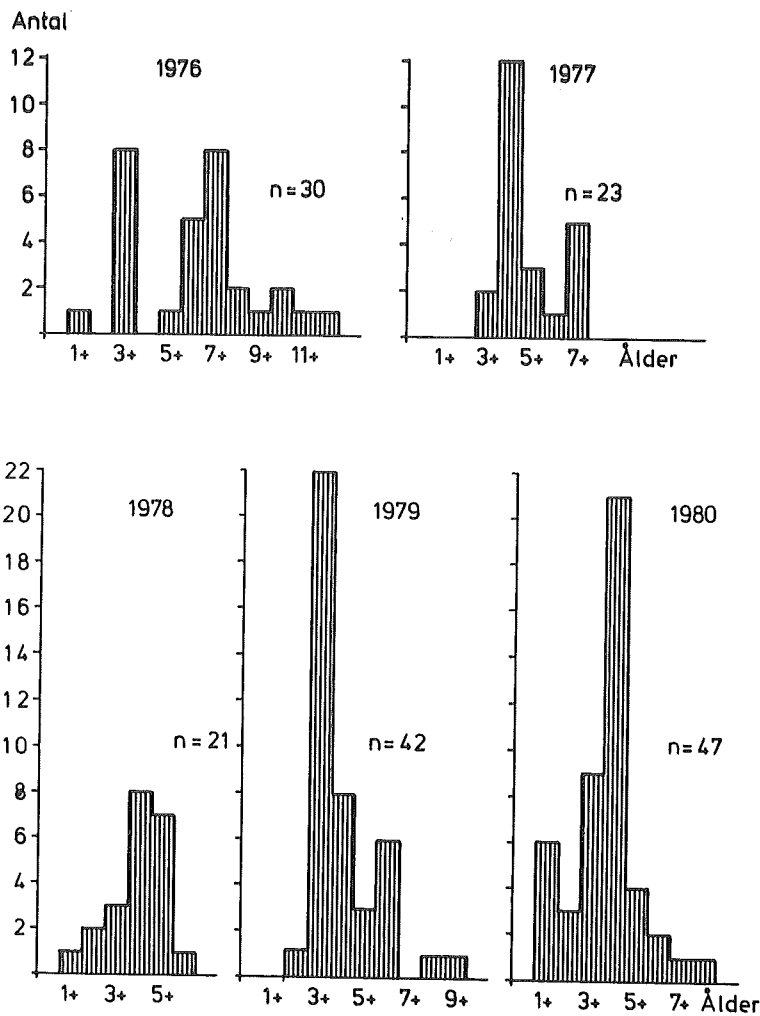
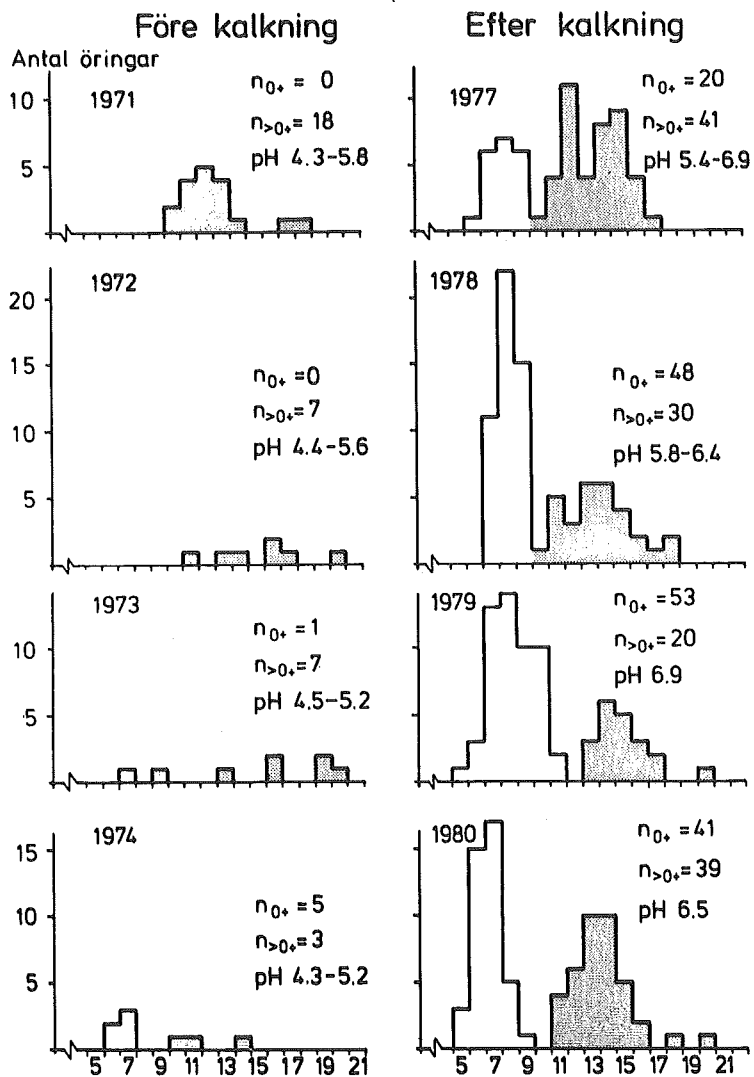


Fig. 39 Rödningfångstens åldersfördelning i Ö Skälsjön 1976-80.

I Högvadsån i Halland, som är en mycket betydelsefull reproduktionslokal för lax, har 2-somriga laxungar saknats nästan helt under en följd av år. Detta har sannolikt berott på alltför dålig vattenkvalitet med höga aluminiumhalter under vintern och särskilt våren. Den på hösten avgivna rommen har dock klarat sig antingen genom att ynglen ännu icke kläckts eller troligare genom att det nykläckta ynglet fortfarande befinner sig nere i grusbottenarna där vattenkvaliteten är bättre. Efter kalkningsinsatserna som påbörjades 1978 har pH och alkalinitet stigit och 2-somriga laxungar förekommer åter. Fysiologiska undersökningar av laxsmolt från Högvadsån visar också att salthalten i blodet var låg 1978-79 men på en normal nivå 1980.



ig. 40 Öringbeståndets förändringar i Tjöstelrödsån 1971-80. Resultat från elfiskeundersökningar.

#### Tillväxt

fiskarnas tillväxt vid en viss födomängd är mindre vid låga pH-värden än vid högre. Då reproduktionen upphört och individerna småningom blir fåtaliga kompenseras detta av en extremt rik födotillgång och tillväxten kan då vara mycket god. Som synes av fig. 41 var abborrens tillväxt i den tidigare omtalade V. Skälsjön relativt

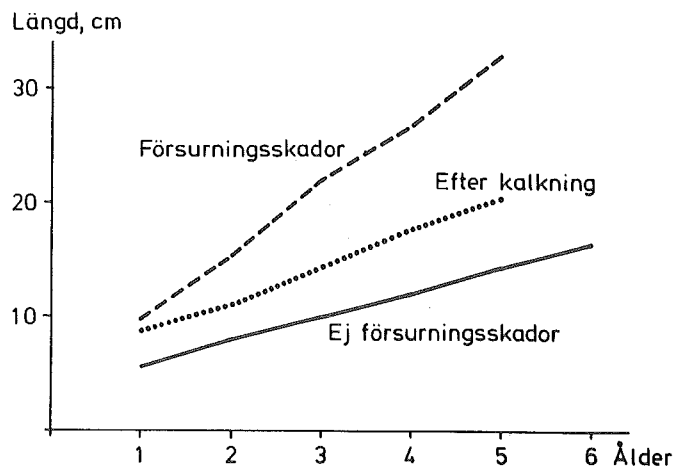


Fig. 41 Abborrens tillväxt i V Skälsjön. Utan försurningsskador. (ostörd reproduktion) med försurningsskador (upphörd reproduktion) samt efter kalkning.

dålig 1969-70, men i stort sett typisk för mellansvenska skogssjöar. Sedan praktiskt tagit hela beståndet slagits ut, var de överlevande abborrarnas tillväxt extremt bra 1976-77. Efter kalkning och återupptagen reproduktion förefaller det som om tillväxten är på väg tillbaka till 1969-70 års nivå.

I Ö. Skälsjön där skadorna på rödingens föryngring var av mindre omfattning föreligger endast små skillnader i tillväxt mellan åren 1976-80 (fig. 42).

I ett flertal vatten som kalkats innan reproduktions-skador uppstått, förefaller det inte som om tillväxten förändras.

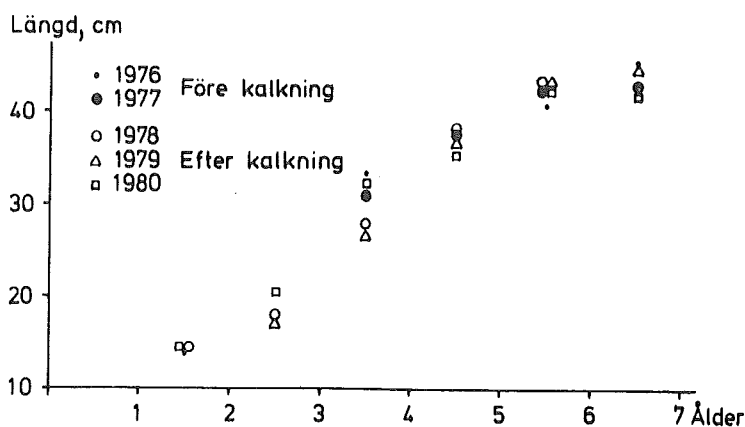


Fig. 42 Rödingens tillväxt i Ö Skälsjön 1976-80.



## "Produktion"

Om man utgår ifrån att bakterieaktiviteten och vattnens interna närsaltsomsättning och därmed primärproduktion minskar då pH sjunker, bör även fiskproduktionen vara låg i sura vatten. Den absoluta produktionen av fisk är mycket svår att bestämma och uppgifter om kalkningens effekter på denna saknas helt. Genom att studera provfiskeresultatet och fiskarnas tillväxt kan man ändå få en relativ uppfattning om produktionen förändrats.

I sjöar med nedsatt eller utebliven reproduktion ökar självfallet produktionen efter en kalkning. Särskilt markant torde detta vara i sjöar innehållande mört och andra karpfiskar.

I den tidigare nämnda Ö. Skälsjön har rödingfångsten i stort sett fördubblats under två senaste åren (fig. 39). Medelstorleken och -åldern i beståndet har visserligen minskat, men då tillväxten är praktiskt taget oförändrad (fig. 42) kan man påstå att produktionen av röding ökat efter kalkningen.

Av resultaten att döma synes dock kalkning av vatten med abborrhbestånd med intakt reproduktion inte innebära någon produktionsförhöjning.

I endast lindrigt försurade delar av Anråseån och Ijöstelsrödsån i Bohuslän har det emellertid visat sig att tätheten av framför allt äldre öringungar i stort sett fördubblats efter kalkning. Eftersom reproduktionen förefaller normal även före kalkning, antyder detta att näringstillgången för fiskarna ökat markant.

## Negativa effekter

Sura vatten innehåller nästan undantagslöst höga halter av aluminium. Vid mycket låga pH-värden förekommer detta löst i vattnet och är därför relativt ofarligt för fiskarna. En höjning av pH-värdet medför att aluminium flockas ut och småningom sedimenterar till botten. Dessa aluminiumflockar är skadliga för fiskarna under den tid

de förekommer i vattnet. I några västsvenska sjöar med inplanterad regnbåge har också fiskdöd uppstått efter kalkning. Denna har inträffat bland kvarvarande fiskar eller sådana som inplanterats kort tid efter kalkning. Dessutom har fiskdöd inträffat i flera fiskodlingar i samband med kalkning. Någon fiskdöd efter kalkning i vatten med "naturliga" fiskbestånd har ej rapporterats.

Förutom aluminium vet man att järn och troligen även mangan i liknande situationer kan orsaka skada på fiskbestånd. Problemen är sannolikt av liten omfattning i sjöar men måste beaktas vid direktkalkning i rinnande vatten.

#### Sammanfattning

Efter hittills gjorda erfarenheter av kalkningens effekter på fisknäringdjur och fiskbestånd kan man konstatera att de pH-höjande åtgärderna bör sättas in innan försurningen gått alltför långt. Orsakerna härtill är flera:

- Många viktiga fisknäringdjur är mycket försurningskänsliga och om dessa dött ut tycks rekolonisationen ta mycket lång tid. Återintroduktioner har dock i flera fall varit lyckade.
- Ju längre tid fiskreproduktionen varit störd, desto längre tid tar det att återställa ett fiskbestånd, desto större är möjligheten att någon eller några arter "exploderar" efter kalkning och att flera årsklasser då kan få en mycket dålig tillväxt.
- Möjligen ökar ackumuleringen av kvicksilver i gäddor om dessa tvingas äta abborre efter upphörd mörtreproduktion.
- Det riskfyllda momentet vid utfällning av i vatten lösta metaller elimineras.
- Har försurningen gått längre kan kompletterade åtgärder enligt 7.3.11 bli aktuella efter genomförda, lyckade kalkningsinsatser.

4.9 Djurlivet på strandnära områden och på land

Strandzonen och landområden i nära anslutning till sjöar och vattendrag utgör en speciell naturtyp (biotop). I denna biotop påträffas djurgrupper som t ex groddjur, kräldjur och fåglar. Groddjuren är beroende av grunda vattenområden för sin fortplantning. Vissa fågelarter, t ex drillsnäppa, stjärtmes och sädesärta, utnyttjar landområdena för häckning och födosök.

Man kan tänka sig två typer av effekter på djurlivet i detta område; (1) Kortsiktiga effekter, d v s störning i samband med kalkspridning och direkt mekanisk och kemisk påverkan av kalken, och (2) långsiktiga effekter, d v s påverkan av den förändrade vattenkvaliteten och ev förändringar av markförhållandena.

Vad beträffar groddjur, t ex den vanliga grodan, som misslyckas med fortplantningen i försurade vatten, kan de kanske om kalkspridningen utförs under tiden för rommens utveckling (några veckor efter islossningen), negativt påverkas om stora mängder kalk överlagras rommen. Å andra sidan kommer den förbättrade vattenkvaliteten att möjliggöra en mer normal fortplantning. Ett annat groddjur, den lilla vattensalamandern, är vanlig i försurade sjöar och kalkningseffekterna på denna kommer framför allt att avgöras av fiskbeståndens utveckling. Det har nämligen visat sig att den lilla vattensalamandern har svårt att existera tillsammans med fisk.

Fåglar är en annan djurgrupp som på olika sätt kan tänkas påverkas av kalkningsinsatser. Kortvarig påverkan i direkt samband med kalkningsgenomförandet kan uppstå för erkänt störningskänsliga arter såsom lommar och fiskgjuse. Detta kan klaras genom att man tar reda på boplatserna och undviker att vistas i närheten (200-300 m) av bebodda bon under häckningstiden. Vidare kan eventuellt fågelfaunan på de landområden som behandlas störas, t ex genom att kalkningsmedlet

direkt sprutas på bon och ungar. De långsiktiga effekterna kan förväntas vara knutna till sjöns biologiska utveckling efter kalkningen. Här har fiskbeståndet en nyckelroll. Kalkning och därpå följande tillväxt av fiskbestånden är en metod för att bibehålla näringsunderlaget för fiskätande fågelarter. Vissa arter, som t ex knipa och gräsand, vilka i stor utsträckning konkurrerar om samma föda som fisken, kan missgynnas av en tillväxt av fiskbestånden. Flertalet arter som kan tänkas drabbas av negativa effekter i samband med kalkning har emellertid en mindre sårbar situation än många fiskätande fåglar.

I försöksverksamheten pågår undersökningar av både den skisserade kortvariga och den mer långsiktiga typen. Preliminära resultat från undersökningar i nära anslutning till tryckluftsspridning av kalkstensmjöl i barrskog visar att ingen påverkan på fågelbeståndet kan upptäckas.

7.3.10 Sammanfattning av biologiska effekter

De biologiska förändringar som konstaterats i samband med och efter kalkningsinsatser är nästan uteslutande de motsatta mot vad som konstaterats vid försurning (tab. 17). Sammanfattningsvis kan alltså sägas att försöksverksamheten visat att kalkning av sjöar och vattendrag i stort sett leder till en återgång till normala växt- och djursamhällen.

TAB 17 GENERALISERAD SAMMANFATTNING AV VISSA BIOLOGISKA FÖRÄNDRINGAR VID FÖRSURNING OCH KALKNING

	vid försurning	vid kalkning
mikrobiologisk aktivitet	-	+
bottentäckande filt	+	-
växtplankton		
pH-normala arter	-	+
försurningsgynnade arter	+	-
vitmossa och löktåg i vattnet	+	-
vitmossa på land	?	-
lavar (på land)	?	-
djurplankton		
artantal	-	+
individtäthet	-	+
bottendjur		
glattmaskar	-	+
snäckor	-	+
vattengråsugga	-	+
dagsländor		
individtäthet	-	+
artantal	-	+
trollsländor, nattsländor		
artantal	-	+
sävsländor	+	-
buksimmare	+	-
planktonmygglarv	-	+
fjädermyggor		
pH-normala arter	-	+
försurningsgynnade arter	+	-
kräftor	-	+
fisk		
fortplantning	-	+
tillväxt	+	-
produktion	-	+
grodor	-	?
fågel		
fiskätande arter	-	+
ej fiskätande arter	+	-

### 7.3.11 Återinförande av utslagna organismer i kalkade vatten

I ett flertal fall har det visat sig att återkolonisationen efter kalkning av vissa utslagna organismer kan ta mycket lång tid. För många organismer kan t ex spridningshinder medföra att de aldrig på naturlig väg kan återinvandra till kalkade vatten. Goda möjligheter finnes dock att inplantera dessa djur.

Resultaten hittills visar att artrikedomen bland växt- och djurplankton vanligtvis ökar efter kalkning till en nivå och sammansättning som är jämförbar med den man finner i icke försurade sjöar av samma typ. Anledningen är troligen att organismer som uppges saknade under sura förhållanden ändå förekommer, men i oerhört ringa mängd eller att de överlevt i olika vilstadiet i sedimenten. Dessa stadier bör även lätt kunna spridas från andra sjöar av t ex fåglar.

Även artsammansättningen av de vattenlevande insekterna och insektslarverna tycks förändras relativt snabbt efter kalkning. Anledning härtil är insekternas flygförmåga och/eller möjlighet att transporteras av vindar. Inom områden med utbredd försurning och långa spridningsvägar kan dock den naturliga spridningen ta mycket lång tid. Inplantering kan i sådana lägen påskynda utvecklingen. I några fall har också utsättning av försurningskänsliga dagsländearter efter kalkning givit goda resultat.

Kalkning kan ses som ett första led i en fiskevårdande insats och återinförande av växter och djur som ett naturligt därpå följande led i de vatten där utslagning skett.

Avsikten med inplanteringarna är dock självfallet att återställa organismsamhället till vad det var före försurningen. Man bör då observera att många

av de mest försurningskänsliga organismerna endast i undantagsfall naturligt förekommit i denna typ av vatten. Vidare bör utsättningarna göras under kontrollerade former och material tas från kända vatten. Risken för spridning av fisksjukdomar och kräftpest är annars uppenbar.

### 7.3.12 Referenser

- (1) Gahnström, G., Andersson, G. och Fleischer, S.  
Decomposition and exchange processes in acidified lake sediment. - Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Norge, SNSF-proj., sid. 306-307, (1980)
- (2) Lazarek, S. Periphyton in four acidified lakes of southwestern Sweden. - Limn. inst., Lund, (1979)
- (3) Tiberg, H.V. Drag ur näringslivet i Filipstads Bergslag serskildt vid Långbanshyttan.  
Wald. Zachrissons Boktryckeri A.-B., Göteborg, (1912)
- (4) Ekström, Christina, opubl.
- (5) Avsnitten 7.3.3 - 7.3.6 och 7.3.8 presenteras mer ingående i : Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. och Nyberg, P. Ekologiska effekter av kalkning.  
- Inf. fr. Sötvattenslab., Drottningholm (i tryck).

## 7.4 Bad- och dricksvatten

### 7.4.1 Bad

pH-höjningen medför en förändrad planktonsammansättning och att siktdjupet i allmänhet minskar. För något decennium sedan skulle detta sannolikt uppfattats som en försämring av vattenkvaliteten, men vetenskapen om att sjövattnet inte längre är förgiftat verkar i dag tvärtom stimulerande på besöksfrekvensen för bad och rekreation.

### 7.4.2 Dricksvatten

Surt vatten innehåller förhöjd halt av många metaller, bl a mangan, vilket försämrar ledningsvattnets kvalitet. Genom att kalka redan i sjön minskar reningsbehovet i vattenverket och förhindras att vattnets manganinnehåll fälls ut i ledningsnätet eller på klädtvätten. Kalkningen av Stora Skarsjön vid Ljungskile medförde en manganminskning från 0.3 till 0.05 mg/l (fig. 43).

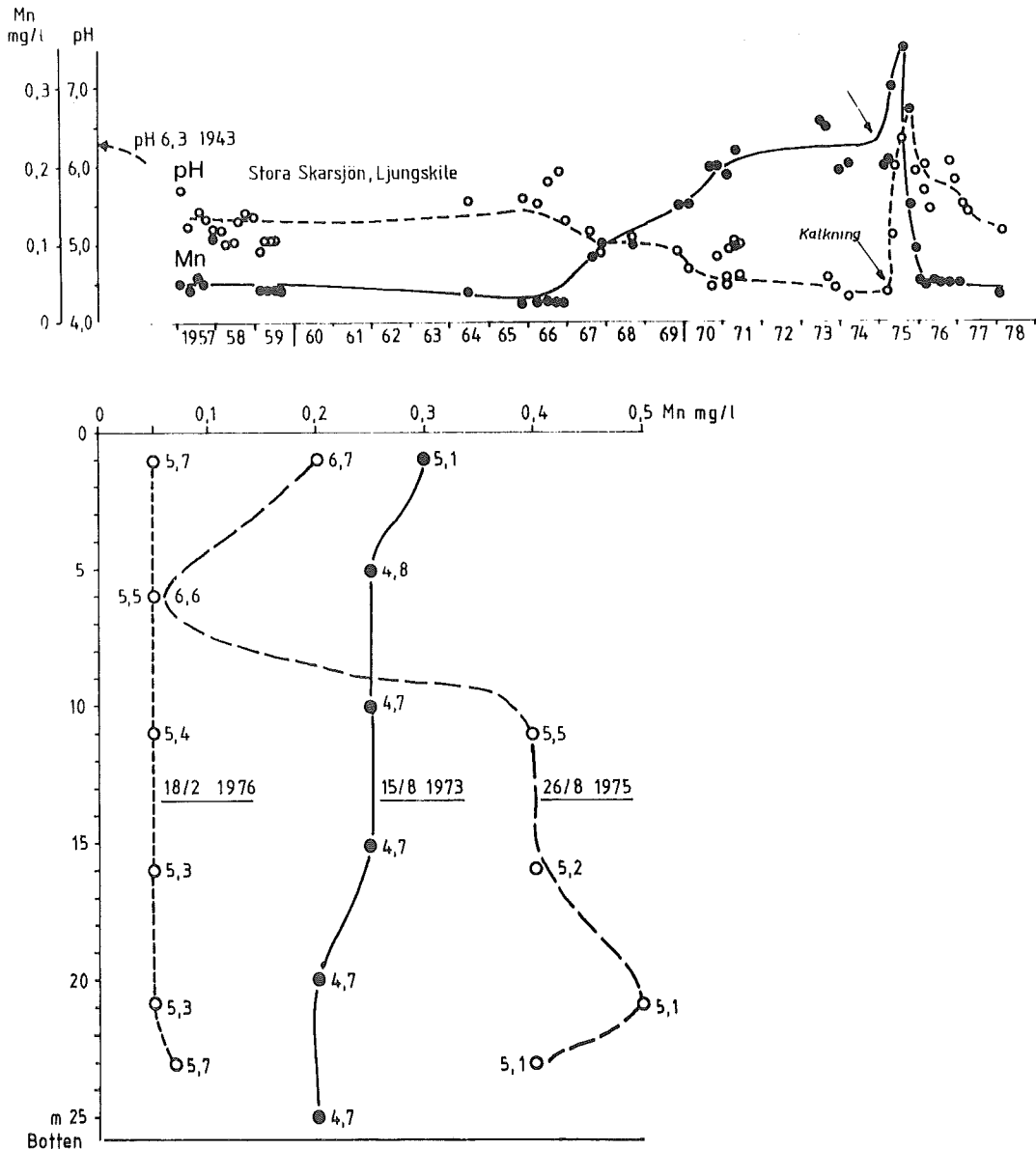


Fig. 43 Försurnings- och kalkningseffekter på manganhalten i Stora Skarsjön, vattentäkt till Ljungskile. pH sjönk från 6,3 år 1943, till 5,5 - 5 under 1960-talet och till ca 4,5 på 1970-talet. Sjön kalkades våren 1975 varvid manganhalten minskade i ytvattnet men steg mot botten, varefter sjön återfick låg halt i hela sjöprofilen.



Surt vatten är också "mjukt" och ett samband är påvisat mellan vissa bristsjukdomar och mjukt, speciellt magnesiumfattigt vatten. I sura sjöar råder sannolikt brist på en del värdefulla spårämnen, t ex fluor och selen. Kalkning, i synnerhet med naturligt spårämnesrik kalk, medför utöver pH-höjningen en automatisk förbättring av vattenkvaliteten.

Surt vatten är också korrosivt på ledningsnätet, vilket enkelt motverkas med kalkning. En kalcium- och alkalinitetsförhöjning av 0.1 mekv/l motsvarar bara en måttlig ökning av hårdheten, 2.8 mg CaO/l, d v s 0.28 tyska hårdhetsgrader, vilket innebär att vattnet förblir mjukt även efter kalkning så länge som man nöjer sig med att kalka upp vattnet till dess naturliga alkalinitet.

Vatten från djupborrhade brunnar kan behandlas med kalkfilter. Om råvattnet är ytligt grundvatten kan kalkning utföras direkt i brunnen. Vet man varifrån vattnet kommer rekommenderas markkalkning, vilket medför utfällning av tungmetallinnehållet redan i marken, varvid kadmium- och aluminiumhalten i intagsvattnet minskar till en bråkdel jämfört med före kalkning.

## 8. KALKNINGSEFFEKTIVITET

### 8.1 Utvärdering av kalkningsprojekt

Projektens mångfald och det stora antalet variabler inom dem: kalkningsmedel, fraktion, dos, spridningsområde, tidpunkt, topografi, humustäcke, jorddjup, berggrund, nederbörd, avrinning, vattenkemi m m gör ofta mätresultaten svårtolkade och försvårar möjligheterna till jämförelse mellan olika projekt. Detta särskilt som i regel högst fyra år förflutit från projektstart och flertalet av projekten fortfarande har ett påvisbart kalkläckage, d v s ännu inte kan slutrapporteras.

Ur den stora volymen av dokumentation går likväl en hel del värdefull information att hämta beträffande lämpliga pH-höjande medel, spridningsområden och effekter i vatten.

### 8.2 Kalkningsbehovet för ett vatten

Kalkningsbehovet för en sjö eller ett vattendrag kan definieras som den mängd bas som behöver tillföras för att under en given tid ge vattnet en viss alkalinitet.

Behovet erhålls genom att titrera vattnet ifråga med det medel man vill använda. Den mängd bas som behövs för fem år blir således summan av vad som går åt för att höja alkaliniteten i sjövatten och tillrinnande vatten under fem år.

För att komma ifrån svårigheterna med att i varje enskild kalkningsansökan behöva titrera ett "typiskt vatten" för objektet ifråga, har under försöksperioden en schablon nyttjats, som baserats på den mängd kalk som skulle behövts för att kompensera det totala syratrycket från atmosfären i regionen; på västkusten 70 kg per hektar, i Bergslagen 30 kg o s v.

En sjö på västkusten med 1000 hektars avrinningsområde har således i normalfallet tilldelats ett statsbidrag motsvarande kostnaderna för dels neutralisation av

tillrinningsvattnet, d v s  $70 \times 1000 \times 5 = 350$  ton kalksten, och dels för kalk motsvarande  $10 \text{ gram/m}^3$  sjövattnet.

Genom detta beräkningssätt har viss "rättvisa" och jämförbarhet erhållits beträffande kalkmängd och kalkdosering. Sökanden har därefter själv, inom vissa gränser, fått välja var, när, hur och med vilket medel han önskat utföra pH-höjningen.

I en del markkalkningsprojekt har kalkningen medvetet doserats för mycket lång varaktighet, 20 - 80 år, för att en mätbar alkalinitet i avrinningsvattnet över huvudtaget skall kunna uppnås. I de flesta sjökalkningsprojekt däremot har doserats för fem års varaktighet.

## Spridningsområden

### Allmänt

Resultaten av tre principiellt olika metoder för kalkning av sjöar visas i fig. 44. Vattnen är förhållandevis jämförbara klarvattensjöar med omsättningstider på 2 - 4 år. De har alla kalkats med kalkstensmjöl. I Övre Bolsjön har kalken tillförts direkt i vattnet över hårda bottnar i strandzonen. Alkaliniteten stiger snabbt och avtar sedan med tiden men långsammare än vad utspädningen orsakar, beroende på att kalk fortfarande finns kvar att lösa ut.

I de två övriga sjöarna har all kalk spridits på land, men i omedelbar närhet till vattnet (strandzonskalkning i något vid bemärkelse). Vid Blanksjön tillfördes kalken koncentrerat ( $10 - 20 \text{ ton/ha}$ ) till vissa lättåtkomliga strandavsnitt och vid Ö. Skälsjön spreds kalken jämnt fördelad,  $5,5 \text{ ton}$  på land runt hela sjön. Kalktillförseln till sjön är störst vid den höga arealgivan (Blanksjön), medan urlakningen till Ö. Skälsjön är liten och alkaliniteten 0 i ytvattnet under snösmältning redan våren efter kalkningsinsatsen.

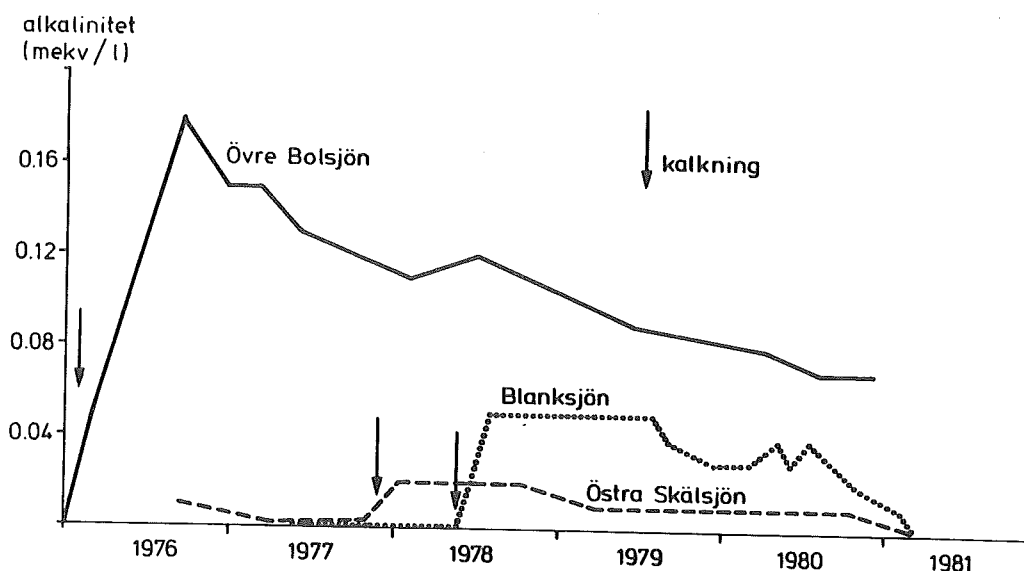


Fig. 44 Tre olika metoder för kalkning av sjöar

Sjö	Kalkn område	Giva (CaCO <sub>3</sub> ) (ton/ha) tillrinn omr	g/m <sup>3</sup>	Dos på kalka- de ytor (ton CaCO <sub>3</sub> /ha)
Öv Bolsjön	Direkt i sjön	0.5	33	
Blanksjön	0-20 m från vattenlinjen	0.5	60	10-20
Ö Skälsjön	0-30 m från vattenlinjen	0.3	15	5.5

Alkaliniteten är 0 i de två landkalkade sjöarna redan efter ca tre år, medan vattenkvaliteten i Övre Bolsjön fem år efter insatsen fortfarande är tillfredsställande. Detta trots att sjön är belägen på västkusten och har högre syrabelastning än de båda övriga sjöarna, som ligger i Tiveden och Bergslagen där syranedfallet är lägre.

Detta är karakteristiska resultat och visar klart att valet av spridningsområde är avgörande för utfallet av kalkningsinsatsen.

### 8.3.2 Skogsmark

Marken har varierande förmåga att binda upp tillförd kalk. Ju tjockare humusskiktet är, desto hårdare binds kalken och ju mindre basmättnaden är, desto större

mängder kalk måste tillföras för att pH i det avrinnande vattnet skall kunna höjas. Erfarenheterna med kalkning av metertjocka torvlager visar att inte ens 20 ton kalkstensmjöl per hektar räcker för att ge avrinningsvattnet ett acceptabelt pH.

Humusskiktet i svensk barrskog är normalt mycket tunnare, någon dm, men basmättnaden är lägre än 20%, d v s marken är till minst 80% vätejon- och aluminiumladdad, och har pH 3,5 - 4,5. De underliggande skikten är vidare sura och har pH 4 - 5. För att höja basmättnaden tillräckligt för att kunna ge ett bikarbonathaltigt avrinningsvatten erfordras likväl inte mer än 2 - 4 ton per hektar beroende på att det totala förrådet av utbytbara vätejoner är mindre än i en metertjock torvmark, som alltså är en mycket effektivare jonbytare än minerogen skogsmark.

De skogsmarkskalkningar som finns utlagda i Sverige sedan 1950-talet och där kalkförråden inventerats visar att under en tidsrymd av 21 - 27 år är utlakningshastigheten av tillförd mängd ca 2% per år från humusskikt inklusive 10 cm mineraljord. De första 10 - 15 åren är utlakningshastigheten större, ca 4%, och de följande åren följaktligen lägre än 2%. Bikarbonatläckaget blir procentuellt större ju högre basmättnaden är i marken (1).

Det verkliga läckaget ända ner till grundvattnet blir emellertid lägre än vad som lämnar markens övre skikt. Erfarenheterna från försöksperioden visar att inte mer än ca 1% per år av tillförd kalk utlakas under de första åren.

Marken inom sjön Lilla Ottervattens avrinningsområde på västkusten kalkades i sin helhet med 6 ton finmalen kalksten per ha. Efter ett år hade pH i mark och avrinningsvatten stigit från 4 till 6. Alkaliniteten ökade från 0 till 0,2 mekv/l och kalcium + magnesiumhalten med 0,3 mekv/l, vilket motsvarar 75 kg kalksten per hektar, d v s en förlust av något mer än 1% av den totala givan det första året.

Kalkningen av Jetesjön i Småland utfördes också som en markkalkning med doseringen beräknad för en varaktighet av 70 år om kalken tillförts vattnet. Kalken utlades på 50% av avrinningsområdet med dosen 8 ton/ha på skogs- och kärrmark och 4 ton/ha på åker. Kalcium + magnesiumhalten i sjön steg med 0,15, 0,22 respektive 0,03 mekv/l de tre första åren. Utlakningen motsvarar ungefär 1% per år de första två åren men blir det tredje året betydligt mindre. pH steg från 5,0 till 5,5 och 5,4 men var efter tre år åter nere i pH 5,2.

Vid Södrasjö, också i Småland, kalkades 16 hektar mark med 14 ton  $\text{CaCO}_3$ /ha från sjön en bit upp i skogen. Den kalkade ytan motsvarar 3% av sjöns avrinningsområde. Första året steg kalcium + magnesiumhalten i sjön med 0,03 mekv/l, men hade det andra året återgått till ursprungsvärdet. pH steg från 5,2 till 5,7 men har åter gått ner till 5,0. Ettårsläckaget motsvarar 1 - 2% av den totalt tillförda givan.

På Fulufjället där utlakningsbetingelserna borde vara optimala - ingen skog och mycket blockrik och humusfattig terräng - kalkades 1977 ca 15% av avrinningsområdet till en tjärn med 5 ton  $\text{CaCO}_3$ /ha. Första året steg kalciumhalten med 0,03 mekv/l för att därefter åter sjunka. Högst 3% utlakades de första fyra åren, d v s mindre än 1% per år. pH steg från 4,5 till som högst 4,8.

Fig. 45 visar alkaliniteten i fyra sjöar vars strandnära områden kalkats. Vid Långsjön och Blanksjön har kalken blåsts från isen upp på land på lättåtkomliga strandavsnitt. Dosen på de kalkade områdena är relativt hög (10 - 20 ton/ha). Alkaliniteten håller sig på en relativt konstant nivå under ca två år, men effekten är sedan praktiskt taget borta vid årsskiftet 1980/81.

Vid Skälsjöarna utfördes kalkningen med helikopter och kalken spreds runt hela sjöarna. Dosen var 5,5 ton/ha på dessa områden. Alkaliniteten var som högst 0,02 mekv/l och effekten är nu drygt tre år efter insatsen i stort sett borta.

Visserligen kan man ännu skönja en viss förhöjning av kalciumhalten i vattnen men då pH-värdet tidvis är klart under 5,0 är utlakningen av kalk nu så ringa att den ej förmår att neutralisera nederbörden. Den ackumulerade utlakningen av kalk t o m 1980 är mycket liten (1,8 - 13% av totalt tillförd kalkmängd). Det högsta kalkutnyttjandet har erhållits vid Långsjön och Blanksjön. Orsakerna härtill är säkert att de kalkade områdena till relativt stor del består av hållmarker samt att utlakningen är störst vid höga arealgivor.

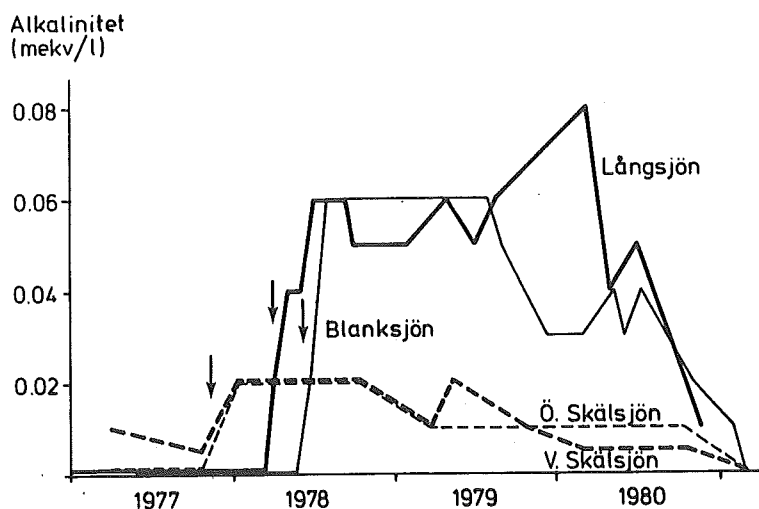


Fig. 45 Kalkning av skogs- och hållmarker

Sjö	Giva (ton/ha avrinn omr)	Kalkurlakning (i % av tillförd mängd)
Långsjön	0.2	13.0
Blanksjön	0.5	7.9
Ö Skälsjön	0.3	1.8
V Skälsjön	0.3	5.8

Erfarenheterna med fastmarkskalkning visar sammanfattningsvis att en mycket stor del av avrinningsområdet måste kalkas med en hög hektargiva för att effekten på avrinningsvattnet skall bli märkbar. Effekten är störst första året efter kalkningen då ytavrinningen tar med den mest lättrörliga delen av kalken. De följande åren minskar utlakningen. Det faktiska alkalinitetstillskottet i sjöar och vattendrag blir mindre än kalcium + magnesiumläckaget.

Troligen behövs 20 år för att man skall få 10% alkalinitetsläckage från en hektargiva på 5 ton. Fig. 46 visar förloppet och hur stor del av ett avrinningsområdes fastmark som behöver kalkas för att en acceptabel alkalinitetsnivå skall erhållas.

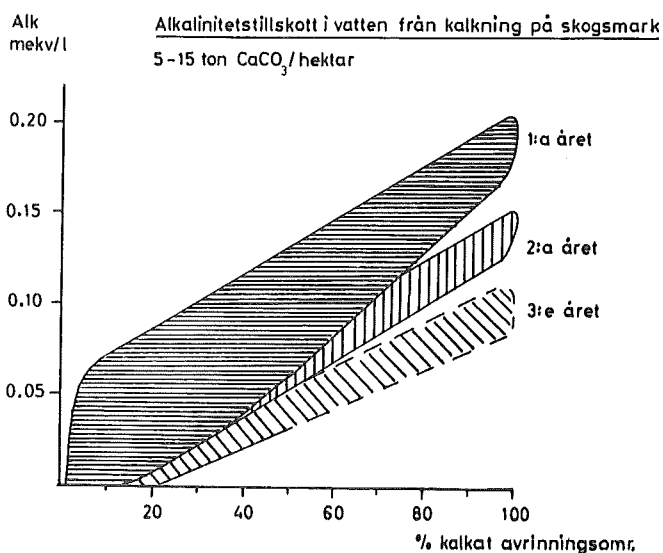


Fig. 46 Alkalinitetsstillskott i avrinningsvatten från skogsmark efter kalkning. Figuren är baserad på kalkningarna vid Jetesjön, Södrasjö, Lilla Ottervatten, Olaloken, Västra och Östra Skälsjön, Blanksjön och Långsjön.

### 8.5.3 Jordbruksmark

Åkermark har betydligt högre pH än skogsmark och avrinningsvattnet har följaktligen en bättre alkalinitet.

Mager skogsmark har pH 4 och en basmättnad som är lägre än 20%. Produktiv jordbruksmark däremot skall året runt åtminstone ha pH 6 och en basmättnad av 60%. På lite tyngre jordar anses pH 6,5 och en basmättnad av 80% vara optimalt. Jordbruksmarker fordrar varierande mängder kalk för att basmättnaden skall höjas. En sandig mullfattig jord behöver 2 ton kalkstensmjöl medan en mullrik styv lera fordrar 12 ton för att höja pH från 5,5 till 6,5. Högsta alkalinitetsstillskott till vattnet får man med 100% basmättnad och pH 7, men då har kalkningen i många fall redan passerat optimal dos vad beträffar markens produktionsförmåga.



Eftersom åkermarken ofta är belägen i anslutning till vattendrag, borde åkerkalkning kunna ge goda utlösningseffekter för kalken, speciellt som marken ofta är upplöjd just under högvattenflödena höst och vår.

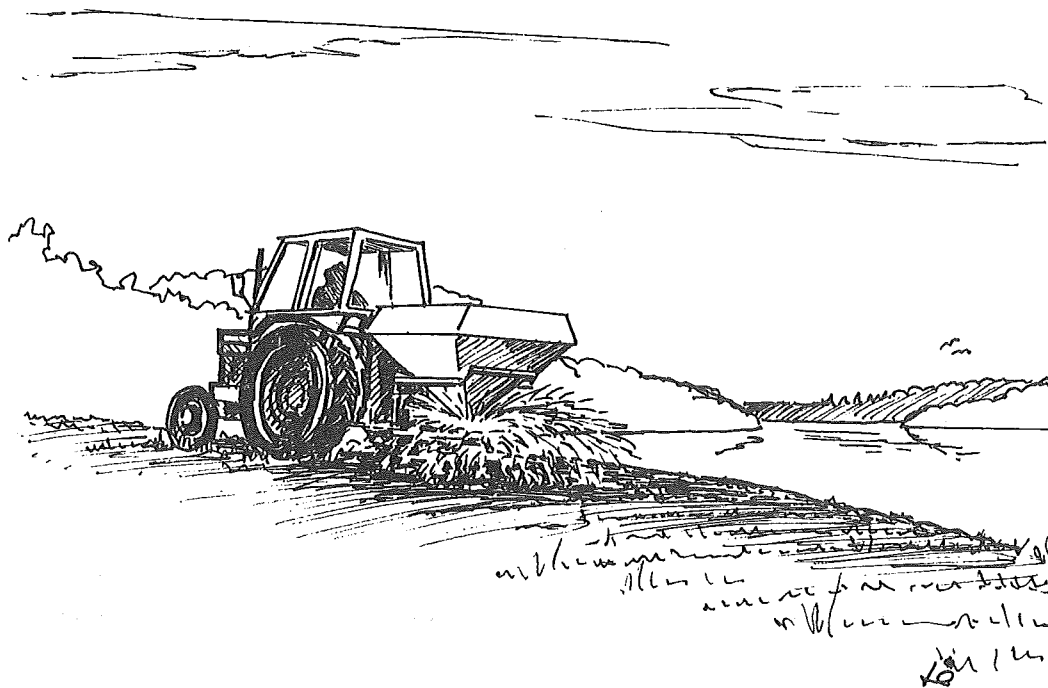


Fig. 47 Kalkning av åkermark, traktor med centrifugalspridare

Försök både i Sverige (Lanna)(1) och Danmark (2) har dock visat att det blir fråga om många decennier innan all kalk kommit vattnen tillgodo. Med ledning av resultaten från dessa försök och med tanke på att dagens syradeposition är betydligt större än på 1920 - 40-talen bör man kunna räkna med att 100 - 200 kg  $\text{CaCO}_3$  lakas ut per år från ytor som kalkats med 2 - 12 ton kalksten per hektar. Om kalken huvudsakligen är löst som bikarbonat motsvarar läckaget en alkalinitet av 0,5 - 1 mekv/l. Om den kalkade ytan utgör 10% av hela tillrinningsområdet blir alkalinitetstillskottet 0,05 - 0,1 mekv/l.

Tidigare hade åkermarken naturligt en positiv inverkan på avrinningsvattnet, men idag kan den ibland vara direkt försurande beroende på intensiv handelsgödsling m m. En stor del av den utlösta kalken går därför åt enbart till att neutralisera markförsurningen, varför

bikarbonathalten i avrinningsvattnet i själva verket blir lägre än den teoretiskt skulle bli.

Inom vissa kalkningsprojekt sker uppföljning av effekterna på det avrinnande vattnets kvalitet efter kalkning av jordbruksmark. Utlakningen av tillförd kalk är emellertid ytterst långsam, varför det ännu är för tidigt att definitivt utvärdera effekten av sådana kalkningsinsatser.

Fig. 48 visar pH och alkalinitet i tre bäckar i vars tillrinningsområden kalkningen skett huvudsakligen på jordbruksmark. Antalet provtagningstillfällen är få före kalkning men pH-värdena förefaller ej att nämnvärt ha påverkats. I området med den högsta arealgivan (10 ton/ha motsvarande 0,5 ton/ha tillrinningsområde) har pH-värdet, med ett undantag, varit 4,5 - 5,0. De båda övriga bäckarna (1, 2) hade en svag alkalinitet

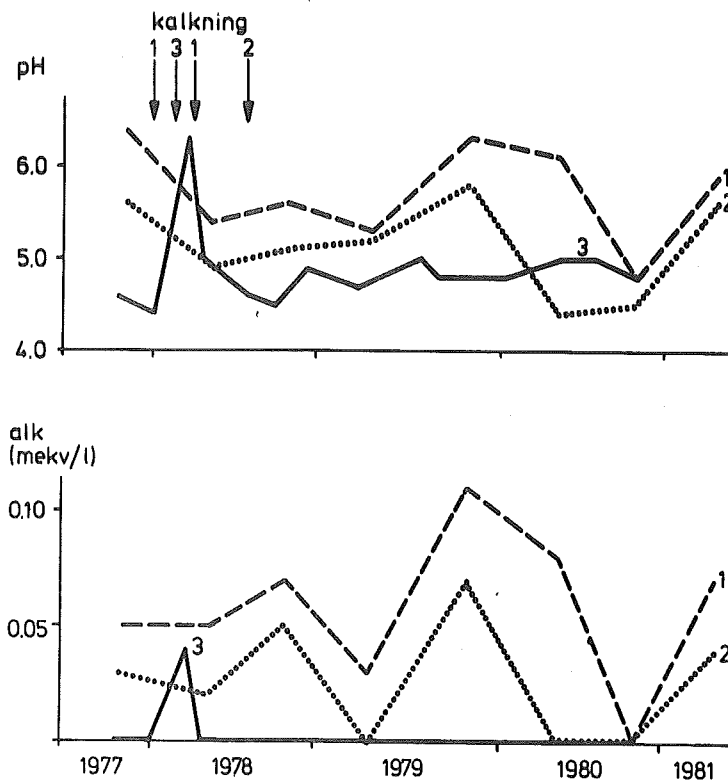


Fig. 48 pH och alkalinitet efter kalkning av åkermark och bäckraviner

1. Åkermark 10 ton/ha, totalt 290 ton  $\text{CaCO}_3$  (0.2 ton/ha tillrinningsområde)
2. Åkermark 10 ton/ha (200 ton  $\text{CaCO}_3$ ) och bäckravin (80 ton  $\text{CaCO}_3$ ) totalt 280 ton  $\text{CaCO}_3$  (0.07 ton/ha tillrinningsområde)
3. Åkermark 51 ton  $\text{CaCO}_3$  och bäckravin (300 m, 25 ton  $\text{CaCO}_3$ ), totalt 76 ton  $\text{CaCO}_3$  (0.5 ton/ha tillrinningsområde)

även före kalkningen och möjligen sker här en svag och tillfällig ökning hösten 1979. Vid höga flöden på vårarna är dock alkaliniteten noll efter kalkningarna. I bäck 3 var alkaliniteten 0,04 mekv/l omedelbart efter spridningen, men har sedan dess varit noll.

Inom Änghultasjön - Madkrokens tillrinningsområde i Kronobergs län har kalkning utförts enbart på jordbruks- och skogsmark. Den totala givan var 0,13 ton  $\text{CaCO}_3$  (0 - 3 mm)/ha tillrinningsområde. Efter kalkningen har pH-värdet varit 5,9 - 6,3 och vid ett tillfälle före densamma uppmättes 6,4 (fig. 49). Det förefaller som om alkaliniteten ökat något efter kalkningen men i maj 1981 var förhöjningen dock endast 0,01 mekv/l i jämförelse med före kalkningen.

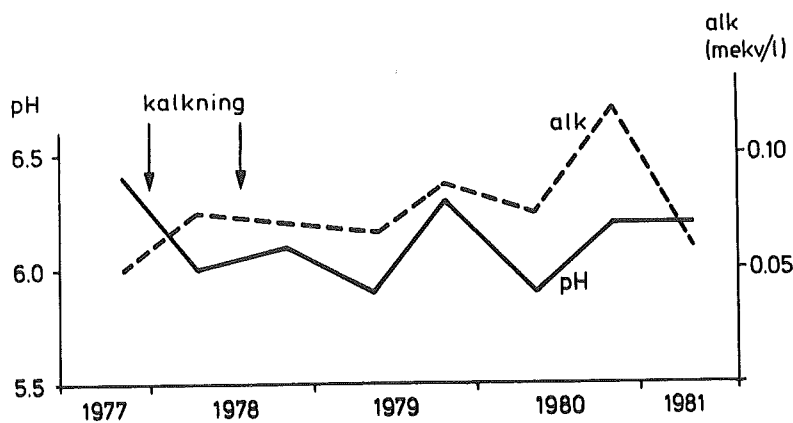


Fig. 49 pH och alkalinitet efter kalkning på jordbruks- och skogsmark, Änghultasjön-Madkroken.

Jordbruksmark: 2 000 ton/ $\text{CaCO}_3$   
Skogsmark : 1 000 "-  
Totalt : 3 000 "- (0.13t/ha avrinningsområde)

Inom Vänneåns tillrinningsområde (ca 10.500 ha) i Kronobergs län har på försök kalkning skett på flera olika sätt, varvid sammanlagt tillförts ca 8000 ton  $\text{CaCO}_3$  motsvarande 0,8 ton/ha tillrinningsområde. Kalkningen i området utgörs huvudsakligen av kalkning på jordbruksmark. Kalkningen har skett under perioden maj 1978 - nov 1980. På den kalkade jordbruksmarken var givan

i genomsnitt 6,6 ton  $\text{CaCO}_3$ /ha. Effekterna på vattenkvaliteten i huvudfåran är mycket ringa. För att neutralisera vattnet i Vänneån under 1980 kan beräknas att kalkgivan borde ha varit sex gånger större än den nu utspridda mängden, d v s 50000 ton.

Från dessa exempel kan konstateras att utlakningen till ytvattnen från kalk lagd på åkermark är så ringa vid de tillfällen då effekten verkligen behövs att pH och alkalinitet ej påverkas i nämnvärd grad. Givorna är emellertid i dessa fall anpassade efter jordbrukets önskemål och därför förhållandevis låga. Vid högre givor ( $> 10$  ton  $\text{CaCO}_3$ /ha) kan man räkna med att markens basmättnadsgrad stiger så kraftigt (till mer än 80%) att en rejäl utlakning i form av bikarbonat sker till ytvattnen.

Genom att utlakningen per hektar är liten måste en stor andel av det totala avrinningsområdet åtgärdas för att tillräcklig effekt skall erhållas i vattendraget.

#### 8.3.4 Moss- och myrmark

I mars 1978 kalkades den 3 ha stora och relativt humösa sjön Trehörningen (vattenfärg 25 - 150 mg Pt/l) med kalkstensmjöl 0 - 1 mm. All kalk (12 ton  $\text{CaCO}_3$ , 0,16 ton/ha tillrinningsområde) spreds på myr- och till en liten del på fastmarksstränder i en ca 20 m bred zon runt sjön. Med hjälp av avrinningsregistreringar från en närbelägen vattenföringsstation, har kalkförbrukningen under tiden mars 1978 - okt 1980 beräknats (fig. 50). Sjön har liten volym, stort tillrinningsområde och därmed kort omsättningstid (ca 3 mån).

Under senhösten 1980 var pH-värdet i hela vattenvolymen 5,2 och i början av 1981 uppmättes 4,7 i ytvattnet. Effekten av kalkningen kan därför i stort sett anses slut. Som framgår av figuren var den mätbara sammanlagda kalciumförhöjningen i vattnet omkring 200 kg under knappa två år. Fram till slutet av 1980 beräknas ca 950 kg kalcium ha runnit ur sjön med avrinnande

vatten, vartill kommer de ca 100 kg kalcium som återfinns som kalciumförhöjning i sedimentet. Av den totalt tillförda kalken (ca 4800 kg) återfinns ca 2% i sedimentet och 22% har runnit ur sjön. Den totala utlakningen av tillförd kalk är således ca 24% under knappa tre år.

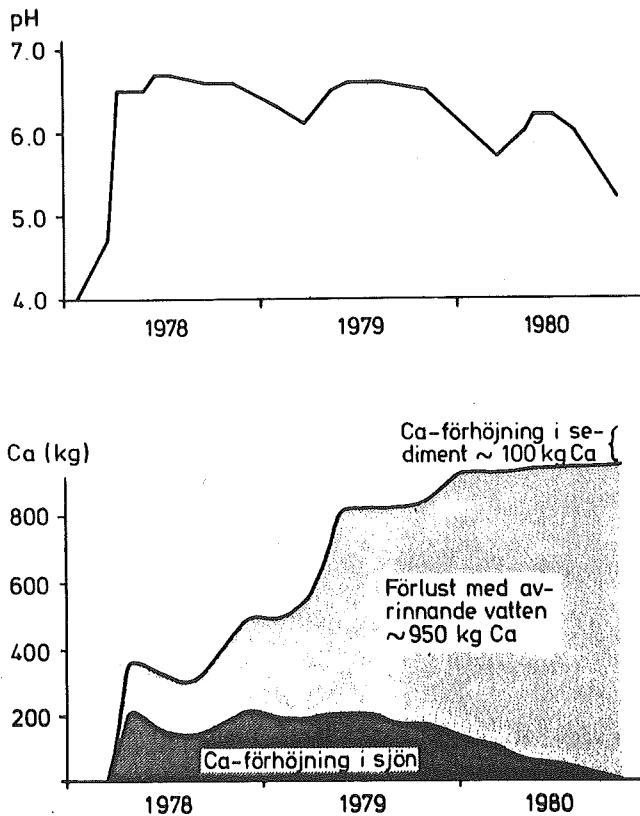


Fig. 50 Kalciumbudget för trehörningen. Tillförd kalkmängd: 4 800 kg Ca

Vid samma tillfälle kalkades även delar av ett myrområde (4,2 ha) med 4 ton  $\text{CaCO}_3$ . Kalken koncentrerades till ett smalt utströmningsområde och givan på den kalkade delen var relativt hög (ca 8 ton/ha). pH-värdet steg raskt till över 7 (fig. 51), men var redan under följande vårflod nere i 5,0.

Under våren och hösten 1980 var pH-värdet i vattnet från den kalkade myren lika lågt som i avrinningsvattnet från ett angränsande icke kalkat myrområde (pH 4,4).

Figuren visar även den ackumulerade utlakningen av  $\text{CaCO}_3$  under samma tid. Under knappa tre år kan man beräkna att ca 400 kg av tillfört 4 ton kalk, d v s 10%, lämnat området.

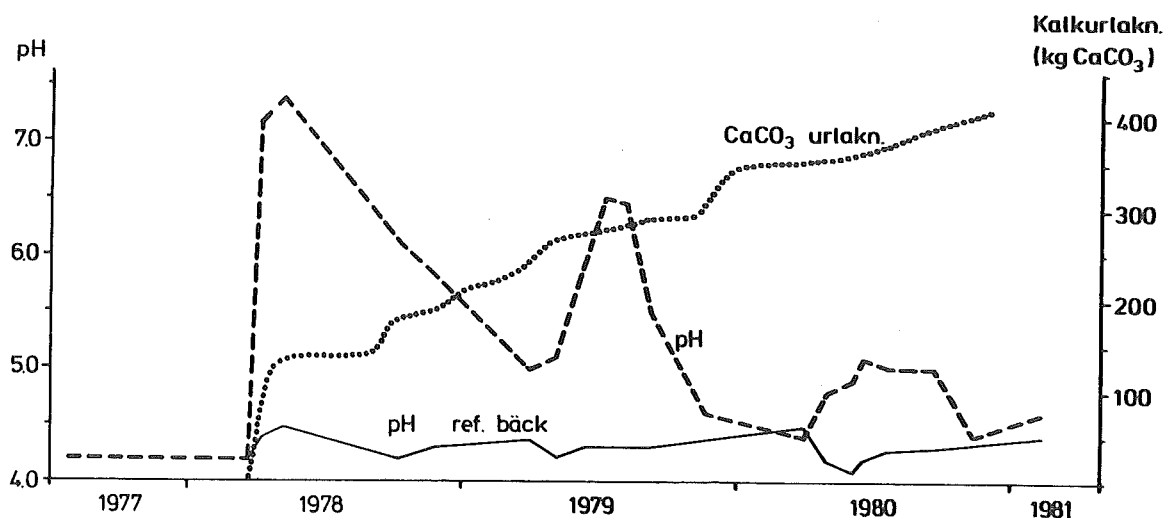


Fig. 51 pH och kalkurlakning i en kalkad (1 ton/ha) myrbäck och i en icke kalkad

Inom det tidigare nämnda Vänneåprojektet kalkades som delprojekt i det växtekologiska undersökningsprogrammet 10,5 ha mossmark kring Ljungsjön. Givan på den kalkade ytan var 20,9 ton  $\text{CaCO}_3/\text{ha}$ , vilket motsvarar 5,5 ton/ha på sjöns hela tillrinningsområde. Insatsen gjordes i maj 1980 och sjövattnets pH-värde har på knappt ett år stigit från 4,2 - 4,4 till 5,3 - 6,2. Det återstår emellertid att se om denna pH-förhöjning blir varaktig eller om effekten hittills enbart beror på en direkt utspolning av kalk under 1980 års nederbördsrika höst.

I slutet av 1972 kalkades Store Mosse vid Östra Nedsjön med 100 ton T-kalk. Mossen saknar definierat utlopp och vattnet silas över mossen på ett bredare område, dit spridningen koncentrerades (ca 12 ton/ha). Resultatet blev att pH och alkalinitet höll tillfredsställande värden fram till vårfloden 1977. Av totalt tillförd kalk hade då upp till ca 30% lakats ut, d v s i medeltal 0,5 - 1 ton  $\text{CaCO}_3$  per ha och år. Utlakningen var givetvis störst i början, alkaliniteten var då ca 1 mekv/l.

Vid kalkning av utströmningsområden från moss- och myrmarker torde man kunna räkna med att 20% eller däröver av den tillförda kalken inom rimlig tid kommer vattnet till godo. Ännu har ingen "upprepad kalkning" skett på sådana områden, men det finns skäl att anta att kalkutnyttjandet därvid skulle öka. En stor del av den i första omgången tillförda kalken åtgår nämligen för neutralisering av vitmossor och annat organiskt material och inaktiveras dessutom även i hög grad i mossen.

### 1.3.5 Bäckraviner

Fig. 52 visar resultaten efter kalkning av tre skogsbäckar med mycket varierande vattenföring under året. Längs Skälsjöbäckarna har spridning skett med helikopter och efter större delen av bäckens längd. Käringsbäcken har kalkats längs en kortare sträcka. pH-värdet i Skälsjöbäckarna är visserligen aldrig särskilt högt efter kalkningen, men ännu tre år efter insatsen klart förhöjt i båda. Anmärkningsvärt är att pH-förhållandena är stabila oavsett vattenföringen. I Käringsbäcken däremot är pH-variationerna stora och helt styrda av vattenflödet. Redan under den första vårfloden efter kalkningen var pH-värdet nere i 5.5.

Fram t o m hösten 1980 hade 15 - 19% av den tillförda kalken utlakats från de tre områdena. En viss utlakning sker fortfarande, men det totala utnyttjandet av kalken torde komma att stanna vid ca 25%.

Resultat från Anråseån visar likaledes att avsevärda bäcksträckor måste kalkas om pH-värdet skall förbli stabilt under längre tid. Inom Abborrtjärnsbäckens avrinningsområde har bäckraviner och vissa kärrområden kalkats med sammanlagt 139 ton  $\text{CaCO}_3$  (0,3 ton/ha avrinningsområde). pH-värdet faller trots denna insats redan på hösten efter kalkningen ned till för öring skadligt låga pH-värden (fig. 53).

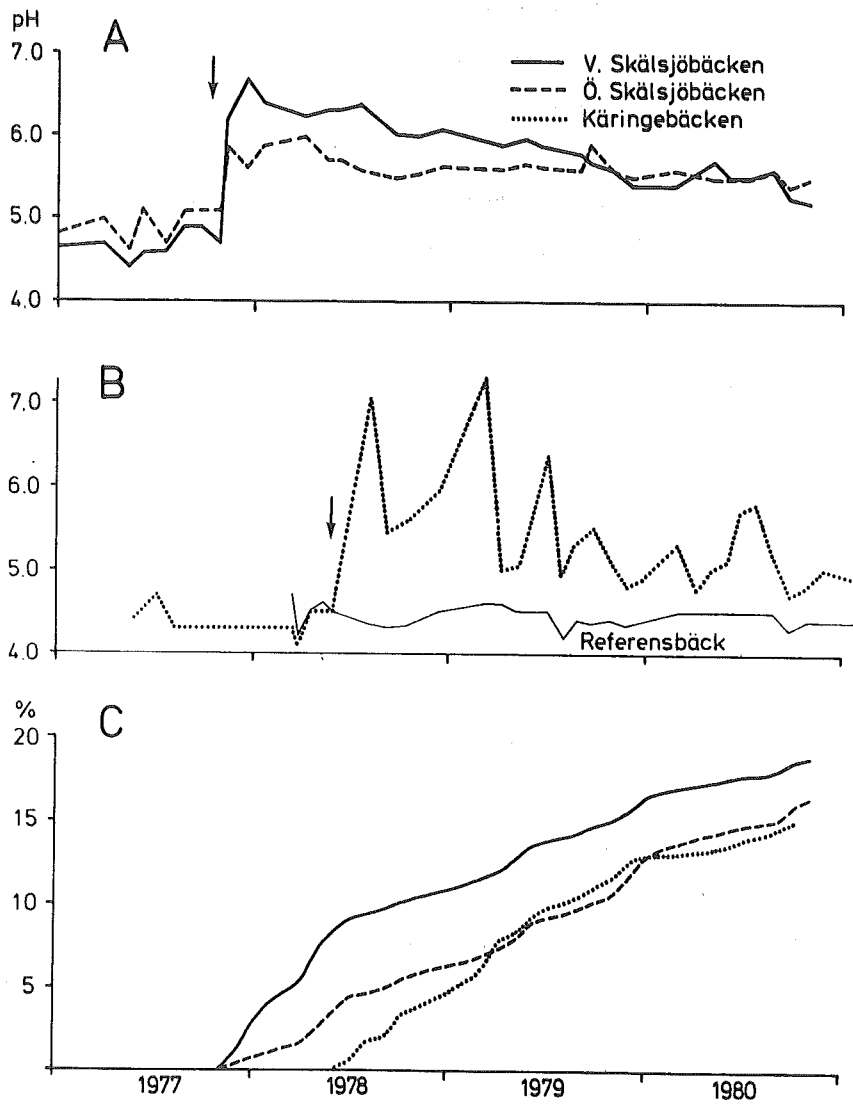


Fig. 52 pH och kalkurlakning i skogsbäckar efter kalkning i bäckravinerna.

- A pH i två bäckar efter helikopterspridning längs hela bäckarnas längd (ca 600 m). 0-0,5 mm, 20-25 m bred zon (5.5 ton/ha) och 0.3 ton/ha tillrinningsområde.
- B pH i två bäckar efter blåsning från bulkbil längs 300 m av totalt ca 2 000 m bäcksträcka. 0-1 mm, 20-25 m bred zon (18 ton/ha) och 0.15 ton/ha tillrinningsområde.
- C Urlakning av kalk från tre kalkade bäckars tillrinningsområde. Ackumulerad kalkurlakning i % av tillförd mängd.



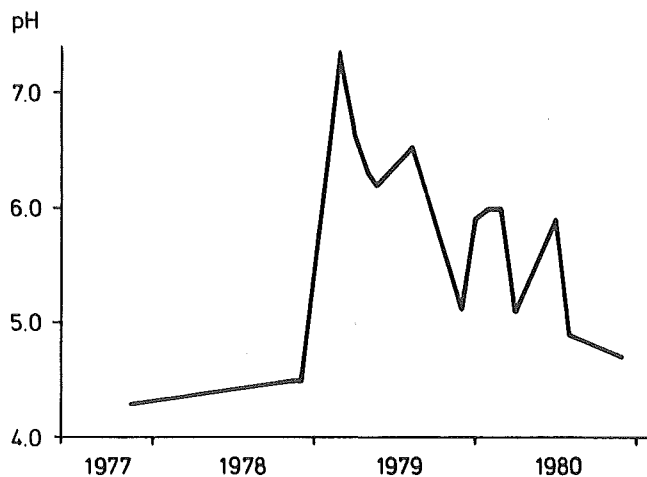


Fig. 53 pH i Abborrtjärnsbäcken (Anråseåns avrinningsområde) efter kalkning av bäckraviner och kärrområden. Dos: 0.3 ton  $\text{CaCO}_3$ /ha tillrinningsområde.

I ett senare startat projekt (St. Holmevatten) har bäckkalkning utförts på samma sätt som i Skälsjöbäckarna. Metoden synes även här ha gett god effekt på såväl pH-värde som de tidigare mycket höga Al-halterna i vattnet.

Sammanfattningsvis visar erfarenheterna således klart att punktvisa insatser inte ens med höga givor längs rinnande vatten förmår att hålla pH-värdet på en tillfredsställande nivå vid höga vattenflöden. Orsaken är att vattnet när det väl kommit ut i bäcken är svårt att kalka upp. Om insatsen däremot sker när vattnet är på väg ut i bäcken, d v s i utströmningsområdena, synes ett gott resultat kunna uppnås.

#### 8.3.6 Kombinationer av olika spridningsområden

I flera projekt har kalkning utförts genom kombination av olika metoder och spridningsområden. Planeringen av kalkningsutförandet har i dessa fall styrts av den valda metodens användbarhet i relation till befintliga vägar, fördelningen mellan skogs- och åkermark och av terrängförhållandena. Gemensamt för dessa projekt är emellertid att en stor del av kalken spri-

dits på land. I det följande redovisas resultaten från tre typer av kombinerade projekt inom Älvsborgs län.

I och omkring Store Malen (fig. 54) tillfördes sammanlagt 990 ton  $\text{CaCO}_3$  (0,43 ton/ha tillrinningsområde), varav cirka hälften på jordbruksmark. pH-värdet ökar från 4,8 - 5,0 före kalkningen till maxvärdet 6,6 under vintern 1978 - 79. I maj 1981 var pH-värdet visserligen 6,2 men i övrigt under 1980 - 81 har man noterat låga värden. Alkaliniteten var 0,03 mekv/l under cirka ett års tid, men är nu närmast obefintlig. Den hittills utlakade kalkmängden har beräknats till mindre än 5% av tillförd mängd.

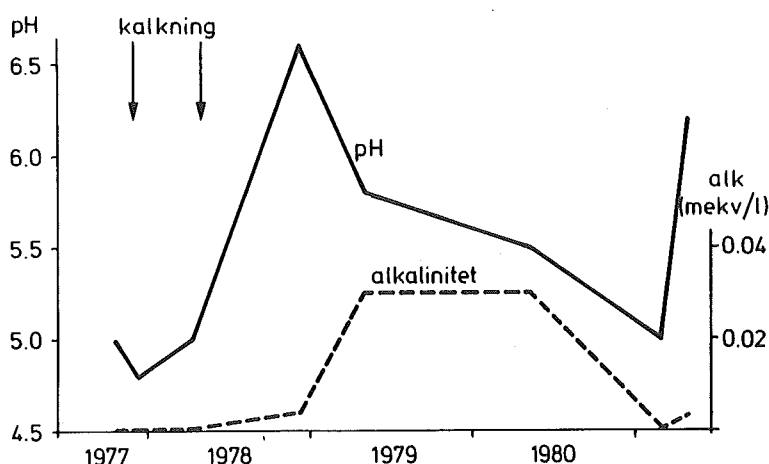
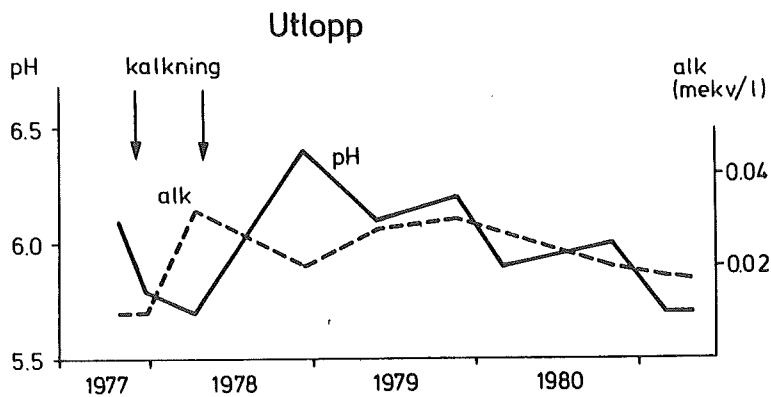


Fig. 54 Kombination av spridningsområden. pH och alkalinitet i Store Malen efter kalkning på jordbruks-, moss- och myrmarker, längs bäckar och i strandzoner. Dos: 0.43 ton  $\text{CaCO}_3$ /ha avrinningsområde.

Jordbruksmark:	460 ton $\text{CaCO}_3$	
Bäck, Strandzon:	395 "-	
Moss-,myrmarker:	135 "-	
Totalt:	990 "-	(0.43 t/ha avrinningsområde)

Ett liknande projekt är Visen - Opperhalen (fig. 55). Där kalkades med 639 ton  $\text{CaCO}_3$  eller 0,33 ton/ha avrinningsområde. Under hösten - vintern 1977 - 78 var pH-värdet 5,7 - 6,1. Efter kalkningsinsatserna uppmättes en kortvarig ökning. Under vintern - våren 1981 var dock pH-värdet åter nere i 5,7. Alkaliniteten, som före kalkningen var 0,01 mekv/l, förefaller likaledes att vara tillbaka kring utgångsvärdet.



ig. 55 Kombination av spridningsområden. pH och alkalinitet i Visen-Opperhalen (utloppet) efter kalkning på jordbruks-, moss- och myrmarker, längs bäckar och i strandzoner. Dos: 0.33 ton  $\text{CaCO}_3$ /ha avrinningsområde.

Jordbruksmark: 259 ton  $\text{CaCO}_3$   
Bäck, Strandzon: 255 "-  
Moss-,myrmarker: 125 "-  
Totalt: 639 "- (0.33 t/ha avrinningsområde)

Det tredje exemplet med kombinerad kalkningsinsats är Uppsalen - Storsjöprojektet. De tre översta sjöarna i systemet erhöill mycket hög kalkgiva (0,7 - 1,6 ton/ha avrinningsområde, fig. 56) och för hela området 0,35 ton/ha. Trots den höga givan når pH-värdet aldrig över 5,5 i de båda översta sjöarna (1, 2) i systemet och alkaliniteten är som högst 0,01 mekv/l. Vattenkvaliteten i de nedre sjöarna (3, 4) var relativt tillfredsställande redan före kalkningen, även om alkaliniteten var svag. Någon varaktig effekt på pH-värdet i dessa sjöar till följd av kalkningen går ej att se. Däremot förefaller det som om alkaliniteten ökat 0,01 - 0,03 mekv/l

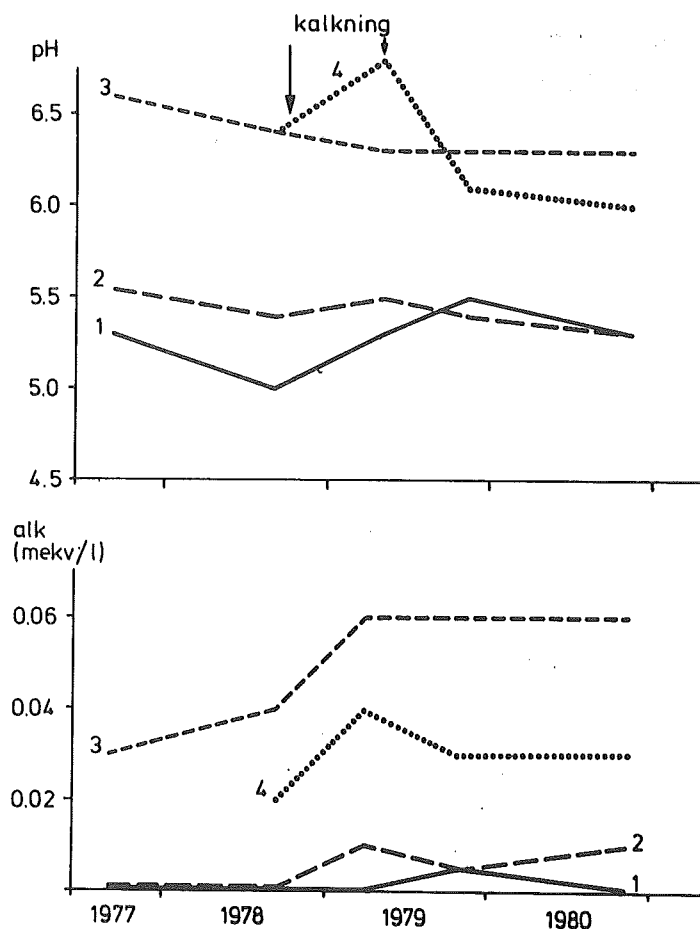


Fig. 56 Kombination av spridningsområden. pH och alkalinitet i Uppsala m fl sjöar.

Kalkmängd (ton  $\text{CaCO}_3$ )

Sjö	Tillrinn. område (ha)	Jord- bruks- mark	Skogs- mark	Mosse, Myr	Bäck,sjö- Strandzon	Giva t/ha tillrinn. område
1 Uppsala	500	120	310	80	300	1.62
2 Västersjön	1 600	80	160	0	180	0.77
3 Bosjön	2 800	0	410	0	190	0.65
4 Storsjön	5 700	200	880	200	670	0.35

### 8.3.7

#### Sjö

Syran som gör en sjö sur kommer dels via omgivande marker, dels från luften direkt ner på sjöytan. En klarvattensjö med pH 5,6 har fått huvuddelen av sitt buffrande innehåll, ungefär 0,01 mekv/l, via tillrinningsvattnet. I gamla tider kan innehållet visserligen

ha varit större, men betraktar man själva sjön som en box istället för en uppehållsplats för det flytande mediet, finner man att "medelvattentillskottet" från omgivningen i själva verket har ett pH något högre än 5,6. Direktdepositionen på sjöytan av regn och snö är emellertid starkt sur, pH 4,2 - 4,5, varav följer att i sjöar med små avrinningsområden, där sjöytan utgör 20 - 30% av avrinningsområdet, är direktdepositionen av syra från luften på sjöytan helt dominerande.

Det pH-höjande medlet bör tillföras där det så snabbt som möjligt kan neutralisera den syra som gör vattnet surt. Att kalka en sur sjö genom att lägga kalken direkt i sjön eller på isen är således inte helt ologiskt.

Kalkning direkt i sjön är det mest beprövade sättet att höja pH-värdet. Erfarenheterna var goda långt före det att den femåriga försöksverksamheten startade.

Ju finare fraktion som nyttjas desto större mängd kalk går snabbt i lösning. Det är således inte någon teknisk svårighet att kalka upp vare sig klarvatten- eller brunvattensjöar till nästan kalkmättnad (St. Holmevatten, Narven).

Varaktigheten av insatsen beror bl a på vattnets omsättningstid och på syratillförseln. En sjö med två års omsättningstid har således fortfarande 30 - 40% kvar av den momentant lösta kalken efter två år. I praktiken löser sig dock inte all kalk med detsamma utan successivt, varför mer än de nämnda procenten av kalken finns kvar i löst form efter två år (Övre Bolsjön, fig. 44).

Erfarenheten visar att det inte är någon svårighet att få en varaktighet som är många gånger längre än sjöns egen omsättningstid.

En slutlig effekt av åtminstone 50 - 70% utlösning är det normala om finmalen kalksten, osläckt kalk eller löslig slaggkalk nyttjats som kalknings-

medel (Övre Bolsjön, St. Rösjön, sex sjöar i Bohuslän och Värmland, Härskogsprojektet, St. Holmevattnet m fl).

Östra Nedsjönprojektet var den första större kalkningen i landet. Sammanlagt tillfördes sjöns avrinningsområde 2300 ton huvudsakligen slagkalk åren 1971 - 74. Den helt övervägande delen lades emellertid på land. Alkaliniteten steg från 0 till 0,02 mekv/l och är nu (1981) på väg ner igen. pH steg från 5,2 till 6 och är nu efter åtta år nere i 5,7. Hittills har maximalt 20% av den utlagda kalken kommit sjön tillgodo. Om all kalk i stället tillförts sjön direkt skulle, eftersom omsättningstiden är 13 år, varaktigheten blivit åtminstone 30 år (men surstötarna skulle då inte ha motverkats). Direkt sjökalkning är således bra i sjöar med lång omsättningstid och lämpar sig väl även vid korta omsättningstider om det finns uppströmssjöar med längre omsättningstid att kalka ("buffertinsats").

Humösa vatten uppges ofta vara "svårkalkade" och varaktigheten blir betydligt kortare än beräknat. Erfarenheterna från försöksperioden visar emellertid att även humösa sjöar går att kalka för många års varaktighet (Ekelidvattnet, Undensjöarna). Undantaget kan gälla extremt järnhaltiga vatten, eftersom järnhumater fälls ut på den ännu inte lösta kalken och därmed förhindras fortsatt vittring. Sådana vatten får man i stället kalka oftare, med mindre doser och med en snabblöslig kalk, t ex extra finmalen kalksten (mindre än 0,06 mm), osläckt kalk, lut eller soda. Kölabodasjön, Småland, som har vatten med 3 - 15 mg järn/l och med omsättningstiden 10 dagar, behandlades med mesa. Varaktigheten blev därvid åtminstone 20 gånger sjöns omsättningstid.

Ytterligare en metod för järnhaltiga vatten med kort omsättningstid kan vara att behandla sjösedimentet med soda eller lut. Nackdelen är dock att pH-buffringen därvid sker i sedimentet och inte i ytvattnet.

Varaktigheten av direktkalkning i vatten eller i dess omedelbara anslutning beror på kalkdosens storlek och hur mycket vatten som passerar. Vanligen går det att få relativt lång varaktighet även i sjöar med kort omsättningstid, (fig. 57 a).

Övre Bolsjön på västkusten har lång omsättningstid 3.6 år och varaktigheten från en engångsgiva (28 gram  $\text{CaCO}_3$  per  $\text{m}^3$  sjövattnen) motsvarande 522 kg per ha avrinningsområde, kommer att bli längre än 3 gånger omsättningstiden d v s mer än 11 år.

Tarmlången, nära Uden, har liten sjövolym, brunt vatten och kort omsättningstid 5 månader. Varaktigheten från en kalkgiva motsvarande 450 kg per ha avrinningsområde kommer att bestå 10-15 gånger sjöns omsättningstid d v s 4-6 år. Hittills har 40 % lösts ut.

"Kalktjärn" (Hotagsfjällen, (4)) har bara 2 månaders omsättningstid. Kalkeffekten kvarstod åtminstone 10 gånger sjöns omsättningstid d v s 2 år. Om all tillförd kalk i stället hade löst sig momentant skulle efter 1 (en) omsättningstid finnas kvar 37 % och efter 3 omsättningstider 5 % kvar i sjön av vad som fanns från början.

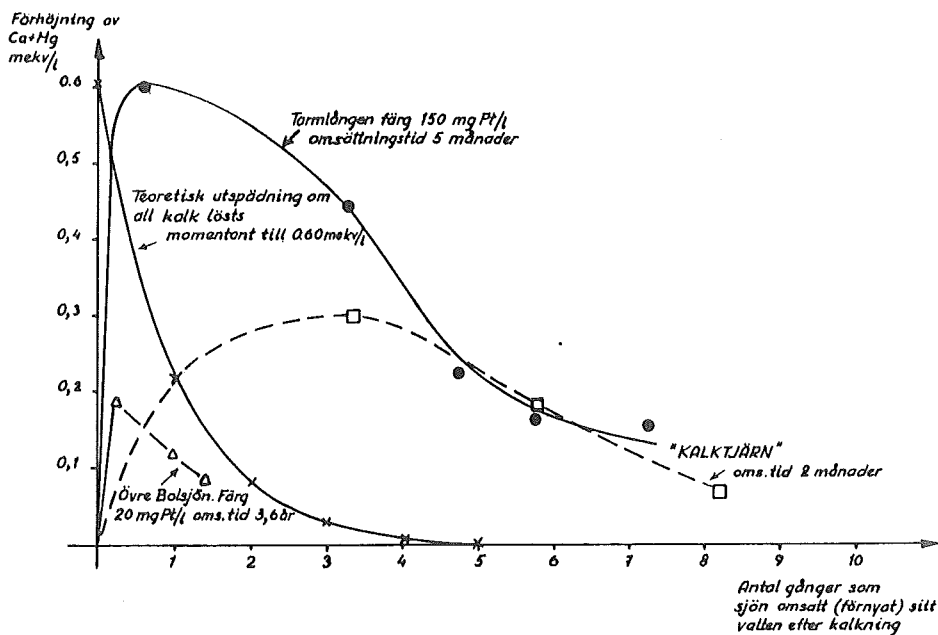


Fig. 57 a Varaktighet av kalkning i tre sjöar.

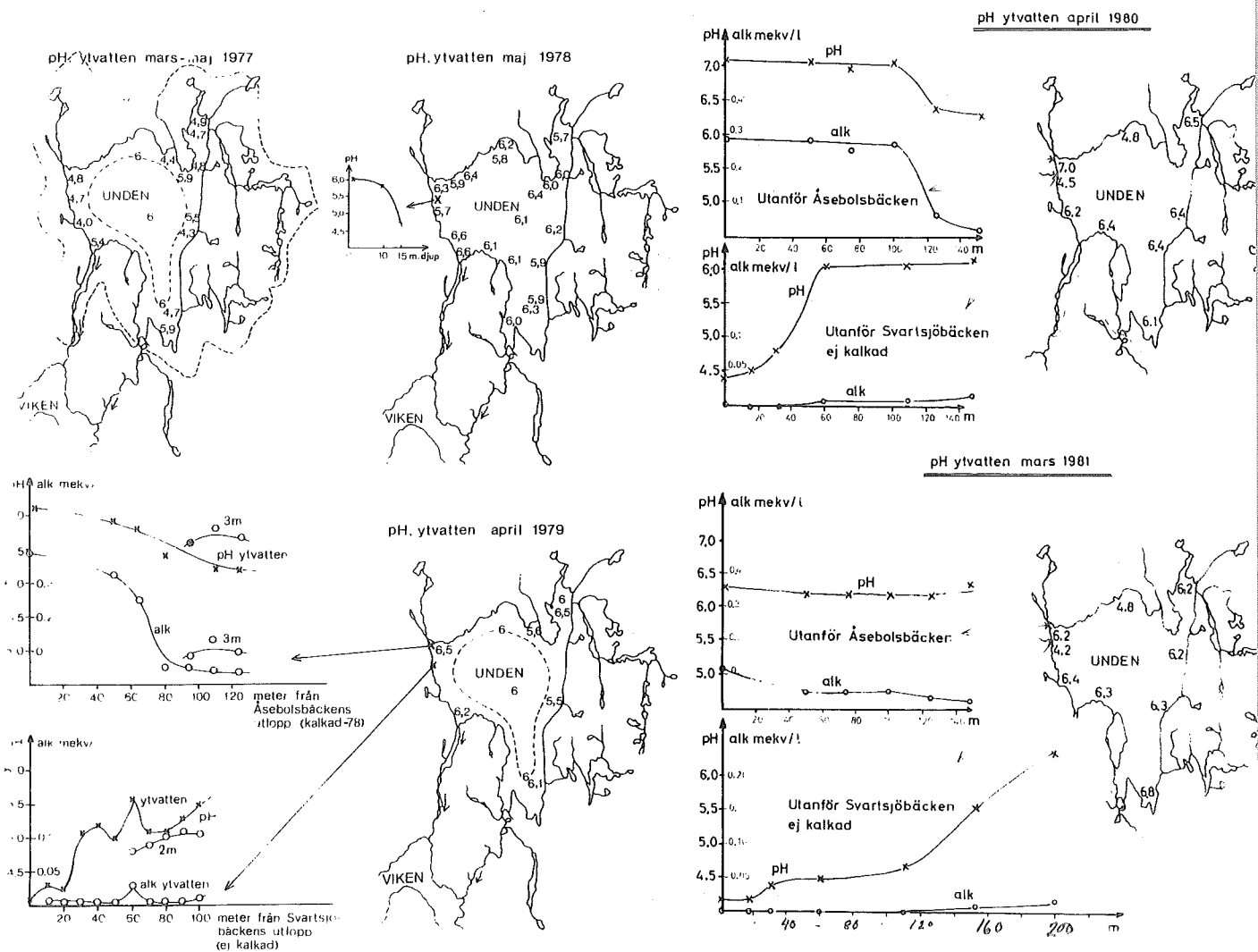


Fig. 57 b Kalkning i tillrinningsområde. Före kalkning (1977) hade ytvattnet i Unden t o m pH lägre än 5 längs stränderna. Efter kalkningen hade tillrinnande bäckvatten 10 ggr högre alkalinitet än själva sjön. En okalkad bäck, Svartsjöbäcken, påverkar dock vattenkvaliteten 100-200 m ut från land.

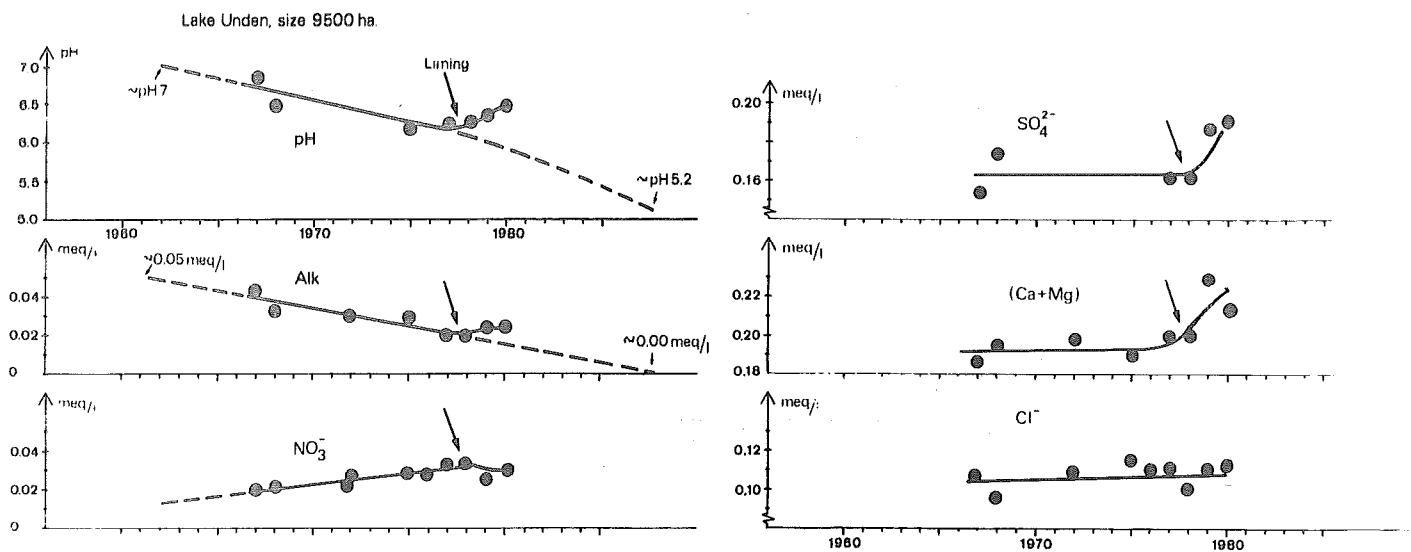


Fig. 57 c Kalkning i tillrinningsområde. Unden kalkades 1977 med 8000 ton i tillflödesvattnen. Kalcium- och sulfathalten steg med 0.02 mekv/l i hela sjöns vattenvolym. Nitratstegringen sedan 1960-talet, 0.01-0.02 mekv/l har hejdats sannolikt beroende på ökad nitratkonsumtion.



## S k surstötter

En brist med direktkalkning är att man inte åtgärdar det sämsta vattnet, d v s det som kommer med högflödena vår och höst. Sura sjöar med kort omsättningstid bör därför inte kalkas bara i sjön utan även behandlas i tillrinnande områden och i bäckar. Även sjöar med mycket lång omsättningstid, stor vattenvolym och tillfredsställande pH får vid tillfällena med höga flöden ett ytvatten av dålig kvalitet.

Sjön Unden, med omsättningstid 20 - 30 år, har ett pH över 6 men fick tidvis ett ytvatten längs stränderna med pH t o m lägre än 5 innan kalkningen av de tillrinnande vattnen sattes in. Tillrinningskalkning var nödvändig om strandvattnet ned till några meters djup och upp till ett par hundra meter ut från land skulle kunna få god kvalitet. I Undenprojektet har samtliga större sjöar i tillrinningsområdet kalkats med finmalen kalksten. Dessutom har alla större tillflöden kalkats med blandade fraktioner (0 - 40 mm) liksom rödinglekgrunden i sjön. Hittills har åtminstone 25% av tillförda 8000 ton kalk kommit sjön tillgodo. Vidare har pH-sänkningen i sjön och surstötterna på våren hejdats (fig. 57). Det kan emellertid noteras hur en bäck, som inte blivit kalkad, fortfarande påverkar sjön upp till ett par hundra meter ut från land, antingen i ytvattnet eller djupare, när bäckvattnet skiktas in där.

Som jämförelse till Undenprojektet kan nämnas ett annat stort projekt; Rottnen, Kronobergs län. Inom detta projekt har 6700 ton  $\text{CaCO}_3$ , 0 - 3 mm spridits, varvid huvuddelen lagts på land. Sjöns omsättningstid är tre år och sjövolymen 15 gånger mindre än Undens. Likväl har alkaliniteten inte stigit mer än möjligen 0,01 mekv/l (mars 1981) och pH är alltså kritiskt för sjöns kräftbestånd, nämligen 5,9 - 6,2.

### 8.3.8 Exempel på effektanalys för ett kalkningsprojekt

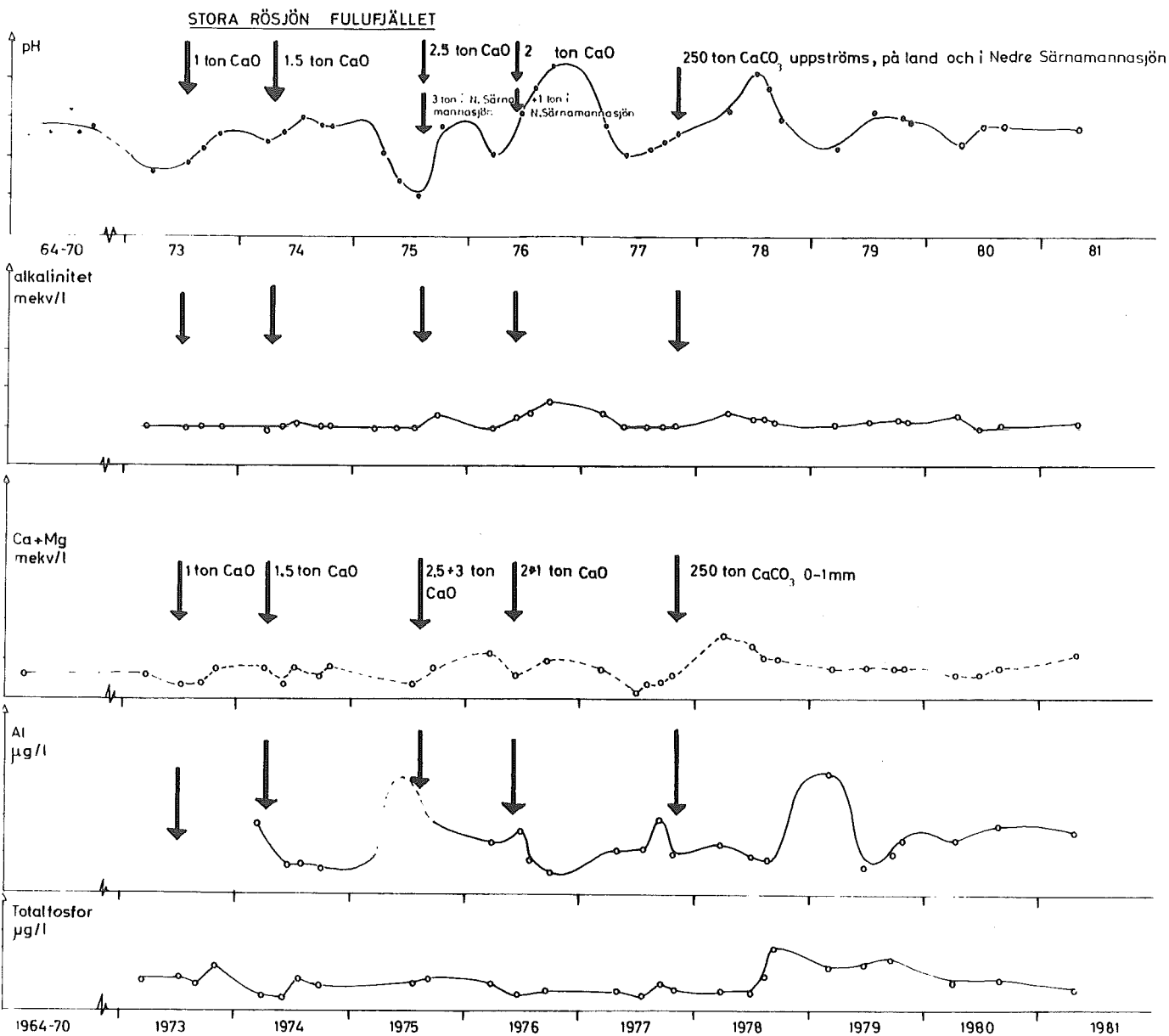
Om ett och samma vatten behandlats med olika metoder och effekterna kunnat särskiljas, är det också möjligt att med relativ säkerhet ställa kostnaden mot effekten.

Fulufjällssjöarna (fig. 15c, 58) har sjökalkats sedan länge och då de har snabb omsättningstid sköljs effekterna av gamla åtgärder snart bort.

I början av 1970-talet kalkades med osläckt kalk, dels direkt i sjöarna dels via doserare. Sammanlagt gav 8,5 ton osläckt kalk, motsvarande 17 ton kalkstensmjöl, till vatten från 2000 ha avrinningsområde, under åren 1975 - 76 tillräckligt pH för att sänka aluminiumhalten i sjövattnet. Provfisken senare i St. Rösjön visade dessutom att starka årsklasser av röding kläckts fram dessa år.

En femton gånger större giva av kalkstensmjöl lagd i och längs tillflödet och i den uppströms belägna Nedre Särnamannasjön gav en mindre pH-höjning och ett mindre alkalinitetstillskott. Kalciumhalten är efter fyra år fortfarande förhöjd, medan alkaliniteten i stort sett är borta. Högst en femtedel av den sista givan har kommit sjön tillgodo.

Analysen visar att det vanligen är lämpligare att kalka lite oftare med mindre givor på rätt ställe än att satsa allt i en större engångsgiva.



58. Kalkningseffektivitet. Olika kalkningsåtgärders effekter på Stora Rösjöns vattenkvalitet. Direktsjökalkning med 8.5 ton CaO, d v s motsvarande 15 ton CaCO<sub>3</sub>, under 1975 och 1976 medförde högre alkalinitet i vattnet än markkalkning med femton gånger högre giva.

### 8.3.9 Sammanfattning, spridningsområden

Det har framgått att valet av spridningsområde har avgörande betydelse för utfallet av kalkningsinsatsen.

Vid direktkalkning i vatten är effektiviteten på den tillförda kalken vanligtvis omkring eller högre än 50% innan pH-värdet åter sjunkit till skadligt låga värden.

Kalk som spridits i utströmningsområden (t ex bäckraviner, mosslaggar) har visat sig utlakas till cirka 20% innan effekten avtagit så att ny insats erfordras.

Kalk som tillförts på jordbruks- och skogsmark utlakas i mycket ringa grad. Utlakningen kan beräknas till högst 1 à 2%/år vid relativt höga arealgivor. Detta gäller även på fastmark i omedelbar närhet till vattendragen. Det är därför av största vikt att kalkning, utöver direkt i vattnet, endast sker på lågt liggande landområden med hög grundvattennivå eller på översilningsmark.

Vid direktdosering i rinnande vatten bör en mycket hög utnyttjandegrad av kalken kunna erhållas, under förutsättning att doseraren placeras vid något strömt bäckavsnitt och att tillräckligt löslig kalk användes.

Vid insatser i rinnande vatten med kalkbrunnar och grovkrossad kalksten är vattnets kontakttid med kalken samt kalkens löslighet av avgörande betydelse för effekten. För att nå tillfredsställande resultat måste därför brunnarna vara väldimensionerade för vattendraget i fråga.

Kalkning med s k grovkross på bäckbottnar måste anses vara en orealistisk metod. För att effekt skall nås krävs att en mycket stor kalkmängd tillförs bäcken och dessutom att den lägges längs avsevärda delar av vattendraget.

#### 1.4 Spridningsmetoder

Som framgår av föregående avsnitt, är effektiviteten av tillförd kalk mycket varierande, beroende på bl a var den sprides. Valet av spridningsmetod måste därför avgöras sedan kalkningen planerats i detalj och inte omvänt, genom att valet av spridningsområden anpassas efter tillgänglig utrustning.

Den enda typ av fastmark på vilken kalkspridning idag är aktuell är jordbruksmark. Spridning sker där antingen genom blåsning eller med centrifugalspridare.

Vid spridning i utströmningsområden, t ex bäckraviner och mosslaggar, är det lämpligt att blåsa ut kalken eller sprida från helikopter. Vid användandet av bulkbil och i viss mån även skogstraktor blir man i hög grad beroende av vägnätets omfattning. I spridningshänseende kan helikopterspridning och blåsning anses fullt likvärdiga och kostnadsskäl får därför avgöra metodvalet.

Vid kalkning direkt i vattnet i sjöar är det av största vikt att kalken sprides över minerogena (hårda) och helst vindexponerade stränder, medan jämnheten i spridningen spelar mindre roll. På öppet vatten måste därför flytetyg som verkligen når dessa områden användas.

I större vatten är då blåsning från flotte en lämplig metod (fig. 59). Om denna har litet djupgående kan även i grunda vikar belägna utströmningsområden nås. I mindre objekt kan båt eller mindre flotte användas för transporten och kalken spridas för hand.

Vid spridning från is kan kalken, förutom genom blåsning, spridas med centrifugalspridare eller för hand (fig. 60) med likvärdigt resultat.

Åtgärder direkt i rinnande vatten vidtas antingen för att bevara ett strömlökande/-levande fiskbestånd (ex lax, öring, bäckröding) och/eller för att förbättra

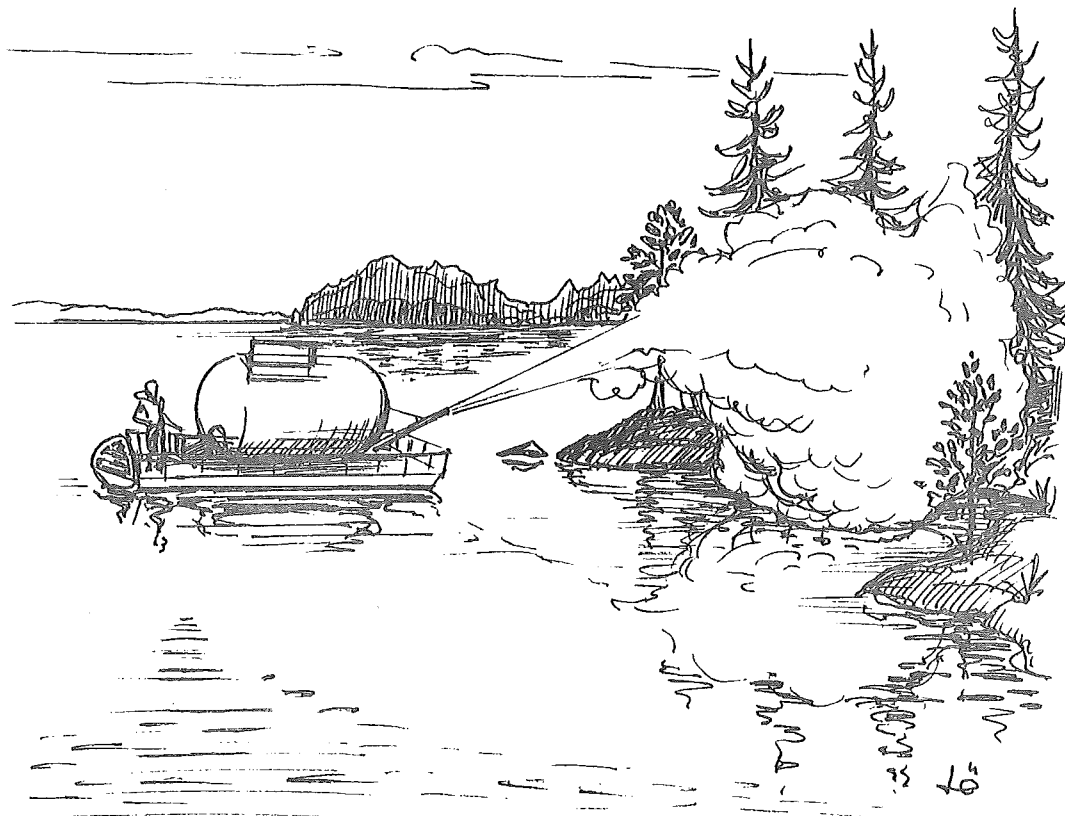


Fig. 59 Blåsning av kalk från flotte.

vattenkvaliteten i en nedströms liggande sjö. I det förstnämnda fallet är det av yttersta vikt att pH-värdet är fullgott under hela året, eftersom även korta perioder med lågt pH (och t ex höga aluminiumhalter) kan eliminera hela fiskbestånd. I det andra fallet kan dock korta perioder med sämre vattenkvalitet tolereras. Valet av metod bestäms därför av projektets målsättning.

Kalkning av bäckraviner längs mycket långa sträckor har visat sig vara en god metod för att erhålla bra pH-värden och låga metallhalter. Vid insats med tanke på det rinnande vattnet i sig bör spridning utföras med helikopter. Kalkning i rinnande vatten kan även ske med någon typ av doserare. Principen är härvid att det ingående eller förbiströmmande vattnet automatiskt tillförs den mängd kalkningsmedel som krävs för att det skall ha tillfredsställande

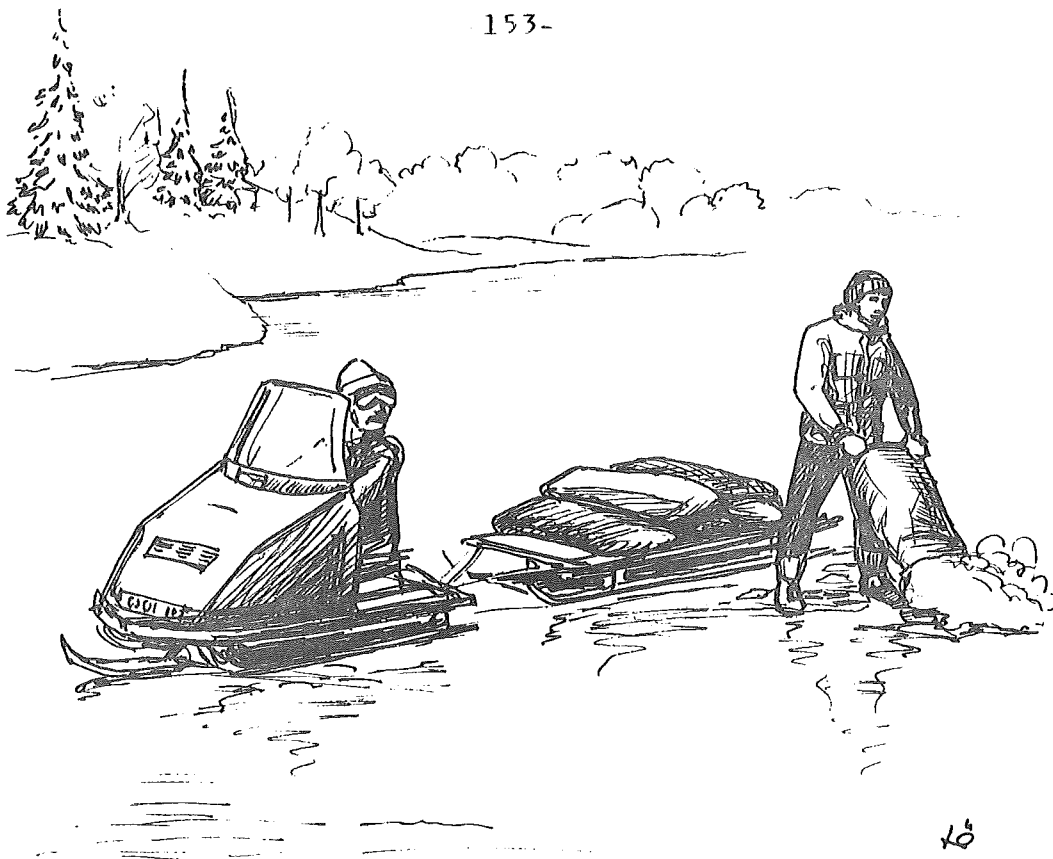


Fig. 60 Manuell spridning av kalk på is.

kemisk kvalitet efter passagen av anläggningen. Olika typer av doserare har testats. Bland dessa använder en del det förbiströmmade vattnet som drivkälla (fig. 61), andra el. Under förutsättning att doseraren placeras på lämplig plats med tillräckligt strömmande vatten och att löslig eller finmalen kalk användes har pH-förhöjningen vanligtvis visat sig tillfredsställande. Oundvikliga driftstörningar och svårigheter att hålla god vattenkvalitet vid höga vattenföringar samt risken för aluminiumutfällning och åtföljande skador på fisk gör att metoden i första hand lämpar sig för kontinuerlig kalktillförsel till sjöar med kort omsättningstid.

Sammanfattningsvis torde fungerande anläggningar kunna komma att få stor betydelse i många rinnande vatten i framtiden.

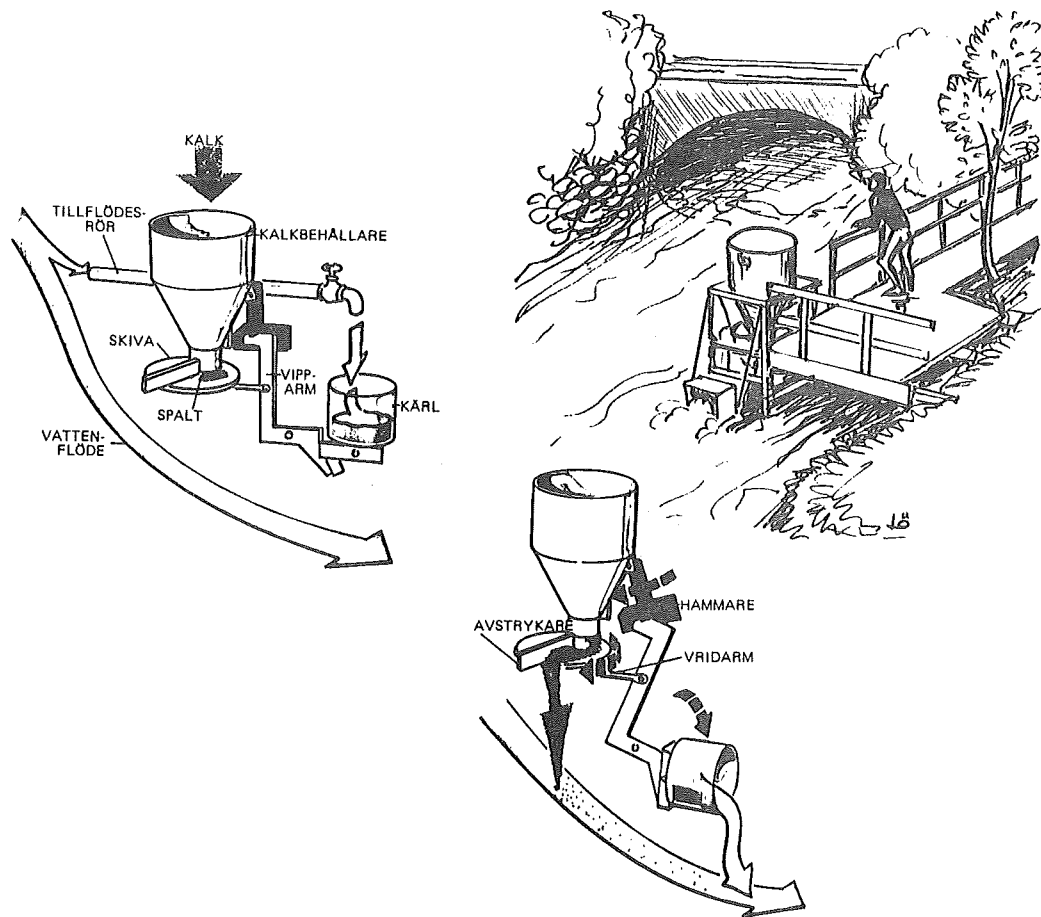


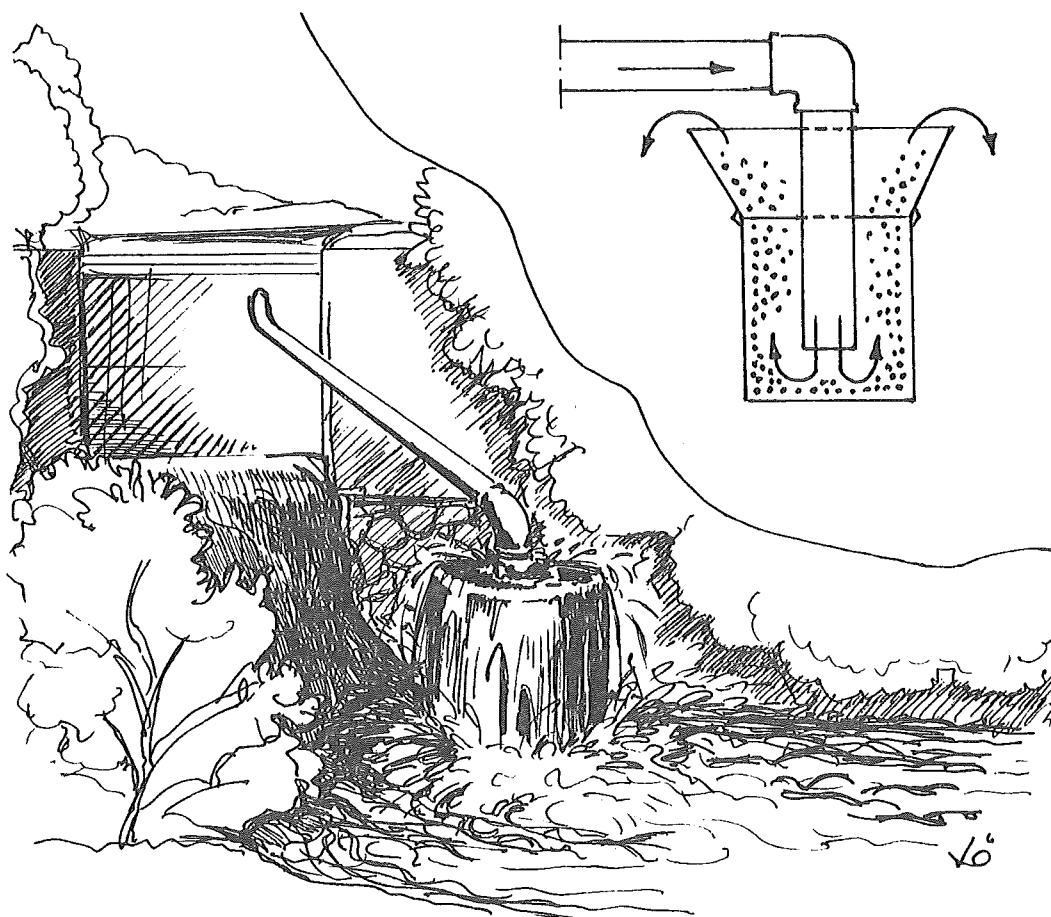
Fig. 61 Doserare.

En annan metod för kalkning av rinnande vatten är kalkbrunnar (fig. 62). Principen för brunnarna är att kalkningsmedlet finfördelas genom det passerande vattnets inverkan och därvid går i lösning. Försök har genomförts med olika typer av brunnar. Kalkbrunnarna är av enkel konstruktion, billiga och behöver ringa tillsyn men då det behandlade vattnet har svag alkalinitet krävs att stora mängder vatten passerar genom brunnen för att hela vattendraget skall påverkas i nämnvärd grad. Risk för driftstörningar samt för låg effekt vid höga flöden begränsar användningsområdet på samma sätt som för doserare.

En tredje metod som provats i rinnande vatten är utläggning av kalkkross. Den ursprungliga avsikten med metoden var att förbättra vattenkvaliteten och samtidigt skapa lämpliga lekplatser för strömlökande fiskar. Resultaten hittills visar emellertid att den



pH-höjande effekten vanligtvis är mycket kortvarig och ringa samt att kalken transporteras från strömsträckorna vid hög avrinning och samlas i stora högar i lugnvattnen, där den sedan överlagras av humus och annat sedimentterande material. Även på strömsträckorna tycks en betydande utfällning av humus ske på kalken. Genom att använda blandade fraktioner, där finmald kalk blandas med grövre, kan likväl goda resultat erhållas, t ex i Undenprojektet. De kalkade sträckorna behöver emllertid underhållas genom krattning och omrörning så att färska vittringsytor på kalken blottläggs. Sönderfrysning på vintern bidrager vidare till kalkens upplösning.



ig. 62 Kalkbrunn.

8.5

Referenser

- (1) Hällbäcken, L., SLU (1981)
- (2) Wiklander, L. och Koutler-Andersson, E., Kalkens Markeffekt III. Kemiska undersökningar av ett långvarigt kalkningsförsök på skifte IV vid Lanna. Grundförbättring 1:1-40 (1959).
- (3) Tovborg-Jensen, S., Kalkens omsättnings i jordbunden, teoretisk og experimentelt belyst. - Tidskrift for Planteavl. 41:571-649 (1936).
- (4) Eriksson, E., Johansson, S. och Nilsson, B., Kalk och olivin som "sjöförbättringsmedel", erfarenheter från fullskaleförsök. Avd. för Hydrologi, Uppsala univ. (1980)

## KOSTNADER FÖR KALKNINGSPROJEKT

Kostnaderna för kalkning kan hänföras till (1) projektering och administration, (2) genomförande och (3) uppföljning. I genomförandet ingår inköp, transport och spridning av kalkningsmedel, vägunderhåll etc.

Vid utvärderingen av kostnaderna har endast medtagits uppgifter från projekt där kostnader för kalkningsinsatserna redovisats ( 123 projekt ). För att olika kalkningsmedel skall bli jämförbara har kvantiteterna räknats om till den gemensamma nämnaren CaO, vilket är ett mått på den syraneutraliserande förmågan.

Eftersom de redovisade kostnaderna är utspridda över tiden 1977 - 1980 har de räknats upp med statens jordbruksnämnds prisindex för kalk.

Alla kostnader för projekten anges således fortsättningsvis i 1980 års nivå. Det bör betonas att de redovisade värdena är ungefärliga med hänsyn både till beräkningsunderlaget och till de nödvändiga schablonmässiga förfaringssätten vid beräkningarna.

Vid en uppdelning av projekten i storleksklasser (fig. 63) framgår det, att små projekt med en kalkåtgång på ca 30 ton eller mindre är avsevärt dyrare än större projekt. Skillnaden i kostnad mellan de större projekten är däremot inte lika tydlig.

Den genomsnittliga genomförandekostnaden för hela perioden ligger på 610 kg/ton CaO, vilket motsvarar ungefär 305 kr/ton kalksten. Priset har fluktuerat en del över tiden (fig. 64).

I fig. 65 är den genomsnittliga genomförandekostnaden för resp metod angiven. Traktor och bil är billigast. De befinner sig i intervallet 500 - 520 kr/ton CaO. Båt är något dyrare med 650 kr/ton CaO. Manuell spridning, snöskoter och brunn ligger i nästa intervall på

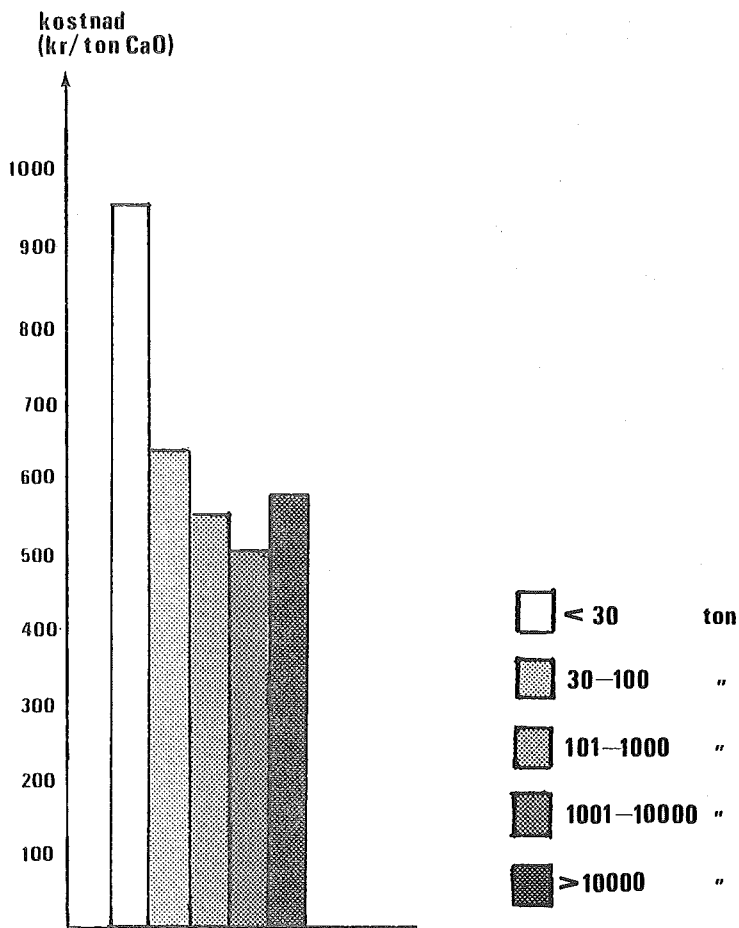


Fig. 63 Genomsnittlig kostnad för projekt i olika storleksklasser.

735 - 770 kr/ton CaO. Kostnaden för spridning med hjälp av brunn och doserare kan under störningsfri drift och utan kostnader betingade av försöksverksamhet uppskattas till 150 - 200 kr/ton kalksten eller till 300-400 kr/ton CaO. Härtill kommer kostnaderna för inköp och montering av anläggningar, tillsyn och underhåll. Med en anläggningskostnad på låt säga 10 000 kr för en brunn eller ca 100 000 kr för en silo står det klart att många ton kalk (100 resp 1000 ton) måste spridas innan apparaternas lägre spridningskostnad jämförd med kostnaden för konventionell spridning gör dem "lönande". Flyg är i särklass dyrast med 1 065 kr/ton CaO.

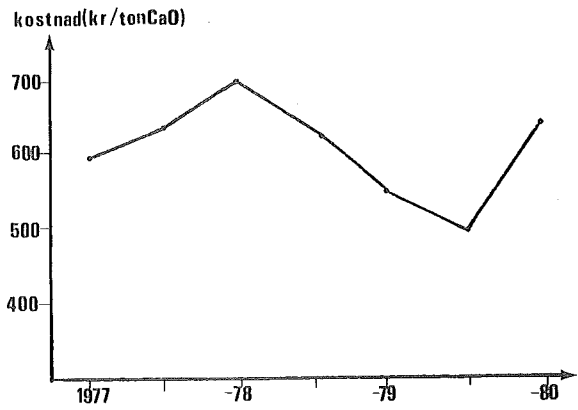


Fig. 64 Genomsnittliga genomförendekostnader.

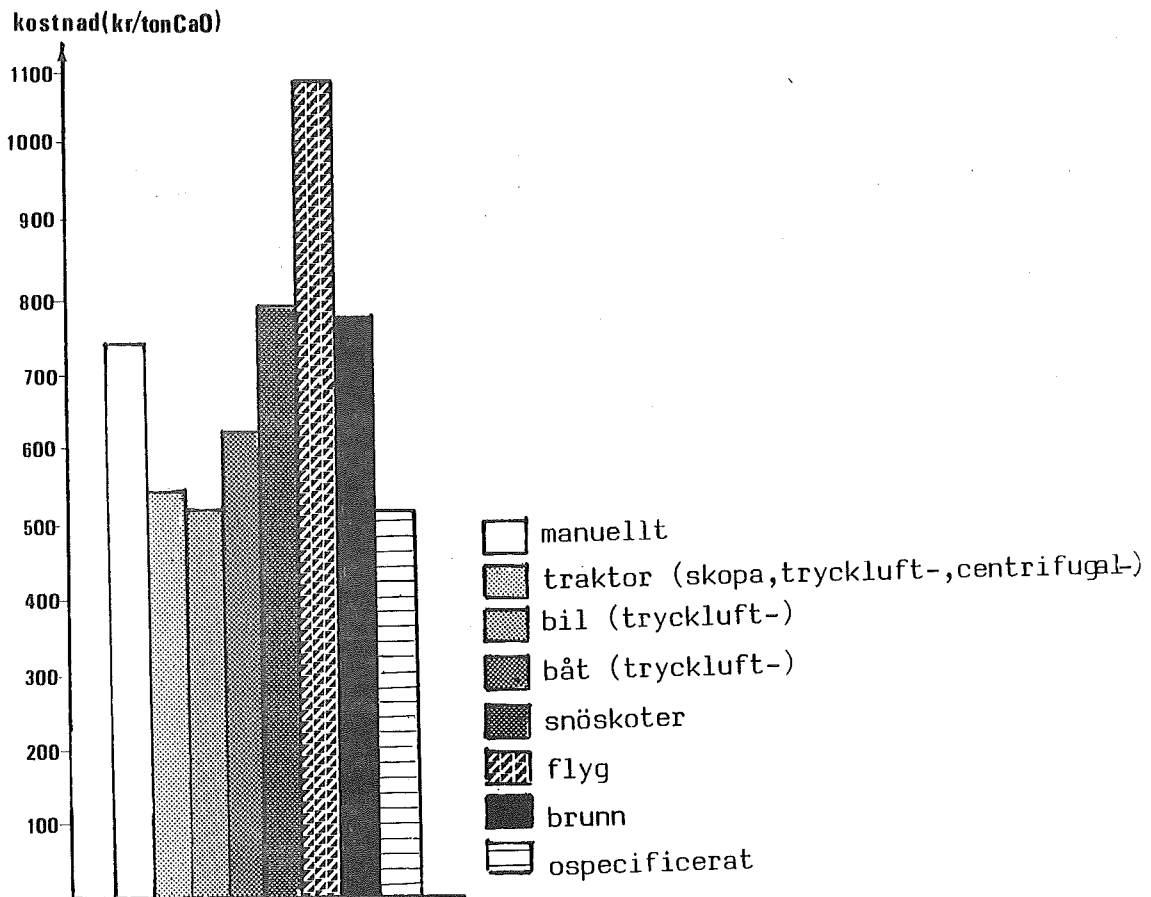


Fig. 65 Genomsnittlig kostnad för olika spridningsmetoder

Aktuell kostnadsnivå

Priset för kalkstensmjöl (0 - 1 mm) varierar idag mellan 160 och 200 kr/ton CaO och för kalkstenskross (0 - 3 mm eller grövre) mellan 80 och 100 kr/ton CaO.

Transportkostnaden varierar mellan 80 och 160 kr/ton CaO.

Kalkningsinsatserna kräver ibland speciella åtgärder, såsom etablering, som iordningställande av vägar och depåplatser, transport, montering och sjösättning av båt, arrangering av omlastningsplats, markering av spridningsplatser etc. Kostnaden för dessa skiftar med de lokala förutsättningarna.

Manuell spridning kostar ca 200 kr/ton CaO. Tar man hjälp av skopa sjunker kostnaden till ca 90 kr/ton CaO. Prisläget för olika maskinella metoder har beräknats (tab. 18).

TAB 18 SPRIDNINGSKOSTNADEN FÖR OLIKA MASKINELLA METODER

FORDON/SPRIDARE	kr/ton CaO
jordbrukstraktor med centrifugalspridare	30 - 50
skogstraktor el dyl med centrifugalspridare	50 - 70
skogstraktor el dyl med trycktank	60 - 100
båt med trycktank	100 - 160
trycktanksbil	40 - 60
helikopterkalkning	300
doserare (endast kapitalkostnader för utrustning)	80

Totalkostnaden för inköp, transport och spridning (med etablering inkluderad) framgår av tab. 19.

TAB 19 KOSTNADEN I KR FÖR INKÖP, TRANSPORT OCH SPRIDNING AV KALKSTEN

	KALKSTENSKROSS LÄTT TERRÄNG	KALKSTENSMJÖL	
		LÄTT TERRÄNG	SVÅR TERRÄNG
kalkningsmedel	80 - 100	160 - 200	160 - 200
transport	80 - 160	80 - 160	80 - 160
etablering	0 - 40	0 - 100	0 - 120
lagerhållning			
spridning	30 - 70	30 - 70	100 - 160
Totalt	190 - 370	270 - 530	340 - 640

Grovt sett representerar de tre olika bitarna ungefär lika stora andelar av totalkostnaden.

Sjökalkning kan betraktas som kalkning i svår terräng och kostar därmed i genomsnitt ca 500 kr/ton CaO eller ca 250 kr/ton kalksten.

Det föreligger klar skillnad i genomsnittlig genomförandekostnad mellan den hittillsvarande kalkningsverksamheten och vad kalkningsföretagen erbjuder i dagsläget. Den är nu ca 100 kr lägre per ton CaO. Man måste emellertid komma ihåg, att försöksverksamheten innehåller ett antal specialfall, där olika sorter av kalkningsmedel och spridningsmetoder, från den billigaste till den dyraste, finns representerade. Sammanfattningsvis torde kostnaden för att kalka en sjö i dag ligga på ca 500 kr/ton CaO, d v s kring 250 - 300 kr/ton kalksten med tillägg för att klara specifika lokala problem.

## 10. KALKNINGSBEHOVET FÖR SJÖAR OCH VATTENDRAG I SVERIGE

Det är accepterat att dagens försurning av sjöar och vattendrag till största delen härrör från atmosfärisk deposition av svavel och kväve. Totaldepositionen av svavel över hela landet (mark och vatten) beräknas till storleksordningen 500 000 ton per år. Depositionen av kväve ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ ) utgör totalt ett par hundra tusen ton.

Emellertid är det bara den del av depositionen, som också lämnar marken och når vattendragen, som kan sägas ha en egentlig försurande effekt på mark- eller vattenmiljön.

- Syran kan i marken neutraliseras genom jonbyte med t ex kalcium, som lämnar marken medan vätejonen fastnar. Då blir marken surare.
- Syran kan öka vittringen av mineral i marken, varigenom markens totala basförråd minskar.
- Syran kan fastläggas i marken och påverkar då avrinningsvattnets pH först när den åter släpper. Men vissa delar av marken blir försurad.
- Syran kan även direkt tära på avrinningsvattnets bikarbonat innehåll, varigenom vattnet försuras.

Alla mekanismerna har betydelse men i olika grad.

### 10.1 Aktuell syrabelastning

#### 10.1.1 Kalkning i sjöar

Genom att analysera sjövatten på urbergsberggrund, där vittring från svavelhaltiga mineral är obetydlig, kan man få ett ungefärligt mått på hur mycket av depositionen från luften, som verkligen passerar genom marken och hamnar i vattnet.



Med detta beräkningssätt tillförs de svenska vattnen i storleksordningen 300 000 ton svavel. Av kvävedepositionen når inte mer än 10 - 20% avrinningsvattnet. Den totala försurningen från luften skulle därmed motsvara ett teoretiskt kalkningsbehov av ca 1 miljon ton kalksten  $\text{CaCO}_3$  per år för hela landet.

Försurningssituationen är i första hand oroande i de delar, som naturligt är de kalkfattigaste och som idag är utsatta för betydande syrabelastning. Dessa områden, där sjövattnet idag har en alkalinitet lägre än 0,1 mekv/l upptar en yta som är 118 000  $\text{km}^2$ , d v s utgör 26% av landets yta (tab. 20) enligt en år 1981 av statens naturvårdsverk gjord sammanställning av fiskenämnadernas och länsstyrelsernas beräkningar, som rapporterats till fiskeristyrelsen.

Kalkningsbehovet för denna areal, när hänsyn tagits till att syrabelastningen och därmed kalkstensbehovet per hektar varierar, från västkustens 70 kg/ha till Bergslagens 30 kg/ha och de minst påverkade delarna i Norrland mindre än 10 kg/ha (fig. 66), blir totalt 433 000 ton kalksten. Med en kalkningskostnad på totalt 300 kr/ton blir årskostnaden för kalkningsinsatser 130 miljoner kronor.

Den totala ytan i Sverige med alkalinitet lägre än 0,05 mekv/l i sjövattnen har beräknats till 79 000  $\text{km}^2$  och utgör 18% av Sveriges yta. Kostnaderna för kalkning av yta med de största problemen idag blir med motsvarande beräkningssätt 89 miljoner kronor.

Dessa kostnader för att kalka upp sjöarna inom 18 resp 26% av Sverige kan förefalla låga. Detta trots att de baseras på ett kalkningsbehov per hektar (70 kg/ha på västkusten, 30 kg/ha i Bergslagen o s v), som bygger på att ingen del av syradepositionen neutraliseras i marken. Skulle beräkningen syftat till att neutralisera enbart den syra (stark och svag), som verkligen når

## TAB 20 FÖRSURNINGSLÄGET OCH ÄRLIGT KALKNINGSBEHÖV I SVERIGE

Län	avr.omr. (km <sup>2</sup> ) till sjöar med alkalinitet			kalkstensdos kg/ha	kalkstensbehov (ton kalksten)		
	(a) 0,1 mekv/l enl länsstyrelsernas rapportering	(b) 0,1 mekv/l enl SNV:s ställning	(c) 0,05 mekv/l sammansättning		(a)	(b)	(c)
AB	60	220	160	30	180	660	480
C	3	0	0	30	0	0	0
D	381	570	140	30	1143	1710	420
F	2700	2260	1150	30	8100	6780	3450
r	3150	4150	1790	50	15750	20750	8950
G	7970	7790	6700	60	47820	46740	40200
H	5500	6930	3270	50	27500	34650	16350
I	0	0	0	3	0	0	0
K	2230	2360	1790	60	13380	14160	10740
L	1763	1470	1010	60	10578	8820	6060
M	0	0	0	70	0	0	0
N	4100	4900	4300	70	28700	34300	30100
O	2350	1870	1840	70	16450	13090	12880
P	8960	6810	6510	60	53760	40860	39060
R	1300	880	880	35	4550	3080	3080
S	17442	18030	13890	35	61047	63105	48615
T	4900	5690	5040	30	14700	17070	15120
U	2020	2140	1680	30	6060	6420	5040
W	27660	27040	12670	25	69150	67600	31675
X	8540	7380	1520	30	25620	22140	4560
Y	7750	9700	4030	25	19375	24250	10075
Z	2625	11190	3130	10	2625	11190	3130
AC	7000	15500	7010	10	7000	15500	7010
BD	-	12600	431	7	-	8820	302
Tot.	118404	149480	78941		433488	461695	297297

sjövattnet, skulle beloppet bli ännu lägre, men då hade markförsurningen inte kompensterats. Under försöksperioden har de i kalkylen nyttjade hektargivorna för de olika delarna av landet använts för praktiskt bruk (fig. 66) och befunnits realistiska.

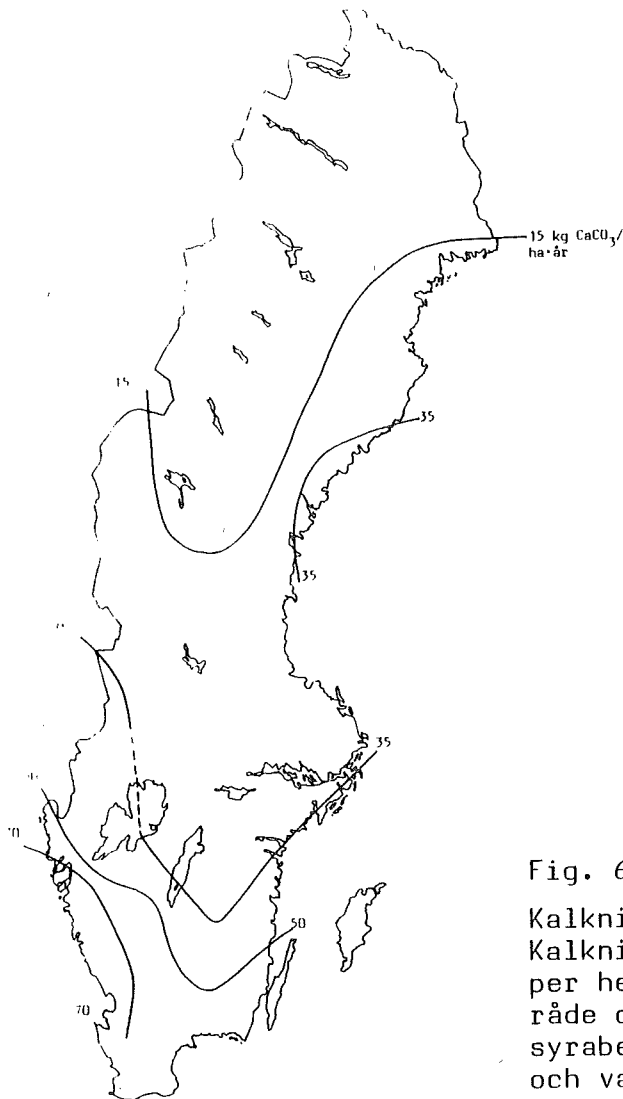


Fig. 66

Kalkningsbehovet i Sverige. Kalkningsbehovet i kg CaCO<sub>3</sub> per hektar tillrinningsområde och år. Beräknat efter syrabelastningen på mark och vatten under 1970-talet

låt oss, som en kontroll, beräkna hur mycket kalk, som skulle erfordras för att både neutralisera ett avrinningsvatten från 26% av Sveriges yta, d v s 118 000 km<sup>2</sup>, som har pH 4,8 och består av starka och svaga syror totalt 0,03 mekv/l och även ge det en alkalinitet på 0,05 mekv/l. Medelavrinningen från arealen uppskattas till  $0,45 \cdot 10^6$  m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> (450 mm per år). Kalkningsbe-

hövet blir 212 400 ton CaCO<sub>3</sub>

$$118\ 000 \cdot 0,45 \cdot 10^6 \cdot 0,08 \cdot 50 = 212\ 400 \text{ ton}$$

$\text{km}^2 \quad \text{m}^3/\text{km}^2 \quad \text{ekv}/\text{m}^3 \quad \text{gram CaCO}_3/\text{ekv}$

Denna teoretiska kalkmängd är ungefär hälften av vad det verkliga behovet beräknades till ovan. Man kan nämligen inte räkna med att all tillförd kalk verkligen löser sig. I de fall där kalkningens hela varaktighet kunnat följas under försöksperioden, d v s där man är nere i utgångsläget igen, visar att siffran 50% utnyttjande av kalken är den realistiska. Detta förutsätter emellertid att kalken applicerats i vatten. Om kalkningen utförts på land har effekten blivit betydligt lägre, även när man hunnit följa utlakningen tills den upphört eller tills dess ny insats måst göras.

#### 10.1.2 Kalkning på land

Utströmningsområden, diken och bäckar

Kalkning i utströmningsområden eller andra blöta zoner på land ger inte lika god effekt som sjökalkning. Erfarenheterna från försöksperioden pekar mot maximalt 25% utnyttjande av kalken innan effekten är borta. Men för att dämpa surstötar och förhindra utlakning av metaller till sjöar och större vattendrag, kommer en del kalkning att behöva göras på land där utlösningens betingelserna så medger. Eftersom sjöytan bara utgör ca 10% av den totala arealen måste man ju, för att klara alla rinnande vatten, antingen nyttja doseringsapparat eller markkalka på lämpliga ställen.

Att kalka upp den försurningsdrabbade arealen 118 000 km<sup>2</sup> med enbart kalkning i utströmningsområden, blöta zoner m m och en beräknad 25% effekt på kalken skulle erfordra 200 - 300 miljoner kronor per år.

Fastmark

Utlakningen från fastmark av givor omkring 5 ton CaCO<sub>3</sub>/ha är givetvis långvarig men årligen mindre än 1% av givan.

Att kalka upp 26% av Sverige med enbart landkalkning skulle sannolikt erfordra mer än 50 gånger större giva än vid sjökalkning om målsättningen att ha ett pH över 6 i avrinningsvattnet skall kunna infrias. Åtgärden skulle kosta mer än 10 miljarder kronor.

Kalkningen skulle då ske som en överdoserad engångsgiva. Varaktigheten på givans utlakning kan inte bedömas än. Årsutlakningen 1% är emellertid en dålig ränta på nedlagt kapital om inte syftet är flerfaldigt (skogsproduktion, allmänna naturvårdsintressen, grundvatten m m). Om målsättningen inskränks till att avgifta ytvattnet från syra och metaller kan insatsen göras betydligt billigare.

Markforskarna avråder f n från fullskalekalkning på skogsmark och även grundvattnet kan sannolikt åtgärdas billigare än med fullskaleinsatser på land. Följaktligen finns idag knappast anledning till mycket omfattande insatser på land, enbart för ytvattnets skull.

#### Kostnader för åtgärdsprogram för ytvatten

Under perioden 1976/77 - 1981/82 kommer 78 miljoner kronor att ha satsats som statsbidrag på bl a direkta kalkningsåtgärder, d v s i genomsnitt 15,5 miljoner kronor per år.

Med kalkning för 100 - 200 miljoner kronor per år skulle huvuddelen av det skyddsvärda vattnet kunna räddas.

Detta belopp rymmer emellertid inte kalkningskostnaderna för att rädda en del rinnande vatten, t ex fjällbäckar, som bara tillfälligt vid snösmältningen eller vid höstregn råkar ut för s k surstötter. Skall dessa vatten kunna skyddas måste de specialbehandlas, vilket drar stora kostnader.

ett åtgärdsprogram om ca 100 miljoner kronor per år i ett inledningsskede och med målsättningen 200 miljoner kronor per år bedöms f n vara ett både realistiskt och samtidigt mycket överkomligt pris för att rädda den mest hotade vattenmiljön i Sverige.

10.2

Akkumulerad försurning 1900 - 1980

Utifrån fig. 66, som visar dagens försurning av mark och vatten, kan man beskriva den ackumulerade försurningen under 1900-talet. Beräkningen bygger på att ökningen av svavelemission även medfört att depositionen och utlakningen av svavel och baskatjoner ökat på liknande sätt. Den ackumulerade försurningen sedan år 1900 blir då på västkusten 3 200 kg/ha, Bergslagen 1 400 kg/ha och i nordligast Sverige ca 500 kg/ha (fig. 67). Den ackumulerade försurningen innefattar i första hand ackumulerad basförlust från marken. Förlusterna av stark syra, aluminium m m är med undantag för de allra suraste vattnen förhållandevis små poster.

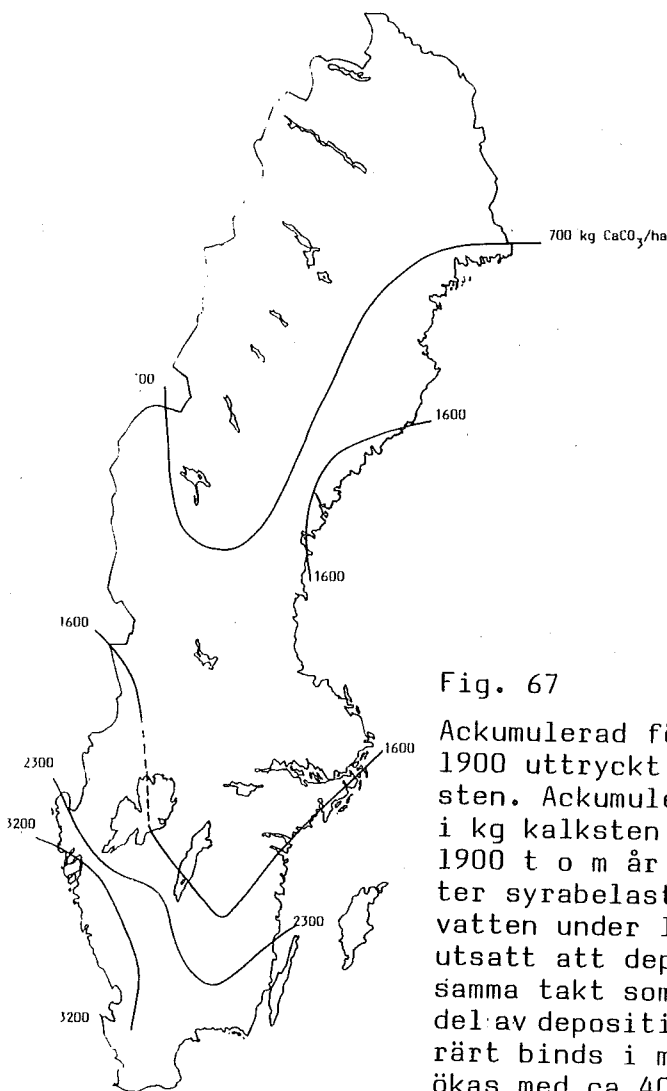


Fig. 67

Akkumulerad försurning sedan år 1900 uttryckt som behov av kalksten. Akkumulerat kalkningsbehov i kg kalksten CaCO<sub>3</sub>/ha från år 1900 t o m år 1980. Beräknat efter syrabelastningen på mark och vatten under 1980-talet och förutsatt att depositionen ökat i samma takt som emissionen. Om en del av depositionen bara temporärt binds i marken får beloppen ökas med ca 40%

Den ackumulerade försurningen (i första hand orsakad av svavel) från år 1900 till år 1980 innebär att ca 15 miljoner ton överskottssvavel tillförts och lämnat marken till avrinningsvattnet tillsammans med en basförlust motsvarande ca 50 miljoner ton  $\text{CaCO}_3$ . Åtgärds-kostnaden skulle bli 15 miljarder kronor om tillförsel av kalksten var en tillräcklig åtgärd. Om den del av svaveldepositionen, som inte når vattnen bara temporärt fastnar i marken och där verkar försurande behöver den ackumulerade försurningen räknas upp ca 40%.

10.3 Sötvatten av betydelse för fritids- och yrkesfisket

10.3.1 Klassificering av sötvatten

Under 1975 slutfördes en första etapp av ett omfattande länsinventeringsprogram inom den fysiska riksplaneringen avseende vatten av betydelse för fritids- och yrkesfisket. Materialet omfattade bl a en reviderad och ajourförd upplaga av en länsinventering rörande för fritidsfisket värdefulla vatten. Denna redovisning byggde på en klassificering av viktigare objekt efter tre olika intressegrader, nämligen från riks- och regionalsynpunkt intressanta samt potentiellt värdefulla fritidsfiskevatten. Vidare ingick i länsinventeringen en redovisning och klassificering av för yrkesfisket viktiga sötvatten. På grundval av det till fiskeristyrelsen insända materialet redovisade sedan styrelsen till regeringen (bostadsdepartementet) en bedömning av fiskets intresseområden för varje län uppdelat på bl a yrkesfiske, fritidsfiske och fiskerivetenskapligt värdefulla objekt. Härigenom kom bl a att fastställas ett antal vatten med s k riksintresse. Materialet från 1975 har till största delen nyligen reviderats.

10.3.2 Sötvatten med riksintresse och med en alkalinitet mindre än 0,10 mekv/l

I det av fiskenämnder och länsstyrelser redovisade försurningsläget ingår en förteckning över de vatten inom resp län med en alkalinitet mindre än 0,10 mekv/l, vilka har högt nyttjandevärde med hänsyn till bl a yrkes- och fritidsfiske samt har högt bevarandevärde med beaktande av bl a fiskerivetenskapliga aspekter. I nedanstående tab. 21 har sammanställts sådana redovisade vatten, vilka är klassificerade som riksintressanta. På grund av den låga alkaliniteten är vattnen hotade eller drabbade av försurning och kalkningsåtgärder har som framgått tidigare vidtagits för vissa objekt. Sammanlagt har ca 70 riksintressanta objekt alkalinitet som understiger 0,10 mekv/l, dvs ca 25 % av det totala antalet på 285 sådana objekt för hela Sverige.



10.3.3

Totala antalet sötvattensobjekt med för fiske högt nyttjande- och bevarandevärde och med en alkalinitet mindre än 0,10 mekv/l

I tab. 22 redovisas för varje län det totala antalet objekt med låg alkalinitet och som är av betydelse för fritids- och yrkesfisket. Av tab. 21 framgår det antal av dessa objekt, som är av riksintresse. En sjö, ett område med flera mindre sjöar, en älv eller en älvsträcka har i princip redovisats som ett objekt. Generellt sett gäller att på grund av de fiskerättsliga förhållandena med enskild fiskerätt vid södra ostkusten (fr o m Östhammars kommun i Uppsala län t o m Blekinge läns östra kust) och längs Blekinges kust väster om Torhamns udde är sjöar och vattendrag av särskild betydelse för fritidsfisket innanför dessa kuststräckor. Längs övriga kustavsnitt är nämligen utbudet på fiskevatten större på grund av frifiskerätten i havet. Antalet i tab. 22 angivna objekt är av olika skäl minimisiffror. För vissa län har t ex angivits att samtliga vatten med nyttjandevärde för fritidsfisket även har bevarandevärde för detta. För Östergötlands län är antalet bevarandeobjekt större än antalet för nyttjandet. Under de senaste åren har ställts ökade krav på fritidsfiskevattnens kvalitet samtidigt som behovet av närfiskevatten runt tätorter har ökat. Enligt tab. 22 är antalet objekt med låg alkalinitet störst (fler än 100) i Älvsborgs, Värmlands, Örebro och Västmanlands län och i dessa län är således hotet störst mot fritidsfisket.

I tabell 23 jämförs det totala antalet objekt som har klassificerats inom FRP-arbetet med antalet sjöar och vattendrag med låg alkalinitet och som ävenledes är av betydelse för fritids- och yrkesfisket i sötvatten. Som framgår av tabellen torde minst hälften av samtliga klassade objekt i Sverige ha låg alkalinitet och därmed vara hotade eller drabbade av förorening. I vissa län som Älvsborgs, Värmlands, Örebro och Västmanlands är samtliga vatten av FRP-intresse drabbade eller hotade.

TAB 21 Vatten med s k riksintresse och med en alkalinitet  $\leq 0,10$  mekv/l. Riksintresset baserat på fritidsfiske- och/eller fiskerivetenskapliga intressen.

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer	Motiv för klassificering som objekt av riksintresse	Anm
B	Åvaån, 62	Ån lek område för mycket värdefullt havsöringbestånd. Av länsintresse från fritidsfiskesynpunkt	
E	Skiren, 67 (Norrköping)	Skyddsvärt rödingbestånd	
G	Bolmen, 98	Organiserad fiskeupplåtelse. Central kortförsäljning. Rikliga attraktiva fiskbestånd. Ökade fiskevårds- och serviceåtgärder planeras.	
	Vidöstern, 98	Organiserad fiskeupplåtelse. Central kortförsäljning. Mycket bra gösfiske.	
	Möckeln, 88	Organiserad fiskeupplåtelse. Central kortförsäljning. Rikliga attraktiva fiskbestånd.	
	Åsnen med Höns- hyttefjord, 86	Organiserad fiskeupplåtelse. Central kortförsäljning. Rikliga fiskbestånd.	
	Örken, 86	Organiserad fiskeupplåtelse. Central kortförsäljning. Rikliga attraktiva fiskbestånd.	

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer	Motiv för klassificering som objekt av riksintresse	Anm
H	Alsterån, 75	Laxfiskevatten. Reproduktionsområde för havsöring.	
N	Bolmen, 98 Ätran med Högvadsån, 103 Lygnern och Stensjön, 106	Se G-län Ursprunglig laxstam. Hallands viktigaste laxreproduktionsområde i Lygnern bl a storöring, sik och nors. Organiserad fiskeupplåtelse.	
O	Strömsån med biflöden, 111  Skärboälven, 110/111  Hogarälven, 110/111  Örekilsälven, 110  Taske å, 109/110  Broälven, 110/111  Aröd å, 108/109  Ödsmålsån, 108/109  Stenunge å, 108/109  Norumsån, 108/109	Mycket viktigt reproduktionsområde för havsöring. Viktigt vatten för fritidsfiske.  "-  "-  Lax- och öringförande vattensystem inkl källsjöar. Planer på att besätta älvdelar med lax föreligger. Viktigt vatten för fritidsfiske.  Mycket viktigt reproduktionsområde för havsöring. Viktigt vatten för fritidsfiske.  "-  "-  "-  "-  "-	

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer enl SMHI	Motiv för klassificering som objekt av riksintresse	Anm
0	<p>Anråsån, 108/109</p> <p>Jörlandaån, 108/109</p> <p>Säveån, inkl Brodalsbäcken, 108</p>	<p>Mycket viktigt reproduktionsområde för havsöring. Viktigt vatten för fritidsfiske.</p> <p>"-</p> <p>Mycket viktigt reproduktionsområde för lax och öring. Vattnet upplåtet för fritidsfiske. Stationär, strömlevande öring.</p>	
P	<p>Lygnern och Stensjön, 106</p> <p>Fegen, 103</p> <p>Ätran med Högvadsån, 103</p> <p>Säveån, 108</p> <p>Stora Holsjön, 105</p> <p>Stora Silen, 131</p> <p>Kynne älv med Kornsjöarna, 112</p>	<p>Se N-län</p> <p>En av fyra kända sjöar i världen, som har vårlekande siklöja. Fiskevatten av länsintresse för fritidsfisket.</p> <p>Se N-län</p> <p>Se O-län</p> <p>Vårlekande siklöja. Fiskevatten av länsintresse. Mycket värdefulla öringbestånd ur genetisk synpunkt. Fiskevatten av länsintresse.</p> <p>"-</p> <p>Förekomst av röding. Viktiga vatten för fritidsfiske.</p>	

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer enl SMHI	Motiv för klassificering som objekt av rik sintresse	Anm
R	Öringproducerande tillflöden till Vättern (Knipån, Hornån, Gagnån, Rödån, Skänningsforsån, Nykyrkebäcken, Hjällöbäcken, Djäknebäcken, Sågarebäcken, Igelbäcken)	Nedre delen av vattendragen reproduktionsområden för vätterlaxöringen. Av stor betydelse för fritids- och yrkesfisket i Vättern.	
S	Karlforsälven, 131 Östra Silen, 131 Klarälven, 135 Ullvettern, 138	Se P-län "- Torsby m fl. Organiserad fiskeupplåtelse. Harr, lax, något öring. Högt nyttjandevärde. Organiserad fiskeupplåtelse i delar av sjön, Gös. Högt nyttjandevärde för fritids- och yrkesfiskare.	
T	Brunnshyttebäcken, 138 Ullvettern, 138 Vasselsjön, 138 Lundsfjärden, 138	Lek- och uppväxtområde för brunshytteöring. Viktig öringras. Fiskevatten av länsintresse för fritidsfisket. Se S-län Klarvattensjö. Förekomst av brunshytteöring. Fiskevatten av länsintresse för fritidsfisket "-	

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer enl SMHI	Motiv för klassificering som objekt av riksintresse	Anm.
T	<p>Kloten, 123</p> <p>Unden, 67</p>	<p>Av stort fiskerivetenskapligt intresse. Fiskevatten av länsintresse för fritidsfisket.</p> <p>Mycket god fisksjö. Fiskevatten av länsintresse för fritidsfisket.</p>	
U	<p>Storljusen, 53</p>	<p>Referenssjö. Gädda och abborre viktigaste arter. Förekomst av flodkräfta. Fiske upplåtes till allmänheten.</p>	
W	<p>Sörälven, 53</p> <p>Våndsjön, 53</p> <p>Hävlingen, 53</p> <p>Storån, 53</p> <p>Grövelsjön, 53</p> <p>Fjätälven, 53</p> <p>Kloten, 123</p> <p>Sjöar på Fulufjället, , 53</p>	<p>Uppskattat strömfiske i vildmarksnatur.</p> <p>Fjällvatten. Väl utbyggd fiskeservice.</p> <p>"_</p> <p>Organiserad fiskeupplåtelse.</p> <p>Organiserad fiskeupplåtelse. Riklig tillgång på laxfiskar.</p> <p>Riklig tillgång på laxfiskar.</p> <p>Se T-län.</p> <p>Av stor vetenskaplig betydelse.</p>	

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer enl SMHI	Motiv för klassificering som objekt av riksintresse	Anm
Z	Leipikvattnet, 38  Lejarån, 38  Ankarvattnet, 38  Värjaren, 38  Rörvattnets fvo (fiskevårdsområde), 40  Norra och Södra Rensjön, 40  Dammån, 40  Dörrsjön, 42  Bolagen m fl, 48  Svansjön, 48  Rogen, 48	Av mycket stor betydelse som fritidsfiskevatten  "-  Av mycket stort fiskerivetenskapligt värde  "-  Av mycket stor betydelse som fritidsfiskevatten.  "-  "-  "-  "-  "-  Av mycket stor betydelse som fritidsfiskevatten och av mycket stort fiskerivetenskapligt värde.	Samtliga objekt med riksintresse i länet har ej undersökts med avseende på alkalinitet.

Län	Vattnets namn och vattensystemnummer enl SMHI	Motiv för klassificering som objekt av riksintresse	Anm
AC	<p>Rickleån, 24 (del av)</p> <p>Vindelälven (del av) Stensundsforsen, 28</p> <p>Laisälven (inom länet), 28</p> <p>Öre älv, 30</p> <p>Lögde älv, 32</p>	<p>Förekomst av öring, harr, och gädda. Välbeläget strömfiske av länsintresse.</p> <p>Exklusivt strömfiske efterr öring och röding. Av mycket stor betydelse som fritidsfiskevatten.</p> <p>Välbeläget strömvatten med öring och harr. Av mycket stor betydelse som fritidsfiskevatten.</p> <p>Oreglerad, lättillgänglig skogsälv. Förekomst av lax, öring, harr, sik, gädda och abborre. Av mycket stor betydelse som fritidsfiskevatten.</p> <p>"_</p>	
	<p>Summa 67 objekt för hela Sverige</p>		



TAB 22 Antal objekt av betydelse för speciellt fritidsfisket inom resp län. Alkalinitet  $\leq 0,10$  mekv/l. Grad av nyttjande och bevarande markeras med 3 = mycket högt värde, 2 = högt värde 1 = visst värde. Generellt sett gäller att objekten under nyttjande och bevarande är desamma, varför summorna ej skall adderas till en totalsumma.

Län	Nyttjandevärde				Bevarandevärde				Anm
	3	2	1	S:a	3	2	1	S:a	
B	3	2	9	14	6	1	2	9	
C			1	1			1	1	
D		27	56	83	1	4	14	19	
E	4	27	28	59	27	48		74	
F		24		?				?	Materialet ej fullständigt redovisat.
G	14	7	4	25				25?	
H			31	31			3	3	
I				0				0	
K			26	26			1	1	
L	5	10	2	17		1	1	2	
M				0				0	
N	5	7	3	15	3	5		8	
O	27			27	9			9	
P	251	6		257	9			9	
R	14	13	8	35	7	2	1	10	
S	33	35	111	179				?	Endast ett urval sjöar framtaget
T	51	123	40	214	29	28	24	81	
U	42	11	59	112	8	14	2	24	
W	26	35	8	69	3			3	Bevarandevärdet avser de stora älvarna
X	2	35	7	44	9	26	4	39	
Y				0?				0?	
Z				75-100				75-100	
AC	8	5	2	15	1			1	
BD				0?				0?	

TAB 23 Jämförelse mellan antalet objekt som inom FRP-arbetet redovisats vara av betydelse för fritids- och yrkesfisket i sötvatten och antalet objekt med låg alkalinitet enligt 1980 års kartering av försurningsläget samt med nyttjande- och bevarandevärde för samma fiske.

Län	Antal objekt klassade inom FRP	Objekt med alk $\leq 0,10$ mekv/l		Anm	
		Antal	%		
B	88	14	15	Materialet ej fullständigt	
C	24	1	4		
D	322	83	26		
E	237	74	31		
F	126	>24	>19,0		
G	109	25?	23?		
H	87	31	36		
I	0	0	0		
K	59	26	44		
L	143	17	12		
M	37	0	0		
N	29	15	52		
O	181	27	15		
P	164	257	>100		
R	65	35	54		
S	130	179	>100		
T	161	214	>100		
U	73	112	>100		
W	69	44	64		
X	77	44	57		
Y	95	0?	0?		
Z	382	75-100	20-26		Antalet objekt med låg alk skattat.
AC	116	15	13		
BD	68	0?	0?		
S:a	2842	>1300	>46		

11 ORDLISTA

aerob miljö	miljö med tillgång på syrgas
acida, acidofila arter	arter som framför allt förekommer i sura miljöer
ansträngning	ett fångstredskap, t ex mjärde eller nät, utlagt en natt
biomassa	massan (vikten) av växter eller djur
bottenskikt	om vegetation; mycket lågvuxna växter, t ex mossor
ekologi	läran om samspelet mellan organismer och deras förhållande till miljön
ekosystem	ekologiskt system, t ex en sjö, en skog
enzym	ämnen som är nödvändiga för och påskyndar processer i organismer
eutrof	näringsrik
fältskikt	om vegetation; relativt lågvuxna växter, t ex gräs
humus	ofullständigt nedbrutet organiskt material, som i sjöar är lösta i vattnet
ishavsrelikt	rester av fauna från istidens hav
kärlväxter	högre stående växter, t ex gräs, blommor, träd
litoral	grundområde
mesohumös	måttligt humusrik
mesotrof	måttligt näringsrik
metabolism	ämnesomsättning
oligohumös	humusfattig
oligotrof	näringsfattig
pelagial	fria vattenmassan
plankton	i fria vattenmassor levande organismer med begränsad rörelseförmåga
population	en grupp organismer av samma art
predator	rovdjur
profundal	djupområde
reproduktion	fortplantning

smolt	utvandringsskördiga lax- eller havsöringsungar
sp/spp	efter latinskt släktnamn; oidentifierad art/-er
toxisk	giftig
trofiindex	index relaterat till näringsgrad (trofi-grad)
TS	torrsubstans
0+, 1+, 2+ ....	om fiskars ålder; t ex 1+ = ett år och en sommar gammal fisk

1 mg - tusendels gram, 1/1000 g

1 µg - miljondels gram, 1/1000 000 g

1 ng - miljarddels gram, 1/1000 000 000 g

ekv - ekvivalent; mått på jämförbara mängder av olika ämnen

LIMING OF LAKES AND RIVERS 1977 - 1981 IN SWEDEN

An account of the experimental activities and the need of further liming operations.

The National Board of Fisheries    The National Environment  
Protection Board

This report has been compiled by the National Board of Fisheries in cooperation with The National Environment Protection Board.

The National Board of Fisheries is responsible for the account of the scope of the experimental activities, etc., and for the account of the biological effects of the liming operations. The National Environment Protection Board is responsible for the physical-chemical section of the report.

The following persons has participated in the work:

The National Board of Fisheries	The National Environment Protection Board
Bo Bengtsson	William Dickson
Solveig Billing	Lars Eklund
Lennart Henrikson	Einar Hörnström
Per Nyberg	Brita Olerup
Ingemar Olsson	
Hans Oscarson	
Curt Wendt	

and Magnus Appelberg, Frits Eriksson, and Per Mossberg.

The material has been compiled and edited by Bo Bengtsson (chief responsibility) and Lennart Henriksson. Mona Johansson has been responsible for the typing of the report.

Liselotte Öhman has illustrated it.

Göteborg, May, 1981

The National Board of Fisheries  
Box 25 65  
S-403 17 GÖTEBORG

	Page
TABLE OF CONTENTS	1
SURVEY	5
1    THE BACKGROUND	11
1.1    Introduction	11
1.2    The Pattern of the Report	13
2.    THE SCOPE OF THE EXPERIMENTAL ACTIVITIES	14
2.1    Introduction	14
2.2    Liming Projects 1977-1980 beyond the Compass of the Experimental Activities	17
2.3    The Organization of the Experimental Activities	17
2.4    Account in Figures of the Experimental Activities	23
2.4.1  The Distribution of the Applications for Liming Subsidies and the Contributions	24
3.    LIMING AGENTS	25
3.1    General	25
3.2    Limestone; deposits, quarrying, and application	29
3.3    Burnt Lime	32
3.4    Slaked Lime	32
3.5    Lime Residue and Slag	33
3.6    Shell Gravel and Similar Matter	33
3.7    Sodium Hydroxide and Soda	34
3.8    Other minerals	34
3.9    Impurities in Liming Agents	34
4.    ALTERNATIVE MEASURES	34
4.1    Change of Soil Utilization	36
4.2    Change of the Ecosystems of Lakes	37
4.2.1  Change of the Stock of Fish	37
4.2.2  Application of Phosphorus etc.	37
4.2.3  Sulfide Formation	38
4.3    Treatment of Sediments	38
4.4    Lime as a Precipitant in Municipal Wastewater Treatment Plants	40

	Page
5. TRANSPORT AND DISTRIBUTION METHODS FOR LIMING AGENTS	41
5.1 Transportation to the Subject to be Limed	42
5.2 Methods of Distribution	42
5.3 The Distribution Techniques in Various Areas	44
5.4 Partial Liming	47
6. SOME LIMING PROJECTS	48
6.1 Lake Tvärvattnet in the County of Värmland	48
6.2 Lakes Stora Örevattnet-Smedvattnet in the County of Göteborg and Bohuslän	49
6.3 Lake Store Malen in the County of Älvsborg	51
6.4 The River of Högvadsån in the Counties of Halland and Älvsborg	52
7. EFFECTS OF LIMING	56
7.1 Analytical Examinations	56
7.2 Physical-Chemical Effects	59
7.2.1 What Happens after the Liming Operation?	59
7.2.2 Effect Aimed at	60
7.2.3 Ion Composition	61
7.2.4 Plant nutrients	62
Nitrogen	62
Phosphorus	62
Sulfur, Silicon, and Magnesium	66
Trace Elements	66
7.2.5 Color	67
7.2.6 Oxygen	69
7.2.7 Metals	69
Aluminum	69
Mercury	75
Cadmium	75
7.2.8 Surface Layer of Sediment	77
7.2.9 References	77
7.3 Biological Effects	80
7.3.1 Decomposers	81
7.3.2 Periphyton	82
7.3.3 Phytoplankton	82
Phytoplankton Production and Biomass	87
7.3.4 Other Plants	89
Aquatic Plants	89
Terrestrial Vegetation	92

	Page
7.3.5 Zooplankton	94
7.3.6 Benthic Invertebrates	99
7.3.7 River Crayfish	102
7.3.8 Fish	109
Reproduction	110
Growth	113
"Production"	115
Negative effects	115
Summary	116
7.3.9 Terrestrial Animals	117
7.3.10 Summary of Biological Effects	119
7.3.11 Reintroduction of Eliminated Organisms	120
7.3.12 References	121
7.4 Bathing and Drinking Water	121
7.4.1 Bathing	121
7.4.2 Drinking-water	122
8. THE EFFICIENCY OF LIMING	124
8.1 Evaluation of Liming Projects	124
8.2 The Liming Need of a Lake	124
8.3 Distribution Areas	125
8.3.1 General	125
8.3.2 Forest Land	126
8.3.3 Farming Land	130
8.3.4 Bogs and Marshes	134
8.3.5 Creek Ravines	137
8.3.6 Combinations of Various Distribution Areas	139
8.3.7 Lakes	142
8.3.8 Example of Effect Analysis of a Liming Project	148
8.3.9 Summary, Distribution Areas	150
8.4 Distribution Methods	151
8.5 References	156
9. COSTS OF LIMING PROJECTS	157
10. THE LIMING NEED OF LAKES AND RIVERS IN SWEDEN	162
10.1 Current Acid Load	162



	Page
10.1.1 Liming in Lakes	162
10.1.2 Liming on Land	166
Outlet Areas, Ditches and Creeks	166
Dry Land	166
10.1.3 Costs of Programme for Surface Water Treatment	167
10.2 Accumulated Acidification 1900 - 1980	168
10.3 Lakes and Rivers of Importance for Angling and Fishing for a Livelihood	170
10.3.1 Classification of Lakes and Rivers	170
10.3.2 Lakes and Rivers of National Interest and Having an Alkalinity Lower than 0.10 meq/l	170
10.3.3 Total Number of Fresh Water Objects of High Utilization and Conservation Value for Fishing and Having Alkalinity Lower than 0.10 meq/l	171
11. GLOSSARY	181
12. Summary, Table and Figure Texts in English	183

## SURVEY

Experimental activities with Government subsidies for liming of lakes and rivers were initiated in the spring of 1977 by The National Board of Fisheries. They were finished in the spring of 1981 by the delivery of this report to the Government.

The aim has been

- by various counter-measures to try to restore acidified water areas and to prevent further acidification of so-called threatened waters of special importance for fishing and nature conservation
- to gather experiences and results concerning methods, liming agents, and costs of applications, in order to form a basis for decisions on aims and scope of future liming operations
- and during this work to observe especially positive as well as any negative effects on vegetation and animals.

## ORGANIZATION

The experimental activities have been carried out with the National Board of Fisheries as the decision making authority in accordance with the statute in force (The Swedish Statute-Book 1976:1056). The experimental character of the activities accounted for the organization of a reference team for liming issues. The team included representatives of the National Environment Protection Board, The Land Owners' Association, and the Swedish Anglers' Association.

## SCOPE

During the experimental period, 304 liming projects were started. They have been distributed all over the country, but the principal efforts were located to the most acidified areas.

A total of some 200.000 tons of liming agents have been distributed, corresponding to the amount of limestone estimated to neutralize the acid deposition on a land area of some 1.500.000 hectares during a period of about five years.

#### PERFORMANCE

Various kinds of liming agents have been tried in different environments; in various types of waters, and on land on e.g. farming land, woodland, bogs and marshes. The application methods and techniques of the liming operations have been varied, and so have the selections of areas and times. Various kinds of operations have often been combined to achieve the best utilization of the lime.

#### Liming Methods

- Liming on dry land has been carried out in a great number of projects and comprises some 40 % of the total amount of lime applied. The application method, which showed itself to be the best and the most economical, is distribution by a centrifugal distributor connected to a farm tractor. Distribution on woodland and bogs was often carried out by aid of compressed air.
- Direct lime application in a lake or a river or in close connection to it (shore or bank zone) amounts to some 60 % of total application in tons. Distribution by aid of compressed air, centrifugal distribution, distribution with a scoop and manual distribution (by hand) have there been the principal techniques applied. Boats, rafts and pontoons have been used to transport the distribution devices. This distribution work was often combined with distribution on land, either from the land or from the lake.

Continuous direct liming has been made by aid of various types of wells and dosing machines. Spreading of crushed limestone and dumping of liming agents at strategic places in running water have been tried, too.

### Liming Agents

The principal liming agent used during the experimental period was ground and crushed limestone. To a less extent, burnt and slaked lime, other minerals (olivine) and chemicals (lye, soda) have also been used.

### Alternative Methods

Principles of alternative methods and measures are being discussed. As regards transition from aluminium and iron salts precipitation of phosphorus in wastewater treatment plants to so-called lime precipitation plants, a comparison of costs made by The National Environment Protection Board is supplied. Such a transition should, in most cases, be financially justified in acidified areas.

## EXPERIENCES AND RESULTS

### Physical - Chemical Effects

- The nitrogen content rises to natural values at lake liming.
- The availability of phosphorus increases both in soil and water, but the content in lake water can be lowered at the beginning.
- The oxygen content can decline after liming carried out in the autumn in lakes of low water circulation.
- The leakage of aluminum from the soil and the aluminum content in the lake water is reduced after liming.
- The cadmium content is reduced in lake water and enriched in lake sediments.

### Biological Effects

- The decomposition of organic material increases in limed lakes to a normal extent and rate, and so does the biological activity in the bottom sediment.
- Species of phytoplankton increase in number after liming.

- Other plants are probably furthered throughout, with the exception of certain species of mosses, which were furthered during the acidification period, and lichens, which have been directly overlaid with lime at large applications on land.
- Invertebrates are furthered by liming in those cases where they have been reduced as a result of acidification.
- Invertebrates furthered by acidification often disappear after liming, as they are eaten by fish.
- Fish and crayfish. Unlike most invertebrates, fish and crayfish are long-lived, and hence follows that the results hitherto accounted for illustrate the short-term effects of liming only.
- Crayfish are furthered, and due to the liming applications large water areas have been kept productive.
- The reproduction of fish is successful without exception in projects, where the expected increase of pH has been achieved.
- The growth of fish becomes normal after liming. If liming is made at an early stage, the normal growth conditions are maintained.
- The production stated as the amount of fish in numbers has increased after liming as regards such species as salmon, trout, arctic char, roach and other cyprinids.
- Negative effects have not been reported or otherwise been found in water with natural fish stock.  
However, **it is feared that** aluminum poisoning is the cause of death among stocked rainbow trout immediately after liming. Death of fish by the same cause has also occurred in fish breeding stations after liming.
- Other vertebrates, e.g. frogs and birds, are probably influenced to a very small extent only (direct influence), if at all.

#### Costs

The costs of the performance of the liming projects are very much different. On an average, they have amounted to some SEK 300.- a ton of liming agent applied.

### The Efficiency of Liming

Efforts have been made to estimate the efficiency of various applications. The evaluations show that

- only 1 - 2 % of liming agents deposited on land are annually into the water, whose quality one intended to improve. The leaching declines after the first 2 - 3 years.
- application of liming agents at strategically important places only (outlet areas) result in a maceration of 10 - 20 % during the first 2 - 3 years.
- direct application in a lake or a river can result in a dissolution of 50 % during the same period.

These figures are average but can be considered representative of the "pure" land and lake projects, respectively, which were carried out during the experimental period. Large local differences exist, mostly caused by cut selected (grain size) and the liming agent selected.

### FUTURE LIMING ACTIVITIES

The future need of liming of acidified lakes and rivers has been estimated at SEK 200 million a year.

The results and experiences of the subsidized experimental liming of lakes are, according to the National Board of Fisheries, overwhelmingly of a positive nature. There are negative elements, but further activities on a large scale should be brought about, as one can state, by way of summing-up, that

- the chemical effects desired are achieved in lakes and rivers, if the efforts selected are the right ones
- the biological effects at different levels in the water ecosystem are positive - both the production of fish and fish food organisms are regained or improved.

- the effects on terrestrial ecosystems have not been sufficiently studied. The presented results deal above all with forest and forest soil, and these results are the only negative ones (mosses and lichens) reported
- the documented local interest and participation have in all projects been based upon fish and fishing.

TABLE 1	FORMER LIMING ACTIVITIES
TABLE 2	LIMING PROJECTS SUBSIDIZED BY THE SWEDISH LABOUR MARKET BOARD
TABLE 3	NOT SUBSIDIZED LIMING OPERATIONS, 1977 - MARCH 1981 County reports on number of limings in accordance with the Act of goods injurious to health and environment (Swedish Code of Statutes 1976:1059)
TABLE 4	LIMING PROJECTS OF NATIONAL INTEREST Projects totally covered by Government subsidies
TABLE 5	NUMBER OF APPLICATIONS AND ESTIMATED COSTS FOR MEASURES
TABLE 6	DISTRIBUTION OF SUBSIDIES 1976/77-80/81, thousands of SEK
TABLE 7	DISTRIBUTION BETWEEN VARIOUS APPLICANTS FOR GOVERNMENT SUBSIDIES
TABLE 8	DISTRIBUTION BY COUNTIES OF THE LIMING ACTIVITIES
TABLE 9	LIMESTONE CONSUMPTION IN VARIOUS FIELDS OF USE 1974 AND 1985 (thousands of tons)
TABLE 10	THE USE OF VARIOUS LIMING AGENTS IN THE EXPERIMENTAL ACTIVITIES
TABLE 11	METALS IN LIMING AGENTS ETC. (mg/kg dry substance)
TABLE 12	TYPES OF VEHICLES AND METHODS OF DISTRIBUTION USED IN THE EXPERIMENTAL ACTIVITIES. Percentage distribution between the mostly used distribution equipments based on a survey of 234 liming projects.
TABLE 13	DISTRIBUTION EQUIPMENT AND DISTRIBUTION AREAS. Percentage of lime amounts on the various distribution areas based on a survey of 304 liming projects
TABLE 14	DISTRIBUTION OF THE SURVEY PROGRAMMES AND SHARE OF PROJECTS OF TEST FISHING (based on 168 projects)
TABLE 15	pH AND OBSERVED NUMBER OF PHYTOPLANKTON SPECIES BEFORE AND AFTER LIMING
TABLE 16	SPECIES COMPOSITION OF PLANKTONIC CRUSTACEANS IN LAKE ST.HÄRSJÖN. Limed in the autumn of 1977. (4)
TABLE 17	GENERALIZED SUMMARY OF CERTAIN BIOLOGICAL CHANGES AT ACIDIFICATION AND LIMING
TABLE 18	DISTRIBUTION COSTS BY DIFFERENT MACHINERY METHODS
TABLE 19	COSTS IN SEK FOR PURCHASE, TRANSPORTATION AND DISTRIBUTION OF LIMESTONE
TABLE 20	THE ACIDIFICATION SITUATION AND ANNUAL LIMING NEED IN SWEDEN
TABLE 21	WATERS OF SO-CALLED NATIONAL INTEREST AND HAVING AN ALKALINITY OF $\leq 0.10$ meq/l. The national interest is based on angling and/or scientific fishing interest.
TABLE 22	NUMBER OF OBJECTS OF IMPORTANCE FOR ANGLING, ESPECIALLY, IN EACH COUNTY. Alkalinity $\leq 0.10$ meq/l. Degree of utilization and conservation is marked with figures. 3 = very high value, 2 = high value, 1 = some value. On the whole it is to be stated that the



objects under utilization and conservation are the same, and thus the sums are not to be added to a total

TABLE 23    COMPARISON BETWEEN THE NUMBER OF OBJECTS WHICH, WITHIN THE FRP WORK, HAVE BEEN REPORTED AS IMPORTANT FOR ANGLING AND LIVELIHOOD FISHING IN FRESH WATERS, AND THE NUMBER OF OBJECTS OF A LOW ALKALINITY ACCORDING TO THE SURVEY OF THE ACIDIFICATION SITUATION OF 1980, AND WITH THE UTILIZATION AND CONSERVATION VALUES OF THE SAME FISHERIES

- FIGURE 1. ORGANIZATION OF THE ACTIVITIES OF GOVERNMENT SUBSIDIES FOR LIMING OF LAKES AND RIVERS IN 1977-1981.
- FIGURE 2. THE GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION OF THE LIMING ACTIVITIES
- FIGURE 3. THE ACID BUFFERING CONTENTS OF VARIOUS LIME TYPES AND FRACTIONS AT pH 5. The heights of the columns show the easily dissolvable part, and the figures in the columns how large the easily dissolvable part is of the total CaO content. For limestone, the total CaO content is an acceptable measure of the reactive part. Any differences are due to grain size instead. To have much lime in solution quickly, a finely ground product (0 - 0.5 mm) is required.
- FIGURE 4. THE RELATIVE SOLUBILITY AND THE BUFFERING CAPACITY OF VARIOUS LIMING AGENTS. Acid titration at different pH of various liming agents (0 - 1 mm) to determine the solubility and the buffering capacity. Of the unslaked lime, the main part is solved at pH 7, and 85 % is easily solved, while fine-ground limestone demands a lower pH value, if as much of it is to be solved. The dolomite is harder to solve, and some 40 % of the cut 0 - 1 mm was solved. The least soluble agent is olivine, having a solubility of a few percent only.
- FIGURE 5. DEPOSITS OF LIMESTONE IN SWEDEN. Source: Survey map of deposits of limestone and dolomite in Sweden. (The Geological Survey of Sweden, 1975.)
- FIGURE 6. LIME DISTRIBUTION BY HAND
- FIGURE 7. LIME DISTRIBUTION FROM A HELICOPTER
- FIGURE 8. DISTRIBUTION OF CRUSHED LIMESTONE BY A TRACTOR AND A DIPPER LADLE
- FIGURE 9. LAKE SMEDVATTNET, pH AND ALKALINITY
- FIGURE 10. LAKE SMEDVATTNET, TRANSPARENCY
- FIGURE 11. CONTINUAL DOSING OF LIME IN RUNNING WATER
- FIGURE 12. DISTRIBUTION OF LIME BY COMPRESSED AIR FROM A BULK LORRY
- FIGURE 13. NECESSARY AMOUNT OF BASE TO INCREASE pH TO 7 IN WATERS OF DIFFERENT ACIDITIES. A moderately acid clear-water lake needs only one tenth as much supply of base as extremely acid ground water. A brown-water lake contains much organic acid, humus, and requires therefore more base to increase pH from 5.5 to 7 than does an acid clear-water lake.

FIGURE 14. THE PHOSPHORUS CONTENT IN LIMED POOLS ON THE MOUNTAIN OF FULUFJÄLLET.

10 - 20 % of the phosphorus content emanates from the lime itself, and the rest is leakage from environment and sediments.

FIGURE 15a. LIMING EFFECTS ON THE PHOSPHORUS CONTENT IN LAKE BÄRMSJÖN (500 HECTARES)

IN THE COUNTY OF VÄSTERNORRLAND. The phosphorus content rose both in contributory waters and in the lake after liming in the winter of 1979. The increase in the lake was 50 %.

FIGURE 15b. THE PHOSPHORUS CONTENT IN LIMED LAKES IN THE TIVEDEN AREA. An extremely

large supply of lime (in lake Narven) resulted in a lower phosphorus content than moderate supplies into other lakes.

FIGURE 15c. EFFECTS OF VARIOUS LIMING MEASURES IN LAKE NEDRE SÄRNMANNASJÖN, 350

HECTARES OF RUNOFF AREA. Before the liming, the water chemistry is almost identical with that of lake Övre Särnmannasjön. After liming in 1975, the aluminum content is kept down to some 50  $\mu\text{g}/\text{l}$ , compared to 100 - 150  $\mu\text{g}/\text{l}$  of Övre Särnmannasjön. The liming in 1977 also resulted in higher content of phosphorus in 1978.

FIGURE 16. SELENIUM IN LIMED LAKES. Limed lakes get a higher selenium content than do acid lakes in the same area (6).

FIGURE 17. WATER COLOUR AFTER LIMING. Moderately humic lakes get a somewhat higher colour after liming.

FIGURE 18. WATER COLOUR AFTER LIMING. In lake Narven, which was heavily limed, the humic substances were precipitated to the bottom, when the lime content rose to 1.2 meq/l in 1978. In 1980 the values were 'normal' again.

FIGURE 19. THE ANNUAL FLUCTUATION OF ALUMINUM CONTENT IN ONE ACID AND ONE LIMED LAKE ON THE WEST COAST. The liming of lake Råvekärrens Långevatten in the spring results in fast depositing. But the content rises again, when the influx from the surroundings increases in the autumn.

FIGURE 20. ALUMINUM CONTENT AFTER LIMING. The liming in August, 1980, in lake Södra Boksjön (900 hectares) in Dalsland resulted in fast precipitation of aluminum solved in the water. In three months the content in the upper layers was reduced from 250 to 75  $\mu\text{g}/\text{l}$ , but it increased towards the bottom. Acid water of a high aluminum content is, however, continuously supplied from lake Norra Boksjön and the catchment area.

FIGURE 21. LIMING EFFECTS ON THE ALUMINUM CONTENT IN NORDBÄCKEN CREEK, ON THE WEST COAST. pH rises in the creek from 4 upstream the limed area to some 7, and the aluminum content goes down from 1 mg/l to 0.1 mg/l.

- FIGURE 22. pH AND ALUMINUM CONTENT IN GROUND WATER AFTER LIMING. 6 tons of lime per hectare was applied on the ground.
- FIGURE 23. CADMIUM IN PHANTOM MIDGE LARVAE. In lake Långsjön the cadmium content in phantom midge larvae (*Chaoborus*) was multiplied, when the water was limed. No increase appeared in lake Årsjön, which was not limed.
- FIGURE 24. THE EFFECTS OF LIMING ON THE CADMIUM CONTENT IN SURFACE WATER, BOTTOM WATER, AND IN SEDIMENTS. For efficient binding to the sediment, pH in the sediment should be 6 - 6.5.
- FIGURE 25. TURNOVER OF GLUCOSE IN LAKE SEDIMENT BEFORE AND AFTER LIMING. The surfaces of the arrows are relative to the glucose flow (1).
- FIGURE 26. NUMBER OF SPECIES OF PHYTOPLANKTON OBSERVED IN SOUTH SWEDISH LAKES HAVING DIFFERENT pH VALUES.
- FIGURE 27. PHOSPHORUS CONTENTS IN WEST COAST LAKES HAVING DIFFERENT pH VALUES. Mean values from May and August, 1978.
- FIGURE 28. QUOTIENT OF NUMBER OF SPECIES OBSERVED IN SPRING AND SUMMER IN RELATION TO pH IN WEST COAST LAKES (1976).
- FIGURE 29. NUMBER OF SPECIES, TROPHY INDEX, TOTAL CONTENT OF PHOSPHORUS AND PERCENTAGE SHARE OF ACID SPECIES OF PHYTOPLANKTON OBSERVED AND THE BIOMASS IN LAKE MÖRTSJÖN (SÖDERTÖRN).
- FIGURE 30. NUMBER OF SPECIES AND TROPHY INDEX IN LAKES ST HÄRSJÖN (LIMED), ÖMMERN (NORMAL pH VALUE), AND TVÄRSJÖN (ACID).
- FIGURE 31. NUMBER OF PHYTOPLANKTON SPECIES OBSERVED IN RELATION TO NUTRIENT LEVEL IN 114 LAKES IN CENTRAL SWEDEN.
- FIGURE 32. THE DEVELOPMENT OF pH AND PLANKTIC CRUSTACEANS AFTER LIMING. Lakes Blanksjön, Iglafallssjön (limed), and Vibollsjön (not limed).
- FIGURE 33. MEAN NUMBER OF PLANKTIC CRUSTACEANS. May-Oct. 1976-80 in lakes Blanksjön, Iglafallssjön, and Vibollsjön.
- FIGURE 34. THE DEVELOPMENT OF ZOOPLANKTON SPECIES AFTER LIMING. Seven limed lakes in northern Bohuslän (4).
- FIGURE 35. NUMBER OF CRAYFISH/EFFORT WITHIN DIFFERENT ALKALINITY INTERVALS IN 21 LAKES IN CENTRAL AND SOUTHERN SWEDEN HAVING AN ALKALINITY OF LESS THAN 0.2 meq/l.
- FIGURE 36. NUMBER OF CRAYFISH/EFFORT WITHIN DIFFERENT pH INTERVALS IN 21 LAKES IN CENTRAL AND SOUTHERN SWEDEN HAVING AN ALKALINITY OF LESS THAN 0.2 meq/l.
- FIGURE 37. THE DEVELOPMENT OF A CRAYFISH STOCK, totally and for various size

classes, in a lake in Småland. Liming was started in 1968, and then supplementary liming has been carried out. pH has chiefly been above 6 since 1968.

FIGURE 38. CATCH OF PERCH AND DISTRIBUTION OF THE LENGTHS OF THE FISHES IN LAKE V SKÄLSJÖN IN 1969-1980.

FIGURE 39. AGE DISTRIBUTION OF ARCTIC CHAR CAUGHT IN LAKE Ö SKÄLSJÖN IN 1976-1980.

FIGURE 40. THE CHANGES OF THE TROUT STOCK IN CREEK TJÖSTELRÖDSÅN IN 1971-1980. Result from electro-fishing.

FIGURE 41. THE GROWTH OF PERCH IN LAKE V SKÄLSJÖN. Before acidification damage (undisturbed reproduction), with acidification damage (ceased reproduction), and after liming.

FIGURE 42. THE GROWTH OF CHAR IN LAKE Ö SKÄLSJÖN IN 1976-1980.

FIGURE 43. ACIDIFICATION AND LIMING EFFECTS ON MANGANESE CONTENT IN LAKE STORA SKARSJÖN, WATER SUPPLY OF LJUNGSKILE. pH decreased from 6.3 in 1943 to 5.5 - 5 during the 1960's and to appr. 4.5 in the 1970's. The lake was limed in the spring of 1975, and then the manganese content was reduced in the surface water but rose towards the bottom, and after that the lake had a low content again in the whole of the lake profile.

FIGURE 44. THREE DIFFERENT METHODS OF LIMING LAKES.

FIGURE 45. LIMING OF WOODLAND AND BARE ROCKS.

FIGURE 46. ALKALINITY INCREASE IN RUNOFF WATER FROM WOODLAND AFTER LIMING. The figure is based on limings at lakes Jetesjön, Södrasjö, Lilla Ottervatten, Olaloken, Västra and Östra Skälsjön, Blanksjön, and Långsjön.

FIGURE 46. LIMING OF ARABLE LAND, tractor with centrifugal distributor.

FIGURE 48. pH AND ALKALINITY AFTER LIMING ON ARABLE LAND AND CREEK RAVINES.

FIGURE 49. pH AND ALKALINITY AFTER LIMING ON ARABLE LAND AND WOODLAND, lakes Änghultasjön-Madkroken (0.13 ton/hectare of run off area).

FIGURE 50. CALCIUM BUDGET FOR LAKE TREHÖRNINGEN. Amount of lime applied: 4.800 kgs of Ca.

FIGURE 51. pH AND LIME LEACHING IN ONE LIMED (1 TON/HECTARE) BOG CREEK, AND ANOTHER NOT LIMED.

FIGURE 52. pH AND LIME LEACHING IN WOODLAND CREEKS AFTER LIMING IN THE CREEK RAVINES.

FIGURE 53. pH IN ABBORRTJÄRNSBÄCKEN CREEK (CATCHMENT AREA OF ANRÅSEÅN STREAM) AFTER LIMING OF CREEK RAVINES AND MARSH AREAS: Dose: 0.3 ton of

$\text{CaCO}_3$ /hectare of catchment area.

FIGURE 54. COMBINATION OF DISTRIBUTION AREAS, pH and alkalinity in lake Store Malen after liming on arable land and bogs, along creeks and on shore zones. Dose: 0.43 ton of  $\text{CaCO}_3$ /hectare of catchment area.

FIGURE 55. COMBINATION OF DISTRIBUTION AREAS, pH and alkalinity in lake Visen-Opperhalen (outlet) after liming on arable land, bogs, along creeks and on shore zones. Dose: 0.33 ton of  $\text{CaCO}_3$ /hectare of catchment area.

FIGURE 56. COMBINATION OF DISTRIBUTION AREAS, pH and alkalinity in Uppsalen and other lakes.

FIGURE 57a. THE DURATION OF LIMING IN THREE LAKES.

FIGURE 57b. LIMING IN SEEPAGE LAKES AND STREAMS. Before liming (1977) the surface water along the shores of lake Uden had a pH value lower than 5. After the liming operation the water of tributary creeks had an alkalinity which was 10 times higher than that of the lake. However, the creek of Svartbäcken, which was not limed, influences the quality of the water 100 - 200 m off the shore.

FIGURE 57c. LIMING IN SEEPAGE LAKES AND STREAMS. Lake Uden was limed in 1977 with 8.000 tons in the water of its tributaries. The calcium and sulphate contents rose by 0.02 meq/l in the whole water volume of the lake. The nitrate increase since the 1960's, 0.01-0.02 meq/l, has been stopped, probably due to higher consumption of nitrate.

FIGURE 58. LIMING EFFICIENCY. The effects of various liming measures on the quality of the water of the lake Stora Rösjön. Direct lake liming with 8.5 tons of  $\text{CaO}$ , i.e. equivalent to 15 tons of  $\text{CaCO}_3$ , during 1975 and 1976 brought about a higher alkalinity in the water than liming on the ground with an amount which was fifteen times as big.

FIGURE 59. LIME BEING BLOWED OUT FROM A RAFT.

FIGURE 60. MANUAL DISTRIBUTION OF LIME ON ICE SURFACE.

FIGURE 61. LIME DOSING MACHINE.

FIGURE 62. LIME WELL.

FIGURE 63. AVERAGE COSTS FOR PROJECTS OF DIFFERENT CATEGORIES.

FIGURE 64. AVERAGE PROJECTS COSTS.

FIGURE 65. AVERAGE COSTS FOR DIFFERENT METHODS OF DISTRIBUTION.

FIGURE 66. THE NEED OF LIMING IN SWEDEN. Liming need in kgs of  $\text{CaCO}_3$  per hectare of catchment area and year. Calculated according to the acid load on ground and water during the 1970's.

FIGURE 67. ACCUMULATED ACIDIFICATION SINCE 1900 STATED AS NEED OF LIMESTONE. Accumulated need of liming in kgs of limestone,  $\text{CaCO}_3$ , from the year 1900 up to and including the year 1980. Calculated according to the acid load on ground and water during the 1980's and provided that the deposits will have increased at the same rate as the emission. If part of the deposits is bound in the ground only temporarily, the amounts should be increased by some 40 %.

FIGURE 67. ACCUMULATED ACIDIFICATION SINCE 1900 STATED AS NEED OF LIMESTONE. Accumulated need of liming in kgs of limestone,  $\text{CaCO}_3$  from the year 1900 up to and including the year 1980. Calculated according to the acid load on ground and water during the 1980's, and provided that the deposits will have increased at the same rate as the emission. If part of the deposits is bound in the ground only temporarily, the amounts should be increased by some 40 %.

