



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



AB

# KALKNING av SJÖAR och VATTENDRAG



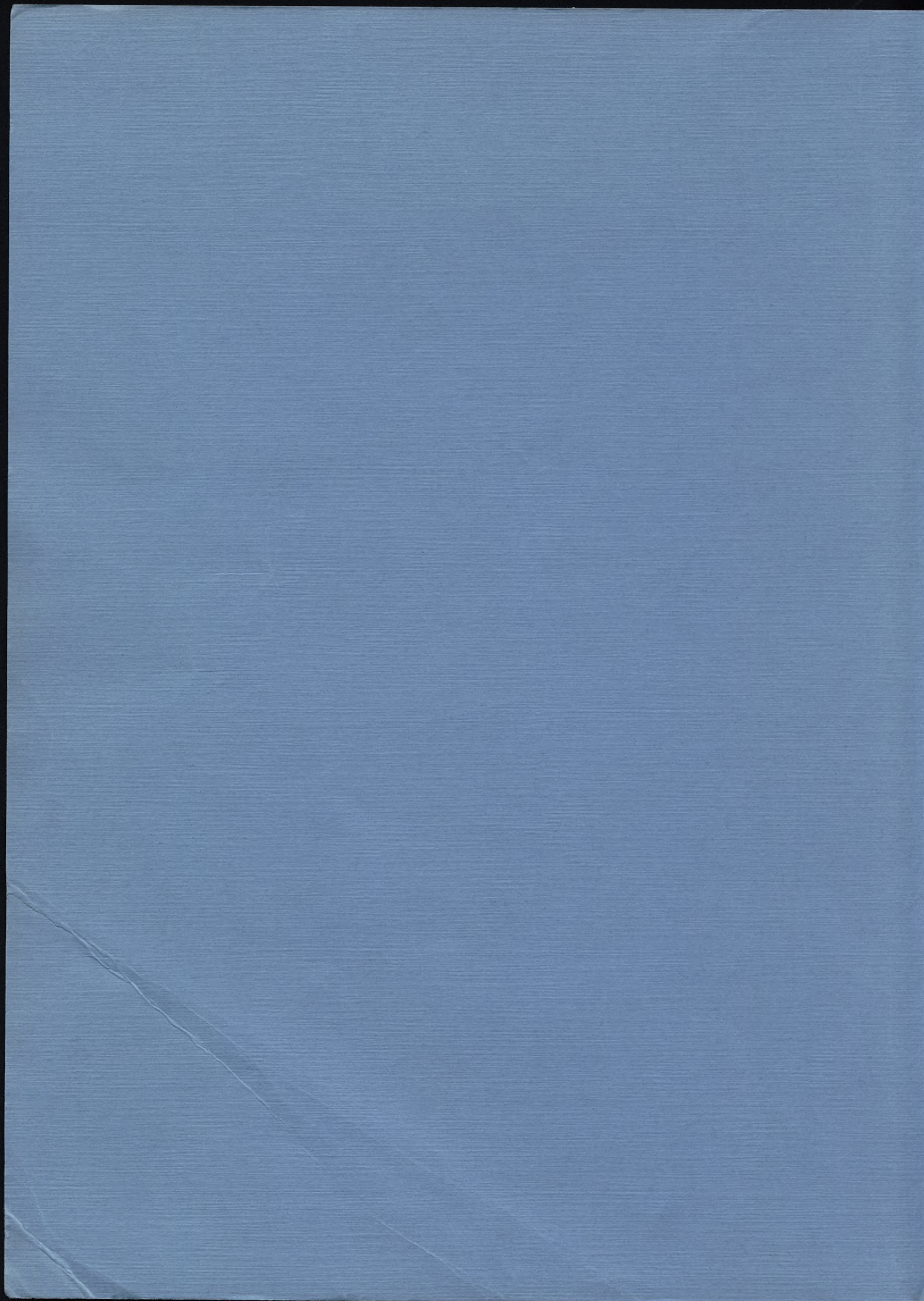
*vy över Stora Le*

**INFORMATIONS- OCH SAMRÅDSDAGAR  
DALS ED**

**31 okt – 2 nov 1983**

**STATENS NATURVÅRDSVERK  
RAPPORT snv pm nr 1786**

**FISKERISTYRELSEN  
MEDDELANDE NR 1:1984**



# KALKNING av SJÖAR och VATTENDRAG

INFORMATIONS- OCH SAMRÅDSDAGAR  
DALS ED

31 okt – 2 nov 1983

STATENS NATURVÅRDSVERK  
RAPPORT snv pm nr 1786

FISKERISTYRELSEN  
MEDDELANDE NR 1:1984

Redigering: Bo Bengtsson, Anders Bogelius, Eva Thörnelöf

Omslag: Tor Hermond

Tryck: Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län

Upplaga. 1000 ex febr 1984

Distribution: Statens naturvårdsverk  
Biblioteket  
Box 1302  
171 25 SOLNA

Fiskeristyrelsen  
Fiskevårdsbyrån  
Box 2565  
403 17 GÖTEBORG



## I N N E H Å L L S F Ö R T E C K N I N G

1. INLEDNING  
Jan-Erling Larsson, Statens naturvårdsverk
2. PROJEKTINFORMATION
  - 2.1 Program för övervakning av miljö kvalitet, anslaget "Åtgärder mot försurningen"
  - 2.2 Vattenkemi och övrig biologi
  - 2.3 Kalkningsregister och basprogram
  - 2.4 Fiskeribiologi
  - 2.5 Försöksverksamheten 1977-82, teknik-metodik, råd och riktlinjer
  - 2.6 Effekter av försurning på de rinnande vattnens biologi
3. KALKNINGSMETODER, -MEDEL OCH -STRATEGIER
  - 3.1 Kalkningsprojektet Härskogen
  - 3.2 Kalkfällning i reningsverk, ekologiska synpunkter på avlopps-vattenrening
  - 3.3 Kalkfällning i reningsverk, Sunneprojektet m m
  - 3.4 Effekter av sodainjicering i försurade sjöars sediment-Contracid-metoden
4. EFFEKTER AV KALKNING
  - 4.1 Fosfor i sura och kalkade vatten
  - 4.2 Kvicksilver och kadmium i sura och kalkade sjöar
  - 4.3 Biologiska effekter efter kalkning, Gårdsjön
  - 4.4 Försurningens och kalkningens effekter på kräftbestånd
5. KALKNING AV RINNANDE VATTEN
  - 5.1 Hydrologiska erfarenheter från Gårdsjöprojektet
  - 5.2 Beräkning av korttidsvariationer av pH från en hydrologisk utgångspunkt
  - 5.3 Utvärdering av kalkdoseringsanläggningar
6. MODELLER, NORSKA KALKNINGSPROJEKTET, REGIONALA ERFARENHETER
  - 6.1 Återförsurningsmodell, kalkningsinsatsers varaktighet
  - 6.2 Ekonomiska konsekvenser av vattenkvalitetsförändringar i sjöar
  - 6.3 Norska kalkningsprojektet
    - 6.3.1 Lägesrapport
    - 6.3.2 Försurning - motåtgärder
  - 6.4 Regionala erfarenheter - exempel från Älvsborgs län
  - 6.5 Erfarenheter av kalkningsinsatser - Dals Eds kommun
  - 6.6 Erfarenheter av kalkningsverksamheten - Sveriges fritidsfiskares riksförbund
  - 6.7 Erfarenheter och synpunkter rörande pågående kalkningsverksamhet - Sveriges fiskevattenägareförbund

7. ÖPPET FORUM
8. GRUPPARBETEN
  - 8.1 Kalkningsregister
  - 8.2 Referenssjöar och riksinventering
  - 8.3 Uppföljningsverksamhet
  - 8.4 Villkor för och kontroll av kalkningsbidragen
  - 8.5 Kalkningsstrategier
  - 8.6 Dosberäkningar
  - 8.7 Länsvis organisation av bidragsverksamheten
  - 8.8 Försöksperiodens (1977-82) projekt - nya projekt
9. DELTAGARLISTA

SAMRÅDS- OCH INFORMATIONSDAGAR RÖRANDE KALKNINGSVERKSAMHETEN,  
DALS ED 31 OKTOBER - 2 NOVEMBER 1983

1. Inledning

Jan-Erling Larsson  
Statens naturvårdsverk, Solna  
Bo Bengtsson  
Fiskeristyrelsen, Göteborg

Kravet på åtgärder mot försurningen av vår miljö har bl a lett till omfattande reningsåtgärder inom industrin, reglering av svavelhalten i eldningsolja genom lagstiftning, satsning på forskning rörande försurning av mark och grundvatten samt till direkta motåtgärder avseende ytvatten, främst kalkning av sjöar och vattendrag.

Kalkningsverksamheten bedrevs åren 1977-82 som försöksverksamhet med syfte att återställa försurade vattenområden, hindra fortsatt försurning och att samla erfarenheter och resultat om olika kalkningsåtgärder, metoder och kalkningsmedel samt att ange kostnaderna för dessa insatser i full skala avseende sjöar och vattendrag.

Statens naturvårdsverk har sedan den 1 juli 1982 det centrala planeringsansvaret för insatsernas genomförande. Länsstyrelserna har det regionala ansvaret, och beviljar statsbidrag till kalkning inom de ekonomiska ramar som regeringen fastställer.

Alla problem är inte lösta, en hel del återstår när det gäller teknik och metodik liksom när det gäller att ekonomiskt optimera användningen av de statliga bidragsmedlen.

I arbetet med att få till stånd en effektivt fungerande verksamhet deltar flera centrala, regionala och kommunala myndigheter, organisationer och enskilda. Naturvårdsverket har i samverkan med fiskeristyrelsen funnit det angeläget att ordna regionala informationsdagar för att i första hand informera "hur den nya organisationen fungerat" och om vilken uppläggning den centralt bedrivna verksamheten med bl a kalkningsregister och kvalificerad effektuppföljning har och vilka resultat som hittills föreligger från denna verksamhet. Lika viktigt är att gemensamt dela erfarenheter från det lokala och regionala arbetet.

Avsikten är vidare att främja de personliga kontakterna dels mellan de centrala och regionala handläggarna, dels mellan dessa och övriga regionala intressenter som aktivt bidrar till att åtgärdsprogram genomförs.

Med informationsdagar av denna typ är det dessutom vår förhoppning att kunskaper om det komplex ämnesområdet försurning-kalkning utgör på ett effektivt sätt skall förmedlas och därmed leda till att utfallet av våra gemensamma insatser blir allt bättre.

Genom att konferensen gjorts rikstäckande kommer också de regionala skillnader som finns vad gäller försurningseffekternas omfattning och natur att belysas liksom de skillnader som föreligger i fråga om strategi för motåtgärder, kostnader och t ex samverkansformer för planerings- och effektkontrollarbete.



Information kring dessa sistnämnda frågor har stor betydelse för arbetet med den kvalificerade centrala effektuppföljningen, kalkningsregister och upprättandet av förslag till de årliga ekonomiska ramarna för den länsvisa åtgärdsverksamheten.

Föreliggande rapport innehåller i redigerat skick, efter godkännande av respektive föredragshållare, föredragen under konferensen, efterföljande diskussioner, sammandrag av redovisningen från grupparbetena och diskussionerna under Öppet forum.

## 2. PROJEKTINFORMATION

## 2.1 Program för övervakning av miljö kvalitet, anslaget "Åtgärder mot försurningen"

Jan Erling Larsson  
Statens naturvårdsverk, Solna

Verksamheter i PMK

- . allmän övervakning - tidsserier
- . referensmätningar - till lokal recipientkontroll
- . transport av föroreningar, t ex deposition från nederbörd till mark och vatten

Sedan presenterades det tjugotal områden i landet där s k integrerad miljöövervakning bedrivs i små avrinningsområden.

Program i PMK-områdena

## Kemi

nederbörds kemi  
markvatten kemi  
mark kemi, markprocesser  
grundvatten kemi, -biologi

## Populationsövervakning

vegetation  
små däggdjur (3 omr)  
fåglar (10 omr)

## Miljögifter

metaller i mossor  
metaller, org ämnen i fisk,  
landlevande ryggradsdjur

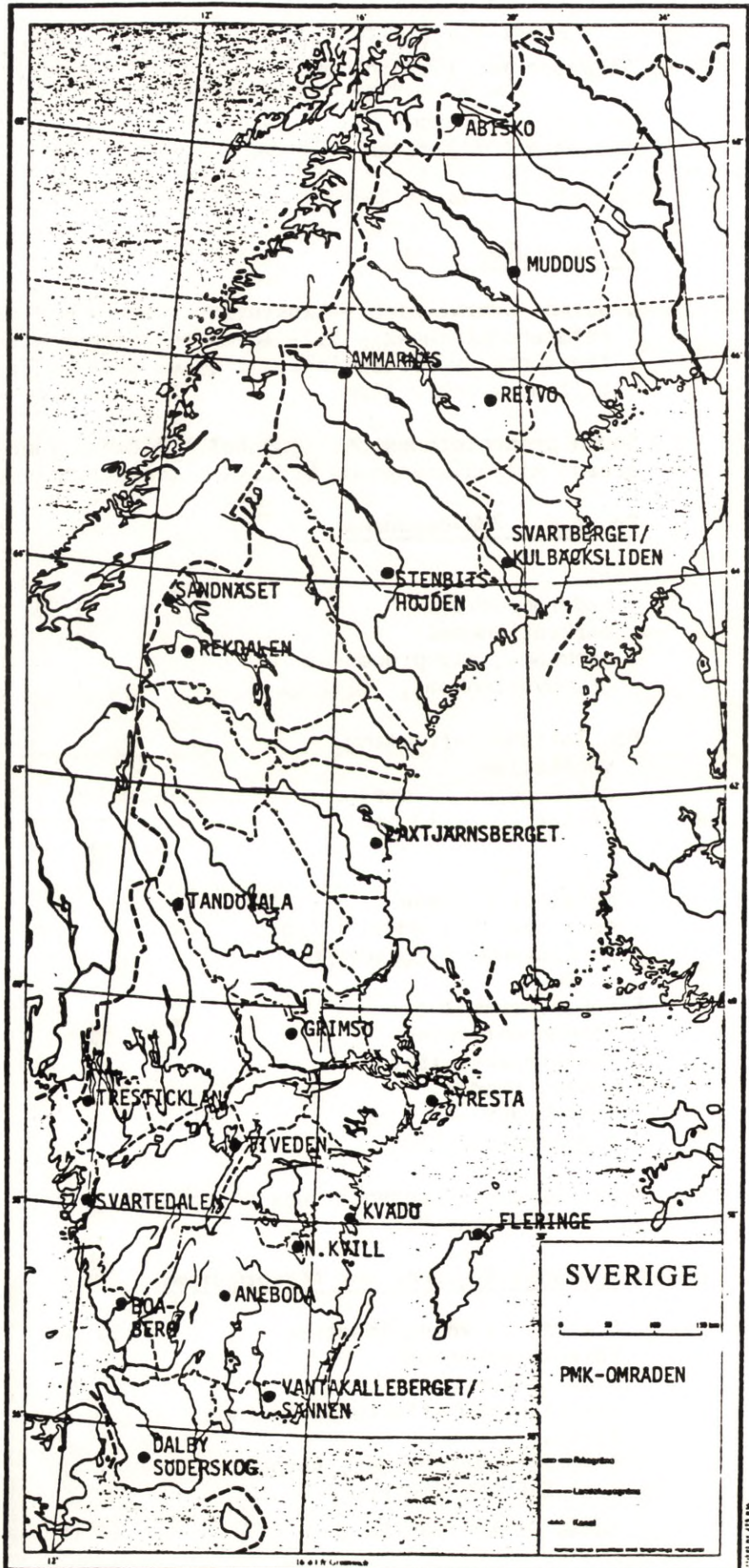
## Effektövervakning

förnedbrytning  
fosfatasaktivitet  
lavar, skador  
växtskador  
fågelreproduktion

Avslutningsvis presenterades en specifikation av anslaget "Åtgärder mot försurningen".

Anslaget åtgärder mot försurningen

Direkta kalkningsinsatser	54 mkr
Försöksverksamhet mark/grundv	6 mkr
Kvalificerad effektuppföljning FS/SNV	4 mkr
Informationsåtgärder, varav till SNF 280 000 kr	1 mkr
Summa kr bå 1983/84	65 mkr

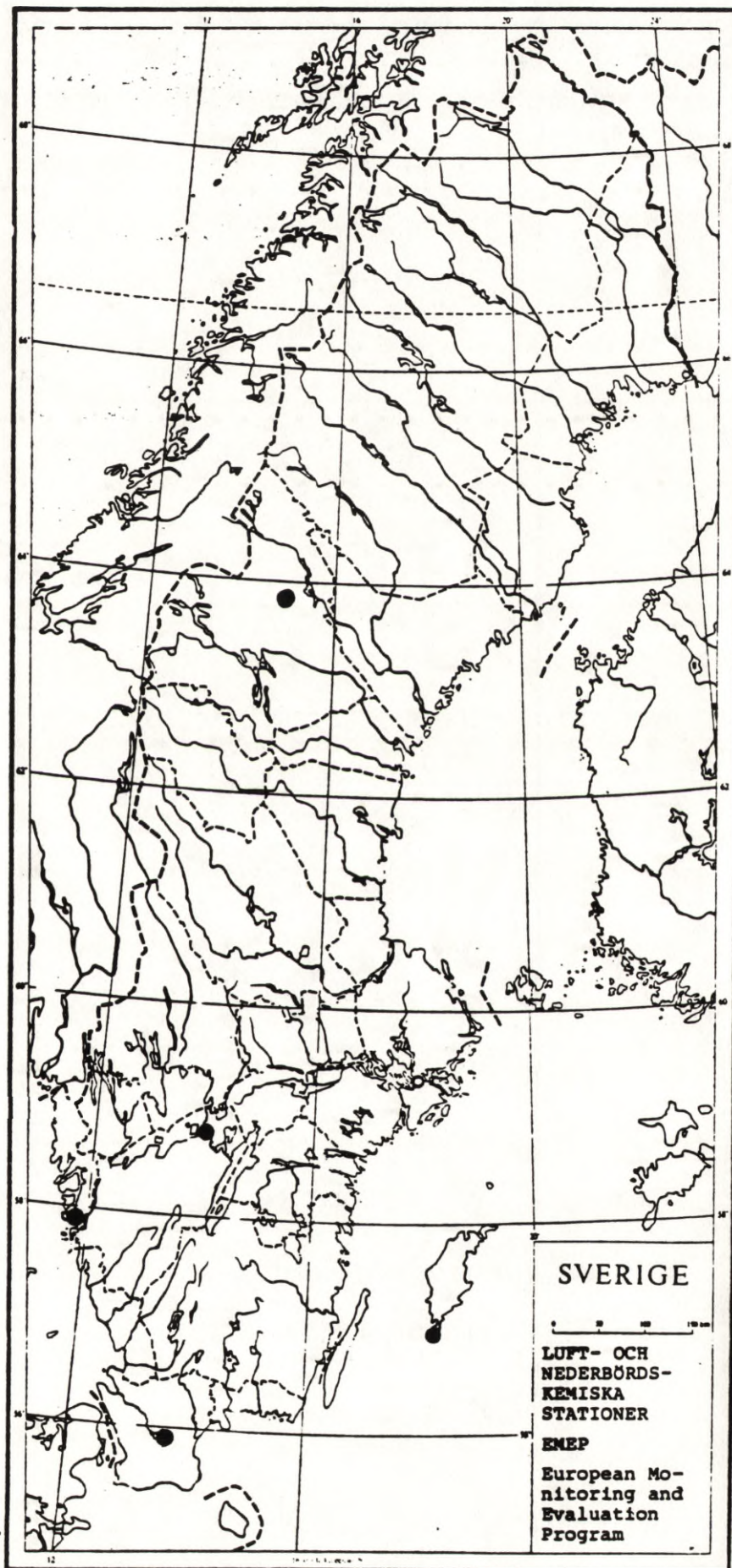


Arbetskarta; förminsning av GLA's konturkarta nr R 251.

GENERALSTÄBENS LITOGRAFISKA ANSTALT - HÖRBYLÅSET

1:50 000

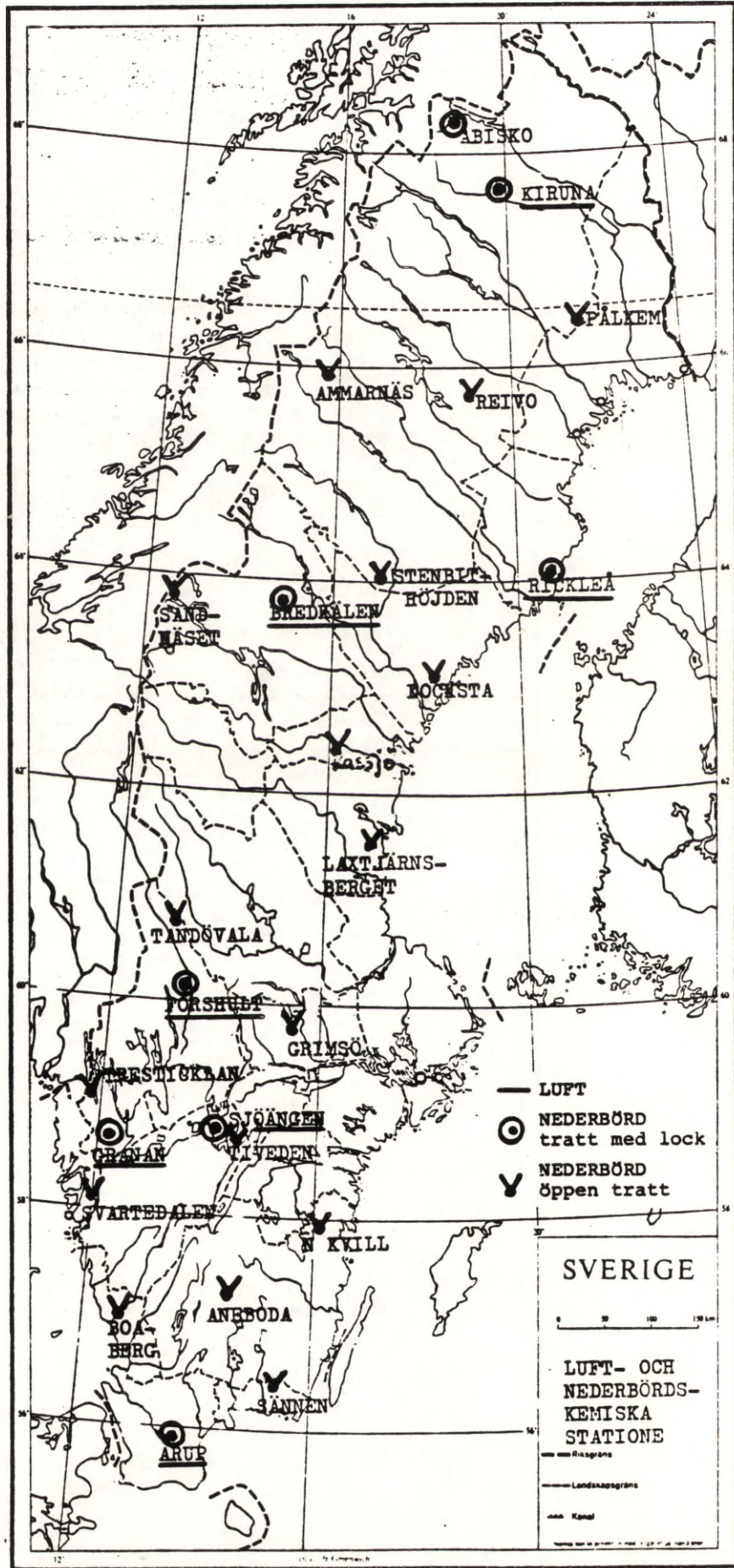
STATENS TRYCKERI 1958



Protektkartan, utgivet av GEA i samarbete med R. 001

Upprättad av GEA i samarbete med R. 001

© 1988 GEA



## 2.2 Vattenkemi och övrig biologi

Göran Rosén  
Statens naturvårdsverk, Solna

### Inledning

I projektet kvalificerad effektuppföljning och undersökningar i samband med åtgärder har biologiska och kemiska laboratorierna SNV Solna ansvaret för flera delprojekt som sammanfattas under projekttiteln försurning/kalkning. Programmets övergripande målsättning är att belysa olika kalkningsmetoders effektivitet vad gäller neutraliserande förmåga på lång sikt samt deras ekologiska effekter i akvatisk miljö. Projektet har löpt ca ett år och tar bl a upp frågeställningar som berör metallers ökade mobilitet speciellt kvicksilver och kadmium (se Anderssons bidrag). Under arbetets gång har effekterna av aluminium kommit att spela en dominerande roll och så även i biotestprogrammet som nu planerats för 1983-84. Test-uppläggningsen eftersträvar att renodlat klarlägga vissa ekologiska problemställningar.

### Aluminium

Aluminium föreligger allmänt och särskilt i sura vatten i totalhalter som kan ha toxisk verkan på vattenorganismer. Efter kalkning av sura sjöar fortsätter i en del fall tillförseln av aluminium från omgivningen varigenom en giftig koncentrationsnivå kan uppnås. Kritiskt skede är själva kalkningsperioden då det stigande pH-värdet kan öka giftigheten om Al-halten är tillräckligt hög.

I mars i år genomfördes en undersökning i samband med kalkdoserare. Problemet var att fisken dog nedströms kalkdoseraren under vinter-vår flödet.

Fig. Piggeboda beskriver Al-fraktioner eller förekomstformer. Analysen baseras på totalanalys av filtrerbart eller suspenderat material och av filtratet. I filtratet som är jonbytt förekommer organiska komplex förmodligen humuskomplex i kolloidalform (reaktivt Al). Övrigt kallas labilt monomert Al (el. katjonbyttbar) och består av fr a positivt laddade joner, som anses som den giftigaste formen. Halten av denna minskar nedströms men totalhalten är densamma. Alkaliniteten ökar inte nämnvärt.

Laxforsen, med betydligt längre uppehållstid, får en markant nedgång i den katjonbytbara fraktionen. En relativt liten andel lättreaktiv, hänger ihop med en låg humushalt. Men den suspenderbara filtrerbara formen ökar och den tror man är orsaken till förändringar i tillväxten av gälepitelet, ev i samband med andra stressfaktorer.

Dessa sista i fält observerade situationerna tas upp i vårt biotestprogram som omfattar tester med växtplankton, djurplankton och fisk. Programmet är synnerligen Al-centrerat eftersom det är ett primärt och akut problem.

### Växtplankton

Studier av Al-toxicitetens pH-beroende har för avsikt att belysa pH-beroendet hos Al-humusbindningen. Utföres med varierande humushalt, Al-halt och pH.

Tester med växtplankton har redan startat med den s k screening-testen. Med detta menas att 10-20 arter grovsorteras avseende deras Al-känslighet. Testerna utförs i sjövattnen med pH 5.5 och lågt färgtal d v s då Al är mest toxiskt.

Algtester på effekter av syntetiskt Al och sjö-Al avser undersöka om sjö-Al är giftigare än syntetiskt Al d v s låga koncentrationer av Al i sjön kan vara toxiskt på grund av synergistiska effekter tillsammans med andra metaller i låga koncentrationer.

Ett försök att belysa vilka mekanismer som störs i cellmetabolismen skall utföras genom att mäta respiration, fotosyntes och celledelning under påverkan av Al. Försöket planeras i detalj under våren -84.

#### Djurplankton

Akutttesterna med djurplankton utföres i pH 5.5 och avser visa om fullvuxna djur är känsliga för höga Al-halter. Testerna med blandpopulationerna har redan startat och tydligen tål djuren en hel del som vuxna. Antagligen är reproduktionen den känsligaste fasen och sådana tester skall utföras med Daphnia magna för att se vilket utvecklingsstadium som är känsligast.

#### Fisk

Akkumulationsförsöket avser att dokumentera hur pH och humushalt i vattnet påverkar upptaget av Al och Cu i gälar, lever och skelett hos öring (lax) under kontrollerade förhållanden i laboratoriemiljö.

Försöket avser även att belysa cellförändringar av gälepitelceller vid hög vattentemperatur.

En annan mycket viktig del i försöket är att få erfarenhet av blodprovtagningar och blodanalyser. I samband med försurning har man konstaterat förändringar i koncentrationen av Na, Cl, Mg och Ca i blod. Försöksuppläggningsen medger också möjlighet att jämföra eventuella förändringar i jonkoncentrationen vid olika nivåer av pH, Al och humus.

I samarbete med SVA skall en test genomföras som enbart skall belysa gälepitelförändringar vid olika Al-koncentrationer och låga temperaturer. Resultat av eventuella cellförändringar skall registreras fotografiskt genom elektronmikroskopering och ljusmikroskop.

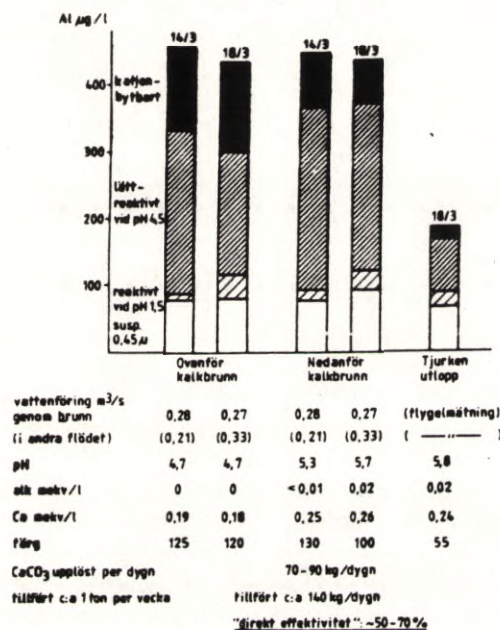
Burförsök med öring skall visa om fisken dör i anslutning till en kalkautomat i rinnande vatten. Under vissa betingelser har detta varit fallet i Högvadsån. Burförsöken avser belägga omfattningen av riskzonen i Högvadsån under en period av höga halter av Al och låga pH-värden. Undersökningen kompletteras med kem-fys-provtagning omfattande även total Al-analys.

Vildfisk, öring och lax, insamlas i anslutning till dessa fisktester från områden med varierande försurningspåverkan för att få ett underlags- och jämförelsematerial. Fisken analyseras på Al, histologisk analys på gälar, blodanalys m m.

## Växtplankton - djurplankton - fisk.

Försöket avser belysa Al-transport i en näringskedja. Vid huvudförsöket skall Al-transporten kvantifieras varvid mängd Al per algcell, Daphnia-individ och viktsenhet fisk (lever, skelett) utvärderas.

Efter utvärdering av dessa biotestförsök skall nästa program planeras.

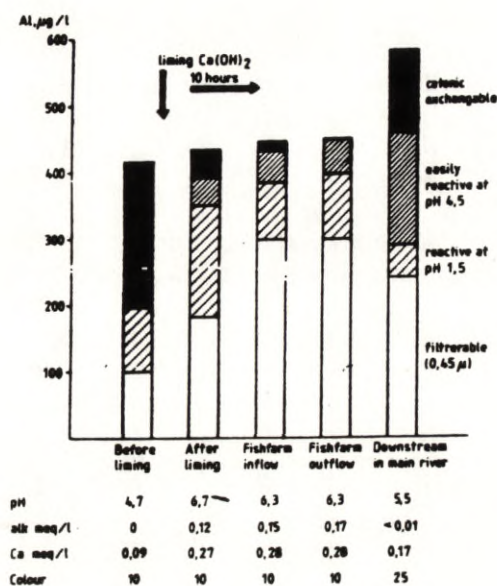


### Piggaboda - kalkbrunn

Aluminium: fördelning mellan förekomstformer

1983-03-14: 4 dygn efter kalkpåfyllning

03-18:1



Aluminium speciation at Laxforsen fishfarm on the Swedish West Coast, 1983-03-18



## 2.3 Kalkningsregister och basprogram

Göran Ribbegård, Kjell Johansson,  
Statens naturvårdsverk, Solna

### Inledning

För att kunna hålla reda på den växande mängden av data som produceras i försurnings- och kalkningssammanhang arbetar naturvårdsverket med att utveckla ett ADB system. Målsättningen är att på ett likformigt sätt samla in och lagra data för att sedan kunna använda dessa som underlag i det fortsatta arbetet med kalkningsplanering. Målet är att basdata om sjöar och aktuell information om kalkning och effekter av kalkning skall ställas till regionala och lokala organs förfogande. Arbetet är uppdelat i två delar:

- A. Utformning av ett ADB-system för kalkningsdata; kalkningsregister.
- B. Ett basprogram för övervakning av sjöar.

#### A. Kalkningsregistret

Kalkningsregistret skall omfatta såväl projektadministrativa data som fakta om tillståndet i sjöar och vatten. För de olika kalkningsprojekten registreras uppgifter om vem som är ansvarig för projektet, hur mycket pengar som beviljats, vilka sjöar eller vattendrag som berörs, hur stor landareal som berörs etc. Olika enskilda kalkningsinsatser inom ett projekt registreras till mängd kalk, kvalitet på kalk, spridningsmetod etc.

I registret kommer också att byggas upp en grundläggande information för de vatten som berörs: "Sjöuppgifter" d.v.s. sjöyta, max- och medeldjup etc.; "Artbestånd" och "Kringinformation" d.v.s. påverkan av industrier, avloppsutsläpp och beskrivning av hur tillrinningsområdet ser ut.

Det ADB-system som nu är under utveckling vid naturvårdsverket är ett rent testsystem (ett prototypsystem). Det är avsett att ge erfarenhet av att arbeta med kalkningsdata och fastlägga vilka data som behövs för olika frågeställningar. Erfarenheterna från arbetet med detta testsystem skall ligga till grund för ett ADB-system där ett lämpligt urval av kalkningsdata kan ställas till förfogande för centrala, regionala och lokala organ. Driftsformerna för ett slutgiltigt ADB-system har ännu inte utretts; MI-01 systemets roll i sammanhanget måste t.ex. noggrant analyseras.

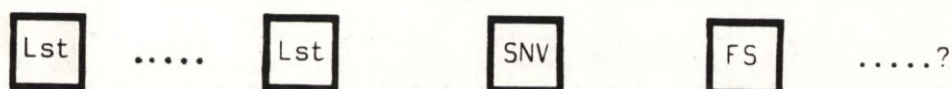
Följande är en statusrapport från arbetet med testsystemet för kalkningsdata. Utifrån de erfarenheter som hittills finns, skisseras tänkbara former för ett kommande ADB-system. Denna statusrapport har tre "avsnitt":

- Vad vi gör
- Vad som måste (skall) göras
- Vad det kan bli

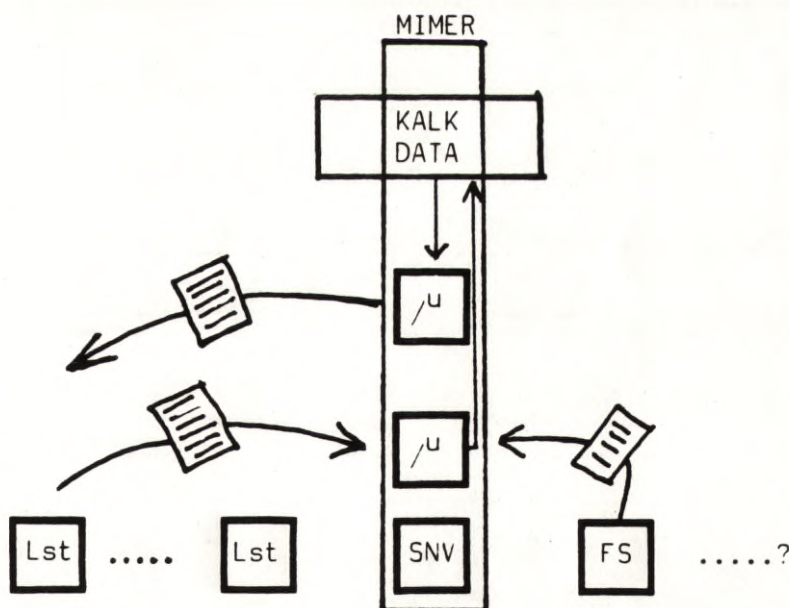
Först: Vad vi gör

KALKDATA

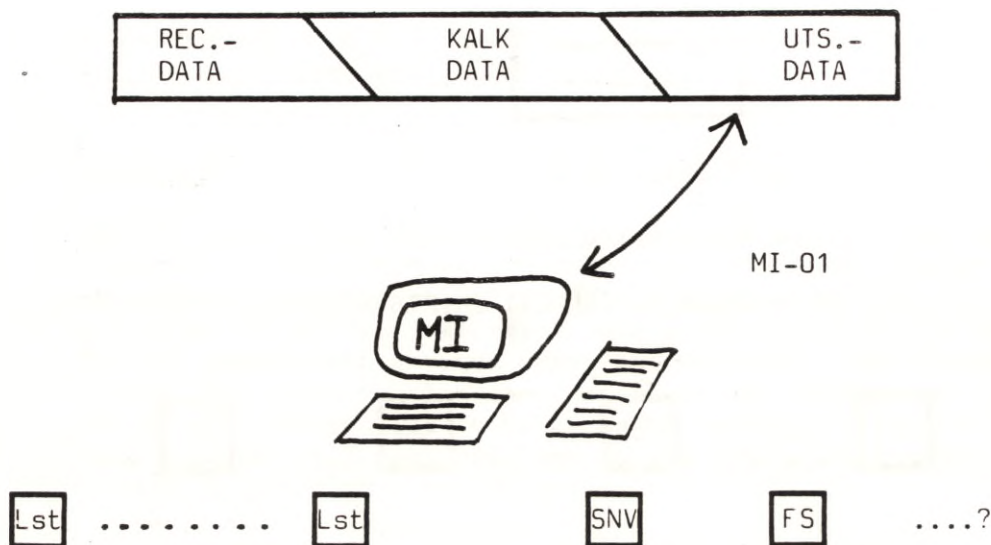
- + CENTRALA BEHOV
- + TEST/FLEXIBILITET
- + UNDERLAG FÖR ETT DRIFTSYSTEM



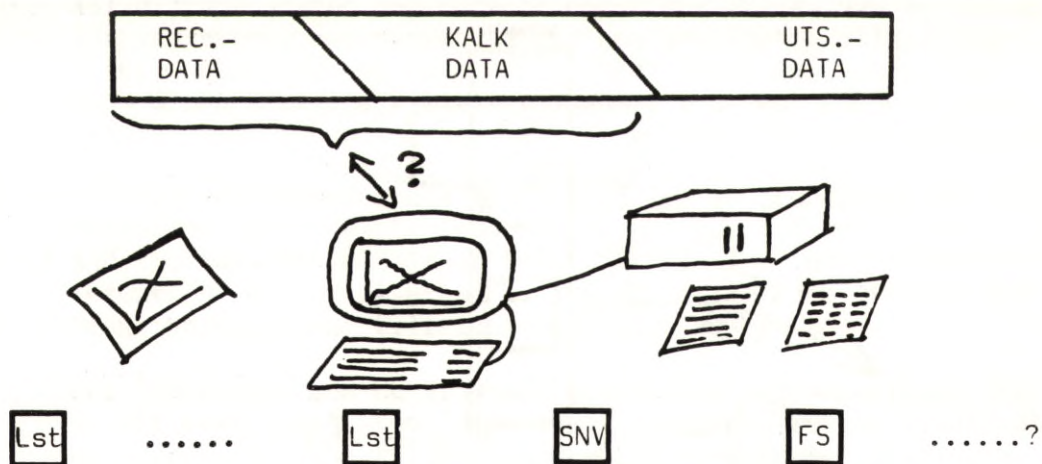
Det testsystem, som nu är i drift vid naturvårdsverket, skall i första hand fylla tre behov; de som ges med "+" i fältet mellan information "Kalkdata" och intressenterna (boxarna längst ner).



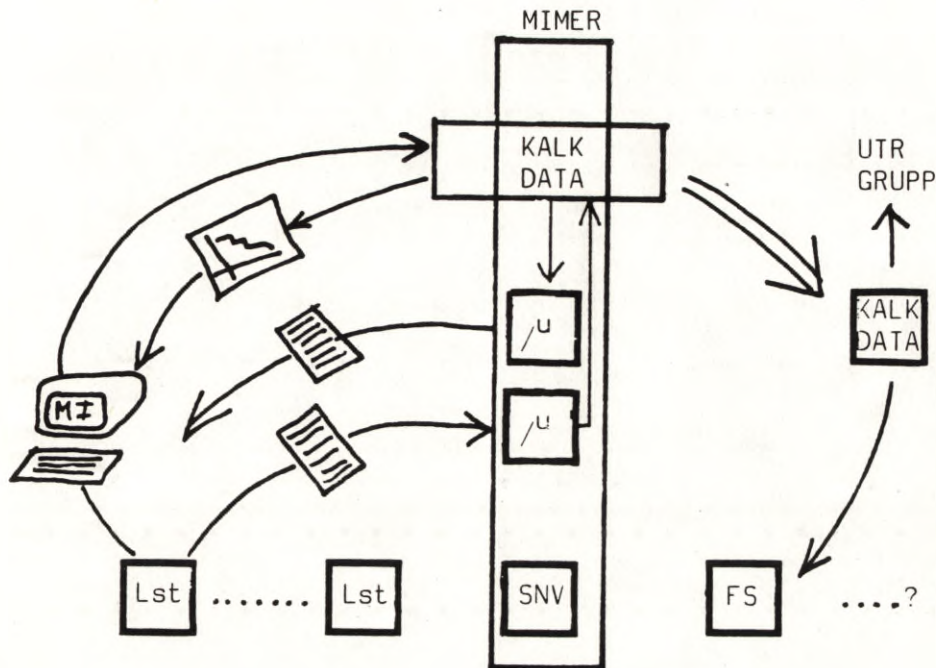
Första steget har varit att med hjälp av mikrodatorer (u) som kommunicerar med en databas (MIMER) bygga ett enkelt och flexibelt system. Data inhämtas på blanketter och registreras centralt på en mikrodator.



Frågan om hanteringen av kalkningsdata måste lösas i sammanhang med recipientkontrolldata och utsläppsdata. Hittills är MI-01 det enda hjälpmedel som finns för denna datahantering.

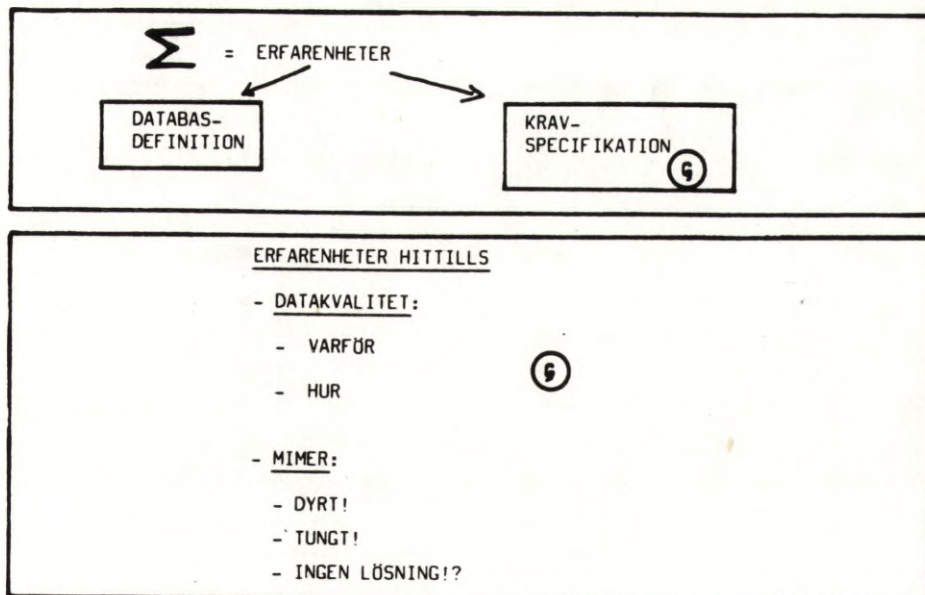


Diskussioner med olika regionala och centrala användare av Kalk-, Recipient- och Utsläppsdata ger intryck av att man behöver en relativt avancerad ADB-hantering av data för att kunna arbeta effektivt.

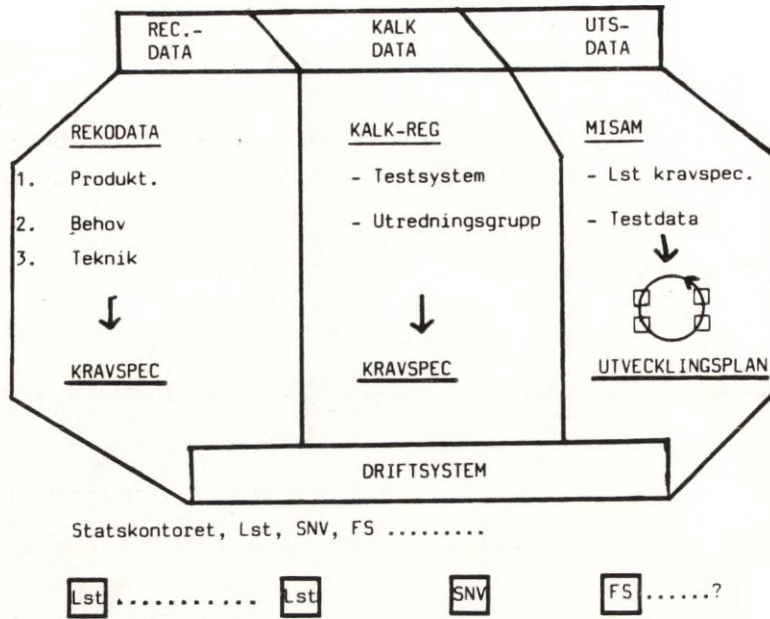


I nästa steg tillkommer tre saker:

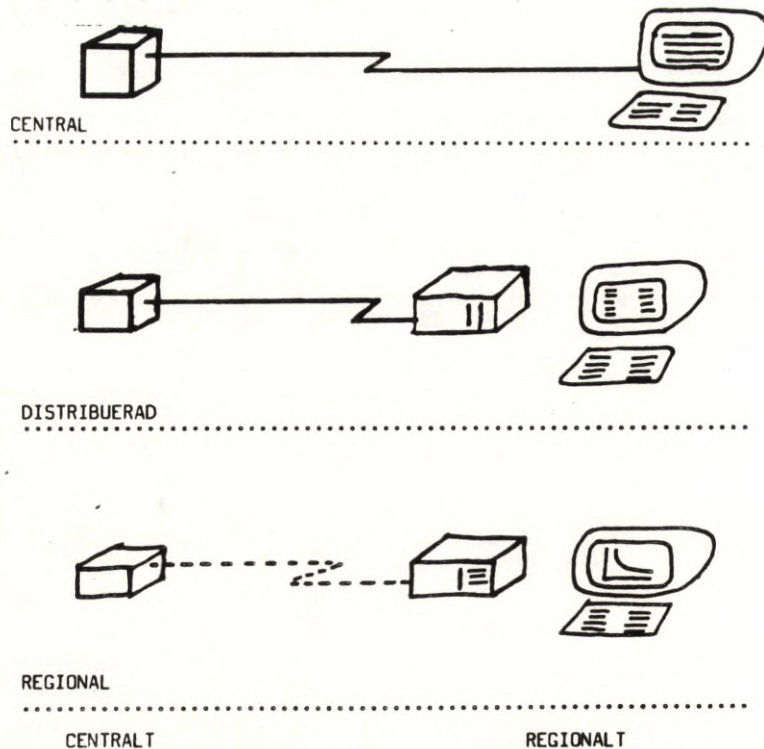
1. En inmatningsmöjlighet via MI-01 terminaler vid länen.
2. En testverksamhet där en grupp med representanter från länen får tillgång till en kopia av MIMER-databasen för att utveckla rapportidéer.
3. Ett fortsatt arbete med att utveckla rapporteringstekniken; grafik.



Arbetet med testsystemet skall ge en databasdefinition och grunden till en kravspecifikation. Arbetet har redan gett en del värdefulla erfarenheter. Detta skall diskuteras i grupparbete.



Bilden sammanfattar de utredningsaktiviteter som är igång när det gäller hanteringen av Kalk-, Recipient- och UTsläppsdata. I början av 1984 kommer det att finnas kravspecifikationer framme inom alla tre delarna. Detta kan ligga till grund för en revidering av MI-01 och en utveckling av ett driftsystem för hela datamaterialet.



Bilden visar schematiskt hur man tekniskt löser en decentralisering; "distribution"; av data och datorkraft i ett ADB-system av den typ som kan komma i fråga för hanteringen av Kalk-, Recipient- och UTsläppsdata.

## B. Basprogram

Basprogrammet avser att översiktligt beskriva effekterna av kalkningsinsatserna och övervaka surhetstillståndet i de icke kalkade vattnen.

Programmet består av fyra olika mätsystem:

1. Översiktlig effektuppföljning
2. Särskilda vatten
3. Riksinventering i Sveriges sjöar
4. Referenssjöar

Länsstyrelserna svarar för provtagningen i mätsystem 1-4 samt analyserna i mätsystem 1-3.

Analyserna i mätsystem 1-3 omfattar pH, alkalinitet, konduktivitet, färgtal och summa kalcium + magnesium. Proverna från referenssjöarna, mätsystem 4, analyseras på naturvårdsverket och förutom de ovan nämnda parametrarna analyseras också kväve och fosfor i olika former, aluminium, kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klor, kisel, mangan, järn, permanganat.

Alla analysdata rapporteras in till naturvårdsverket och läggs in i databasen.

### 1. Översiktlig effektuppföljning

Syftet är att översiktligt kontrollera surhetstillståndet i de kalkade vattnen.

Vattenprover tas två gånger per år, en gång på vintern då stabila förhållanden råder och en gång då maximalt sura förhållanden kan antas råda.

### 2. Särskilda vatten

Syftet är att kontrollera surhetstillståndet i försurningshotade vatten där det finns särskilt viktiga fiske- eller naturvårdsintressen.

Normalt skall vattenprover tas vid samma tidpunkt som för översiktlig effektuppföljning.

### 3. Riksinventering i Sveriges sjöar

Syftet är att var 5:e år kontrollera surhetstillståndet i Sveriges okalkade sjöar.

Ett stort antal sjöar skall då provtagas, 250-500 per län. Första inventeringen skall genomföras vintern 1984/85.

### 4. Referenssjöar

Syftet är att undersöka eventuella långsiktiga försurningstrender i Sveriges okalkade sjöar och eftersom provtagningarna är täta, kunna ställa resultatet av femårsinventeringarna i relation till surhetstillståndets mellanårsvariationer i sjöarna. Vattenprover skall tas tre gånger per år d.v.s. vid stabila vinterförhållanden, vid stabila sommarförhållanden och då maximalt sura förhållanden antas råda (vår eller höst).

Kriterier att beakta vid val av referenssjöar, som alltså inte skall kalkas:

1. Sjöarna skall vara representativa för sitt län, inte extrem-sjöar eller ett ensidigt val av bara en sjötyp.
2. Jämn geografisk spridning med 4-8 sjöar per län.
3. Restriktioner då det gäller mänsklig påverkan:
  - a) direkta avloppsutsläpp och kalkningar får inte förekomma i sjöarna.
  - b) sänkning, reglering, muddring, fiske med storfiskemetoder får inte ske i större omfattning.
  - c) inga omfattande dikningar, kalhyggen, extrem markberedning, markkalkning, ny bebyggelse.
4. Sjöarna bör vara lättillgängliga för att minska provtagningskostnaderna.
5. Det är en fördel om längre tidsserier av analyser finns från sjön eller om andra provtagningsprogram finns i området.

I möjligaste mån skall man försöka skydda de utvalda referenssjöarna från påverkan men i vissa sjöar då inte detta går får sjön utgå som referenssjö.

Kalkningsregister, inrapporteringsläget okt. 1983

LÄN	PROJUPP	SJOUPP	KRINGINFO	ART	KALKUPP
1	AB				
3					
4	D	X	X	X	
5	E	X	X		X
6	F	X	X		
7	G	X	X		X
8	H	X			
9	I				
10	K	X	X		
11	L				
12	M				
13	N				
14	O	X			
15	P	X			
16	R	X	X	X	X
17	S	X			
18	T	X	X		
19	U	X	X		
20	W				
21	X	X			
22	Y	X			
23	Z				
24	AC	X			
25	BD				

## 2.4 Fiskeribiologi

Per Nyberg

Fiskeristyrelsens sötvattenslaboratorium, Drottningholm

### Inledning

Sötvattenslaboratoriet ansvarar för den fiskeribiologiska delen av naturvårdsverkets och fiskeristyrelsens "uppföljning m m av kalkning av sjöar och vattendrag". Undersökningarna är dels inriktade på fiskeribiologiska - ekologiska effektstudier och dels på att försöka ta fram fiskevårdsmetoder för försurade och/eller kalkade vatten. Vidare utförs inventeringar för att kartlägga försurningens omfattning i norrländska rinnande vatten samt försök att utveckla lämplig kalkningsmetodik för denna typ av vatten. Nedan redovisas de projekt som för närvarande bedrivs i laboratoriets regi.

### Försurningsinventering och kalkningsuppföljning m m vid Sötvattenslaboratoriet

#### 1983

1. "Försurningsläget i Norrlands inland och fjälltrakter"  
Strömfaunaprovtagning och fys-kem. i ca 400 utslumpade bäckar (2000 - 10000 ha avr. omr.) (100 % proj.)
2. "Utveckling av metodik och uppföljning av effekterna vid olika typer av kalkningsinsatser i norrländska rinnande vatten". Uppföljning av vattenkvalitet och strömfauna (SNV).  
Elfisken (2 ggr/år).  
Försökskalkningar i två avrinningsområden.  
(100 % proj. Pågår t o m 1986)
3. "Inventering och uppföljning i vissa länsobjekt"  
Provfisken i 10 kalkade sjöar samt i tio rinnande vatten. Utvidgas 1984. (Löpande projekt)
4. "Rödingsjöar söder om Dalälven"  
Provfisken i 32 alkalinitetssvaga ( $A' < 0.1$  mekv/l) försurningshotade eller kalkade sjöar.  
Vattenkemi, fyto- och zooplankton gemensamt med SNV
5. "Effekter av försurning och kalkning på ryggradslösa glacialrelikter"  
Trålning efter *Mysis relicta* och andra "bottenlevande" relikter i 38 sjöar
6. "Fiskevårdande åtgärder i sura och kalkade vatten"  
Burförsök och utsättning av ål i en sur sjö.  
Rotenonbehandling - kalkning - utsättning av:  
Öring av olika stammar  
Röding  
(Nors)  
Kräftor  
Projektledning, planering av övriga projekt.  
(Löpande projekt)



7. "Havsöringen i västsvenska vattendrag"  
Inventering, provfisken, sammanställning.  
(Fiskeriintendenten i västra distriktet, Göteborg 100 % projekt).
8. "Biologisk uppföljning i vissa kalkade vatten"  
Sammanställning, komplettering och utvärdering av resultat från försöksperioden.  
(Löpande projekt)

#### 1984

1. "Inventering och uppföljning i vissa länsobjekt"  
Provfisken i utvalda kalkade sjöar och rinnande vatten.  
(Förslag från Fiskenämnader, Länsstyrelser, övriga)
2. "Referensvatten"  
Provfisken i utvalda alkalinitetssvaga vatten  
( 1 + 2 -> ca. 40 sjöar + 20 rinnande vatten)
3. "Fiskevårdande åtgärder i sura och kalkade vatten"
4. "Biologisk uppföljning i vissa kalkade vatten"
5. "Effekter av försurning och kalkning i havsöringförande vattendrag på ostkusten"  
Sammanställning av data, provfisken, utvärdering  
(Fiskeriintendenten i nedre norra distriktet, Härnösand)
6. "Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten"  
Inventering av förekomsten av olika harrstammar i sura och alkalinitetssvaga vatten.  
Studier av yngelvandring.  
Utsättning av olika stammar.  
(Umeå universitet, institutionen för ekologisk zoologi)

#### Diskussion

Övrig fiskevård, förutom kalkning, såsom riktat fiske, gödsling, utsättningsstrategi och återinplantering av fisknäringorganismer diskuterade. Ibland anses att kalkning skall uträtta underverk och man blir besviken då den väntade effekten uteblir. Det kanske finns fall där även annan fiskevård än kalkning skall sättas in.

Gödslingsförsök i kalkade sjöar pågår.

Ett fiskevårdsprojekt pågår med inplantering av näringsdjuret *Pallasea quadrispinosa*, ett kräftdjur. Insekter och snäckor kan troligen återkolonisera ett vatten själva medan det är värre för kräftdjur.

Man kan tänka sig partiella kalkningar på lekomyråden vissa år för att säkra t ex abborreproduktionen och samtidigt undvika tusenbröd-rabestånd.

## 2.5 Försöksverksamheten 1977 - 1982, teknik och metodik, råd och riktlinjer

Bo Bengtsson  
Fiskeristyrelsen, Göteborg

### Inledning

Inom ramen för det samarbete som sedan 1977 sker mellan statens naturvårdsverk och fiskeristyrelsen beträffande kalkning av sjöar och vattendrag (ytvatten) drivs ett flertal projekt från vilka resultat redovisas under dessa informationsdagar. De projekt fiskeristyrelsen ansvarar för är dels sådana som har en renodlad fiskeribiologisk inriktning och som leds från styrelsens sötvattenslaboratorium i Drottningholm, dels de som är mera direkt kopplade till utvärdering av de resultat och erfarenheter som samlats under den av fiskeristyrelsen bedrivna försöksverksamheten 1977 - 1982. Målsättningen beträffande denna del med den centrala satsningen är att ge bästa möjliga underlag för den regionala verksamheten i form av anvisningar rörande teknik, metodik och ekonomi för den i full skala bedrivna åtgärdsverksamheten.

### 1. Försöksverksamheten 1977 - 1982

Under årens lopp har mer än 500 projekt startats. De är geografiskt spridda över hela landet med tyngdpunkten förlagd till de områden som hyser de flesta och mest försurade och sura ytvatten; Västkusten, Småland, Värmland, Bergslagen.

Projekten har i regel beviljats bidrag för en femårsperiod och i bidragsvillkoren ingår regelmässigt krav på vattenkemisk provtagning före insats och därefter en eller två gånger årligen i fem år. I vissa fall föreskrivs mera omfattande uppföljningsprogram inkluderande t ex provfisken, kräftfiske, bottenfauna-/planktonundersökningar, sedimentanalyser, markstudier och ornitologiska studier.

Avsikten är att de projekt som startats inom försöksverksamhetsperioden med fiskeristyrelsen som bidragsgivare avslutas på de förutsättningar och med krav på att de villkor och föreskrifter som förenats med bidraget uppfylles.

Ekonomiskt kan projekten slutföras och därmed slutredovisas snabbare än vad gäller de vattenkemiska och ev biologiska delarna. Målsättningen är att samtliga projekt skall slutredovisas i sinom tid, i regel startår plus fem år. Är projektets kalkningsdel genomförd och det löpande effektkontrollprogrammet visar att uppnådd effekt klingat av skall det snarast avslutas i alla sina delar. I praktiken torde detta innebära att i och med utgången av år 1986 är i stort samtliga projekt slutförda.

I takt med att projekt avslutas är målsättningen att dels projektredovisning sker för särskilt intressanta projekt dels övergripande redovisningar sker för särskilda ämnesområden; fisk, kräftor, kalkfraktioner, rinnande vatten etc.

Skälen till att vidhålla kraven på slutförande och slutredovisning av projekten när nu verksamheten drivs i full skala är flera

- \* datamaterialet är unikt i världen
- \* det är rimligt med hänsyn både till bidragstagare och bidragsgivare
- \* det ger underlag till optimering för kommande insatser

Under 1983 har bidragstagare uppmanats att nyttja sitt beviljade bidrag resp att avsluta sitt projekt ekonomiskt om behållningen är mindre än 15 000 kr. Budgetårets 1983/84 ingående reservation har därigenom minskats från 28 milj kr till 14 milj kr.

Övergången mellan de två systemen för bidragsgivning har inte varit och är inte problemfri. Framför allt uppstår problem när nytt, förmånligt bidrag, (15 % egen insats, inga krav på uppföljning) kan komma att ses som alternativ till ett fullföljande av ett projekt med kvarstående bidragsmedel men också med kvarstående skyldigheter (uppföljningsprogram, redovisning m m).

Nedanstående förslag underlättar övergången mellan bidragssystemen och optimerar samtidigt utfallet av det statliga stödet.

- \* Den av fiskeristyrelsen distribuerade länsvisa förteckningen konsulteras i samband med varje ansökningsomgång.
- \* Samråd sker med fiskeristyrelsen om "försöksperiodsprojekt" för bästa nyttjande av ev kvarstående medel och åtaganden.
- \* Där skyldighet kvarstår att genomföra uppföljningsprogram/effekt-kontroll sker ingen insats från länsstyrelsens sida - inbesparade medel används på annat, etablerat sätt.

## 2. Teknik och metodik

Detta projekt syftar till att ge möjligheter till utveckling av nya kalkningsmetoder, kalkningstekniker, -apparater och -system. Merkostnader för oprövade, ev dyrare kalkningsmedel kan t ex bli finansierade över detta projekt liksom också framtagandet av visst ansökningsunderlag för ansökan till styrelsen för teknisk utveckling och till länens utvecklingsfonder.

## 3. Råd och riktlinjer, information

Inom ramen för detta projekt finansieras efter ansökan visst informationsmaterial, kursverksamhet rörande kalkning för mark- och vattenägare och utbildningsdagar som dessa i Dals Ed.

## Diskussion

För att klara egeninsatsen, 15 %, i kalkningsprojekten försöker fiskevårdsområdesföreningar och liknande att arbeta av den. Arbetet består av dokumentation av försurningssituationen, upprättande av kalkningsplaner, upphandling osv. När ett projekt beviljas medel för andra eller kanske tredje gången är det svårare att arbeta av egeninsatsen då en hel del arbete redan är gjort och föreningen har fått erfarenhet och kanske kan sköta arbetet runt kalkningen effektivare. Numer åligger det ju inte heller huvudmannen för kalkningen att sköta effektuppföljningen och därmed försvinner en möjlighet för egen insats. Förslag framkom att man skall kräva av entreprenören som skall utföra spridningen att beställaren, huvudmannen, själv skall få vara med och arbeta med entreprenören för att kunna arbeta av sina 15 %. Ett förslag om att kompensation skall ske mellan försöksperiodens 25 %-iga egeninsats och nya periodens 15 %-iga egeninsats framlades men B Bengtsson sade bestämt nej och menade att ett sådant förfarande skulle sätta såväl fiskeristyrelsen som länsstyrelsen i en svår situation.

## 2.6 Effekter av försurning på de rinnande vattnens biologi

Pär-Erik Lingdell  
Limnodata, \*Enskede

### ABSTRACT

I syfte att med försurningskänsliga organismer kartlägga försurningens omfattning samt undersöka effekter av olika kalkningsmetoder startades av statens naturvårdsverk projekt Riksinventering av ephemerider. Inom projektet, som inleddes 1/1-83, har för närvarande 700 rinnande vatten från skåne till torne lappmark undersökts. Vi (Limnodata HB) presenterar här projektets bakgrund samt redovisar hittills nådda resultat inom tre ämnesområden. 1) Försurningens effekter på biologin i svenska fjällkedjan. 2) Olika kalkningsmetoders effekter på biologin. 3) Hur reningsverk med olika fällningsmetodik (aluminiumsulfat och kalk), påverkar biologin.

### Inledning

På uppdrag av Statens naturvårdsverk inventeras bottenfaunan i landets rinnande vatten. Syftet är att med försurningskänsliga organismer, i huvudsak dagsländor (Insecta, Ephemera), kartlägga försurningens omfattning. Vidare har effekter av skilda kalkningsmetodik samt effekter av skilda typer av reningsverk på bottenfaunan undersökts. Mot bakgrund av de skador som konstateras på bottenfaunan inom Lofsenområdet i Jämtlands län under 1978-1979 lades särskilt stor vikt vid inventering av övriga fjällkedjan då det befarades att bottenfaunan där drabbats på ett liknande sätt.

De rinnande vattnen kan indelas i tre pH-tillstånd. Först har vi de stabila vattnen med pH oftast över 6.0 samt ringa skillnad mellan högsta och lägsta pH. Betydande metallutfällningar kan förekomma. Ett stabilt vatten kan mycket snabbt övergå i en instabil fas. Denna kännetecknas av stora differenser mellan högsta och lägsta pH samt att metallutfällningarna ökar. Utfällningarnas mäktighet varierar mycket och är i huvudsak beroende av kringliggande geologi. Vid fortsatt försurning övergår vattnet till en stabil fas med kontinuerligt lågt pH och måttlig differens mellan högsta och lägsta pH. I denna fas "tvättas" de metaller som fälldes ut under den instabila fasen bort.

Den instabila fasen påverkar bottenfaunan på ett flertal olika sätt. Vissa arter, t ex sötvattensmärlan (*Gammarus*), är sannolikt känsliga för det låga pH-värdet i sig. Sötvattensmärlor som hållits i bur i bäckar med pH under 5.0 har ofta avlidit inom ett par timmar oavsett vattnets färg. Snäckor och musslor har visat sig tåla mycket låga pH-värden bara dessa inte är för långvariga. De klarar sig också bättre om vattnets färg är hög. Detta indikerar att djuren är känsliga för metallförgiftning. De arter som ligger nedgrävda i bottensedimentet, t ex dagsländan *Ephemera danica*, är i högre grad än andra utsatta för direkt påverkan av metallutfällningar. Gälar och kroppsytta kan bli så igensatta att djuren kvävs. Även långsamt simmande och strandnära arter kan skadas på liknande sätt.

De nätbyggande nattsländorna kan vid kraftiga utfällningar stressas ihjäl under sina försök att rensa näten från partiklar. Det har visat sig att denna djurgrupp minskar i frekvens vid grumlingar över 10 NTU. I samband med metallutfällningar kan grumligheten uppgå till 100 NTU. Vid sådana tillfällen kan såväl ägg som puppor bli helt begrävda av utfällda metaller. Det är troligt att dessa kvävs under sådana betingelser. De djur som är beroende av färska skott som föda kan reduceras i antal om utfällningarna täcker vegetation och botten. De rovlevande

djuren drabbas indirekt genom att bytesdjuren reducerats i antal. I sista hand blir fisk och fågelbestånd lidande.

När vattnet till slut övergår till stabil fas med låga pH-värden är det vanligt med massförekomst av ett fåtal mycket toleranta arter. Vanliga arter är bäcksländan *Nemoura cinera*, dagsländan *Leptophlebia vespertina* samt vattengråsuggan *Assellus aquaticus*. Vattendraget har i denna fas en helt annan ekologi än den ursprungliga. Fördelningen mellan instabila och stabilt sura vattendrag har sedan 1979 förändrats i fjällkedjan. Från södra Jämtlands fjälltrakter och upp till Umeälvens källflöden i norr har antalet instabila vattendrag ökat på ett dramatiskt sätt. Försurningen har minst av allt varit "smygande". Dessa förändringar gäller i huvudsak mindre, högt liggande vattendrag med låg alkalinitet. I södra fjällkedjan har dock vattendrag med mycket hög alkalinitet drabbats. Ett typexempel är Lofsenområdet i Jämtland. Ett av de alkalinitetssvaga områden som inventerades var Torröområdet i nordvästra Jämtland. Bottenfaunor insamlade före 1978 jämfördes med bottenfaunor insamlade 1983. Före 1978 hyste även de minsta bäckar på hög höjd ett flertal mycket försurningskänsliga organismer. Där fanns arter som dagsländan *Baetis lapponicus* och nattsländan *Philopotamon-tanus montanus*. De lågt liggande och större vattendragen hyste en mycket rik och varierad fauna. 1983 års inventering visar att samtliga högt liggande, mindre vattendrag förlorat alla arter som är känsliga för effekter av låga pH-värden. Individtätheten har minskat med 80 procent och mer. Det som hänt i Torröområdet är i stort en kopia av försurningseffekterna vid Lofsenområdet. Vad göra åt försurnings-skadade vattendrag? Ett sätt är att kalka. Vi har inventerat de biologiska effekterna av kalkdoserare, kalkbrunnar samt kalkning direkt i vattendraget. En grundförutsättning för att kalkning överhuvudtaget skall ge snabba biologiska effekter är att fungerande populationer finns inom kalkningsområdets närhet. Det är djurens ekologi som avgör om de skall nå det kalkade systemet. Dagsländorna t ex har i sin livscykel ett flertal stadier under vilka de kan spridas till kalkade områden. Efter äggläggning utvecklas en larv som driver nedströms. Larvstadiet övergår sedan till subimagostadiet (vingad insekt med vattenavvisande hudlager) som flyger uppströms vattendragen. Subimagostadiet övergår i imagostadiet (färdigutvecklad insekt) som också flyger uppströms. Hanarna bildar stora svärmar som lockar till sig honor. Efter parning flyger honorna uppströms för att där lägga ägg. Andra flygriktningar än den dominerande uppströmsflykten förekommer. Det har visat sig att försurningsskadade bäckar som mynnar i reglerade vattendrag saknat återkoloniserare efter det att pH stigit. Detta beror sannolikt på att det reglerade vattnet i sig saknar arter som via uppströmsflykt kan återkolonisera tillströmningsområdena.

Inventeringen visar att såväl kalkdoserare som kalkbrunnar i stort haft positiva biologiska effekter. Såväl artantal som antalet för lågt pH känsliga arter har ökat nedströms kalkanläggningen. Den vanligaste återkoloniseraren bland dagsländorna har varit *Centroptilum luteolum*. Kalkning direkt i vattendraget har visat sig ge mycket ringa effekt. I ett fåtal fall har dock en ökning av individtätheten konstaterats i anslutning till kalkhögarna. Reningsverk med kalkfällning har fungerat ungefär som kalkbrunnar i rinnande vatten. I sjö har en mycket positiv biologisk effekt konstaterats. Reningsverk med aluminiumsulfatsfällning har gett ett blandat intryck vad gäller fördelningen på djur känsliga för låga pH-värden. Artantalet har dock visat sig minska på nedströmssidan.

### Sammanfattning

Resultaten av 1983 års inventering kan i stort sammanfattas så här. Det är enbart i landets nordligaste delar som en fullgod bottenfauna regelbundet återfinns även i mycket små och alkalinitetssvaga vatten. Detta gäller även för vattendrag på hög höjd. Från Umeälvens källflöden och söderut har mycket svårt skadade vattendrag påträffats. Känsliga arter förekommer dock fortfarande ganska rikligt i lågt liggande eller väl buffrade vattendrag. Starka farhågor för att återkolonisation inom reglerade områden kan ta mycket lång tid har väckts. Kalkningsinsatser i södra Sverige har medfört att antalet vatten där försurningshotade arter kan fortleva har ökat. Reningsverk med kalkfällning har också bidragit till att sådana vatten ökat i antal.

### Diskussion

Frågan ställdes om inte metallackumuleringsfrågan blivit lite väl uppmärksam i forskningssammanhang då det tydligen är organismernas möjlighet att livnära sig som är avgörande, t ex om växter täcks av metallutfällningar och inte längre duger som föda. P E Lingdell ansåg att i stabilt sura vatten är metallackumulering intressant.

För kalkningseffekter nedströms kalkdoserare och -brunnar i vattendrag har alla kalkfraktioner studerats. Det är svårt att säga hur långt nedströms t ex en kalkbrunn man har positiva effekter på ryggradslösa djur eftersom pH-värdena är beroende av hur stort tillflöde av surt vatten man har nedströms kalkningsinsatsen.

Direkt nedströms en kalkningsinsats är biomassan av ryggradslösa djur låg på grund av den grumling som uppstår vid kalkningen. Utfällning av metaller i strandzonen kan också ha betydelse.

Den känsligaste dagsländarten är *Baetis lapponicus* och därefter kommer *Caenis*-gruppen.

## 3. KALKNINGSMETODER, -MEDEL OCH -STRATEGIER

## 3.1 Kalkningsprojektet Härskogen

Ingemar Alenäs  
 Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Göteborg

Bakgrund

Härskogens friluftsområde är beläget ca 3 mil öster om Göteborg.

Kalkningsprojektet Härskogen startades 1976-77 med Göteborgsregionens Kommunalförbund som uppdragsgivare och IVL (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning) som utredare.

Effekten av ett flertal olika kalksorter och spridningsmetoder testas under perioden för kalkningarnas beräknade varaktighet (1977-87) avseende sjöarnas vattenkemiska och biologiska respons.

Projektet ingår som ett viktigt led i Fiskeristyrelsens utvärdering av kalkningsåtgärder i våra sjöar.

Undersökningsprogram

Följande moment ingår i undersökningsprogrammet för kalkningsprojektet Härskogen.

- Sjöarnas vattenkemi (vår, sommar, höst)
- Kalktitreringar med resp. kalksort - sjövatten
- Sedimenttitreringar före och efter kalkning
- Surstötskartering i samband med snösmältning
- Tillrinningsvatten-kemi
- Provfisken
- Ålder- och tillväxtstudier hos abborre
- Kvicksilveranalyser av abborre
- Maganalyser av abborre
- Evertebratfaunastudier
- Bottenfauna, kvalitativt och kvantitativt
- Strandfauna, kvalitativt och kvantitativt
- Planktonstudier
- Fytoplankton, kvalitativt och kvantitativt
- Zooplankton, kvalitativt och kvantitativt

Resultat

## Vattenkemi

1. Nedströms belägna vattendrag har efter kalkning erhållit högre och stabilare pH-värden till gagn för värdefulla kräft- och öringbestånd.
2. Områdets sjöar (7 st) har under den hittills utvärderade perioden (1977 - aug 1983) neutraliserats. Kalkgivorna har generellt sett placerats i strandzonen (70 - 80 %) och över djupområden (20 - 30 %).
3. Utlösning av kalk från sjöarnas djupområden sker fortfarande flera år efter utförda kalkningsåtgärder.
4. Utlösningsgraden varierar hittills mellan 75 och 87 % i de sjöar som kalkats med kalksorter i fraktioner mellan 0 - 0.5 mm.

5. Finkornigare kalksorter (0 - 0.1 mm) ger snabbare respons medan grovkornigare kalksorter (0 - 1.0 mm) ger långsammare respons och uppvisar hittills sämre utlösningegrad (ca 54 %).
6. Kullsjön har hittills låg utlösningegrad (43 %) beroende på mindre effektiva spridningsmetoder, som varit direkt spridning från bulkbil i strandzonen samt manuell spridning.
7. Sjöarnas sediment har neutraliserats; varvid pH-värdet ökat ca en enhet (från ca 5.5 till ca 6.5) och den buffrande förmågan avsevärt förbättrats.
8. Snösmältningsprover från mars 1979 visar att trots stor kalkinsats på littoralbotten kan grundare vikar utsättas för surt, aluminiumhaltigt smältvatten. Även utloppsbacken från St. Härsjöns avrinningsområde har trots relativt högt pH-värde (6.4) tre gånger högre Al-halt (0.33 mg/l) än 1-metersprov från sjöns djupområde.

### Biologi

#### Provfiske

1. I sjöar där abborreproduktionen upphört före kalkning är reproduktion och tillväxt extremt god de första åren efter utförd kalkning.
2. I sjöar med intermitterent reproduktion ökar andelen små och medelstora abborrar kraftigt efter kalkning. Dessa storleksklasser får dock på grund av ökad konkurrens minskad tillväxt medan större abborrar (>4+) övergår till fiskdiet och tillväxer snabbt även efter utförd kalkning.
3. I sjöar med normal abborreproduktion före kalkning märks inga signifikanta förändringar i storleksfördelning och tillväxt.
4. Siklöjbestånden ökar och reproducerar sig efter utförd kalkning.
5. Mört har återkommit till St. Härsjön efter att ha saknats sedan 1950-talet.

#### Maganalyser

1. Före kalkning var abborrens näringsval specialiserat: I de suraste sjöarna dominerade även hos äldre abborre stora zooplanktonarter (Bythotrephes) och pelagiala evertebrater (Corixa).
2. Efter kalkning blev abborrens näringsval mera differentierat: Mindre abborre äter små zooplankton (Ceriodaphnia Daphnia). Medelstora abborre äter olika littoral evertebrater (ex Asellus). Större abborre övergår huvudsakligen till fiskdiet (siklöja, abborre).
3. Övriga noterade förändringar i abborrens födoval:  
Nattsländelarver. Polycentropidae minskar medan Molannidae ökar.  
Dagsländelarver. Ephemera och Baetidae ökar.  
Planktonmygglarver: Chaoborus ökar som födoobjekt för abborre.

#### Evertebratfauna

1. Efter utförda kalkningsåtgärder har försurningskänsliga evertebrater ex kräftdjur (Asellus, Daphnia), dagslända (Ephemera, Caenidae,



Baetidae, Heptagenia), musslor (Sphaeriidae) och snäckor (Lymnaea), ökat i antal och i vissa fall även spridit sig mellan områdets sjöar.

2. Individantal och biomassa fortsätter i huvudsak att öka på de grundaste littoralbottnarna (2 m) vid provtagningar två och fyra år efter utförda kalkningar.
3. Övriga noterade förändringar:  
 Fjädermygglarver: gruppen Tanytarsini ökar kraftigt i några sjöar.  
 Planktonmygglarver: Chaoborus är mycket allmän efter kalkning.  
 Musselkräftor: Ostracoda förekommer i stora numerär på djupområden efter kalkning.

#### Uppföljning

Fiskeristyrelsen har beviljat 75 % bidrag för undersökningsverksamhet inom Kalkningsprojektet Härskogen t o m 1984.

Fortsatt undersökningsverksamhet planeras för ytterligare en treårsperiod (1985-1987) då kalkningarnas varaktighet beräknats för en tioårsperiod (1977-87).

Efter denna period kan en fullständig utvärdering göras av kalkningarnas varaktighet samt ingående sjöars vattenkemiska och biologiska respons.

#### KALKSPRIDNING I SJÖAR INOM ST HÄRSJÖNS NEDERBÖRDSOMRÅDE.

SJÖ	ENTREPRENÖR	SPRIDNINGSSÄTT	KALKMÄNGD		STRANDZON/DJUPOMRÅDE	KALKTYP	FRAKTION	SPRIDNINGSPERIOD
			ton	ton				
St Härsjön	kalkkont. AB	Flotte	800	640	120	Brattefors	0-0,5 mm	Våren 1978 Hösten 1977
L.Härsjön	Svenska BP	Amfiebil	490	390	100	Ignaberga	0-0,5 mm	- " -
Hornasjön	MOVAB	Flotte	300	220	80	Köping	0-0,5 mm	- " -
Blomman	SM AEREO AB	Helikopter	105	75	30	Algomin	0-0,5 mm	- " -
Långetjärn	SM AERO AB	Helikopter	80	90	20	Dolomit	0-1,0 mm	- " -
	Garanti- Transport	Bulkbil	30			Dolomit	0-1,0 mm	- " -
Vällsjön	Kalkkontoret AB	Flotte	76,5	60	20	Filterkalk	0-0,1 mm	Sommaren 1978
Kullsjön	Cementa AB	Bulkbil	22	30		Filterkalk	0-0,1 mm	13/6 1978
	Lerumsortens sportfiske- förening	Manuellt (säckad)	8			Köping	0-0,5 mm	våren 1981

Kalkningsprojektet Härskogen: Kalkningsutbyte beräknat som  
mängd utlöst kalcium (Ca)

S J Ö	Avrinnings- område	Volym	Mängd Ca (Mg) ton					Utlöst
	km <sup>2</sup>	x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Tillsatt	Avrin- ning	Löst i sjön	Till- fört	Utlöst (ton aug.83)	% (ton aug.83)
St. HÄRSJÖN	26.0-3.3 = 22.7	36.7	274	300	106	187*	219	80
L. HÄRSJÖN	7.3	8.8	174	155	19	23**	151	87
HORNASJÖN	3.3	8.1	107	56	24	-	80	75
BLOMMAN	1.2	1.8	32	23 (0.9)	3 -	-	26 (0.9)	83
LÅNGETJÄRN	1.3	1.5	23 (13)	11 (5)	2 (1)	- -	13 6	54 46
VÄLLSJÖN	2.3	2.8	25	18 (0.6)	1	-	19 (0.6)	76
KULLSJÖN	0.9	1.3	11	4	1	-	5	43

\* Avrinning från L. Här sjön, Långetjärn, Vällsjön och Kullsjön  
\*\* Avrinning från Blomman

### Diskussion

Höga värden på mängd upplöst kalk redovisades - minst 70 % vilket är ett bra resultat. Det diskuterades hur dessa beräkningar var gjorda och man fick veta att hänsyn tagits bl a till tidigare kalkningar i Kullsjön. Med strandkalkning menades här kalkning på 0-5 meters djup i sjöarna, ingenting på land.

H Sverdrup bekräftade att även om man tar hänsyn till säsongsvariationerna kommer man till samma resultat vad det gäller mängd upplöst kalk. Skillnader i mängd upplöst kalk mellan Ignaberga- och Brattefors kalk kan bero på skillnader i kalkfraktioner.

Not William Dicksons påpekande att en viss kalkutlösning sker även flera år efter utförd kalkning bör refereras.

Detta styrks av redovisade alkalinitets- och Ca-kurvor!

### 3.2 Kalkfällning i reningsverk, ekologiska synpunkter på avloppsvattenrening

Ulf Wikström

När reningsverken byggdes ut för fosforreduktion kom den kemiska reningen att domineras av trevärda metaller upplösta i syror. Vanligast blev aluminiumsulfat men efterhand har järnsulfatklorid fått ökad användning. Tvåvärt järn i form av sulfat har även tagits i bruk.

Kalk används i relativt liten omfattning främst beroende på bristande marknadsföring i initialskedet och okunnighet om användningssättet. Ogynnsam prisutveckling har ytterligare minskat kalkens användning.

Vid den konventionella kalkfällningen är doser på  $500 \text{ g/m}^3$  vanliga och det förekommer att man använt doser på ca kilot för att få godtagbar fosforreduktion, men om man utgår från att ett normalt avloppsvatten håller ca  $8 \text{ g/m}^3$  P skulle det gå åt en ekvivalent mängd om ca 25 g kalk för att fälla P som hydroxylapatit,  $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$ .

Man kan då ställa sig frågan "Ska det verkligen vara nödvändigt att dosera 20-40 ggr mer och varför klarar sig en del reningsverk med betydligt mindre doser"? Forskning inom detta område ledde småningom fram till MINIKALK-metoden med vilken man i gynnsamma fall kan komma ner till ca  $75 \text{ g/m}^3$  kalk dvs ca 3 ggr den ekvivalenta mängden.

Vid luftad biologisk rening sänks pH genom oxidation; det bildas syror. Vanligen kallas detta för nitrifikation. En lämpligare benämning är acidifikation eftersom det är flera olika syror som bildas. Om vattnet har god alkalibuffring fungerar biologin bra men vid dålig alkalibuffring sjunker pH så lågt att nedbrytningen hämmas. Bakterierna arbetar dåligt i sur miljö. Eftersom man med surt vatten dessutom riskerar att komma långt under gynnsamt fällningsområde när man fäller med försurande kemikalier brukar man dosera lut i biologen för att höja pH.

pH-höjning av vattnet i den biologiska behandlingen bör göras med kalk därför att med lut ökas riskerna för fiskdöd i recipienten genom att Na-jonen kan lösa upp aluminium och fosfor vid en algbloomning medan kalk minskar risken genom att Ca-jonen fäller ut både Al och P och därmed minskar förutsättningarna för fiskdöd av den typ som inträffat i Hjälmaran 1980 och 1982.

För att få en väl arbetande miljö vid biologisk rening kan man börja med att chockdosera kalk i ingående vatten för att slå ut den befintliga bakteriekulturen och på så vis få arbetsvilligare organismer att ta överhand. För att upprätthålla biologens kalkbuffert på lagom nivå returpumpas en efter de lokala betingelserna anpassad mängd av utgående kalkfällt vatten.

En väl arbetande biokultur kan ge en P-reduktion i biosteget på ca 60 % och en permanganatförbrukning  $\text{COD}_{\text{perm}}$  på ca 15 mg/l i utgående vatten. Kvävereduktionen kan bli ca 70-80 % och fungerar ända ned till ca  $5^\circ\text{C}$ .

Optimalt fällnings-pH ligger för kalk vid pH ca 10-10,5. Går man högre ändrar fällningen karaktär. Den blir voluminös och svårsedimenterad med ökad restfosfor och man måste gå ända till pH 12 för att åter få lika god reduktion, vilket är dålig ekonomi eftersom man i ett rent vatten vid pH 10 har  $3,7 \text{ g/m}^3$   $\text{Ca}(\text{OH})_2$  i lösning och vid pH 12  $370 \text{ g/m}^3$ .

Med MINIKALK får man extremt små slammängder:

MINIKALK, pH 10,5	0,7-3 l/pd	75-125 g/m <sup>3</sup>
Konv kalkf, -"-	3-5 "	300 "
Aluminiumsulfat	5-10 "	125 "
Konv kalkf, pH 11,5	10-20 "	400 "

Med MINIKALK elimineras många problem. Kalkbeläggningarna ändrar karaktär och kan lätt skrapas eller spolats bort med vattenslang. Den alltför vanliga reningsverksodören försvinner och kostnaderna för avvattningspolymerer kan man glömma.

Med MINIKALK kommer man vid ett normalt verk ned till restfosforhalter på ca 0,15-0,25 mg/l och vill man ha ännu lägre halter kan man ta till FERROKALK-metoden, där man först fäller ut P med tvåvärt järn och i nästa steg fäller ut järnöverskottet med kalk under luftning. Kemikalieåtgången rör sig om 10-15 g/m<sup>3</sup> Fe<sup>2+</sup> och 100 g/m<sup>3</sup> kalk.

De vanligen använda trevärda metallerna är ur ekologisk synpunkt olämpliga för avloppsrening emedan de dels försurar och dels, vilket framgår av ex Kommunförbundets kompendium i avloppsteknik, är instabila. Speciellt aluminium kan ge besvärliga recipienteffekter. I Svartåns nedre lopp i Örebro har det varit fiskdöd varje torrsommar efter 70-talets början då kommunen och pappersbruket började med kemisk rening.

Det har påståtts att kalkfällning sänker alkaliteten lika mycket som de sura fällningskemikalierna men då talar man om helt olika saker. Det är riktigt att man med kalk fäller ut kalciumbikarbonat som kalcit analogt med första steget i den gamla kalk-sodametoden för avhärdning av pannvatten men i övrigt haltar jämförelsen.

"Har man satt till ett ton aluminiumsulfat har man satt till 450 kilo svavelsyra men har man satt till ett ton kalk har man satt till ett ton kalk".

Man får inte se enbart på det utgående vattnets alkalitet. Man måste se avloppsreningen som en helhet och ta hänsyn till slammets egenskaper. Med sura fällningskemikalier fås ett försurande, metallkontaminerat slam medan man med kalk får en försurningsmotverkande buffert med lågt metallinnehåll.

Nuvarande metod för alkalitetsbestämning är en pannvattenmetod, som av någon orsak ej modifierats för avloppsvatten- och recipientkontroll, varför den ofta leder till felaktiga slutsatser. Vid titrering av ett kalkfällt vatten får man med nuvarande metod ett riktigt resultat eftersom man därvid enbart titrerar alkali. I ett surfällt vatten titrerar man praktiskt taget enbart en sur metallbuffert, som rätteligen borde kallas aciditet. Vid recipientkontroll titrerar man lika ofta ett surt buffertkomplex, som inte har något med alkalitet att göra.

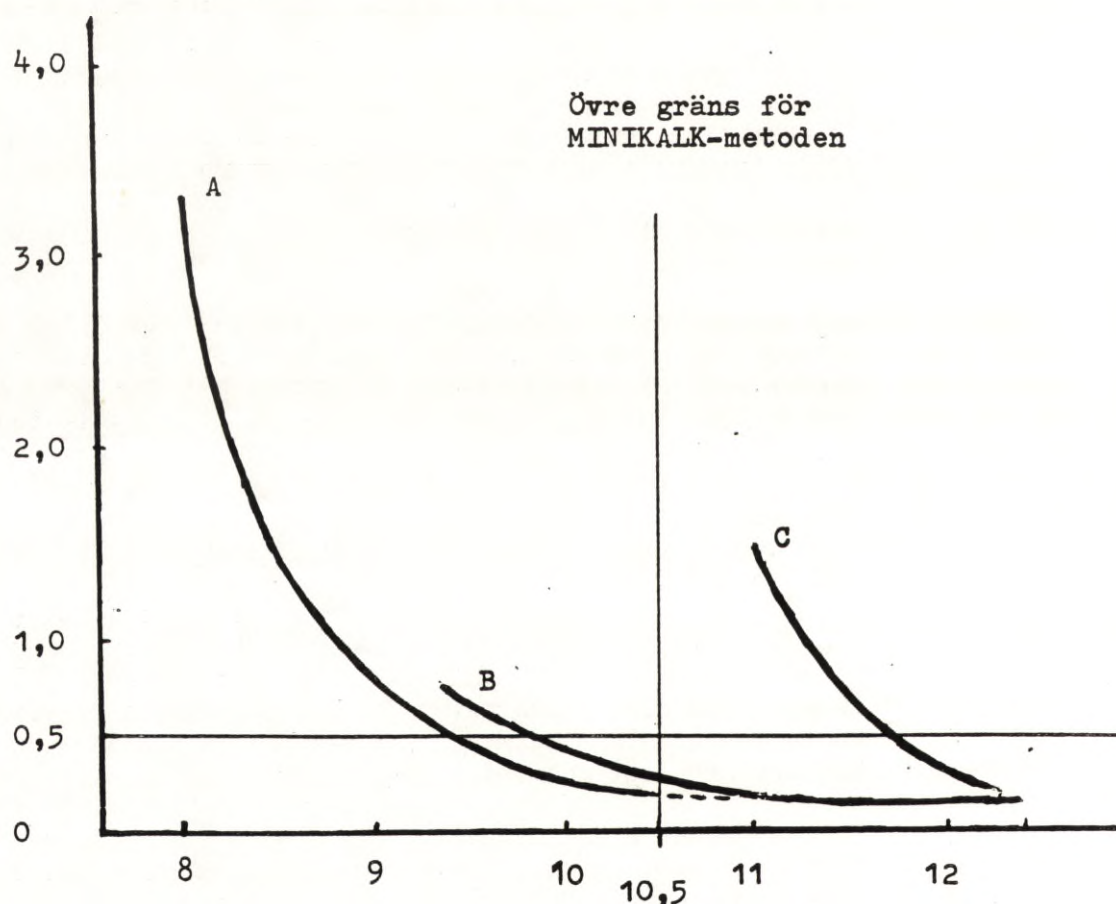
Undersökningar av förändringar av alkaliteten vid rening ger ofta missvisande resultat. Det inkommande vattnets alkalitet är ju helt beroende av i vilket reduktions-oxidationstillstånd det befinner sig i. Bättre är att undersöka förhållandet mellan alkaliteten uppströms och nedströms utsläppet och då använda en modifiering av den nu använda pannvattenmetoden så att man kan skilja mellan sur och alkalisk

alkalitet. Den sura alkaliteten kan lämpligen kallas aciditet. En lämplig indikator finns, bromtymolblått, med vilken man kan titrera alkalitet med syra till grön gul färg vid pH 6 och aciditet med lut till blått vid pH 7.

Som avslutning kan nämnas att det finns reningsverkskomponenter, som omöjliggör användandet av MINIKALK-metoden. Om reningsverket är utformat så att det kan ligga drivor av slam, som kan råka ut för anærob jäsnings frigörs organiskt bunden fosfor och då måste man dosera så mycket kalk att pH går över 12, varvid fosfor genom hydrolys blir åtkomlig för utfällning.

Restfosfor vid olika pH-värden

P mg/l



- A Restfosfor med MINIKALK, Odensbacken och Ekeby  
 B - " - vid konventionell kalkfällning, Boda  
 C - " - " - " - " - " - enl VAV - SNV.

MINIKALK-metoden innebär fällning vid pH-värden lägre än 10,5 samt retur av ca 2-5 % utgående vatten till reningsverkets inlopp. En hög slamålder i den biologiska behandlingen ger en hög reduktion av kväve och organisk substans.

Konventionell kalkfällning vid pH lägre än 10,5 ger samma fosforreduktion som MINIKALK men fordrar väsentligt högre kalkdos.

Litteratur:

- Bohlin-Gustaver: Kemi för gymnasiet 1932  
 Boliden: Info om va-rening med AVR 1975  
 Dickson: Aluminium-pH-fisk 1978  
 Eriksson-Mossberg: Limnologisk undersökning av Svartån och Täljeån 1978.  
 Hultman-Grönquist: STU-rapport 75-3804 1977  
 Muniz-Leivestad: Acidification effects on fresh water fish  
 Ruttner: Fundamentals of limnology  
 Kronblad-Ström: Fiskdöd i Hjälmarens  
 Sundelin-Wikström: Hygien & miljö, 7/1976 7/1977  
 Sv. Kommunförbundet: Kompendium i avloppsteknik, del 2, 1975  
 The Handbook of Chemistry & Physics

Erichsen Jones: Fish and river pollutionDiskussion

Kalk används mest för att stabilisera det slam som bildas i ett avloppsreningsverk - inte så ofta som fällningskemikalie. Ett nystartat försök är på gång med finmalet kalkstensmjöl som fällningskemikalie. Eventuella pH-svängningar i inkommande vatten är inget problem vid kalkfällning.

Ulf Wikströms supplement till föredraget

Ett kalkfällningsprojekt, som startats vid reningsverket i Boda i samarbete med Falu kommun och Boliden Vattenvård hösten 83, fick avbrytas strax efter starten pga slamskrapshaveri. Det har därför dröjt tills nu innan redovisning av de första resultaten kunnat göras.

Resultaten bekräftar tidigare erfarenheter från andra reningsverk och det kan därför med säkerhet fastslås att hög restfosfor i regel beror på brister i reningsverkens konstruktion eller det i reningsverket ingår komponenter, som ej lämpar sig för kommunalt avloppsvatten. Ibland kan orsakerna vara lokalt betingade; avloppsvattnet kan ha en onormal sammansättning, ledningsnätets beskaffenhet och slamhanteringen kan också inverka.

Antagandet att man vid pH ca 11 skulle få ett svårsedimenterat kemslam måste också modifieras i så motto att detta enbart gäller för karbonatfällningen men icke för kalciumhydroxylapatiten. En med hänsyn till Bodaprojektet reviderad restfosforkurva bifogas.

Tyvärr går det varken i svensk eller utländsk litteratur att finna anvisningar, som skulle ge skötarna möjlighet att med i allmänhet synnerligen enkla medel minska restfosforhalterna till acceptabel nivå.

### 3.3 Kalkfällning i reningsverk, användning av kalk för fosforreduktion och alkalitetshöjning

Bengt Hultman

Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV), Stockholm

#### INLEDNING

I början av 1979 använde 60 avloppsverk i Sverige kalk som fällningskemikalie motsvarande ca 5 % av befolkning ansluten till verk med kemisk fällning. Till dessa verk kommer dessutom 26 verk med användning av kombinationen järn och kalk (motsvarande 2 % av befolkning ansluten till verk med kemisk fällning) (SNV, 1979). Kalk har således en relativt liten marknadsandel för kemisk fällning av kommunalt avloppsvatten och används främst vid mindre avloppsverk.

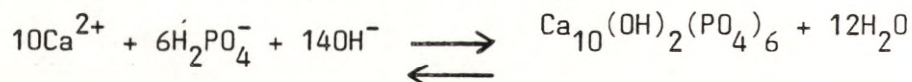
Stigande energipriser har gjort att kalkpriserna har stigit mer än för andra fällningskemikalier och problem finns med att få doseringen driftsäker och att inte dammproblem erhålles. Den tilltagande försurningen har dock medfört att intresset för kalk vid avloppsverk har ökat. Syftet med kalkfällning skulle därvid vara att dels erhålla fosforreduktion dels att erhålla ett utgående avloppsvatten med en hög alkalitet.

I detta föredrag kommer kalkfällning att diskuteras dels ur fosforreduktionssynvinkel dels ur alkalitetssynvinkel. Det kommer därvid att visas att fosforreduktionen kan åstadkommas med relativt måttliga kalkdoser, medan en hög alkalitet för utgående avloppsvatten normalt kräver betydligt högre kalktillsatser.

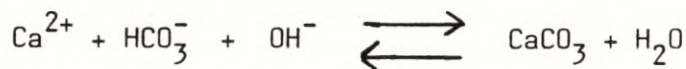
#### Kalkfällning för fosforreduktion

Översikter av olika metoder för kalkfällning har tidigare redovisats av Grönqvist m fl (1975 och 1976). De reaktioner som främst sker vid tillsats av kalk till ett avloppsvatten är:

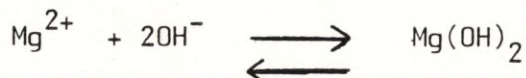
Utfällning av fosfater (t ex som apatit):



Utfällning av kalciumkarbonat:



Utfällning av magnesiumhydroxid:



Som en grov förenkling skall kalkfällningsprocesser delas upp i följande tre grupper:

<u>Typ av kalkfällningsprocess</u>	<u>Ungefärlig dos, g CaO/m<sup>3</sup></u>	<u>Anm.</u>
Låg-dos-kalkfällning	0 - 100	
Mellan-dos-kalkfällning	100 - 200	pH ca 10-11,5
Hög-dos-kalkfällning	200 - 500	pH över ca 11,

Erforderlig dos för att i ett kommunalt avloppsvatten enbart fälla ut fosfor som apatit är ca 20-30 g CaO/m<sup>3</sup>. Låg-dos-kalkfällning innebär således att tillsatt kalk (eller kalciumjoner i avloppsvattnet) främst utnyttjas för att fälla ut kalciumfosfat och i mindre grad kalciumkarbonat eller magnesiumhydroxid. Vid mellan-dos-kalkfällning fälls förutom kalciumfosfater även karbonater ut i betydande grad. Hög-dos-kalkfällning avlägsnar kalciumfosfat, kalciumkarbonat och magnesiumhydroxid.

#### Låg-dos-kalkfällning

Vid normal kalkfällning går det inte att åtskilja utfällning av kalciumfosfater och kalciumkarbonat, eftersom dessa fälls ut i samma pH-intervall (över pH ca 10). De olika metoder som kan utnyttjas för att använda en låg kalkdos är främst:

- Anrikning av fosfater i avloppsvattnet till en liten delström, vilken behandlas med kalk. I delströmmen utfälls en hög halt av fosfor (och även delströmmens innehåll av kalciumkarbonat). Den "biologiska" fosforreduktionsmetoden Pho-strip utnyttjar denna teknik.
- Avlägsnande av koldioxid, vätekarbonat och karbonat innan kalktillsats sker (så att ingen kalciumkarbonat kan utfällas). Detta utnyttjas t ex i processer utvecklade i Japan där avloppsvattnet först surgörs med svavelsyra så att karbonat och vätekarbonat överförs till koldioxid. Denna avdrivs sedan i ett efterföljande steg med luft varefter kalkfällning sker i speciella kontaktreaktorer (Annaka, 1980).
- Selektiv utfällning av kalciumfosfat i speciella reaktorer t ex innehållande apatit som kristallisationsmaterial. I en process studerad i Holland pH-höjs avloppsvatten med hjälp av denitrifikation varefter det kalciumhaltiga vattnet får passera en fluidiserad sandbädd. I denna utfälls kalciumfosfater.

#### Mellan-dos-kalkfällning

Vid denna teknik utfälls i regel relativt litet magnesiumhydroxid. Denna har förmåga att flocka ut bildat kalciumfosfat och kalciumkarbonat men har som nackdel att slam med mycket magnesiumhydroxid-innehåll kan vara svårt att förtjocka till höga torrsustanshalter. Problem med att få en god flockbildning vid kalkfällning med mellandoser kan avhjälpas med flera metoder:

- Användning av nitrifikation före kalkfällningen. Vid nitrifikation produceras vätejoner. Nitrifikationen får därmed vissa likheter med den tidigare beskrivna japanska tekniken med att tillsätta syra så tillvida att kolsyra drivs av i ökad grad från aktivslamsteget och mindre kalciumkarbonat kan utfällas. Därmed kan ett relativt högt pH-värde utnyttjas vid kalkfällningen utan att kalkdosen därför behöver bli hög.
- Kalkfällning vid högt pH-värde (ca 12) i en liten delström som sedan tillförs avloppsvattnets huvudström. I delströmmen utfälls magnesiumhydroxid, som verkar flockande vid tillförsel av delströmmen till avloppsvattnets huvudström ("split-treatment", jfr Gray, 1982).



- Underlättande av utfällning av magnesiumhydroxid genom att tillföra magnesiumrikt havsvatten
- Tillförsel av små mängder av t ex två- eller trevärt järn för att förbättra flockbildningen
- Förbättrade flockningsbetingelser genom att recirkulera kalkhaltiga slam eller vatten. Vid minikalkmetoden recirkuleras en mindre del klarvatten till en punkt före aktivslamsteget. Därvid anses den biologiska reningen förbättras liksom den kemiska fällningen. Dessa fördelar kunde dock inte säkerställas vid studier redovisade av Grönqvist och Hultman (1977) baserat på ett relativt litet försöksmaterial.

### Hög-dos-kalkfällning

Med denna teknik kan vanligen goda reningsresultat erhållas men kostnaderna blir höga p g a högt kemikaliebehov och hög slamproduktion.

### Erhållna reningsresultat

Vid låg-dos-kalkfällning kan normalt erhållas utgående totalfosforhalter under ca 1 mg P/l. Bättre resultat kan dock erhållas med den japanska tekniken (ca 0,3 mg P/l).

För att bedöma förväntade reningsresultat vid mellan- och hög-dos-kalkfällning skall utgående fosforhalt beräknas utifrån:

- Utgående halt av fosfatfosfor
- Utgående halt av suspenderade ämnen
- Andel fosfor i det utgående suspenderade materialet

Den utgående halten av fosfatfosfor minskar med ökande pH-värde vid kalkfällning. Ungefärliga värden för utgående fosfathalter är 0,15 mg P/l vid pH 10 och 0,03 mg P/l vid pH 11 (Grönqvist och Hultman, 1977). Utgående fosfathalter är därför inte något betydande problem vid kalkfällning även vid måttliga pH-värden (ned mot pH 10).

Utgående halt av suspenderade ämnen beror av ett flertal faktorer som flockningsbetingelser, val av fällnings-pH, ytbelastning på eftersedimenteringsbassängerna, variationer i flöde etc. Problem erhålles ibland med findispers flock vid kalkfällning så att halten av suspenderade ämnen i utgående avloppsvatten kan bli hög.

Andelen av fosfor ( $\alpha$ ) i det avskilda slammet i det kemiska fällningssteget kan beräknas enligt:

$$\alpha = \frac{\text{avskild mängd fosfor i det kemiska fällningssteget}}{\text{avskild mängd slam i det kemiska fällningssteget}} \quad \frac{[\text{g P}]}{[\text{g SS}]} \quad (1)$$

Andelen av fosfor i det utgående suspenderade materialet antages vara densamma som andelen fosfor i det avskilda slammet. Som en grov approximation kan därvid  $\alpha$  beräknas enligt (inget biologiskt slam antages komma till efterfällningen):

$$\alpha = \frac{P_{ti} - P_{fu}}{[A_i + D_i/28 - A_u]50} \quad \frac{[\text{g P}]}{[\text{g SS}]} \quad (2)$$

där  $P_{ti}$  = total inkommande fosforhalt till det kemiska fällningssteget, g P/m<sup>3</sup>

$P_{fu}$  = löst halt fosfor från det kemiska fällningssteget, g P/m<sup>3</sup>

$A_i$  = inkommande alkalitet till det kemiska fällningssteget, mekv/l

$A_u$  = utgående alkalitet från det kemiska fällningssteget, mekv/l

$D_i$  = dos av CaO, g CaO/m<sup>3</sup>

Vid formel 2 antages att utfällt slam främst består av kalciumkarbonat (därav omräkningsfaktorn 50 för att överföra alkalitet<sub>i</sub> mekv/l till g SS/m<sup>3</sup>). Faktorn 28 kommer sig av att 28 g CaO/m<sup>3</sup> ger upphov till 1 mekv/l alkalitet. Avlägsnad alkalitet med slammet är  $A_i + D_i/28 - A_u$ , dvs inkommande alkalitet till det kemiska fällningssteget plus tillsatt alkalitet p g a kalkdosering minus den utgående alkaliteten i utgående avloppsvatten.

För att illustrera formel 2 skall följande värden antagas gälla:

Fall 1

$$P_{ti} = 5,1 \text{ g P/m}^3$$

$$P_{fu} = 0,1 \text{ g P/m}^3$$

$$A_i = 3 \text{ mekv/l}$$

$$A_u = 5 \text{ mekv/l}$$

$$D_i = 280 \text{ g CaO/m}^3$$

$$\text{pH} = \text{ca } 11,5$$

Fall 2

$$P_{ti} = 5,1 \text{ g P/m}^3$$

$$P_{fu} = 0,1 \text{ g P/m}^3$$

$$A_i = 3 \text{ mekv/l}$$

$$A_u = 3 \text{ mekv/l}$$

$$D_i = 140 \text{ g CaO/m}^3$$

$$\text{pH} = \text{ca } 10,5$$

De två fallen skiljer sig med avseende på kalkdoseringen och därvid erhållna värden på pH och alkalitet för utgående avloppsvatten. Om kalkdosen istället anges som Ca(OH)<sub>2</sub> skall faktorn 37 användas istället för 28 i formel 2.

Siffervärdena enligt fall 1 och fall 2 insättes i formel 2 varvid erhålles:

Fall 1:

$$\alpha = \frac{5,1 - 0,1}{(3 + 280/28 - 5)50} = 0,0125$$

Fall 2:

$$\alpha = \frac{5,1 - 0,1}{(3 + 140/28 - 3)50} = 0,02$$

Om utgående halt av suspenderat material är 20 mg/l skulle den suspenderade halten av fosfor bli:

$$\text{Fall 1: } 20 \times 0,0125 = 0,25 \text{ g P/m}^3$$

$$\text{Fall 2: } 20 \times 0,02 = 0,4 \text{ g P/m}^3$$

Beräkningsexemplet visar att minskad använd kalkdos och den därmed minskade slamproduktionen leder till en ökad andel av fosfor i det suspenderade materialet i utgående avloppsvatten. Därvid blir avskiljningen av suspenderat material viktigare vid användning av låga kalkdoseringar. I fall 2 bör en utgående totalfosforhalt under 0,5 g P/m<sup>3</sup> kunna erhållas och i fall 1 en total fosforhalt under 0,3 g P/m<sup>3</sup>.

Formel 2 visar att ett effektivt sätt att minska andelen fosfor i det utgående suspenderade materialet är att minska inkommande halt av totalfosfor till det kemiska fällningssteget. Detta kan göras på flera sätt vid efterfällning med kalk, t ex:

- Användning av kombinationen förfällning/efterfällning med kalk
- Tillsats av små mängder tvåvärt järn till luftningsbassängen i aktivslamsteget. Tvåvärt järn kan även tillsättas till efterfällningssteget för att förbättra flockbildningen.
- Användning av biologisk fosforreduktion i aktivslamsteget. Recirkulering av utgående avloppsvatten från kalkfällningen till aktivslamsteget skulle eventuellt kunna förbättra fosforreduktionen över aktivslamsteget.

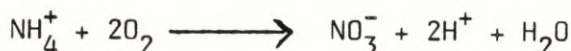
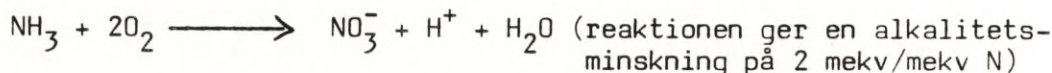
Med hjälp av tvåstegsfällning bör det vara relativt lätt att med "måttliga" doseringar av kalk att erhålla utgående totalfosforhalter under ca 0,3 - 0,5 g P/m<sup>3</sup> vid efterfällningsverk.

#### Kalkfällning för alkalitetshöjning av utgående avloppsvatten

Alkaliteten (Alk) för ett avloppsvatten kan beskrivas med hjälp av följande formel (se t ex Hultman m fl, 1983):

$$\text{Alk} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{NH}_3] + [\text{HPO}_4^{2-}] + 2 [\text{PO}_4^{3-}] - [\text{H}^+]$$

När avloppsvattnet kommer ut i recipienten kommer olika reaktioner (nitrifikation, denitrifikation, utfällning etc) att påverka effekten på recipienten av avloppsvattnets alkalitet. Om endast nitrifikation sker av dessa reaktionsförlopp sker följande reaktioner:



Effekten av ett avloppsvatten på recipienten med hänsyn till alkaliteten kan därvid skrivas:

$$\text{Alk} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{NH}_3] + [\text{HPO}_4^{2-}] + 2 [\text{PO}_4^{3-}] - [\text{H}^+] - 2 [\text{NH}_3] - 2 [\text{NH}_4^+]$$

eller efter förenkling:

$$\text{Alk} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{HPO}_4^{2-}] + 2 [\text{PO}_4^{3-}] - [\text{H}^+] - [\text{NH}_3] - 2 [\text{NH}_4^+]$$

Beroende på pH vid utfällningen kan halten av vissa joner försummas. Vid kalkfällning blir även halten av fosfatjoner försumbara med hänsyn till den totala alkaliteten. Approximativa alkalitetssamband och värden för alkaliteten vid olika pH-intervall redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Approximativa alkalitetssamband och alkalitetsvärden vid kalkfällning (beräkningsexempel)

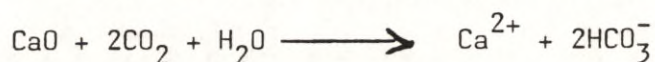
Typ av kalkfällningsprocess	Ungefärlig dos, g CaO/m <sup>3</sup>	Ungefärligt pH-värde	Alkalitet för utgående avloppsvatten	Alkalitetssamband	Alkalitetsvärde, mekv/l	Alkalitet med hänsyn till recipienten	Alkalitetssamband	Alkalitetsvärde, mekv/l
Låg-dos-kalkfällning	< 100	9 - 10	Alk = $[\text{HCO}_3^-] + [\text{NH}_3]$		2,5 - 3,5	Alk = $[\text{HCO}_3^-] - 2[\text{NH}_4^+] - [\text{NH}_3]$		1,5 - (+0,5)
Mellan-dos-kalkfällning	100-150	10 - 10,5	Alk = $[\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{NH}_3]$		2,5 - 3	Alk = $[\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] - [\text{NH}_3]$	Ca 0	
Mellan-dos-kalkfällning	150-200	10,5 - 11,5	Alk = $2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{NH}_3]$		2,5 - 4,5	Alk = $2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{NH}_3]$		0,5 - (+ 1,5)
Hög-dos-kalkfällning	200-500	11,5 - 12	Alk = $[\text{OH}^-] + [\text{NH}_3]$		4,5 - 11,5	Alk = $[\text{OH}^-] - [\text{NH}_3]$		1,5 - 8,5

Anm. Utgående total halt av ammoniakkväve och ammoniumkväve har antagits vara 21 mg N/l. Alkalitet med hänsyn till recipienten har beräknats för utsläppt avloppsvattenvolym i vilken reaktionsförlopp i recipienten har fullbordats. Siffrorna i tabellen skall ses som beräkningsexempel och betydande variationer kan erhållas.

Tabell 1 visar att ett avloppsvatten måste ha ett högt pH-värde för att avloppsvattnets alkalitet med hänsyn till recipienten skall vara hög. Låg-dos-kalkfällning och mellan-dos-kalkfällning vid pH-värden mellan ca 9 och 11,5 kommer endast att ge alkalitetsvärden (med hänsyn till recipienten) på ca - 1 - (+ 1,5) mekv/l. Först vid hög-dos-kalkfällning erhålles höga utgående alkalitetsvärden, t ex vid pH 12 ca 8,5 mekv/l (med hänsyn till recipienten).

#### Alternativ teknik för alkalitetshöjning

Alternativ till efterfällning med kalk till höga pH-värden för att höja ett avloppsvattens alkalitet diskuteras av Hultman m fl (1983). Två sådana metoder utnyttjar liknande teknik som vid vattenverk för att höja kalciumjon- och vätekarbonathalten för att undvika korrosion i vattenledningsnät, nämligen att låta kalk reagera med koldioxid eller att lösa upp kalciumkarbonat med koldioxid:



Vid vattenverk måste koldioxiden inköpas vilket medför en betydelsefull kostnadspost. Vid ett avloppsverk kan koldioxid erhållas som en biprodukt vid aerob och anaerob nedbrytning av organiskt material och vid förbränning t ex av rötgas.

En enkel teknik för alkalitetshöjning kan vara att tillsätta kalk eller kalksten till luftningsbassängen för en aktivslamprocess och låta den biologiskt bildade koldioxiden reagera med kalk eller kalciumkarbonat till vätekarbonat. Hur mycket alkalitet som kan produceras beror bl a på inkommande mängd organiskt material till luftningsbassängen (och den därmed sammanhängande koldioxidproduktionen) och pH-värde i luftningsbassängen (detta pH-värde, ca 7,5-8, bör väljas så att huvuddelen av koldioxiden löser sig och inte lämnar aktivslamsteget med utgående luft och så att utfällning av kalciumkarbonat undviks).

Tillsats av kalk till aktivslamprocessen har vid några studier utnyttjats för att avlägsna fosfor men torde inte ha närmare studerats för alkalitetshöjning. Vissa problem kan finnas med att dosera lämplig mängd kalk och med igensättningar t ex på luftarrören.

Sheer och Harris (1982) har visat att kalciumkarbonathaltigt material, som tillförs en aktivslamprocess delvis kan lösas upp av koldioxid. Den därvid erhållna alkalitetshöjningen kunde i betydelsefull grad bidra till att minska försurningen i en flod.

Olivin har diskuterats som medel för att bota försurade sjöar. Sannolikt är olivin alltför olösligt för att i betydelsefull grad kunna höja alkaliteten för ett avloppsvatten. Eftersom olivin kan adsorbera fosfat och i mindre grad ammonium (Smith och Hwang, 1978) skulle olivin ändå kunna komma till användning vid avloppsvattenrening.

#### Slamfrågor

Vid bedömning av olika alternativ för fosforreduktion och alkalitetshöjning av utgående avloppsvatten är det viktigt att även bedöma slammets förmåga att kunna utnyttjas som gödningsmedel och för att höja alkaliteten. Betydande skillnader föreligger i olika publicerade studier av hur väl växter kan tillgodogöra sig fosfor i kemiskt

utfällda slam (se t ex Cervenka och Timmermann, 1976, Gleisberg och Taubel, 1978, Hucker och Catroux, 1981, Kuile m fl, 1983, och Werner, 1975). Även typ av fällningskemikalie påverkar växters förmåga att ta upp fosfor.

Vid bedömning av FoU behov av en amerikansk kommitté år 1943 angavs bl a: "Kontinuerlig tillförsel av avloppsverksslam har en tendens att göra jordar sura. Vilka är kalkbehoven; när skall kalk tillföras" (FoU-projekt 14 i tabell II i Rudolfs m fl, 1943). Olika försurande reaktioner kan bl a vara oxidation av sulfid till sulfat (Mosey, 1976) eller nedbrytning av organiskt kväve till ammonium, som oxideras till nitrat. Dessa reaktioner i kombination med regn med lågt pH-värde kan medföra att lösligheten av metaller i slammet ökas betydligt. Kalciumkarbonathaltigt slam kan vara ett skydd mot utlakning av metaller från slam. Vid kalkfällning bildas kalciumkarbonat, men det är dyrt att tillsätta bränd eller släckt kalk för att producera ett kalciumkarbonathaltigt slam (jämfört t ex med att blanda in kalciumkarbonat, jordbrukskalk, i det erhållna slammet).

#### Pågående forskning

Olika FoU-projekt med knytning till kalkfällning och alkalitets-höjning av avloppsvatten inkluderar:

- Utvärdering av kalkfällningsanläggningar (genomförs av Va-teknik, CTH, med medel från VAVs programstyrelse).
- Studier av möjligheter att höja alkaliteten i utgående avloppsvatten (bl a med alternativ teknik; genomförs av VAV med medel från SNV).
- Studium av kalkfällning vid Sunne avloppsverk (bl a olika processvarianter; genomförs inom det s k SWEP-projektet med medel från SNV).

#### Sammanfattning

- 1 Metodik finns för att erhålla en god fosforreduktion vid kommunala avloppsverk med måttliga doser av kalk (ca 150 - 200 g CaO/m<sup>3</sup>).
- 2 Vid dessa doseringar (ca 150 - 200 g CaO/m<sup>3</sup>) blir alkaliteten för utgående avloppsvatten relativt låg (ca - 1 - (+ 3) mekv/l räknat på effekten på recipienten; effekten beror i hög grad på om nitrifikation sker i avloppsverket. Först vid höga doser av kalk (ca 300 - 500 g CaO/m<sup>3</sup>) erhålles en hög utgående alkalitet (upp mot ca 10 mekv/l).
- 3 Kostnaderna för kalkfällning vid höga doser är betydande (bl a med hänsyn till kemikaliedosen och slamproduktionen) varför alternativa metoder för alkalitetshöjning av avloppsvatten är av intresse. Sådana metoder kan bl a vara att låta kalk reagera med koldioxid eller att lösa upp kalciumkarbonat med koldioxid.
- 4 Växters förmåga att tillgodogöra sig fosfor från slam och slammets förmåga att neutralisera surgörande reaktioner i slam eller regn med lågt pH-värde är bristfälligt studerade. Dessa faktorer kan i framtiden i betydelsefull grad påverka val av teknik för fosforreduktion och alkalitetshöjning av utgående avloppsvatten.

Litteraturförteckning

- Annaka, T. (1980): Research and practice on phosphorus control in Japan. EPA International Seminar on Control of Nutrients in Municipal Wastewater Effluents, San Diego, California, USA Sept. 9-11 1980.
- Cervanka, L. och Timmermann, F. (1976): Phosphatfällningsprodukter aus biologisch geklärten Siedlungsabwässern und ihre Verwendungsmöglichkeit in der Landwirtschaft. *Landwirtsch. Forsch.* 29, 3/4, sid. 299-308.
- Gleisberg, D. och Taubel, N. (1978): Zur Phosphatöngewirkung von Schlämmen aus der kommunalen Abwasserreinigung mit Phosphatfällung. *Wasser und Boden*, 1, sid. 5-8.
- Gray, A.V. (1982): Phosphorus reduction studies. *Effl. Wat. Treat. J.*, 22, 2, sid. 68-74.
- Grönqvist, S. och Hultman, B. (1977): Kalkbesparande fällningsmetodik vid avloppsvattenrening. STU-rapport 75-3804, Okt. 1977, 17 sid.
- Grönqvist, S., Hultman, B., Nielsen, P. och Kapilashrami, S. (1975): Kemisk fällning av avloppsvatten med kalk. *Kemisk Tidskrift*, 87, 7-8, sid. 46-48.
- Grönqvist, S., Hultman, B., Nielsen, P. och Kapilashrami, S. (1976): Metoder för att förbättra kalkfällningsprocessen vid avloppsvattenrening. Avd. för Va-teknik och Vattenkemi, KTH, TRITA-VAT-1761, 37 sid.
- Hucker, T.W.C. och Catroux, G. (Eds) (1981): Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries. D. Reidel Publ. Co.
- Hultman, B., Forsberg, C. och Engvall, R. (1983): Kan försurade sjöar och vattendrag botas med renat kommunalt avloppsvatten? *Vatten*, 39, 1, sid. 3-14.
- Kuile, M., Hons, B.A., White, R.E. och Beckett, P.H.T. (1983): The availability to plants of phosphate in sludges precipitated from the effluent from sewage treatment. *Wat. Pollut. Control.*, 82, 4, sid. 582-589.
- Mosey, F.E. (1976): Assessment of the maximum concentration of heavy metals in crude sewage which will not inhibit the anaerobic digestion of sludge. *Wat. Pollut. Control.*, 75, 1, sid. 10-18.
- Rudolfs, W. m fl (1943): Survey of sewage research projects - 1943. Part II. *Sewage Works J.*, 15, 4, sid. 702-709.
- Sheer, D.P. och Harris, D.C. (1982): Acidity control in the North Branch Potomac. *J. Water Pollution Control Federation*, 54, 11, sid. 1441-1446.
- Smith, R.W. och Hwang, M.-Y. (1978): Phosphate adsorption of magnesium silicates. *J. Water Pollution Control Federation*, 48, 9, sid. 2189-2197.
- SNV (1979): Avloppsrening - tätorternas avloppsförhållande den 1 januari 1979. *Meddelande 4/79*.
- Weimer, W. (1975) Untersuchungen zur Phosphatwirkung von Klärschlämmen aus der chemischen Abwasserreinigung. *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 32, Kongressband*, sid. 177-185.

Denna studie har finansierats med medel från Statens naturvårdsverk (SNV).

Diskussion

Investeringskostnaderna för att övergå från aluminium- eller järnfällning till kalkfällning är låga; motsvarar kostnaden för doseringsutrustning. Däremot är kalk en dyr kemikalie samt tycker personalen ofta att den är besvärlig att hantera och föredrar därför aluminium- eller järnsalter som fällningskemikalie.

### 3.4 Effekter av sodainjicering i försurade sjöars sediment - contraceid-metoden

Gunilla Lindmark

Limnologiska institutionen, Lunds universitet, Lund

#### SAMMANFATTNING

I sjöar med dybottnar består det organiska materialet till stor del av humusämnen. Dessa ämnen betecknas som goda katjonbytare. För att klarlägga om det var möjligt att utnyttja sjösedimentens adsorptions-, desorptions- och jonbytesegenskaper samt studera den biologiska reaktionen på en sedimentbehandling, genomfördes ett experiment i full skala.

Hösten 1980 plöjdes en 10 %-ig lösning av natriumkarbonat ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) ned i de övre sedimentlagren på den försurade Lilla Galtsjön i Blekinge. Sedimentet mättades med vätekarbonat/karbonat- och natriumjoner och humussyrorna neutraliserades. Doseringen var 5,1 ekv/m<sup>2</sup> sjöyta.

Resultat från försöksverksamheten visar mycket gynnsamma förändringar i vattenkvaliteten, vilket positivt påverkat hela ekosystemet. En måttlig ökning av fosforhalten i vattnet medförde t ex en motsvarande ökning av växtplanktons biomassa. Förutom detta har artsammansättningen av växtplankton helt förändrats (från 32 till 81 arter), antalet zooplankton har ökat, vitmossan i littoralzonen har helt försvunnit medan Isoetes spp. och Lobelia dortmanna återkoloniserat områdena, och reproduktion av mört har återställts.

Fortfarande sker en ökning av alkalinitet och natriumkoncentrationen i sjövattnet. Genom laboratorieförsök och täta observationer i fält kan brutto- och nettoflöden av alkalinitet och natrium beräknas, jämföras och diskuteras i relation till förbrukning av bassubstans och den teoretiska omsättningstiden för vattnet i sjön.



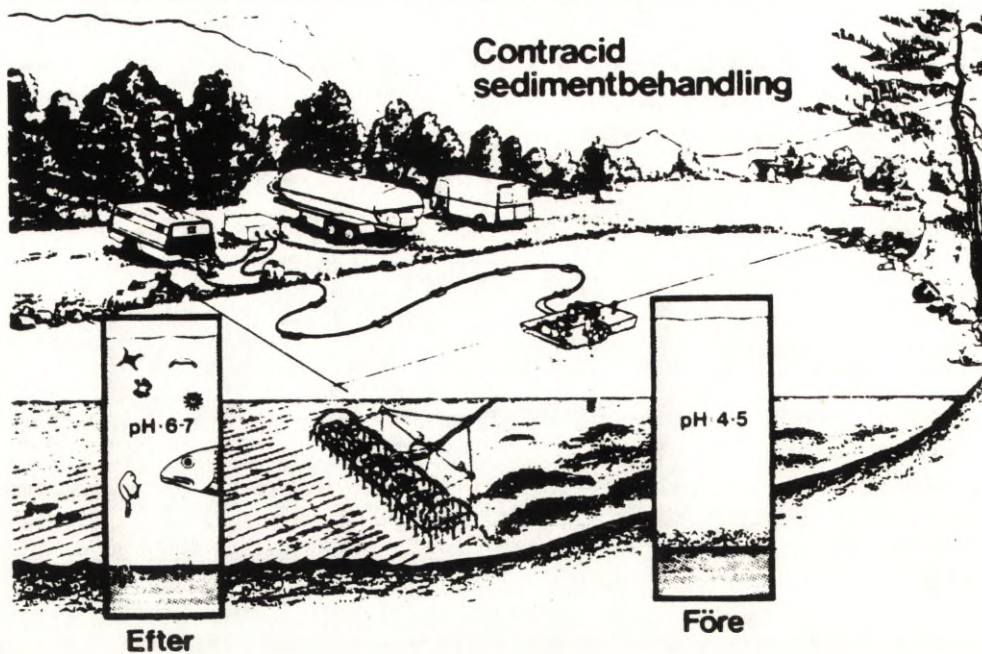


FIG 1. PRINCIPTECKNING AV UTRUSTNING FÖR RESTAURERING AV FÖRSURADE SJÖAR ENLIGT CONTRACID-METODEN. RUTORNA VISAR SCHEMATISKT FÖRHÅLLANDENA I SJÖN FÖRE OCH EFTER BEHANDLING.

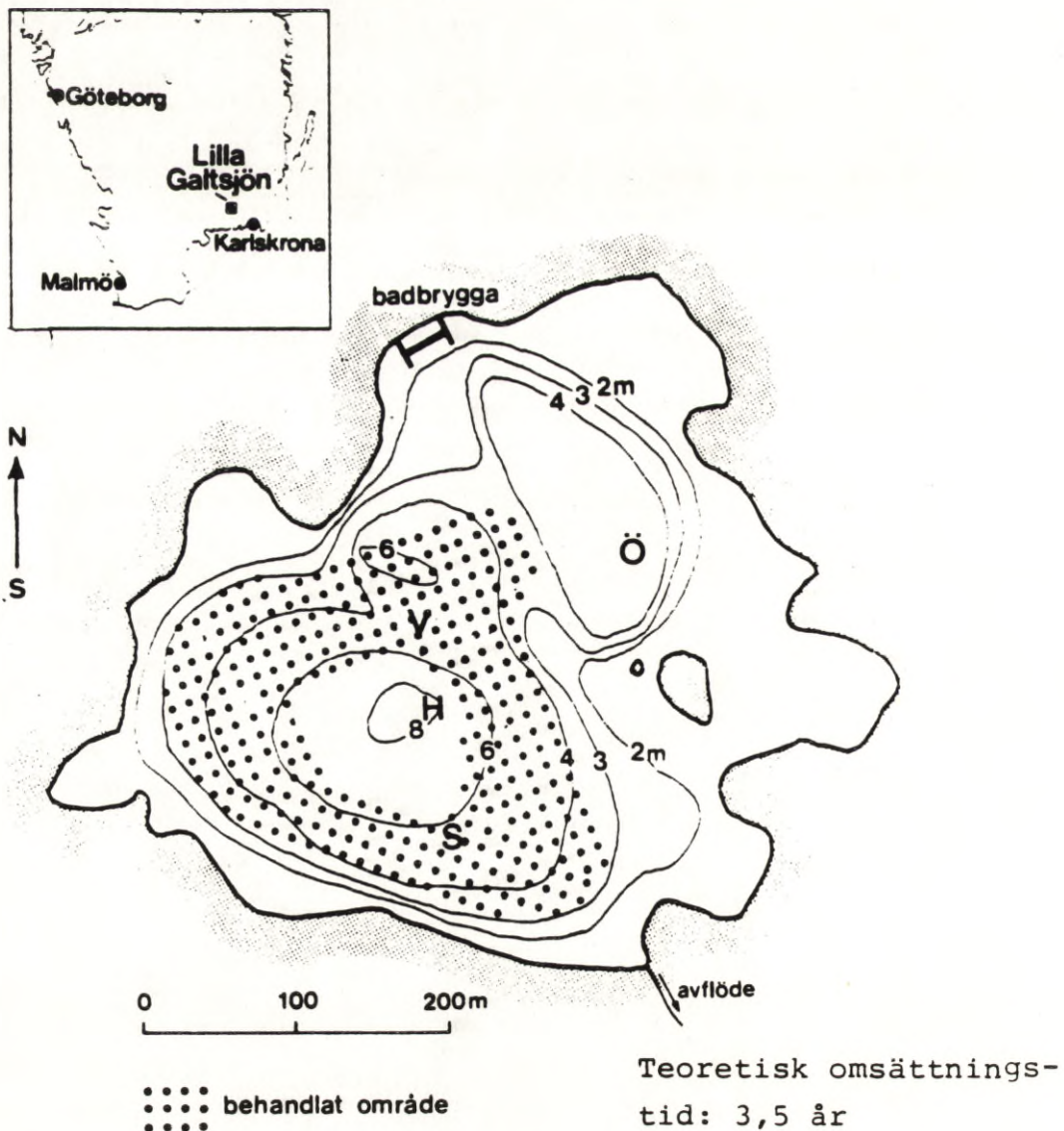


Fig 2. Djupkarta över Lilla Galtsjön visande det med sodalösning behandlade området. Vidare anges provtagningspunkterna; huvudpunkten (H), väster (V), söder (S) och öster (Ö).

# LAKE LILLA GALTSJÖN, pH

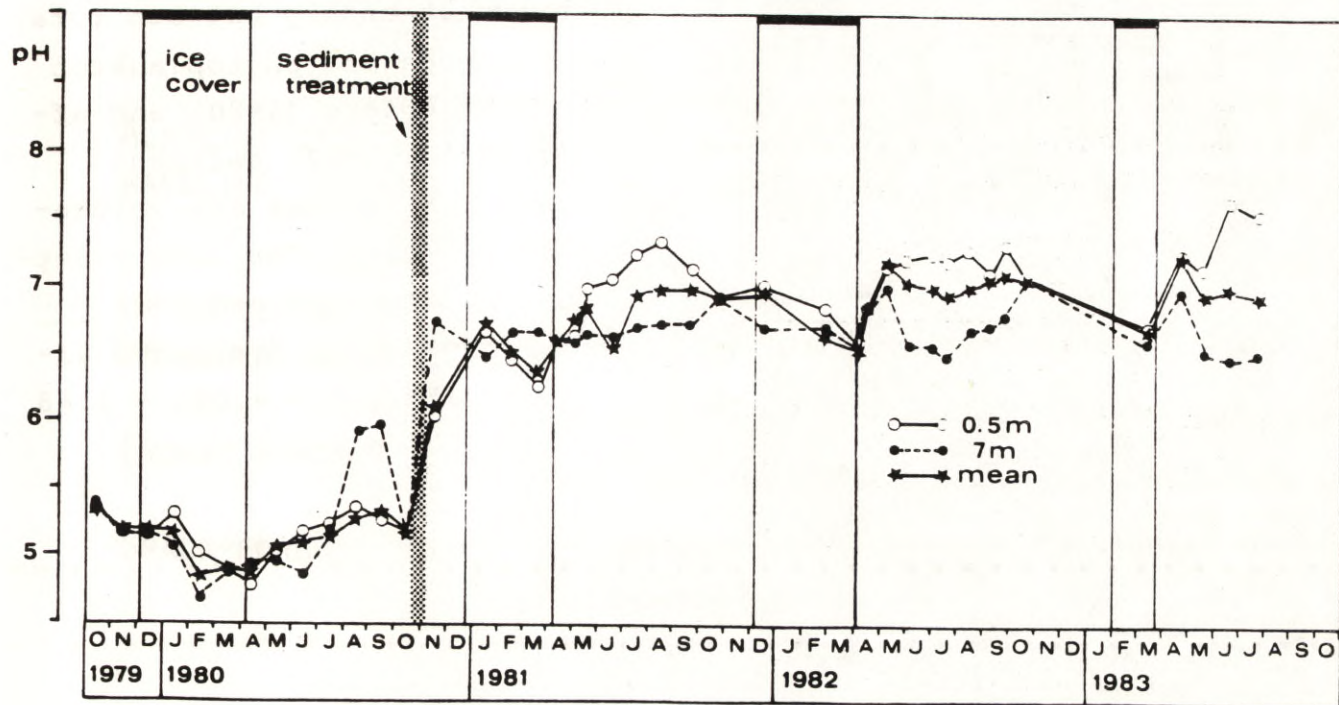


Fig 3. pH in Lake Lilla Galtsjön before and after sediment treatment. Volume-weighted means and values from 0.5 m and 7 m are plotted.

# LAKE LILLA GALTSJÖN, Alkalinity

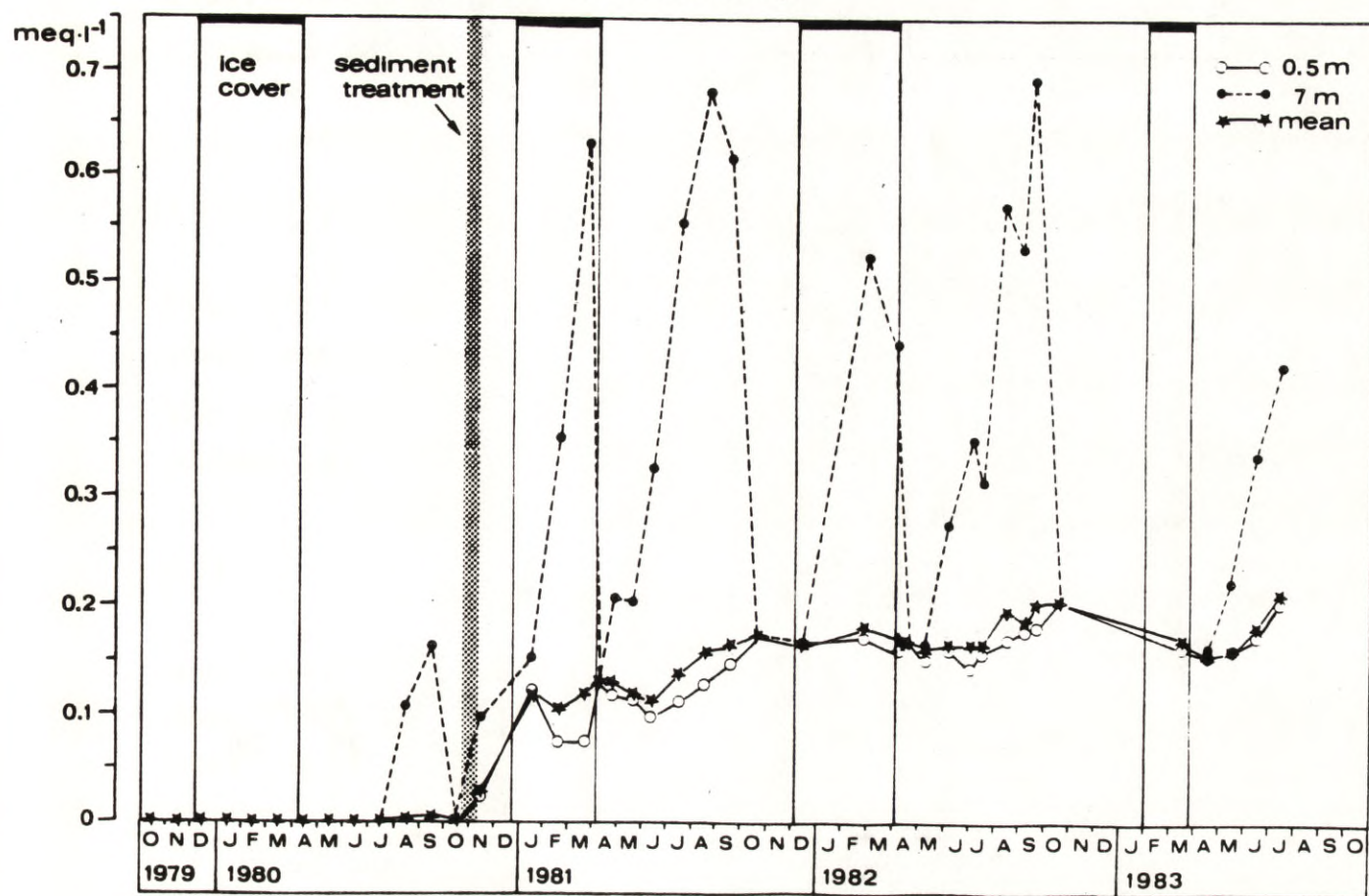


Fig 4. Alkalinity in Lake Lilla Galtsjön before and after sediment treatment. Volume-weighted means and values from 0.5 m and 7 m are plotted.

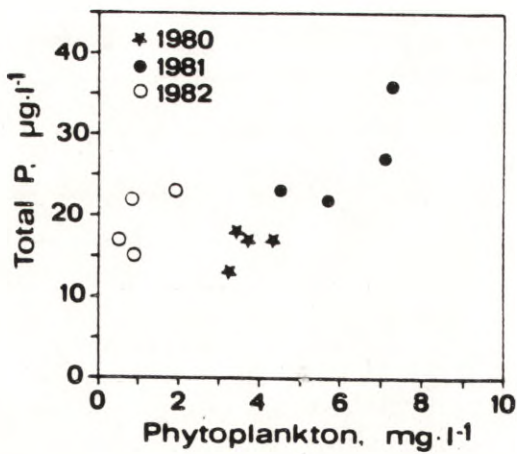


Fig 5. The relationship between total phosphorus and phytoplankton biomass before (1980) and after (1981, 1982) sediment treatment. Values are volume-weighted means for June - September. (In 1980 and 1981 *Gonyostomum semen* dominated algal biomass.  $Y = 4.08X + 1.68$ ,  $r^2 = 0.82$ ,  $n = 8$ .)

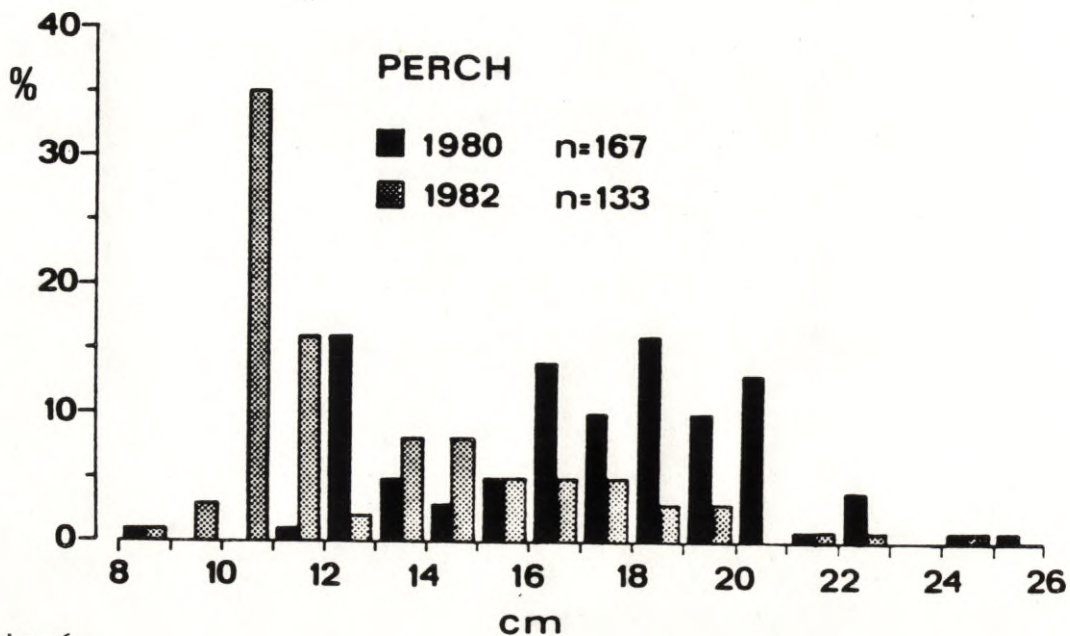
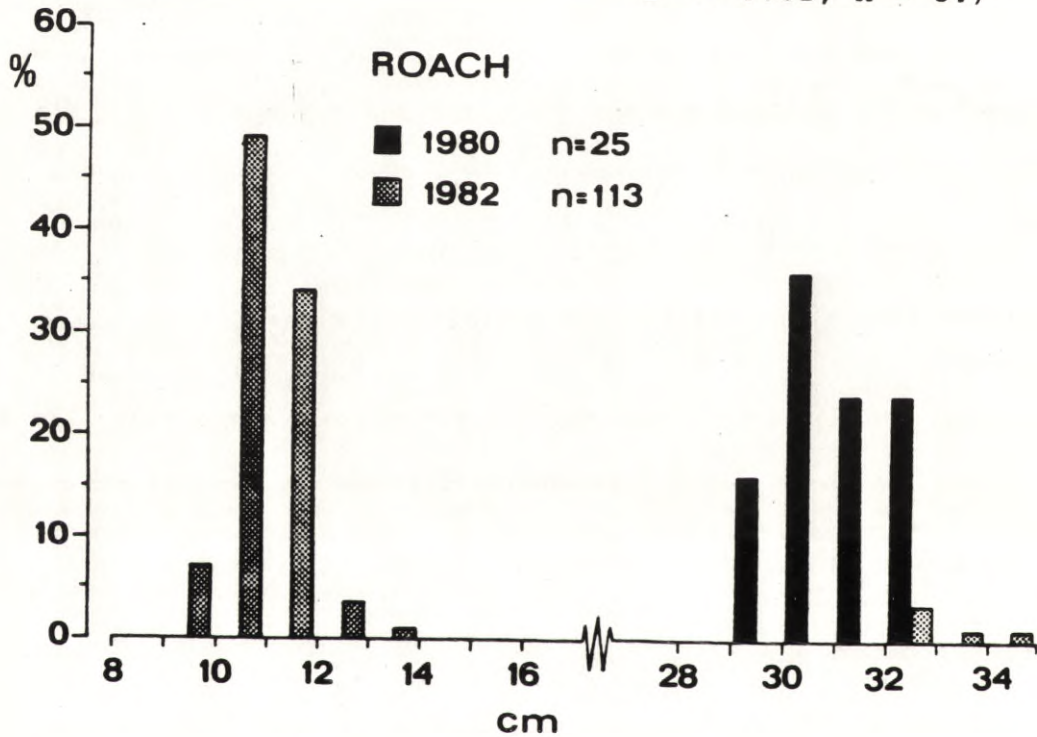


Fig 6.

Length distribution of roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Lilla Galtsjön before (1980) and after (1982) sediment treatment.

## ALKALINITETFÖRÄNDRINGAR I LILLA GALTSJÖN EFTER SEDIMENTBEHANDLING - ANALYSERADE OCH BERÄKNADE

OM VATTENMASSAN ÄR OMBLANDAD SKER SPÄDNING SAMT SPÄDNING+ FÖRBRUKNING AV BAS-KONCENTRATIONEN ENLIGT FÖLJANDE EKVATIONER:

ENDAST SPÄDNING:  $C_t = C_0 \cdot e^{-\frac{t}{T}}$  ..... (1)

SPÄDN+FÖRBRUKN:  $C_t + C_s \cdot T = (C_0 + C_s \cdot T) \cdot e^{-\frac{t}{T}}$  ..... (2)

(Wilander & Ahl 1972)

$C_0$  = mekv alk/l vid tiden 0

$C_t$  = " " " " t

t = antal år

T = vattnets teor. omsättningstid

$C_s$  = syradeposition; mekv  $H^+$ /1.år

Beräkningar för Lilla Galtsjön:

(sätt förbrukningen av alk. till 0.020 mekv/l.år; 65 mekv/m<sup>2</sup>.år)

1983: sätt  $C_3 = 0.210$  och beräkna  $C_0$ :  $C_{0_1} = 0.495$  (end spädn.)  
 $C_0$  motsvarar då år 1980  $C_{0_2} = 0.590$  (spädn+förbr.)

sätt  $C_0 = 0.210$  och beräkna  $C_3$ :  $C_{3_1} = 0.089$ ;  $C_{3_2} = 0.049$   
 $C_3$  motsvarar år 1986  $C_5$ :  $C_{5_1} = 0.050$ ;  $C_{5_2} = -0.003$   
 $C_5$  " " 1988

Ovan gäller enbart om sjön kan betraktas som en reaktor med komplett omblandning och ingen bas skulle komma från sedimenten.

För att jämföra ovan teoretiska beräkningar med analyserade värden har nedan tabell sammanställts.

Tid	Alkalinitet i mekv/l					
	$C_0$	$C_{an}$	$C_{be_1}$	$C_{be_2}$	$C_{an} - C_{be_1}$	$C_{an} - C_{be_2}$
Höst 1981→ 82	0.170	0.200	0.128	0.110	+0.072	+0.087
Höst 1982→ 83	0.200	0.210	0.150	0.133	+0.060	+0.077
Höst 1983→ 84	0.210	?	0.158	0.140		

$C_0$  = analyserad initialkonc varje år

$C_{an}$  = analyserad konc efter ett år

$C_{be}$  = beräknad konc efter ett år enl ekvation (1) och (2)

Table I. Water quality in Lake Lilla Galtsjön before and after sediment treatment. Means of volume-weighted values for April - May (Spring) and September - October (Autumn).

Lake Lilla Galtsjön	pH	Conductivity $\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$	Alkalinity meq/l	Color mPt/l	Total P mg/l	Total N mg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l
Before treatment									
Autumn 1979	5.24	47	0	20	0.017	0.22	0.38	0.22	0.05
Spring 1980	4.96	49	0	15	0.015	0.33	0.50	0.20	0.08
Autumn 1980	5.24	48	0	10	0.016	0.25	0.33	0.24	0.07
After treatment									
Spring 1981	6.72	60	0.124	30	0.023	0.47	0.66	0.33	0.02
Autumn 1981	7.05	64	0.169	25	0.020	0.39	0.22	0.24	0.01
Spring 1982	6.77	64	0.164	25	0.022	0.65	0.61	0.31	0.01
Autumn 1982	7.08	67	0.200	20	0.020	0.53	0.24	0.20	0.01

## CONTRACID - METODEN FÖR BEHANDLING AV FÖRSURADE SJÖAR.

### FÖRDELAR:

- 1) VAL AV SODA SOM NEUTRALISERINGSMEDEL - UPPLÖSNING SNABB OCH EJ PH BEROENDE
- 2) INJICERING I SEDIMENT - HUSHÅLLNING MED TILLFÖRD BASLÖSNING OCH MÅTTLIGA FÖRLUSTER VIA AVFLÖDEN
- 3) RESULTERAR I JÄMN OCH GYNNSAM VATTENKVALITET - EKOSYSTEMVÄNLIGT
- 4) MOBILISERAR FOSFOR FRÅN SEDIMENTEN - BIOLOGISKT TILLGÄNGLIGT
- 5) ÖKAR MINERALISERINGEN I SEDIMENTET - GASKONVEKTION

### NACKDELAR:

- 1) POTENTIELLA FÖRLUSTER AV BASLÖSNING DJUPARE NER I SEDIMENTEN - KAN REAKTIVERAS
- 2) SODA DYRARE - 660-1000 KR/TON
- 3) INJICERING DYRARE - HÖG INITIALKOSTNAD MEN KONKURRENSKRAFTIG KOSTNAD/EFFEKTÅR EFTERSTRÄVAS

### Diskussion

Det konstaterades att det krävs en totalcirkulation av sjöarna för att contracidmetoden skall fungera.

Kostnaden för 1 ton soda utspritt är ca 2 000 kr.

G Lindmark berättade att även om pH i ytsedimentet temporärt ökade till pH- 8-9 fanns det gott om Chaoborus och Chironomider. I litoralerna har enstaka "nya" arter påträffats.

## 4. EFFEKTER AV KALKNING

## 4.1 Fosfor i sura och kalkade vatten

Ola Broberg

Limnologiska institutionen, Uppsala universitet, UPPSALA

SAMMANFATTNING

Produktionspotentialen i oligotrofa sjöar bestäms oftast av tillgången på fosfor. Regionala studier har visat att fosforhalterna sjunker med sjunkande pH.

Inom Gårdsjöprojektet har detaljerade budgetstudier bedrivits och dessa tyder på att tillförseln av fosfor från omgivande land är onormalt låg. Troligen beror detta på en onormalt hög fastläggning av fosfor i markprofilen. Dessutom uppvisar Gårdsjöns plankton en relativt låg utnyttjandegrad av befintlig fosfor jämfört med andra oligotrofa sjöar.

Fosfatasstudier visade att den enzymatiska regenereringen av fosfor troligen är hämmad. I försök med fosfataser och aluminium visade det sig att aluminium blockerar substratet (fosfomonoestern) så att enzymet (fosfataset) ej kommer åt att spjälka loss fosfatmolekylen. Troligen fungerar järn på ett likartat sätt. Förändras fosfortillgången efter en kalkning? Teoretiskt förväntar man sig en viss förhöjning av fosformängden efter kalkning p g a att kalken innehåller en del fosfor och även p g a en förväntad ökad nedbrytning i systemet. Resultaten från försöksperioden är dock divergerande och såväl ökade som minskade eller oförändrade fosforhalter har registrerats. I Gårdsjön ändrades inte fosforkoncentrationen däremot ledde kalkningen till en primärproduktionstopp hösten efter kalkningen. Materialet är inte slutgiltigt bearbetat, men en möjlig förklaring till den registrerade produktionshöjningen kan vara att den inhiberande effekt som aluminium och troligen även järn, hade på den enzymatiska regenereringen av fosfor, har minskat på grund av att dessa metaller har fällts ut i samband med kalkningen.

Diskussion

Transportmekanismer för fosfor från marken till sjön diskuterades. Humusämnen är i normala fall bärare för fosfor men enligt O Broberg har denna mekanism relativt liten betydelse i Gårdsjöområdet. Fosforhalten i Gårdsjön är något lägre efter kalkning jämfört med före kalkning, medelvärde för perioden fram till kalkningen 5.2  $\mu\text{g-P/l}$  (3 år) respektive 4.8  $\mu\text{g-P/l}$  (2 år) efter åtgärden. Gårdsjöns "normalhalt" av fosfor före försurning (1930 talet) ansåg O Broberg borde ha legat kring ca 10  $\mu\text{g-P/l}$ . Det spekulerades om hur mycket fosfor som skulle behöva tillföras Gårdsjön för att nå upp till "ursprungshalten" av fosfor - en tillsats av ca 8 kg-P skulle ge en fosforhalt motsvarande den diskuterade "normalhalten".

## 4.2 Kvikksilver och kadmium i sura och kalkade sjöar

Paul Andersson  
Statens naturvårdsverk, SOLNA

SAMMANFATTNING

Tidigare studier har visat större anrikning av både kadmium och kvikksilver i fisk i sura vatten. Uppföljande undersökningar visar att halterna av dessa metaller i fisk och andra vattenlevande organismer i flera fall sjunkit efter kalkning. Gäddor från Långsjön i Åvaområdet fick lägre kadmiumhalt i levern efter kalkning, medan kadmiumhalten i planktonmygglarver från samma sjö ökade och låg kvar på den högre nivån i två år.

Kvikksilverhalterna i fisk från kalkade sjöar i Åvaområdet och två kalkade och gödslade sjöar i Kilsbergen var med ett undantag lägre två och tre år efter kalkningarna än före. I Långsjön erhöles lägre kvikksilverhalter i sedimentlevande fjädermygglarver (*Chironomus antracinus*) och frisimmande planktonmygglarver (*Chaoborus flavicans*) omedelbart efter kalkningen medan halten i motsvarande djur i kontrollsjön, Årsjön, var relativt konstant. Även kvikksilverhalten i djurplankton minskade i Långsjön men först tre till fyra år efter kalkningen var den nedåtgående trenden tydlig. Kalkningsåret samt året därefter var halterna snarare högre i djurplankton.

Haltmönstret av kvikksilver i de organismer som här redovisats, samt oförändrade halter i yt sedimentet och i sedimentterande material tolkas som att mängden kvikksilver i den sjökalkade Långsjön förblev oförändrat. Sannolikt är, med utgångspunkt från totala halterna i plankton, att mer kvikksilver varit i omlopp de första åren efter kalkningen. Men med utgångspunkt från halterna i planktonmygglarver och fjädermygglarver, har sannolikt det bioackumulerbara kvikksilvret minskat direkt efter kalkningen. För att minska tillförseln av kvikksilver till sjön från omgivande mark krävs andra åtgärder än kalkning direkt i sjön. För att minska deponeringen av kvikksilver från luften krävs andra åtgärder än kalkning.

Inledning

Vanligen ökar lösligheten hos många metaller vid ökande surhet i vattnet, vilket resulterar i ett ökande upptag och för metaller med långsam utsöndring en ackumulering i levande organismer. Indirekta pH-effekter på metallhalten i vattenlevande organismer fås genom förändringar i bl a näringsstandard, humushalt, partikelhalt, näringsväv och fiskens tillväxt. Slutresultatet av dessa mekanismer exemplifieras för kadmium och kvikksilver med halten i lever respektive muskel hos gädda från sjöar av olika surhet (Fig 1 och 2).

Vid lägre surhet, som efter kalkning, bör dessa metaller ackumuleras mindre effektivt.

mg/kg vv

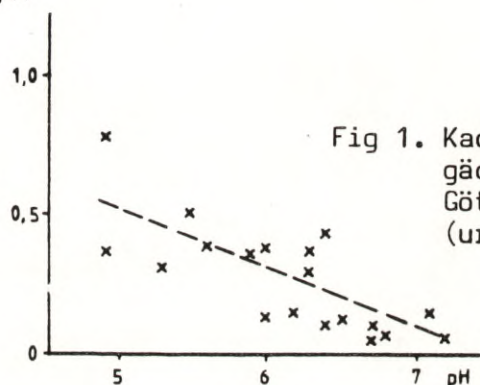


Fig 1. Kadmiumhalt i lever hos gädda från sjöar i västra Götaland med olika pH (ur SNV PM 1359)



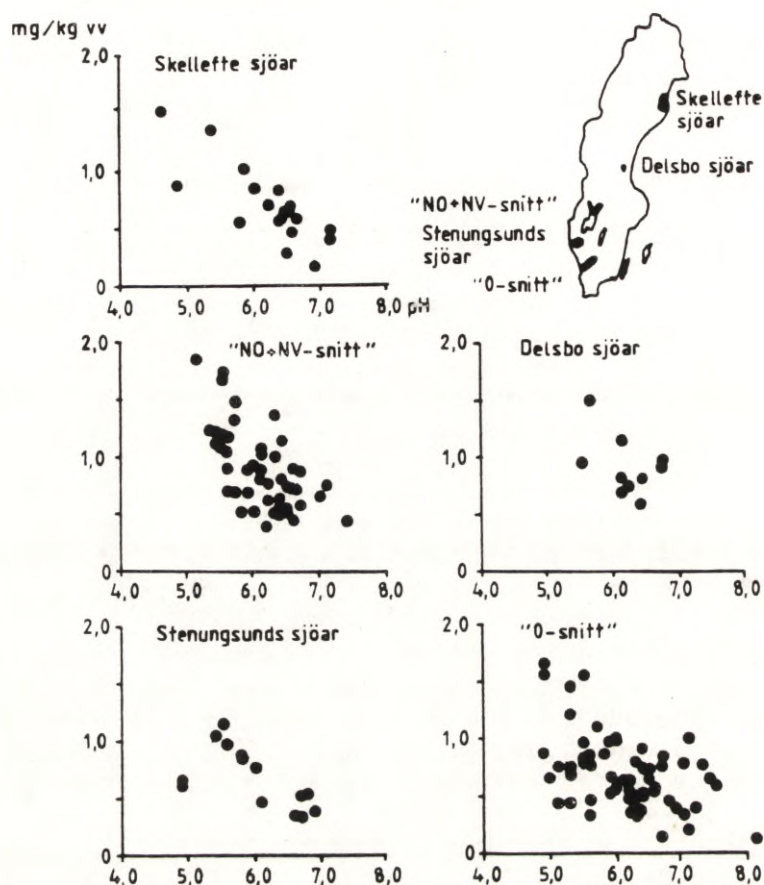


Fig 2. Kvicksilverhalt i muskel hos 1-kilos gäddor från sjöar av olika pH (ur Info från Sötvattenslab. nr 8 1979)

Uppföljning av nivåerna av kadmium och kvicksilver görs i sjöar i Åvaområdet från 1977, året innan Trehörningen och Långsjön kalkades. Hösten 1981 omkalkades dessa sjöar då även Stensjön kalkades för första gången. Årsjön fungerar som okalkad sur kontrollsjö (Fig 3).

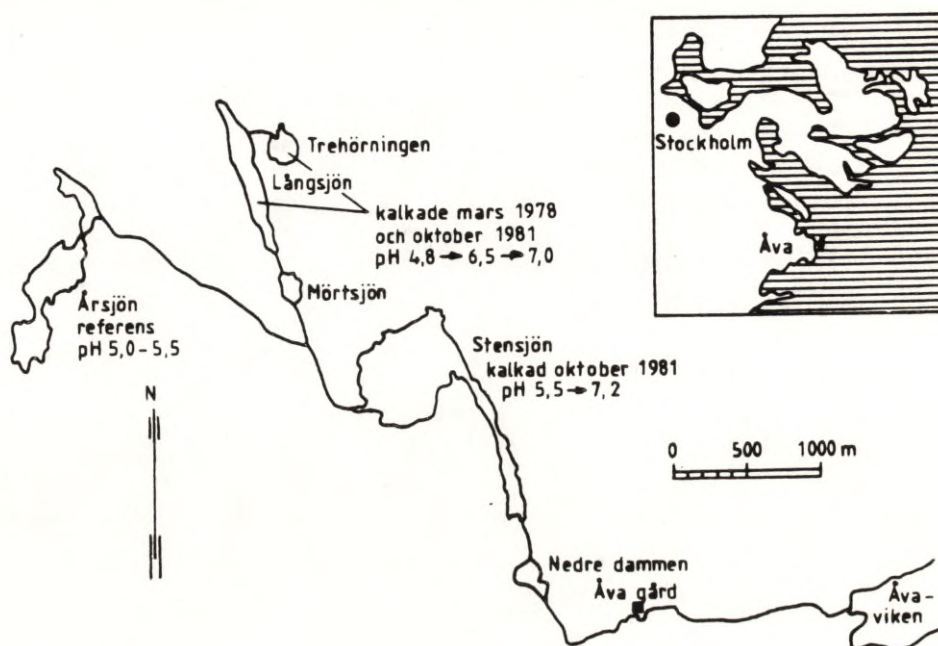


Fig 3. Kalkningar i Åvaans vattensystem

Metallhalter studeras i vattenlevande organismer på olika nivåer i näringskedjan och från olika biotoper i sjön (Fig 4).

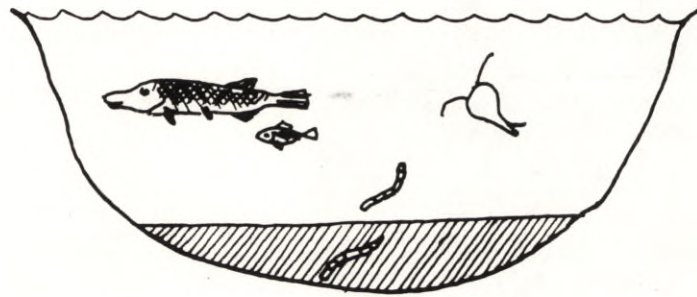


Fig 4. Undersökta organismer i samband med kalkningar och metallstudier i Åvaåns vattensystem.

Kvicksilverhalterna i fisk vid kombinerad kalkning och gödsling studeras i sjöarna Rammsjön och Ämten i Kilsbergen i samarbete med fiskenämnden i Örebro.

#### Kadmium

Då pH-värdet steg och halten kadmium i vattnet minskade p g a minskad löslighet och utfällning från vattenmassan, minskade halten kadmium i levern hos gäddor från Långsjön, när sjön kalkades, för att långsamt öka när kalkningseffekten avtog och sjön åter blev surare (Fig 5).

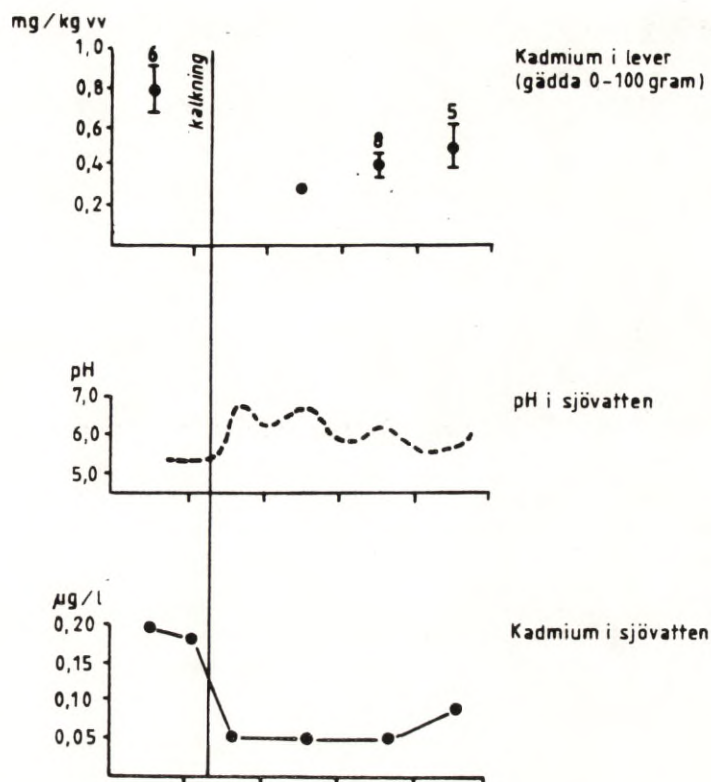


Fig 5. Kadmiumhalt i lever hos gäddor från Långsjön, Åvaområdet.

Något överraskande ökade kadmiumhalten i planktonmygglarver efter kalkningen, med bestående höga halter i mer än två år (Fig 6). Som framgick av figur 5 skedde en utfällning av kadmium från vattenmassan vilket registrerades som en ökning av kadmium i ytsedimenten. Planktonmygglarver som tillbringar stor del av dygnet vid sedimentytan blev därvid exponerade för nyutfällt kadmium. Andra mekanismer var troligen dels att ytsedimentets  $H^+$ -joner förträngdes av  $Ca^{2+}$ -joner vilket gav ett surare porvatten och därmed mera kadmium i lösning och dels att kadmiumjonen frigjordes på samma sätt som vätejonen. pH-sänkningen vid jonbytet torde motverkas vid ökad kalkdos enär förrådet av  $H^+$ -joner i sedimentet är begränsat.

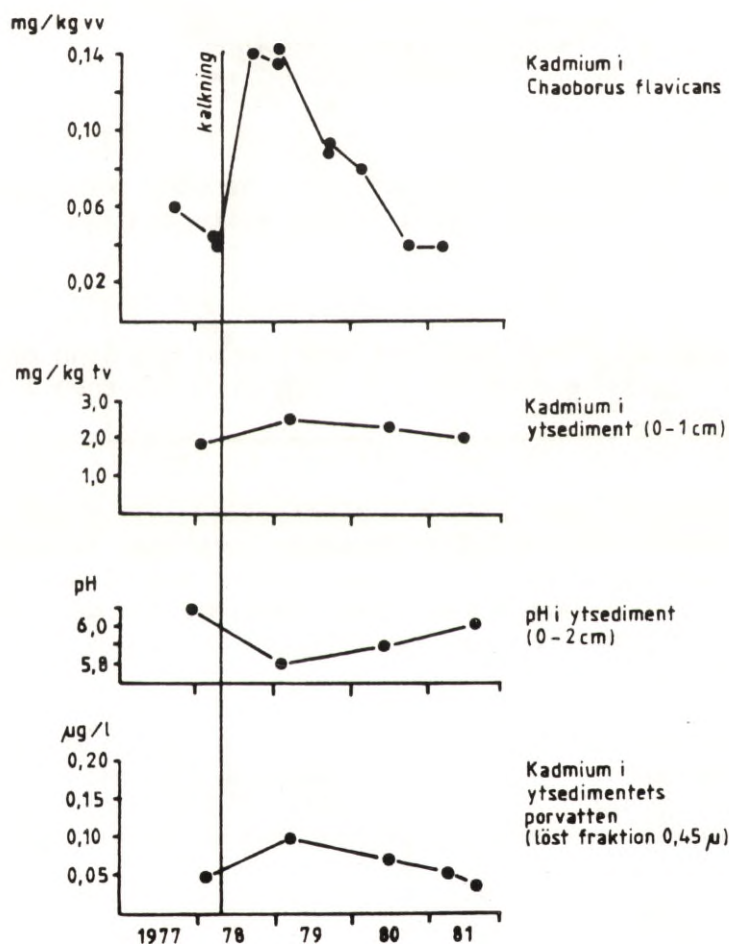


Fig 6. Kadmiumhalt i planktonmygglarver (*Chaoborus flavicans*) från Långsjön, Åvaområdet

#### Kvicksilver

Efter kalkning sjönk vanligen kvicksilverhalten i fisken. Detta gällde såväl unga (små) som gamla fiskar av olika arter (Fig 7). Någon skillnad mellan både kalkade och gödslade sjöar och enbart kalkade har hittills ej observerats.

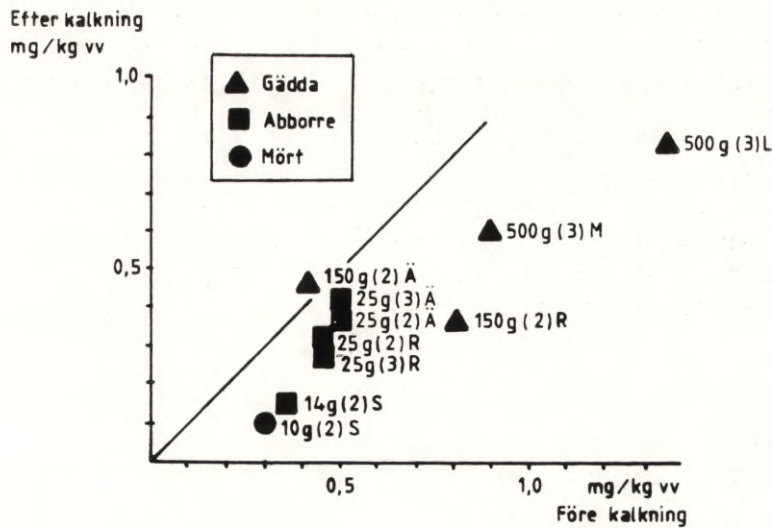


Fig 7. Kvicksilverhalt i muskel hos fisk av olika storlek (gram) före och 2-3 år efter kalkning i Långsjön, Mörtsjön och Stensjön (Åvaområdet), samt efter kalkning kombinerad med gödsling: Rammsjön och Änten (Kilsbergen)

Förändringen i kvicksilverhalt är som antytts ej omedelbar. I Stensjön (Fig 8) var det först två år efter kalkningen som halten i abborrar och mörtar med två tillväxtperioder bakom sig svarade på kalkningen. Halten kvicksilver i småabborrar från den okalkade Årsjön var under samma period relativt jämn vilket indikerar att belastningen över området varit jämn.

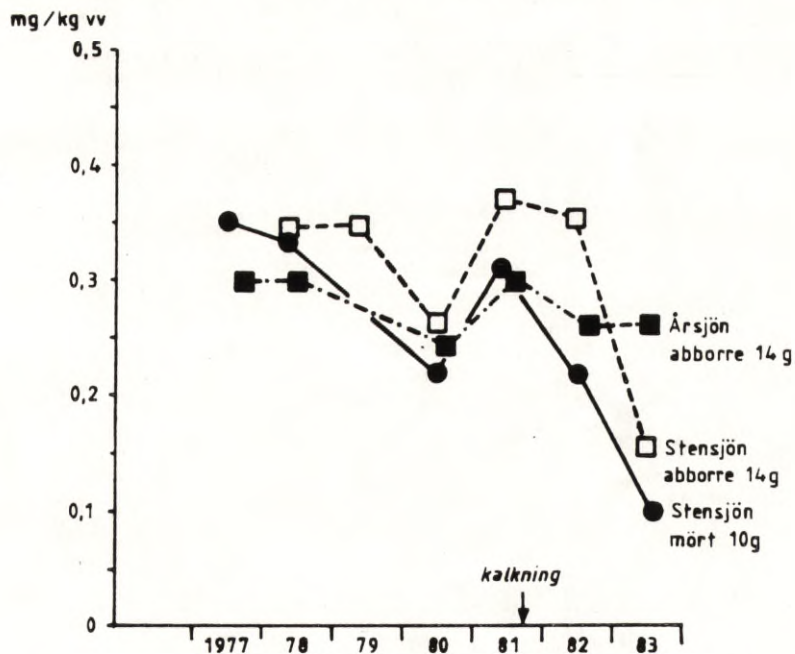


Fig 8. Kvicksilverhalter i unga abborrar och mörtar från kalkade Stensjön och i unga abborrar från den okalkade Årsjön.

En snabbare respons på kalkningen erhöles hos mygglarver från Långsjön. Redan kalkningsåret minskade kvicksilverhalten hos i sedimentet levande fjädermygglarver för att efter andra kalkningen vara omkring fyra gånger lägre än före första kalkningen. Liksom hos småabborrarna var halten i mygglarverna i referenssjön relativt konstant under perioden (Fig 9).

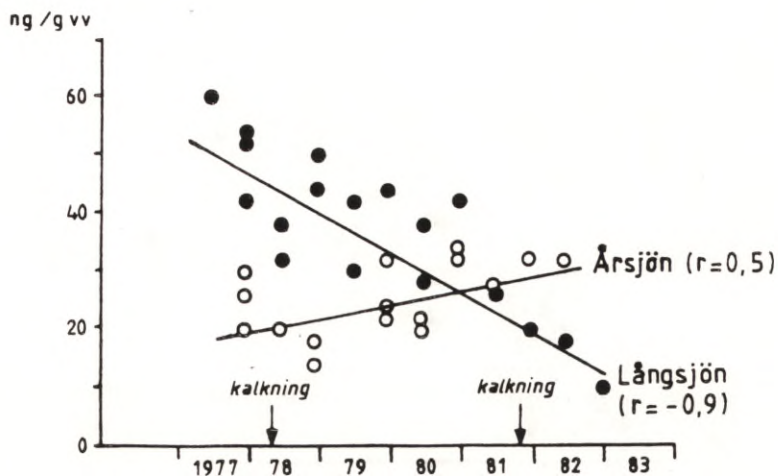


Fig 9. Kvicksilverhalt i sedimentlevande fjädermygglarver (*Chironomus antracinus*) i kalkade Långsjön och ej kalkade Årsjön.

Samma bild över kvicksilverhalten som erhöles för fjädermygglarver i Långsjön och Årsjön återkommer hos frisimmande planktonmygglarver.

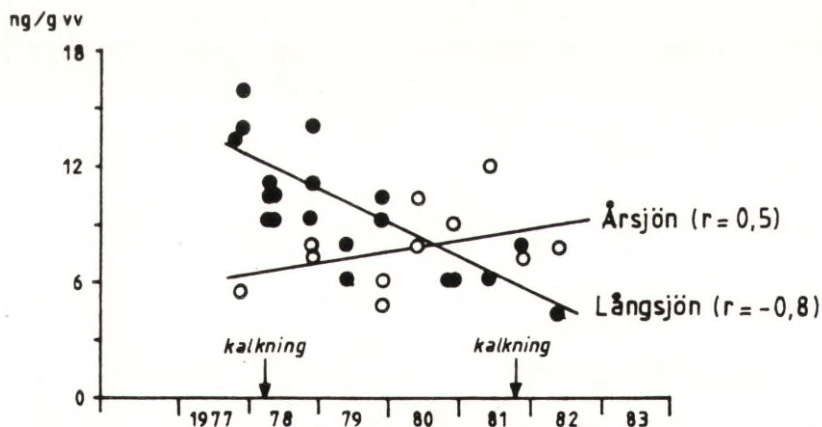


Fig 10. Kvicksilverhalt i frisimmande planktonmygglarver (*Chaoborus flavicans*) i kalkade Långsjön och ej kalkade Årsjön.

En minskning av kvicksilverhalten i stora djurplankton konstaterades i Långsjön efter kalkningen (Fig 11). Minskningen framträdde tydligast i plankton från sensommaren då sjön var temperaturskiktad och sannolikt beroende på att upptransporten av partikelbundet kvicksilver från sedimenten uteblev och då tillrinningen och uttransporten från omgivningarna var låg.

Sänkningen av halten kvicksilver i plankton var dock ej omedelbar. Första sommaren efter kalkningen var halterna lika höga eller högre än året innan.

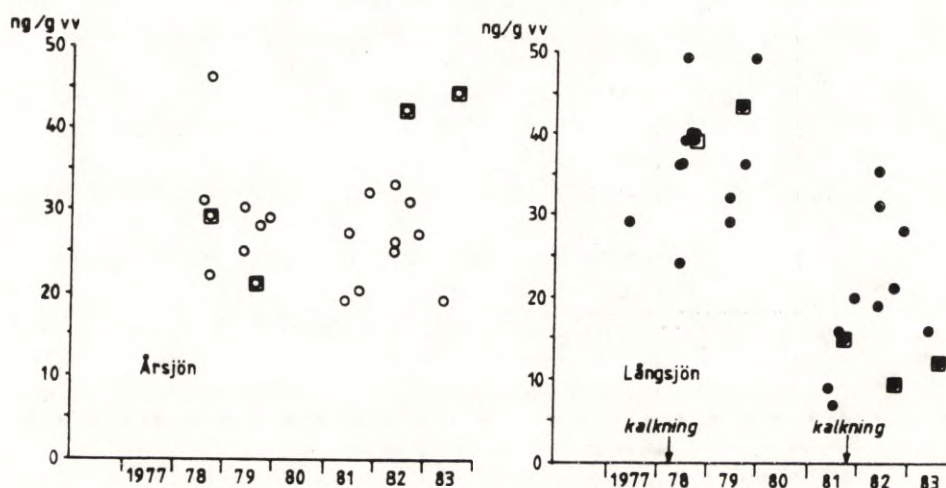


Fig 11. Kvicksilverhalt i djurplankton fångade i häv med maskstorleken 0.3 mm i kalkade Långsjön och ej kalkade Årsjön. Kvadrat kring mätvärdet ( $\square$ ) betyder att provet är taget på sensommaren (vecka 30-35).

### Diskussion

Kvicksilverhalten i gädda diskuterades, dels orsaker till variationerna mellan olika delar av landet, dels mekanismer kring kvicksilverackumuleringen i fisk.

Enligt en rikssammanställning med data från senare hälften av 70-talet och 80-talet har de högsta medelhalterna i gäddmuskel (0,9-1,0 mg/kg, våtvikt) uppmätts i sjöar kring lokala utsläppscentra norr om Väneren, i Skellefteåområdet och längs södra Norrlandskusten. Även konstaterades avtagande halter både i gädda (0,7-0,4 mg/kg, våtvikt) och sediment från sjöar i Norrlands inland från Jämtland och norrut. I de mest försurningsdrabbade områdena i sydvästra Sverige var dock halterna obetydligt högre än i andra delar av Götaland (0,7 resp 0,6 mg/kg, våtvikt). Kvicksilverhalten i sedimenten var dock ej lägre i Västkustsjöarna än i sjöarna i Svealand och södra Norrland. Sjöarna i Svealand och södra Norrland hade högre kvicksilverhalter i gäddorna trots att de ej utsatts för samma kraftiga syradeposition.

Kjell Johansson berättade att bakgrundshalten i gädda ligger mellan 0,05 och 0,02 mg/kg, våtvikt och att lågt pH-hög kvicksilverhalt i fisken inte alltid gäller. Kjell påpekade att kvicksilvret i stor utsträckning sprids via luften och deponeras direkt på sjöytan och i marken i sjöarnas tillrinningsområden och till en del transporteras vidare till sjöarna med markvattnet. I marken binds kvicksilvret hårt till humus. Då marken försuras fås en ökad utlakning av humus samt sannolikt en ökad transport av humus och humusbundet kvicksilver till sjön. Den ökade utlakningen kan vara en bidragande orsak till att

kvicksilverhalten i sjöarnas ytsediment och fisk ökar i vissa områden trots att luftutsläppen av kvicksilver reducerats under senare år. Att vissa humussyror stimulerar bildandet av metylkvicksilver torde ytterligare öka upptaget i fisken.

Paul Andersson spekulerade i förhållandet mellan sedan lång tid sura sjöar i Västkustområdet där fisken hade måttliga halter och sjöar i södra Norrland i ett tidigare försurningsskede och där fisken hade höga halter. I ett begynnande försurningsskede ökar vattenfärgen i sjöarna p g a ökad tillförsel av humus när marken i omgivningen försuras. I ett senare skede när sjön ytterligare försurats fälls humusen ut och det humusbundna kvicksilvret minskar i den fria vattenmassan. En konsekvens av denna hypotes skulle då bli, att sjöar i t ex södra Norrland som är i ett begynnande försurningsskede med nu ökande humushalter, i ett senare skede får lägre halter i fisken när de ytterligare försurats och humusen fälls ut effektivt. Konsekvensen för Västkustsjöarna blir att halten i fisken från dessa kan ha varit högre i ett tidigare skede då sjöarna var mindre sura och brunare, dvs då humusutfällningen var mindre effektiv.

Hypotesen motsäger ej de resultat som hittills framkommit och som visar höga halter i fisk från sjöar i närområden till lokala (inhemska) utsläpp av kvicksilver (se SNV PM 1568 fig 13). Vattenlösligheten har antagits vara högre för detta "lokala" nyemitterade kvicksilver än för kvicksilver av "långväga" antropogent ursprung och det kvicksilver som recirkuleras från hav och estuarier via luften. Områden med begynnande försurning och lokala utsläpp sammanfaller geografiskt.

Betydelsen av sjöns fisksamansättning, fördelningen av i sjön befintligt kvicksilver på få eller många födoorganismer, fiskens tillväxt, fiskens stresstillstånd och fiskens födointag diskuterades. Paul Andersson omtalade att sjöns fisksamansättning och "utspädningen" av kvicksilver på fler organismer har visats ha betydelse för kvicksilverhalten i fisk. Bl a har dubbelt så höga halter i gädda konstaterats i sjöar där mörten saknats (se SNV PM 1090). Även i Mörtsjön i Åvaområdet hade vuxna gäddor med tillgång till småmört som föda efter kalkningen lägre halter än gäddorna före kalkningen med tillgång till abborre och stormört. I Åvaundersökningen hade hittills inte observerats någon effekt av "utspädningen" på kvicksilverhalten i biota. Däremot hade nästan alla fiskpopulationer som fått lägre halter efter kalkningen även en bättre tillväxt än före.

Vad som påverkat fiskarnas halter i dessa sjöar utöver födoval och tillväxt och även sannolikt har betydelse för variationen i halt för fiskar från sjöar av olika surhetstillstånd trodde han var:

- att andelen bioackumulerbart metylkvicksilver minskat efter kalkningen. Totalhalten av kvicksilver sjönk betydligt snabbare i mygglarver än i plankton efter kalkningen. Metyleringen kan vara lägre bl a vid hög bikarbonathalt i vattnet.
- att fiskens energiåtgång för födosök ökar vid födobrist och netto-upptaget ökar.
- att fisken har större energibehov (födobehov) vid samma tillväxt p g a fysiologisk stress i sura och jonsvaga vatten och att netto-upptaget sannolikt större i sådana vatten.

Björn Rosseland undrade om och när Sverige skall sänka sin svartlistningsgräns i fiskmuskel (1,0 mg/kg, våtvikt) till den i Norge (0,5 mg/kg, våtvikt) och varför kvicksilverhalten i norska fiskar, i motsats till svenska, är högst i klarvattensjöar. I Sverige finns för närvarande uppskattningsvis femtusen svartlistningshotade eller redan svartlistade sjöar. Svartlistning av en sjö medför vanligen minskat fiske i den sjön. Minskat fiske kan innebära äldre och mer långsamväxande fiskar med högre halter. Fisken i fler sjöar blir ännu olämpligare som föda men får fortfarande ätas.

Om de norska klarvattensjöarna är sura, saltfattiga samt ligger nära lokala utsläppskällor talar det för höga halter i fisken från dem.



## 4.3 Biologisk utveckling efter kalkning, Gårdsjön

Jan Stenson

Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet, Göteborg

Inledning

Studierna i Gårdsjön började i ett sjösystem som var försurat sedan flera decennier. Det har därför inte varit möjligt att följa den biologiska utvecklingen mot det försurade tillståndet. Istället har arbetets första fas koncentrerats till en kvalitativ och kvantitativ beskrivning av den biologiska strukturen och vissa biologiska processer i den sura sjön. Genom att jämföra med strukturen i andra sjöar, försurade och icke försurade och genom att utnyttja kunskaper om biologiska återkopplingsmekanismer, har dessutom vissa orsaker till de konstaterade förändringarna kunnat klarläggas.

Kunskaperna om Gårdsjöns biologiska system utgör sedan referensbakgrund för nästa fas i arbetet dvs kalkningen med efterföljande studier över florans och faunans reaktioner.

1. Karakterisering av flora och fauna i den "sura" Gårdsjön

Strukturen av växt- och djursamhällena i den försurade sjön är en funktion av vattnets "toxicitet" och biologiska återkopplingsmekanismer. Förlusten av nyckelgruppen fisk har haft avgörande betydelse för utvecklingen.

2. Hypoteser om utvecklingen efter kalkningen.

Inför kalkning formulerades ett antal hypoteser om utvecklingen på kort och längre sikt efter kalktillsats och därpå följande pH-höjning. Nedan följer ett urval av hypoteser.

Initialeffekter (under första vegetationsperioden)

- . Ökning av antalet fytoplanktonarter och en ökning av fytoplankton primärproduktionen, vilket skulle betingas av en förbättrad tillgänglighet av näringsämnen.
- . Kvantitativa reaktioner inom zooplankton. Enligt våra tidigare resultat är strukturen i zooplanktonsamhället i huvudsak en funktion av predator-prey relationer vars grundförutsättningar inte rimligen ändras av pH-höjning. Effekten skulle därför inskränka sig till att bli kvantitativ dvs en ökning av populationstätheten, vilket energimässigt möjliggörs av den ökade primärproduktionen.
- . Kvantitativa reaktioner inom gruppen pelagiala makrozoer. Hypotesunderbyggnad som ovan. Populationsökningen baseras på den större bytestätheten dvs ökningen av antalet presumtiva bytesorganismer i zooplanktonsamhället.

Kvantitativa reaktioner inom littoralfaunan. Också inom denna grupp är strukturen till stora delar avhängig relationer mellan predatorer och bytesdjur, relationer som troligen inte förändras initialt. Den produktionshöjning som förutses i systemet kommer sannolikt att påverka populationernas storlek gynnsamt.

Kvantitativa förändringar inom gruppen littorala fragmentare av samma skäl som anges i föregående punkt.

### Långtidseffekter

Strukturförändringar i fytoplanktonsamhället. I och med förändrade (och förbättrade) näringsämnesförhållanden kommer sannolikt konkurrensrelationer att påverkas vilket på sikt kan leda till svängningar i artsammansättningen. Sålunda borde planktiska kiselalger återkomma.

Den förändring som på sikt förutses avseende struktur och produktion i fytoplankton kan på sikt ge förskjutningar i dominansförhållanden inom zooplankton p g a förändrade konkurrensbetingelser. Vidare kommer sannolikt balansen mellan olika funktionella grupper inom zooplankton att kunna förändras, exempelvis förhållandet mellan filtrerare och graspers p g a strukturella förändringar i födo-underlaget.

Inom gruppen pelagiala makrozoer förutses inga större förändringar på sikt beträffande artsammansättning. (De stora förändringarna sker när en vertebrat predator introduceras i systemet.)

I littoralzonen kommer på sikt förändringar i artsammansättningen att ske av flera orsaker. För det första kommer en återkolonisering av arter som varit utslagna p g a toxiska skäl att ske, exempelvis vissa mollusker, vissa dagsländearter etc. För det andra kommer biotopförändringar, som t ex Sphagnumreduktionen att återverka på relationerna mellan olika djurgrupper.

### 3. Det faktiska utfallet - preliminära resultat

Chockeffekter kunde konstateras på fytoplanktonsamhället. Återhämtning skedde dock relativt snabbt. Vid burförsök med olika djurgrupper kunde inga negativa effekter av kalkningen konstateras. Fytoplankton utveckling efter kalkning framgår av tab 1 där det framgår att både kvalitativa och kvantitativa förändringar inträffar.

Övriga redovisade organismgrupper visar fr a kvantitativa förändringar vilket bekräftar hypoteserna. Vissa arter visar mycket kraftiga pop.ökningar t ex skinnbaggar och Asellus aquaticus. Rotatorieutvecklingen framgår av tab 2. Inom denna grupp kan man konstatera en begynnande förändring av artstrukturen förmodligen som ett resultat av förändrade predations- och konkurrensförhållanden.

Tab 1. Fytoplanktonutveckling i Gårdsjön  
1980 - 1983

FYTOPLANKTONUTVECKLINGEN I GÅRDSJÖN

	1980												1981												1982												1983												
	F	M	A	M	J	J	A	A	S	O	F	M	A	M	J	J	A	A	S	O	F	M	A	M	J	J	A	A	S	O	F	M	A	M	J	J	A	A	S	O									
<u>Gymnodinium</u> sp.	+	+	++						+																																								
<u>Peridinium inconspicuum</u>			+	++	++	+	++	++	+																																								
<u>Dinobryon crenulatum</u>				+																																													
<u>D. sociale</u>			++	++				++	++																																								
<u>D. pediforme</u>							+																																										
<u>D. bavaricum</u>																																																	
<u>Rhodomonas</u> sp.																																																	
<u>Bitrichia chodatii</u>																																																	
<u>Chrysidiastrum catenatum</u>																																																	
<u>Sphaerocystis</u> -typ																																																	
<u>Synedra</u> sp.																																																	
<u>Tetraedon minutum</u>																																																	
<u>Monoraphidium minutum</u>																																																	
<u>Mallomonas</u> sp.																																																	
<u>Cryptomonas</u> sp.																																																	
<u>Cosmarium</u> sp.																																																	
Antal arter	6	6	7	8	5	6	4	5	7	7	7	7	7	10	10	16	14	10	16	16	18	20	19	11	16	15	10	16	16	18	20	19	11	16	15														

Tabell 2. GÅRDSJÖNS PLANKTONROTATORIER 1980 - 1983

++++ = medeltäthet ca > 50000/m<sup>2</sup>  
 +++ = "- 5000 - 50000/m<sup>2</sup>  
 ++ = "- 500 - 5000/m<sup>2</sup>  
 + = "- 0 - 500/m<sup>2</sup>

	1980	1982	1983
<i>Polyarthra remata</i>	++++	++++	++
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	++++	++	+
<i>Keratella cochlearis</i>	+++	+++	++
<i>K. hiemalis</i>	++	++	++
<i>K. serrulata</i>	++	+	+
<i>K. ticinensis</i>	+	++	+
<i>Ploesoma triacanthum</i>	++	+	+
<i>Kellicottia longispina</i>	+	+++	++++
<i>Synchaeta</i> spp.	++	+	+++
<i>Collotheca mutabilis</i>	+	+++	+
<i>Collotheca</i> sp.	+	+	+
<i>Lecane</i> spp.	+	++	+
<i>Polyarthra minor</i>	+		
<i>Conochilus unicornis</i>		+++	+++
<i>Asplanchna priodonta</i>		++	++
<i>Polyarthra vulgaris</i>			+++
<i>Filinia longiseta</i>			+

Anmärkningar: Med 1982 avses situationen efter kalkning. *Synchaeta* spp. domineras av en liten art 1980 och en större art 1983.

#### 4. Resultatens generalitet

Är resultaten generella? Utfallet beror på utgångsläget i biologiskt hänseende. Försurningshotade och försurade sjöar kan delas in i tre kategorier med utgångspunkt från fisksituationen.

1. Minskande buffertkapacitet, pH-värdet oförändrat, inga märkbara biologiska skador.
2. Buffertkapaciteten nästan borta, pH-värdet lågt och ostabilt, många organismer påverkade eller försvunna, fiskens reproduktion skadad.
3. Buffertkapaciteten borta, pH-värdet lågt men stabilt, faunan mycket förändrad, även vuxen fisk försvunnen.

Den biologiska utvecklingen efter kalkning beror bl a på förekomst av fisk. Finns fisk i systemet kommer efter kalkning en lyckad reproduktion att snabbt få avgörande inflytande på utvecklingen av det biologiska systemets struktur och funktion, en utveckling som på väsentliga punkter skiljer sig från utvecklingen efter kalkning av en sjö helt utan fisk.

#### Diskussion

På chironomidsidan har tydliga förändringar skett från före till efterkalkning. Vissa arter har minskat kraftigt i individantal och andra har ökat.

Det finns flera orsaker till vitmossans utbredning i försurade vatten säger Stenson. t ex ökat siktdjup, förändring i kolsyrasystemet med uteslutande  $\text{CO}_2$  i vattnet. Dessutom kan nämnas att ingen djurgrupp så vitt jag vet betar vitmossa.

#### 4.4 Försurningens och kalkningens effekter på kräftbestånd

Magnus Appelberg

Limnologiska institutionen, Uppsala universitet, UPPSALA

##### SAMMANFATTNING

I de kräftrika länen Kronobergs-, Blekinge-, Värmland- samt Västmanlands län har flodkräftbestånden drabbats hårt av försurningen. Betydande värden i form av naturresurser har därmed gått till spillo.

De synbara skadorna på kräftbestånden är ofta diffusa och framträder i huvudsak i form av en minskad populationstäthet. Orsaken till detta är att kräftan drabbas av försurningen på flera plan. De primära effekterna påverkar kräftan på individnivå och orsakar främst störningar i reproduktionen och på saltbalansen. De sekundära effekterna är en följd av försurningsskador på det omgivande ekosystemet, vilka kan orsaka kraftiga störningar på populationsnivån.

Kalkningar som resulterar i ett stabilt pH över 5.5 - 6.0 medför att reproduktionsstörningarna samt att störningarna på saltupptaget upphör. De kalkningsinsatser som gjorts i kräftförande system visar dock att "återhämtningen" av kräftbestånden är en långsam process. Detta kan till en del förklaras av kräftans långa generationstid och att det finns en resistens hos ekosystemet mot snabba förändringar, men också av svårigheter att hålla pH på en hög nivå under känsliga perioder.

Ofta har kalkningarna dessutom inneburit ringa vattenkemiska förändringar, vars kortsiktiga effekter överskuggats av skillnaden mellan varma och kalla år.

##### Diskussion

M Appelberg berättade om försöksuppställningen - att försöken med kräftorna utförts i laborievatten som liknar kräftsjöarnas vatten, bl a med  $\text{Ca}^{2+}$ -halt på 4 mg/l.

Det är svårt att åldersbestämma kräftor, metoden är osäker och subjektiv och bygger på längdmätning.

Kräftsjöarnas geografiska läge är huvudsakligen söder om Dalälven, som är den norra klimatgränsen. I Bohuslän och Halland är kräftbestånden inte lika starka troligen beroende på ålens predation och inte på avsaknad av bra biotoper.

I småsjöarna tillbringar kräftorna vårvintern under strandbrinken. Speciellt honorna är mycket stationära. Några migrationsförändringar har inte kunnat konstateras vid försurning. Vilken fas i embryonalutvecklingen som är känsligast kunde inte M Appelberg svara på men anser att början och slutet av embryonalutvecklingen är känsligast.

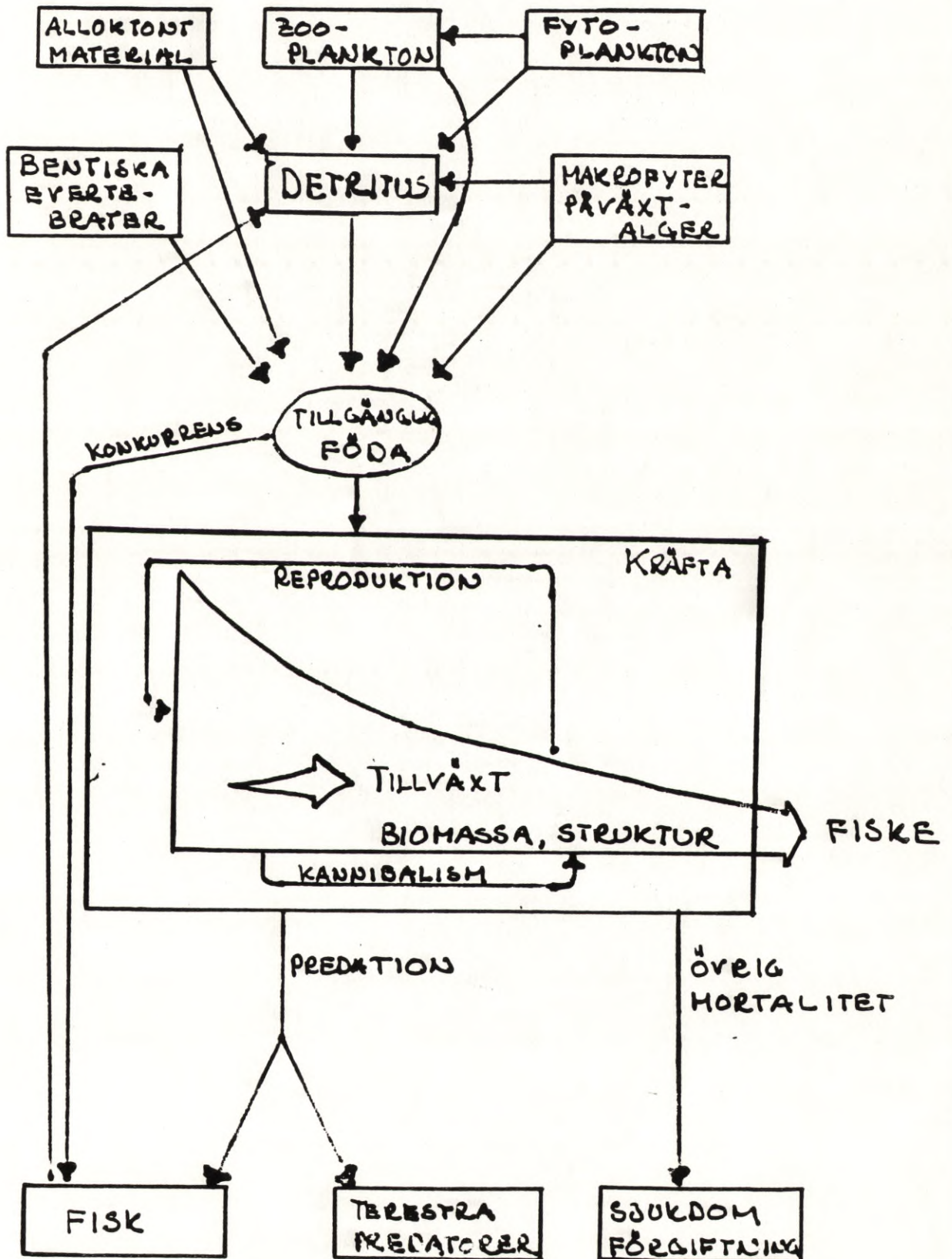
SAMMANFATTNING AV SANNOLIKA EFFEKTER AV KALKNING OCH FÖRSURNING  
PÅ KRÄFTOR.

FÖRSURNING

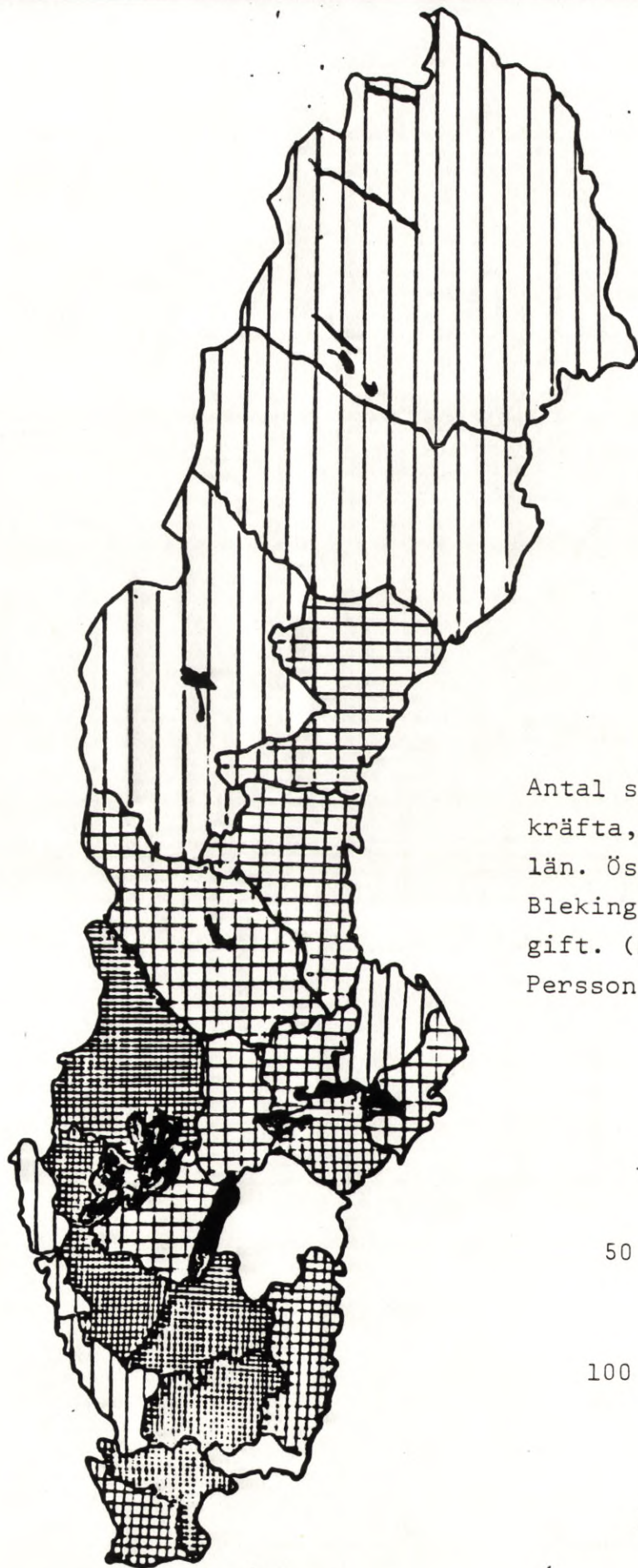
KALKNING

Förändring av födoutbudet.	Ökning av antalet arter, spec. för de yngsta årsklasserna.
Födokonkurrensen med fisk förändras.	Omfattningen beror på vattentyp; kan ge både en ökad och minskad konkurrens.
Ev. fysiologisk hämning av tillväxten.	Upphävs.
Störning av äggläggning "- embryonal utv " under kläckningen samt under de första stadierna	Upphävs, under förutsättning att pH hålls uppe under de kritiska perioderna (vår/höst) i hela sjön.
Förändrat predationstryck från fisk.	Beror på typ av vatten. Långsam process.
Störningar av den osmotiska regilationen.	Upphävs.
Bioackumulation av metaller.	Okänt.
Ev. nedsatt resistens mot sjukdomar/parasiter.	Okänt.

## SCHEMATISK SKISS ÖVER FAKTORER SOM PÅVERKAR KRÄFTPRODUKTION







Antal sjöar med flod-  
kräfte, fördelade efter  
län. Östergötlands- och  
Blekingelän ingen upp-  
gift. (Efter Söderhäll &  
Persson 1981).

&lt; 50



50 - 100



100 - 200



&gt; 200



## 5.1 Hydrologiska erfarenheter från Gårdsjöprojektet

Sivert Johansson

Avdelningen för hydrologi, Uppsala universitet, UPPSALA

ABSTRACT

I "Råd och riktlinjer för kalkning av sjöar och vattendrag" (Medd. från Fiskeristyrelsen nr 1, 1982) anges vad en ansökan bör innehålla bl a ur hydrologisk synpunkt, nämligen;

- " - årlig avrinning
- sjövolym
- teoretisk omsättningstid (sjöar)
- vattenföring (rinnande vatten)"

Föredraget behandlar dessa hydrologiska aspekter på kalkning och söker belysa problemställningarna med hydrologiska erfarenheter från Gårdsjöprojektet. Även om Gårdsjödata är lokalt inhämtade äger erfarenheterna en användbar allmängiltighet för sökande och beslutsfattande. T ex: Gårdsjöns teoretiska omsättningstid beräknas till 1.6 år.

För hydrologiska åren 1979/80, 1980/81, 1981/82 och 1982/83 mättes omsättningstiden till 1.11, 1.02, 1.33 och 1.00 år respektive.

Gårdsjöns vattenbalans

År	Nbd (mm) (korrigerad)	Avr (l/s)	Avd (mm)	q (l/s.km <sup>2</sup> )	Oms.tid (år)
Teor.	894	441	453	14,0	1,6
79/80	1234	644	590	20,4	1,11
80/81	1130	696	434	22,1	1,02
81/82	1166	535	631	17,0	1,33
82/83	1464	710	754	22,5	1,00

Innebärande att en kalkgiva för 5 år beräknade på omsättningstiden 1,6 år skulle räcka endast 3,125 år om omsättningstiden endast är 1,0 år!

Diskussion

Det föreligger ett behov att omarbete Tryselius karta med senare data, med max- och minvärden samt eventuellt med säsongsvariationer. Eftersom kalkning av rinnande vattendrag mer och mer tilldrar sig intresse i kampen mot försurningen bör också övervägas om ej information om de olika hydrologiska regionerna i Sverige skulle införas i "Råd och riktlinjer för kalkning av sjöar och vattendrag".

## 5.2 Beräkning av korttidsvariationer av pH från en hydrologisk utgångspunkt

Sten Bergström  
SMHI, Norrköping

Vattnets uppehållstid i olika miljöer är av avgörande betydelse för dess surhetsgrad när det når vattendraget. Detta är utgångspunkten för det arbete vid SMHI som syftar till att få fram en modell för beskrivning av kortsiktiga pH-variationer.

I bakgrunden ligger erfarenheterna av simulering av vattenföring och grundvattenvariationer med enkla klimatuppgifter som indata. Tack vare detta arbete och de senaste årens hydrologiska forskning, bl a vid Uppsala universitet, vågar vi nu dra vissa avgörande slutsatser om vattnets vägar från nederbörd till avrinning i ett moränområde och därmed ta steget mot en beräkningsmodell för vattenkvaliteten. Grundmodellen redovisas schematiskt i figur 1 och dess tillämpning på grundvattenberäkning i en moränakvifer och en åsformation i figur 2. I figur 3 visas en tidigare version tillämpad på vattenföringen i Emån.

Grundtanken vid arbetet mot en vattenkvalitetsmodell är att ett avrinningsområde består av ett stort antal akviferer med olika kapacitet. Detta uppnås genom en statistisk fördelning av tröskelvärdena innan snabbare avrinning uppnås. I varje akvifer beräknas vattnets surhetsgrad efter dess uppehållstid genom att vätejonkoncentrationen får närma sig ett jämviktsvärde, ett steg för varje dag vattnet uppehåller sig i akviferen. Beräkningen innebär att varje nederbördspuls följs ända till avrinningen.

Den statistiska fördelningen innebär att en modellberäkning sker parallellt i ett stort antal delmodeller samtidigt. Beräkningsgången visas schematiskt i figur 4 där mörkare skuggning avser högre koncentration och lägre pH. I en flödessituation ligger nivån högt i akvifererna vilket medför snabb avrinning i ett marknära skikt. Vattnets uppehållstid blir kort och pH lågt. Under en torrperiod har vattnet rört sig länge i marken (lång uppehållstid) och pH stiger i vattendraget.

För närvarande pågår utveckling och test av modellens beräkningsrutiner. Samtidigt sker datainsamling i Nolsjöns avrinningsområde som utgör övre hälften av Velenområdet. Avsikten är att även testa modellen på data från Gårdsjöprojektet. En speciell svårighet är att få fram data med tillräckligt stor tidsupplösning, helst dygnsvisa mätningar under intressanta perioder.

Under budgetåret 1983-84 finansieras projektet av forskningsmedel från Statens Naturvårdsverk.

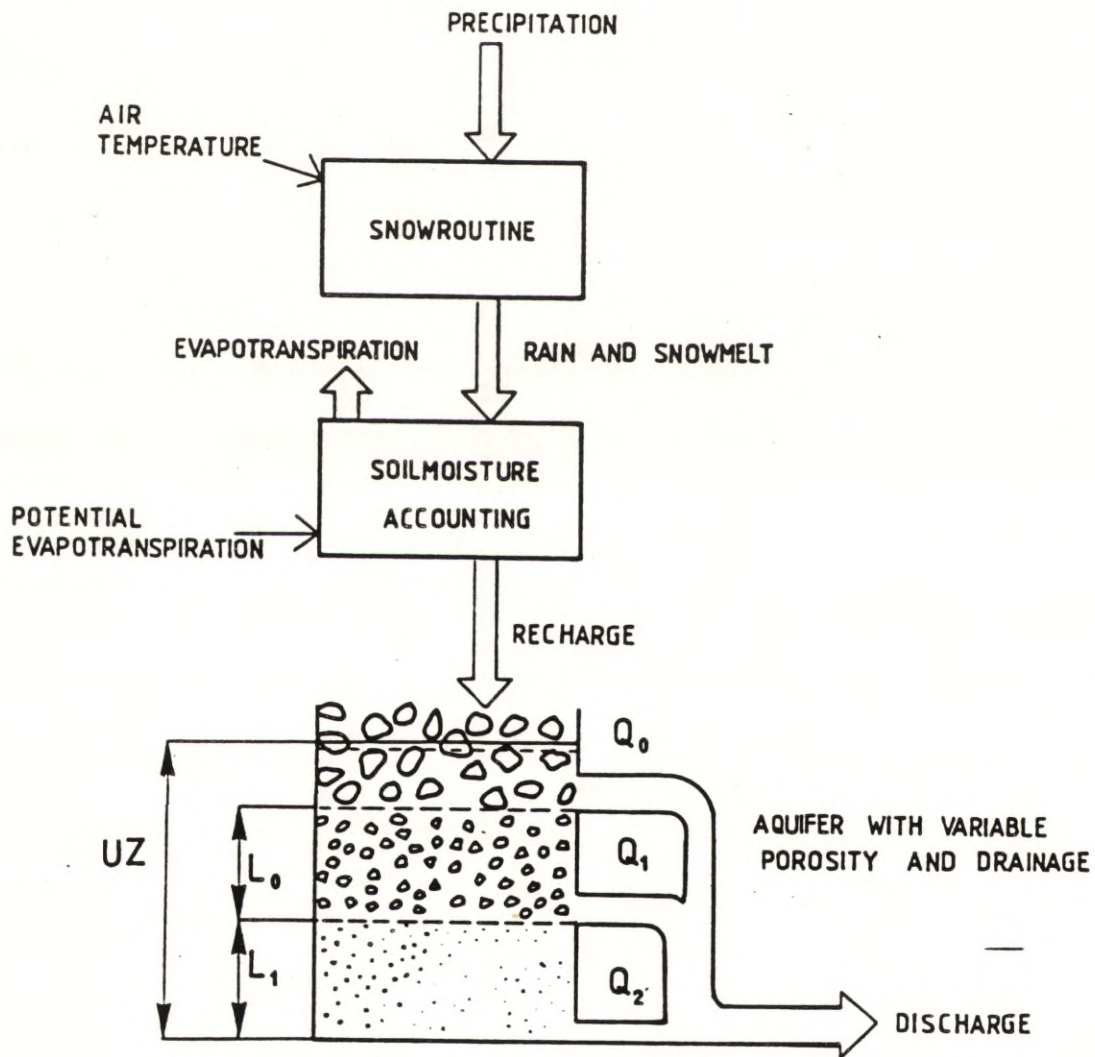
### Diskussion

För att kunna göra mer exakta beräkningar av vattenföringen och kunna förutsäga hur stor kalkningsinsats som måste göras behövs en mätserie av vattenföringen. Dagens metod bygger på Tryselius karta där medelavrinningen för en 30-års period används varav följer att det med Tryselius karta är svårt att förutsäga extremvärden.

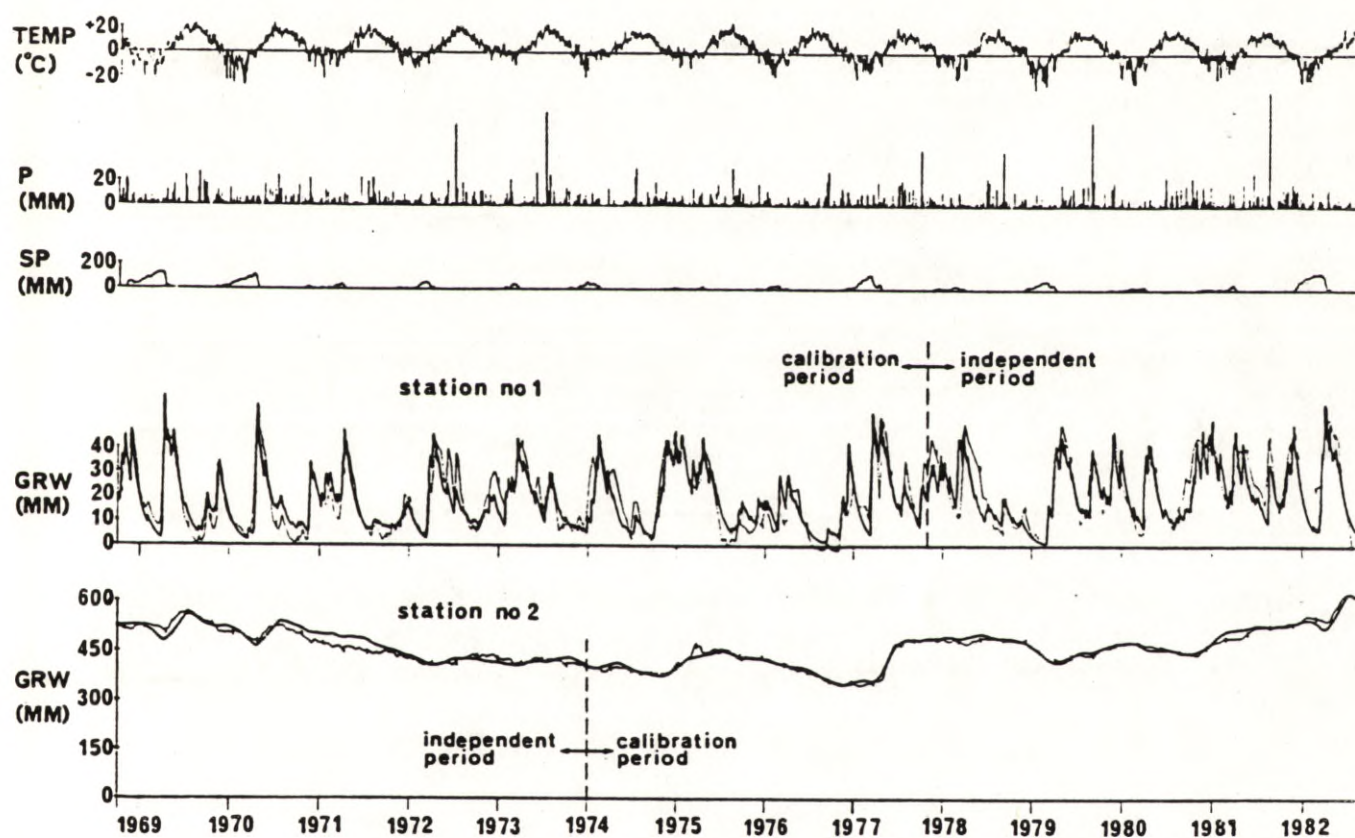
Ur hydrologisk aspekt påverkar t ex kalhuggning, markberedning eller helträdsutnyttjande avrinningen men inte så mycket som man kanske skulle tro eftersom det oftast rör sig om små andelar av hela avrinningsområdet. Man får dock en något ökad avrinning, tjockare snötäcke och snabbare avsmältning.

Det går inte att peka ut akviferer som är speciellt lämpade för markkalkning eftersom det ändå kommer att vara en så liten del av den totala vattenmängden som passerar genom en speciell akvifer. Alltså måste större delen av avrinningsområdet åtgärdas för att få effekt på tillrinnande vattnet. Det är lättare att sätta in åtgärderna direkt i sjön där vattnet är "koncentrerat".

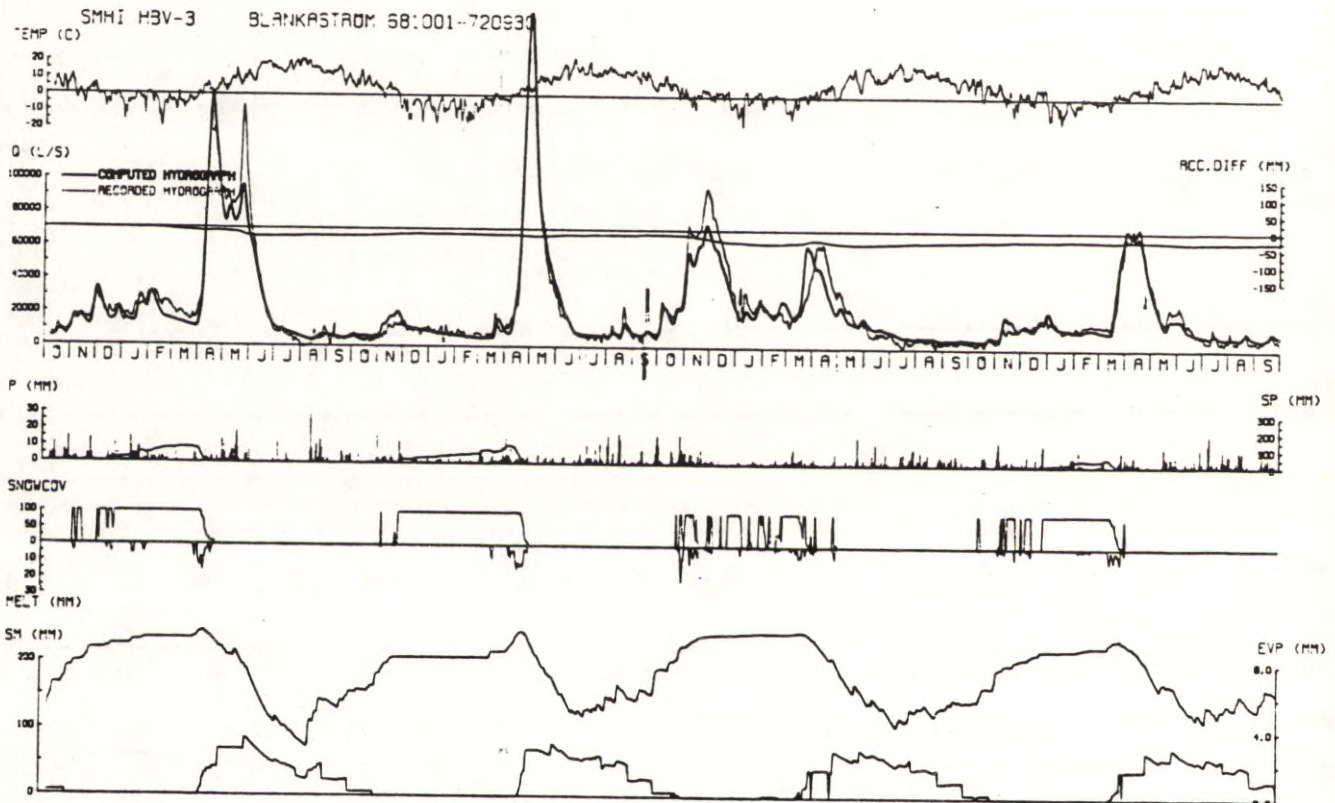
W Dickson föreslog att SMHI skulle titta på avrinningen i fjällområden.



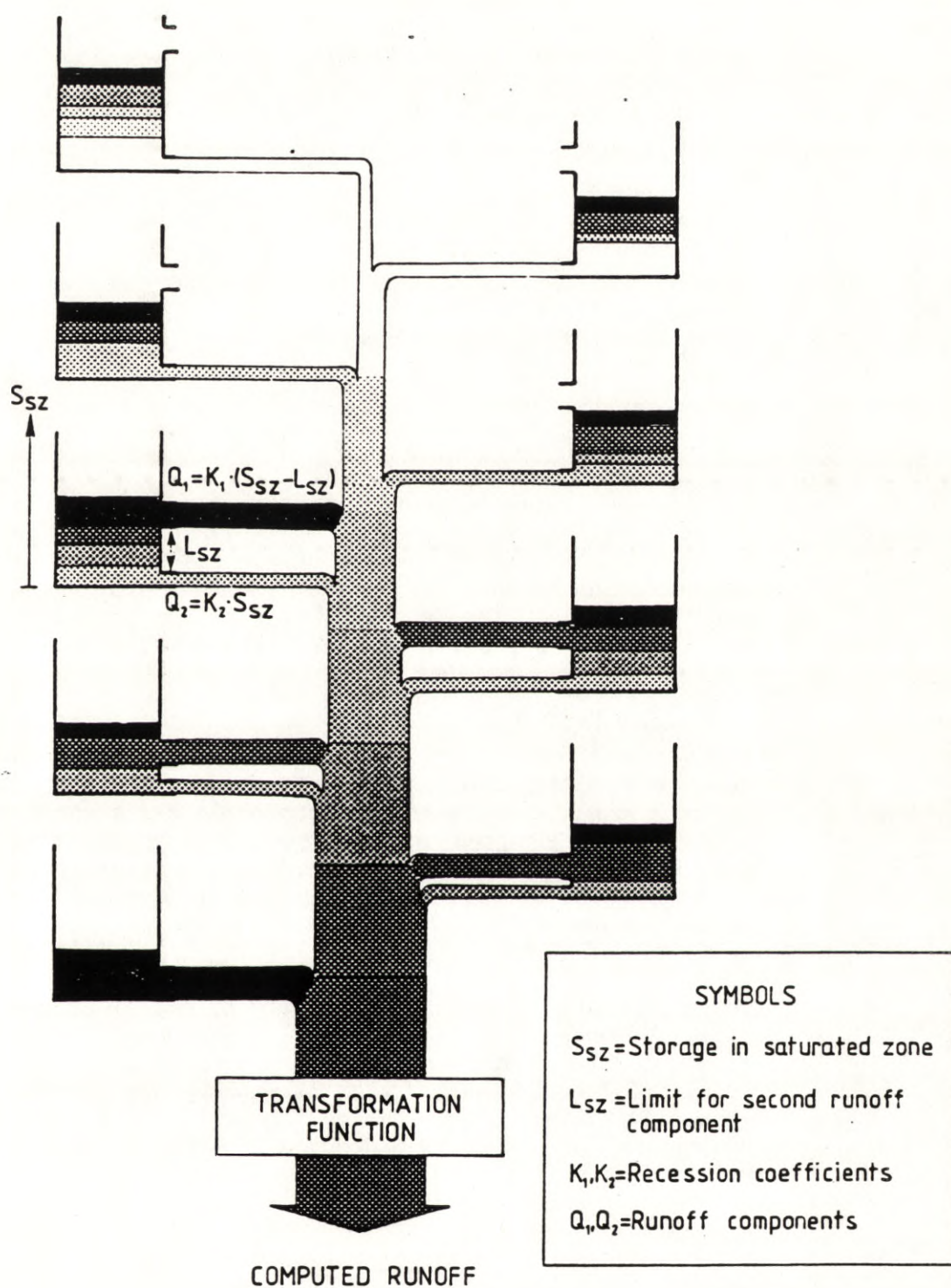
Figur 1. Schematisk skiss av grundmodellen för beräkning av grundvattenbildning och avrinning i ett moränområde. Indata är dygnsvärden på nederbörd och lufttemperatur samt månadsvärden på den potentiella avdunstningen.



Figur 2. Exempel på simuleringar av grundvattenstånd i morän (station 1) och åsformation (station 2) i Tärnsjö-området i norra Uppland. P = nederbörd, TEMP = lufttemperatur, SP = snömagasin.



Figur 3. Tillämpning av HBV-modellen på vattenföringen i Emån. P = nederbörd, TEMP = lufttemperatur, Q = vattenföring (tjock linje = beräknad, tunn linje = uppmätt) SP = snömagasin, EVP = beräknad avdunstning och SM = beräknad markfuktighet.



Figur 4. Schematisk skiss av modellen för pH-simulering i ett moränområde (snöberäkningsrutinen och den omättade zonen tillkommer för varje delmodell).



### 5.3 Utvärdering av kalkdoseringsanläggningar

Henrik Tideström, Scandiaconsult, Stockholm

#### SAMMANFATTNING

Studiens målsättning är att jämföra olika kalkdoseringstekniker för rinnande vattendrag ur teknisk synpunkt.

På grundval av resultatet av fältundersökningar beträffande anläggningarnas effektivitet och en bearbetning av material från tidigare undersökningar belyses följande faktorer:

- Effekt i vattendraget
- Kalkutnyttjande
- Begränsningar för anläggningarnas drift
- Kostnader

Vid undersökningen togs prov på vatten före och efter kalkning. Proven analyserades med avseende på pH-värde, alkalinitet och kalcium (både löst och totalt). Samtidigt mättes vattendragets vattenföring. Med anledning av dessa data beräknades hur stor del av doserad kalk som utnyttjas i vattendraget.

Studien gav följande resultat

#### 1 Kalkbrunnar

Dessa kräver en viss fallhöjd i vattendraget och används främst i vattendrag med vattenföring upp till ca 1 m<sup>3</sup>/s. Kalkstensutnyttjandet varierar i allmänhet mellan 20 och 85 %. Kalkbrunnar har en relativt begränsad flödesproportionalitet och är lämpliga i vattendrag med små variationer i vattenföring. Investeringskostnaden varierar starkt, mellan 15 och 400 kkr, beroende på yttre faktorer som dammbyggnad, schaktningsarbete m m.

#### 2 Torrdozerare

Dessa doserar kalkstensmjöl antingen direkt eller via en vätningsdel till vattendraget. Doseringen regleras manuellt eller med hjälp av automatisk flödesstyrning. Torrdoserare finns i många olika storlekar, varav de största klarar vattenföringar på upp till 60 m<sup>3</sup>/s (vid dosen 10 g/m<sup>3</sup>). Anläggningarna ger möjlighet till god flödesproportionalitet och har en kalkutnyttjningsgrad på 20 - 60 %. Investeringskostnaden kan variera mellan 20 och 300 kkr beroende på anläggningens storlek.

#### 3 Slurrydosere

För närvarande finns endast en sådan anläggning i drift. Den uppges ha en kalkutnyttjningsgrad på nära 100 % och klarar vattendrag med vattenföring upp till 120 m<sup>3</sup>/s (dos 5 g/m<sup>3</sup>). Investeringskostnad 250-300 kkr.

#### 1. Inledning

På uppdrag av Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk har Scandiaconsult studerat och utvärderat olika typer av kalkdoseringsanläggningar och -tekniker för kontinuerlig kalkning av försurade vattendrag.

Nedanstående anläggningar studerades:

- 1 Kalkbrunnar
  - Tryssjöbrunn
  - Mover
  - Cementningskalkbrunn
  - Kalkkista
  - Tobybrunn
- 2 Torrdoserare
  - a) Direktdosering
    - Hälleforskalkare
    - Borlängealkare
    - Konventionell siloanläggning
  - b) Dosering av uppslammad kalk
    - Konventionell siloanläggning med vätningsdel
    - Gnosjökalkare
- 3 Slurrydoserare

På grundval av resultatet av fältundersökningar beträffande anläggningarnas effektivitet och en bearbetning av material från tidigare undersökningar belyses i första hand följande faktorer:

- Effekt i vattendraget
- Kalkutnyttjande
- Begränsningar för anläggningarnas drift
- Kostnader

Även andra faktorer som vanligt förekommande driftstörningar, anläggningarnas påfyllnings-, tillsyns- och skötselbehov, teknisk och ekonomisk livslängd m m har utretts.

Vid fältundersökningen bestämdes vattendragets vattenföring med hjälp av utspädningsmätning och prov på vatten före och efter kalkning uttogs. Proven analyserades med avseende på vattenfärg, järnhalt, konduktivitet, pH-värde, alkalinitet och kalciumhalt (både löst och totalt).

Även doserad mängd kalk per tidsenhet mättes. Vid torrdosering samlades kalkgivan upp och vägdes eller volymbestämde. Vid mätning av kalkbrunnarnas dosering togs prov på ur brunnen utgående vatten, samtidigt som flödet genom brunnen mättes.

## 2. Beskrivning av olika typer av doseringsanläggningar

### 2.1 Kalkbrunnar

Bild 1 visar de studerade kalkbrunnarnas konstruktion.

Principen för en kalkbrunns funktion är att kalkkornen i brunnen, med hjälp av flödet, fås att sväva eller fluidisera, så att kalkkornen ~~nöts~~ mot varandra. Härmed mals de ned till fina partiklar som sedan förs ut ur brunnen med det utgående vattnet i upplöst och suspenderad form.

Kalkbrunnar lämpar sig för vattendrag med måttlig variation i vattenföring. Förutsättningen för att en kalkbrunn skall vara effektiv är att vattenhastigheten i brunnen kan regleras så att den motsvarar 1-2 gånger den s k minifluidiseringshastigheten (d v s den hastighet då kalkkornen fluidiserar. Minifluidiseringshastigheten bestäms av kalkkornens storlek). Vidare att vattendragets fallhöjd är minst 1,5 m,

gärna 2-3 m. Vid högvattenföring bör fler brunnar kopplas in för att nå optimal effekt. Minst 30 % av vattendragets vatten bör behandlas i kalkbrunn.

## 2.2 Torrdoserare

### 2.2.1 Direkt dosering

Bild 2 o 3 visar tre typer av torrdoseringsanläggningar för direkt dosering.

Hälleforskalkaren drivs av vattnet i vattendraget. Vatten rinner via en tilloppsledning till en behållare. När behållaren fylls med vatten trycker den ned en vipparm som via en vridarm vrider den skiva med kalk som är placerad under kalkbehållaren. Kalken avstryks härvid mot en fast avstrykare och faller ned i vattendraget.

Doseringen ställs in manuellt, dels genom att man med hjälp av tappkranen på tilloppsröret reglerar utmatningsfrekvensen och dels genom att man justerar spaltvidden mellan kalkbehållare och skiva.

Borlänge kalkaren är batteridrivnen och uppbyggd av en kalkbehållare eller kalksilo med ett antal doserenheter bestående av konstfibrer-säckar nedtill försedda med skivvibratorer. Doseren finns i flera olika storlekar utrustade med upp till sexton doserenheter.

Doseringen styrs dels genom manuell reglering av skivvibratorernas spaltvidd, dels genom manuell inställning eller automatiskt nivå-, flödes- och/eller pH-styrning av vibratorernas drifttid och frekvens.

En konventionell siloanläggning drivs med nätspänning och matar ut kalk från en silo med hjälp av ett antal doserskruvar. Från doserskruvarna doseras kalken torrt till vattendraget via en transportskruv.

Doseringen styrs med manuell reglering eller med automatisk nivå-, flödes- eller pH-styrning av doserskruvarnas rotationshastighet.

### 2.2.2 Dosering av uppslammad kalk

Bild 4 visar två typer av torrdoserare med dosering av uppslammad kalk (silo med vätningsdel resp Gnosjökalkare) samt en slurrydosere.

Torrdoserare med vätningsdel: Vätningsdelen består av en behållare (30-50 l) som tillförs åvatten från en dränkbar pump. Kalk doseras från en silo med hjälp av doserskruvar till vätningsdelen där kalk och vatten blandas. Från vätningsdelen rinner den uppslammade kalken med självfall eller pumpas med hjälp av en slurrypump till vattendraget.

Gnosjökalkaren består av en siloanläggning med doserskruvar, transportskruv och en blandningstank (8 m<sup>3</sup>). Torrt kalkstensmjöl blandas med åvatten i tanken. Kalk och vatten rinner sedan ur tanken med självfall ut i vattendraget.

Dessa anläggningar drivs med nätspänning och doseringen styrs antingen manuellt eller automatiskt, på samma sätt som tidigare beskrivits för den konventionella siloanläggningen.

Uppslamning av kalk i vatten före dosering separerar de finare partiklarna från de grövre. Denna doserteknik kan därför, enl vissa undersökningar, ge ett högre kalkutnyttjande. Detta gäller särskilt i lugnflytande vatten.

### 2.3 Slurrydoserare

Kalkutnyttjandet för denna anläggning har p g a driftstörningar inte undersökts vid denna undersökningsomgång. Anläggningen drivs med nätspänning och doserar en kritsuspension (70% torrsustans, TS) med extremt fin partikelstorlek (0-15  $\mu\text{m}$ , 50% < 3  $\mu\text{m}$ ).

Anläggningen är uppbyggd av följande enheter

- Lagringstank, 80 m<sup>3</sup>, med omrörning (Isolerad, kräver uppvärmning under vintern)
- Doserenheter (två drifttidsstyrda monopumpar)
- Blandningstank, 1 m<sup>3</sup>, där åvatten och kritsuspension blandas. Därefter rinner blandningen med självfall till vattendraget
- Styrenhet med mikroprocessor med inprogrammerat samband mellan vattenstånd - vattenföring - pH-värde. Enheten står i förbindelse med en nivågivare i vattendraget.

## 3. Effektivitet och kalkutnyttjande

### 3.1 Resultat av tidigare undersökningar

De undersökningar som är knutna till de enskilda kalkningsprojekten saknar för det mesta uppgifter om vattenföring och dosering och kan därför inte användas för beräkningar av kalkutnyttjande.

Sammanställning av resultat från tidigare undersökningar beträffande ökning av alkalinitet och pH-värde vid kalkning indikerar högre effekt vid dosering av kritsuspension, jämfört med dosering av kalkstensmjöl. I övrigt märktes ingen signifikant skillnad i alkaliserings-effekt mellan olika doseringstekniker eller olika doserananläggningsfabrikat. Alkaliniteten ökade i allmänhet med 0,05-0,1 mekv/l till ett värde på mellan 0,05 och 0,2 mekv/l. Värdet på pH ökade i allmänhet med 0,5-1 enhet och resulterade normalt i ett pH-värde på mellan 5 och 6,5, utom på vintern då pH-värdet sällan blev över 5,5.

### 3.2 Resultatet av fältundersökningar beträffande kalkutnyttjande

Nedanstående tabell redovisar resultatet av den första undersökningsomgången som utfördes av Scandiaconsult i september och oktober 1983. Kalkutnyttjandet i tabellen är uttryckt som procentuell andel av doserad kalk som återfinns i upplöst och suspenderad form i vattendraget nedströms doseringsanläggningarna.

Vi skall här poängtera vissa förhållanden som bör vägas in vid en utvärdering av undersökningsresultatet:

I samtliga fall var vattenföringen vid undersökningstillfället mycket låg.

Resultatet bör inte ses som en utvärdering av enskilda anläggningar, eftersom resultatet i högre grad är beroende av vattenkvalitet (pH, alkalinitet, humus) och hydrologi (turbulens, vattendjup, vattenhastighet än av doserarens konstruktion.

Vattnets innehåll av kalk efter kalkning, i upplöst eller suspenderad form, kommer både från den doserade kalken och från tidigare på vattendragets botten sedimenterad kalk. Undersökningen visar att denna påverkan från botten var betydande i små vattendrag med lågt vattenstånd och stora mängder sedimenterad kalk.

Det skall betonas att nedanstående värden är baserade på en mätning och visar således kalkutnyttjandet vid de förhållanden som rådde vid provtagningstillfället.

En utförligare bedömning kommer att redovisas då kompletterande fältmätningar utförts.

Vid den låga vattenföring som rådde vid undersökningstillfället fungerade de undersökta kalkbrunnarna, med ett undantag, som kalkfilter och hade ett högt kalkutnyttjande. Cementringbrunnen, som, till skillnad från de övriga, var fylld med kalkstensmjöl fungerade vid detta tillfälle mer som en torrdoserare än som ett kalkfilter eller en fluidiserande kalkbrunn.

Den kraftiga överdoseringen ( $50 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$ ) bidrog i det här fallet till den låga andelen upplöst kalk och höga andelen suspenderad kalk i vattendraget.

Torrdoserare med direktdosering eller dosering av uppslammad kalk gav ett kalkutnyttjande på 10-40 % upplöst kalk. Hälleforskalkarens låga värde vid det här tillfället beror sannolikt på den kraftiga överdoseringen ( $80 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$ ). Kalksilo nr 1 doserade kalk till ett vatten med god vattenkvalitet och högt pH-värde. Vid pH nära 7 är kalkens löslighet mycket låg vilket är orsaken till det låga kalkutnyttjandet.

För vissa anläggningar har i tabellen redovisats ett värde på  $>>100\%$ . Vattnet nedströms dessa anläggningar innehöll mer kalk/ $\text{m}^3$  än vad som motsvaras av kalkdoseringen. Vattendragen var här små bäckar med mycket sedimenterad kalk och den höga nedströmshalten beror sannolikt på utlösning av kalk från sedimentet.

## SAMMANFATTNING

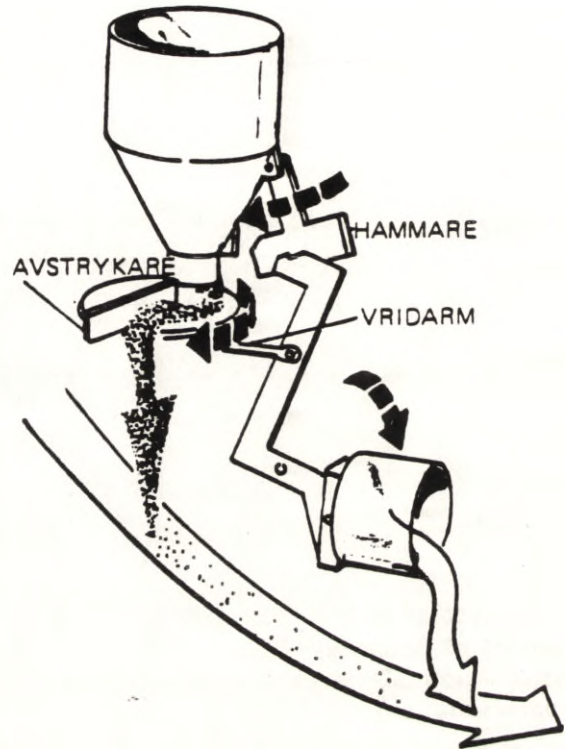
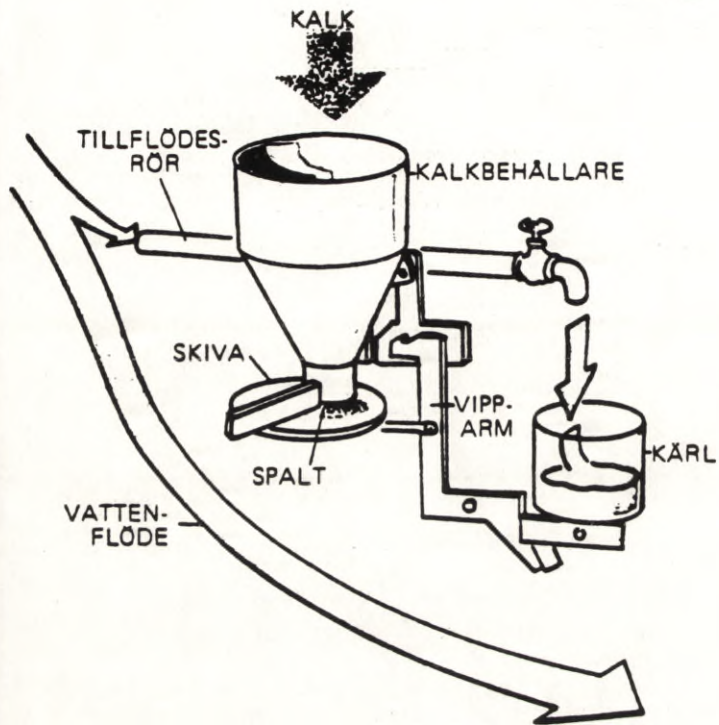
	KALKBRUNNAR	TORRDOSERARE			SLURRYDOSERADE (MARBÄCK)
		HK	BK	KS	
Max vatten föring m <sup>3</sup> /s		3	0,5-12	upp till 60	upp till 120
		(DOS 10 g/m <sup>3</sup> )			(DOS 5 g/m <sup>3</sup> )
Hydrauliskt behov	Fallhöjd <sup>2</sup> 1,5 m liten variation i vattenföring	Turbulent vatten			Fungerar även i lugnflytande vatten
Elbehov	Nej	Nej	Batt.	Nät- spän- ning	Nätspänning
Flödespropor- tionalitet	Begränsad	God, vid manuell eller automatisk reglering			God, vid manuell eller automatisk reglering
Kalkutnyttjande (baserat på Scandia- consults och LTH:s undersökningar)	30 - 85 %	20 - 70 %			90 - 100 %
Investerings- kostnad	15 - 400 kkr (Största post: Dammygge, Schaktn.arb. m m)	20 - 250 kkr (Ber. på storlek och kapacitet)			250 - 300 kkr
Kostnad för kalk	125 - 250 kr/t (transportkostnad: 50 kr/t)	150 - 280 kr/t (transportkostnad: 50 kr/t)			ca 380 kr/t (transportkostnad: 70 kr/t)
Totalkostnad per ton utspridd kalk (inkl tillsyn)	200 - 1000 kr/t*	200 - 1000 kr/t*			ca 400 - 500 kr/t**
Kostnad per ton upplöst kalk	220 - 3300 kr/t	290 - 5000 kr/t			400 - 500 kr/t
Kalkvolym i doseraren	0,5 - 4 m <sup>3</sup>	0,5 - 80 m <sup>3</sup>			80 m <sup>3</sup>
Tillsynsbehov	1-2 gånger/vecka	ca 1 gång/vecka			ca 1 gång/vecka
Påfyllnings- frekvens	beroende på brunnens storlek och flöde genom brunnen	beroende på lagrings- volym och vatten- föring			beroende på lagrings- volym och vatten- föring

HK = HÄLLEFORSK. BK = BORLÄNGEK. KS = KALKSILO ELLER GNOSJÖK.

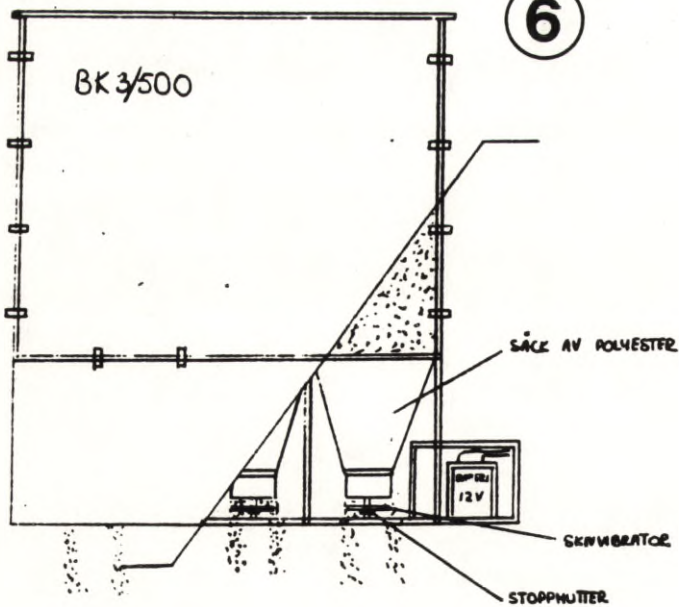
\* Den högre siffran avser kalkning av mycket små vattendrag (<0,5 m<sup>3</sup>/s)

\*\* Gäller vid kalkning av stora vattendrag (ca 10 m<sup>3</sup>/s)

5



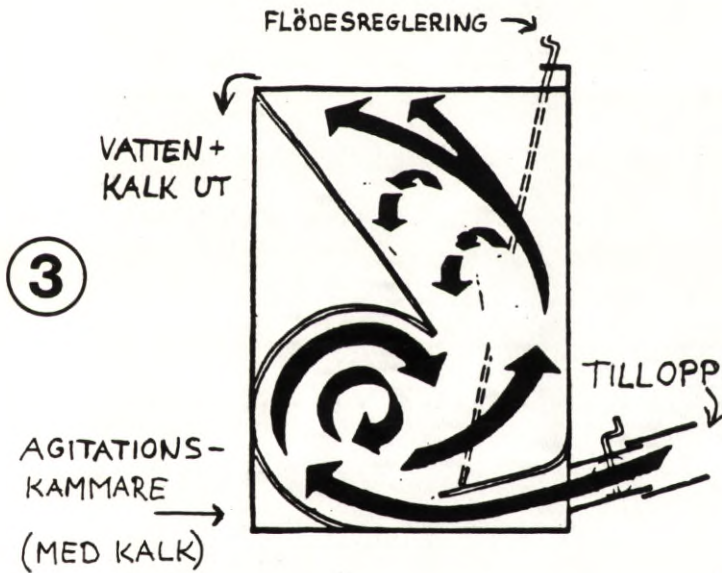
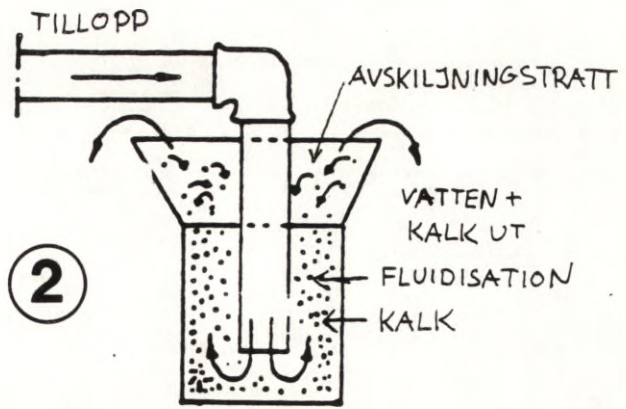
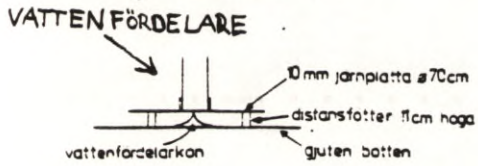
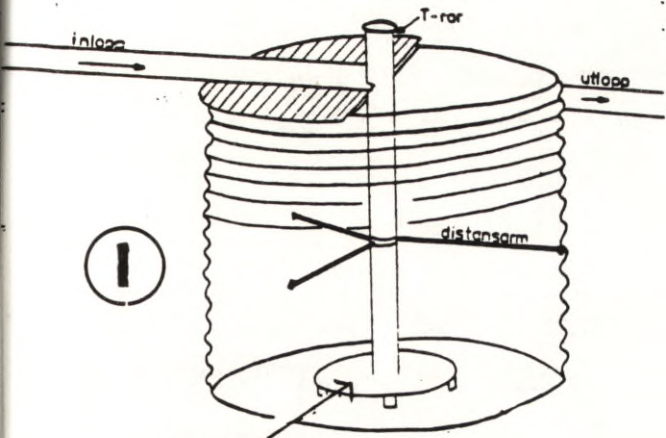
6



TORRDOSERARE

5 HÄLLEFORSKALKAREN

6 BORLÄNGEKALKAREN

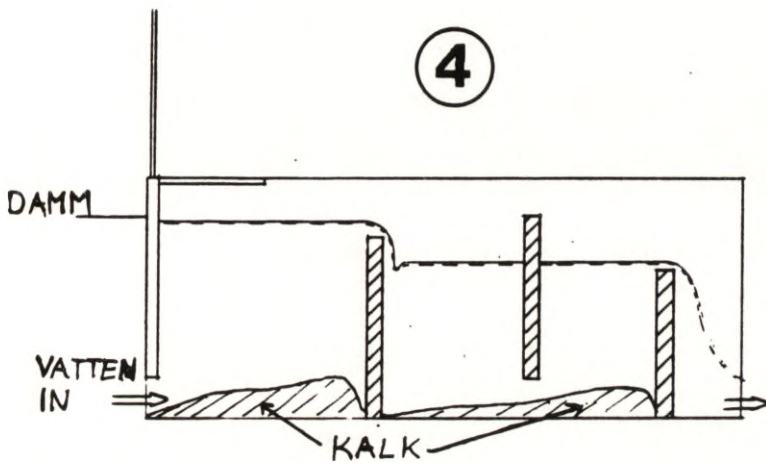


KALKBRUNNAR

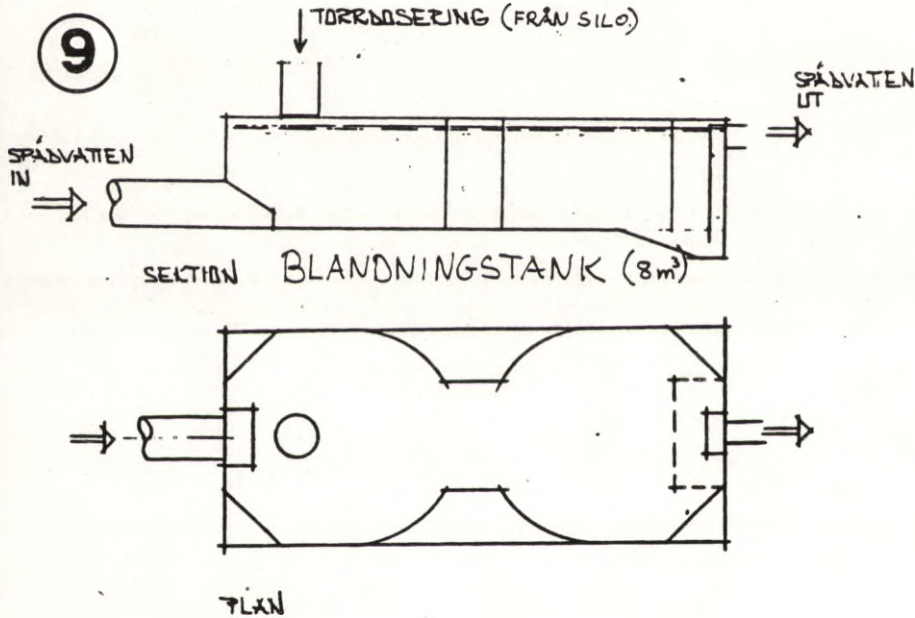
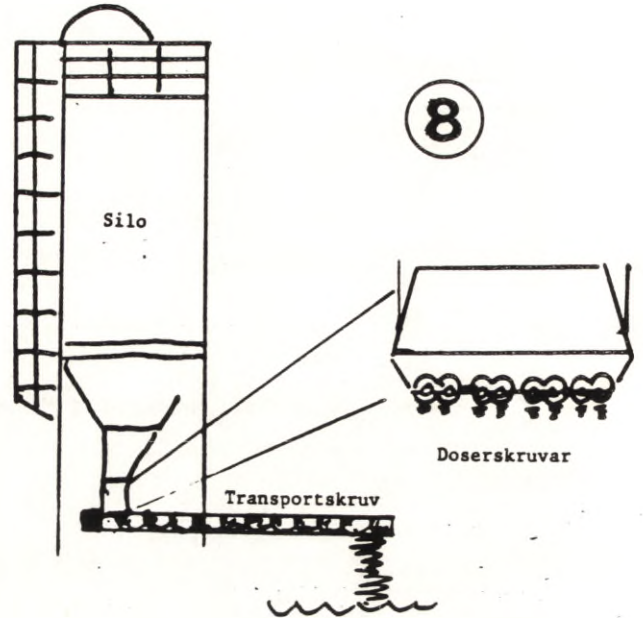
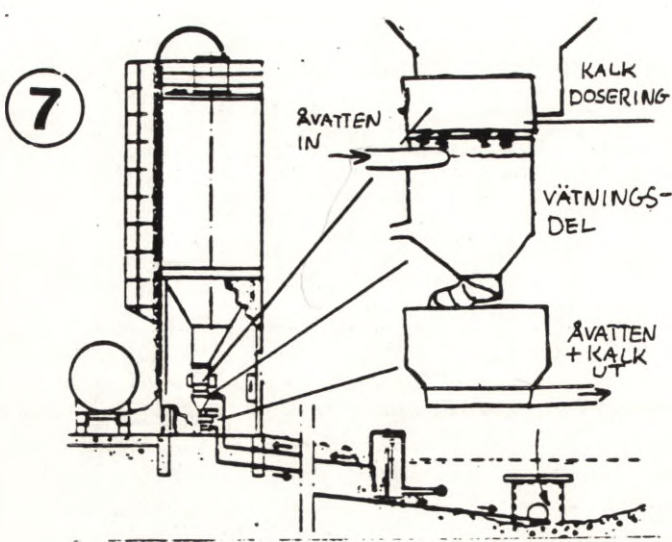
- ① TRYSSJÖBRUNNEN
- ② MOVER
- ③ TOBYBRUNNEN

KALKKISTA

- ④







SILOANLÄGGNINGAR

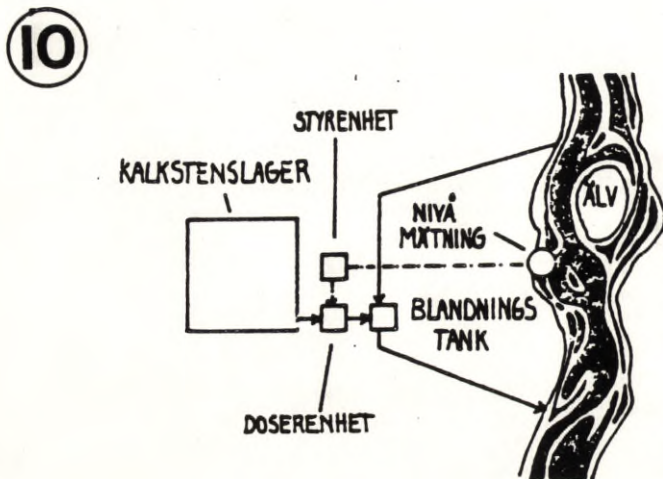
7

8

9

SLURRYDOSERARE

10



## Kalkutnyttjande

Anläggning	Kalk fraktion mm	Kalkdos g/m <sup>3</sup> utg vatten (kalk brunnar)	g/m <sup>3</sup> å-vatten	pH före	pH efter	Andel upplöst kalk i utg vatten från kalkbrunn %	Kalkutnyttjande nedströms i vattendraget		
							Upplöst %	Susp. %	(tot) %
Tryssjöbrunn	0 - 3	5	2	5,8	6,2	60	75	20	(95)
Tryssjöbrunn	0 - 3	10	4	4,2	4,5	-	-	-	-
Mover	5 - 9	4	4	5,6	6,0	100	100	0	(100)
Cementring-brunn	0 - 0,5	50	50	5,2	7,8	33	33	67	(100)
Tobybrunn	6 - 14	2	2	5,9	6,7	50	(>>100)	0	(>>100)) (påverkan från sediment)
Kalkkista	12 - 30	0	0	6,0	6,6	0	(>>100)	0	(>>100)) (påverkan från sediment)
Hällefors-kalkaren	0 - 0,5	-	80	5,7	7,5	-	11 - 14	2 - 12	(16 - 23)
Borlänge-kalkaren	0 - 0,1	-	1 - 3	4	5 - 6	-	(>100)	0 - 25	(>>100)) (påverkan från sediment)
Kalkkilo	0 - 0,5	-	13	6,1	6,7	-	42	0	(42)
Gnosjö-kalkaren	0 - 0,1	-	3	6,2	6,2	-	36	0	(36)
Kalkkilo med vägningsdel									
1	0 - 0,2	-	24	7,0	7,1	-	6	2	(8)
2	0 - 0,2	-	10 - 20	6,3	6,6	-	35	10	(45)
3	0 - 0,2	-	10	6,0	6,6	-	38	28	(66)
4	0 - 0,015	-	17	5,0	6,9	-	(>>100)	0	(>>100)) (påverkan från sediment)

## DISKUSSION

Rapporten med utvärdering av olika kalkdoseringsutläggning kommer i slutet av november 1983.

Det visade sig att den befintliga utvärderingen av doseringsanläggningar stöder sig på ett undersökningstillfälle vid lågvattenföring.

I Örebro län finns en mätserie på torrdoserare - Hälleforskalkare - bygger på indirekt beräkning av kalkutnyttjande baserat på doserad mängd kalk, vattenföring och alkalinitet - där man sammanfattningsvis kan se att upplösningen av kalken är beroende av utgångs-pH berättar T Sjöström. I Norge har liknande undersökningar gjorts på torrdoserare och slurrydosere och resultatet överensstämmer i stort med Tideströms.

Man har inte tittat på om en t ex 20 %-ig inblandning av hydratkalk i kalkstensmjölet skulle ge bättre upplösning av kalkstensmjölet.

## 6. MODELLER, NORSKA KALKNINGSPROJEKTET, REGIONALA ERFARENHETER

## 6.1 Återförsurningsmodell samt funderingar kring upphållstidens och upplösningens från botten betydelse för kalkningens varaktighet

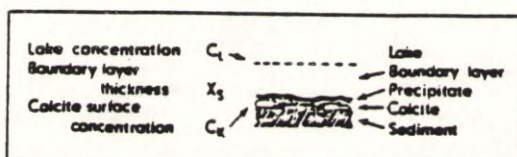
Harald Sverdrup

Lunds tekniska högskola, avd för kemisk teknologi, Kemacentrum, Lund.  
(Medförfattare Rolv Rasmussen och Ingemar Bjerle)

In lake liming operations in Sweden, it has been common practice to use calcite powder to neutralize acidified lakes, and to deliberately place an amount of calcite on the lake bottom to get long term dissolution.

In this study it will be shown that the calcite placed on the bottom will be able to influence the lake chemistry only for a limited period of time. Calcite on the lake bottom will, in addition to being covered by sedimentation, become deactivated by precipitates of humus and clay minerals, clogging the calcite surfaces.

In a first approximation the active calcite surface area can be described with the expressions similar to those describing catalyst deactivation.

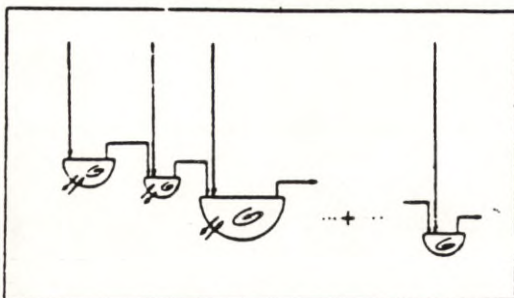


The decreasing active calcite surface area can be described with an exponential expression:

$$\psi(t) = K_M \cdot A^* \cdot e^{-k_H \cdot t}$$

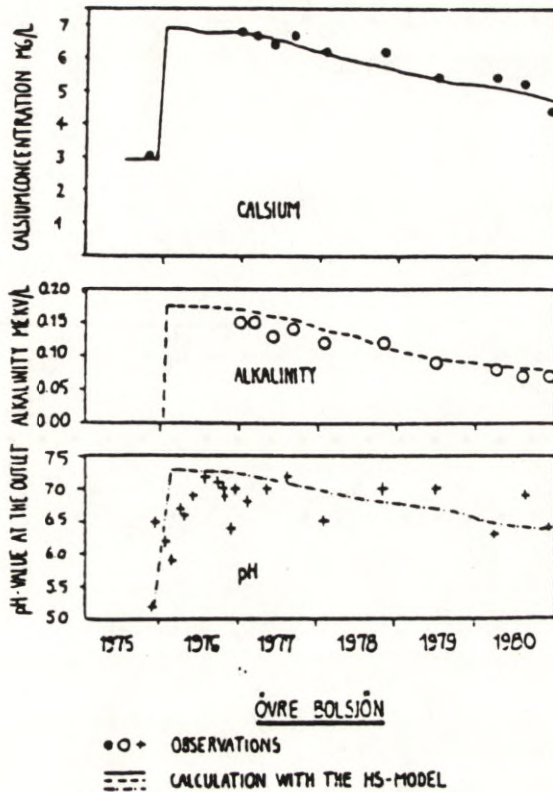
where  $K_M$  is the mass transfer coefficient and  $A^*$  the active calcite surface area.

The first approach was to incorporate the deactivation expression into the mass balances for the lake pictured as a continuously stirred tank. As the model is intended for predictions, statistical information was used for the variations in the tributary flow rate and the seasonal inlet concentration variations.



The computer code was written to take care of lakes in series.

The model has been tried on several limed Swedish lakes and seems to describe the reacidification of the lakes fairly well.



An example can be seen for the lake Övre Bolsjön, its retention time is approximately 4.4-4.8 years. It is located on the Swedish west coast where the acidification load is high.

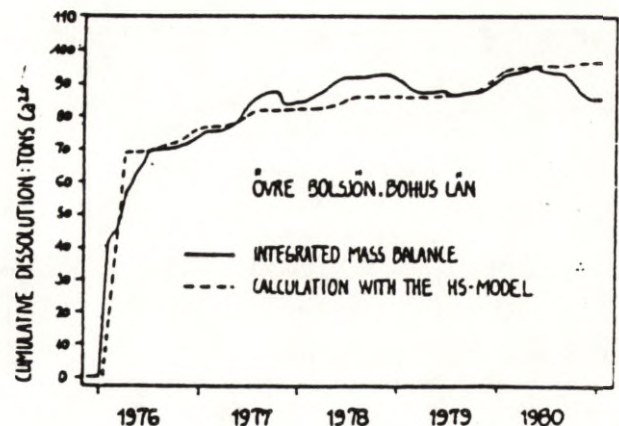
For Övre Bolsjön it was also possible to make an integrated mass balance for the lake.

It can be seen from the figure that the model is consistent with the mass balance.

Övre Bolsjön was limed with 500 tons of calcite powder, called 0-0.5 mm. It can be seen from the integrated mass balance that the main part of the calcite utilized dissolved during the initial stage of dissolution during sinking, or about 38 percent.

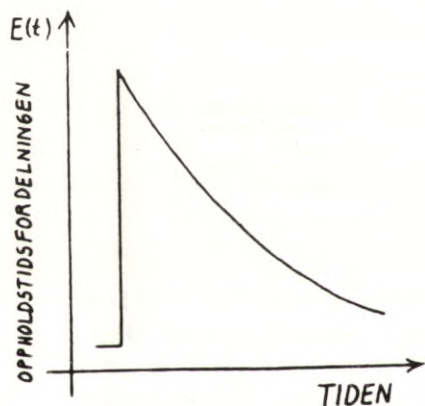
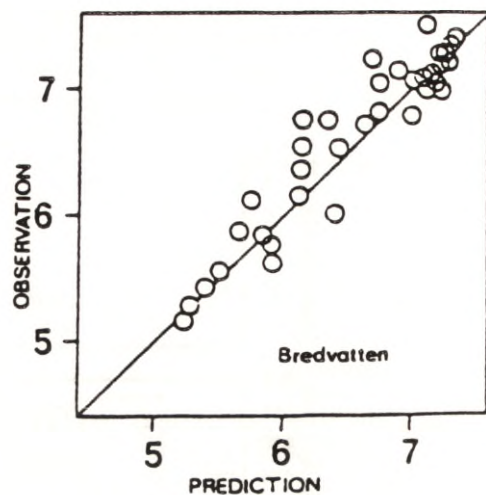
The fraction dissolved from the bottom is about 10 percent of the total amount. The dissolution from the bottom have little influence on the chemistry of the lake more than two years after the liming was carried out.

The model has been tested for a number of lakes with different retention times.

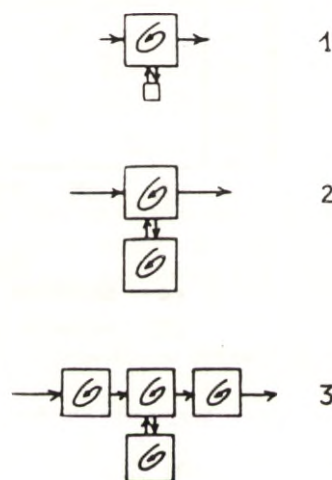


Lake Bredvatten in the Bohuslän province of Sweden was limed with T-Chalk, a calcium silicate that dissolves in a manner very similar to calcite. The lake has a retention time of 2.2-2.6 years. It can be seen that the pH value can be predicted fairly well.

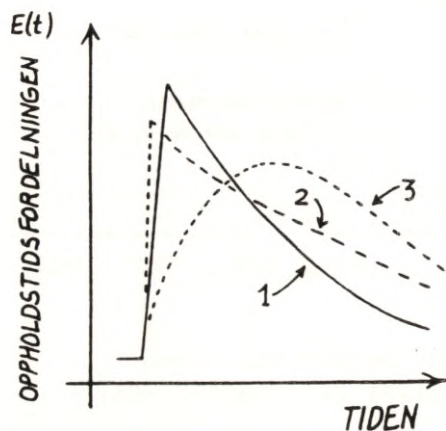
The model may be used to make diagrams for predicting the approximate duration of a liming treatment in lakes. This has been done and is in good agreement with the observations.



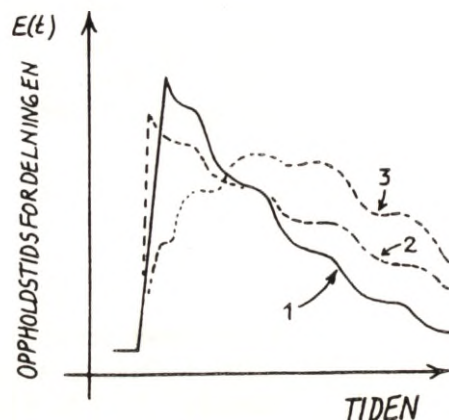
Oppholdstidsfordelingen  $E(t)$  for en perfekt omblandet sjö med konstant tilflöde. Veldig få sjöer er perfekt omblandede med konstant tilflöde.



Mulige teoretiske modeller for 1: en bra omblandet sjö, 2: en sjö med dödsoner, 3: en sjö med fordrøyning og dödsoner. Med konstant tilflöde genereres kurver som i fig.2. Med variabelt tilflöde genereres kurver som i fig. 4.



Oppholdstidsfordelingen for sjöer, med varierende grad av omblanding og konstant tilflöde. 1: en meget vel omblandet sjö, 2: en sjö med dödsoner, 3: en sjö med fordrøyning og dödsoner. Veldig få sjöer har konstant tilflöde.



Oppholdstidsfordelninger for sjöer med varierende omblandingegrad og varierende tilflöde. 1: en vel omblandet sjö, 2: en sjö med dödsoner, 3: en sjö med dödsoner og fordrøyning. En kalkning med liten eller ingen opplösning fra bunnen vil teoretisk sett kunne sammenlignes med en Dirac puls. Etter en slik kalkning vil konsentrasjonskurven få samme utseende som oppholdstidsfordelingen.

Litteratur

Sverdrup, H.; 1983.  
Calcite dissolution and acidification mitigation strategies.  
International Symposium on Lake and Reservoir Management.  
October 18-20, Knoxville, Tennessee, USA

Sverdrup, H., Rasmussen R., Bjerle, I.: 1983,  
A simple model for the reacidification of limed lakes, taking  
the simultaneous deactivation and dissolution of Calcite in  
the sediments into account.  
Chemica Scripta (in press)

Sverdrup, H., Rasmussen R., Bjerle, I.: 1983,  
A simple reacidification model for limed lakes. George D.  
Aiken lectures, Acid rain transportation and transformation  
phenomena.  
20-23 September, Burlington, Vermont, USA

Sverdrup, H., Bjerle, I., Ostensson, P., Warfvinge, P.: 1983,  
Kalkning av Rinnande Vatten. Kompendium til symposium i Alve-  
sta.  
13 September, Alvesta, CODEN: LUTKDH/TKKT-7015/1-112/1983

Warfvinge, P., Sverdrup, H.; 1983  
Soil liming and runoff acidification mitigation.  
Internat. Symp. on lake and Reservoir Management.  
18-20 October, Knoxville, Tennessee, USA

Levenspiel, O.: 1970  
Chemical Reaction Engineering.  
I. Wiley, New York

Diskussion

Betydelsen av att skilja på de rent fysikaliskt-kemiska effekterna och beräkningarna av kalkning samt de biologiska effekterna och behoven av kalkning poängterades.

Några frågor förblev obesvarade, som t ex vad Sverdrup menade med s k "direktupplösning", är det en timme eller ett år? (jfr Sverdrups kommentarer nedan).

Hur stor nytta har sjön vid återförsurningen av den kalk som hamnar i sedimenten?

Hur är förhållandet i arbetsinsats mellan att ta fram nödvändiga input-data för återförsurningsmodellen jämfört med att extrapolera den empiriskt funna linjen-kurvan för kalkningseffektens avklingande?

Sverdrups kommentar till diskussionen:

Vad som menas med direkt upplösning är besvarat i figurtexten till "massebalans for St. Härsjön". Det står "synkende kalksten".

Jag förklarade att kurvans utseende beror dels på sjunktiden och dels på blandningsförhållanden då vi kalkar ute i sjöns ena ända och mäter i utloppet. Se föredraget, sid

Det blev poängterat i föredraget; att modellen verkar på de data man tar fram i en kalkningsansökan, att diagrammet gäller för en-skilda sjöar medan modellen kan appliceras på hela system som kalkas. Svaret är alltså givet.

- 6.2 Ekonomiska konsekvenser av vattenkvalitetsförändringar i sjöar.  
 Krister Hjalte, TEM (Teknik, Ekonomi, Miljö),  
 Lunds Universitet, Lund

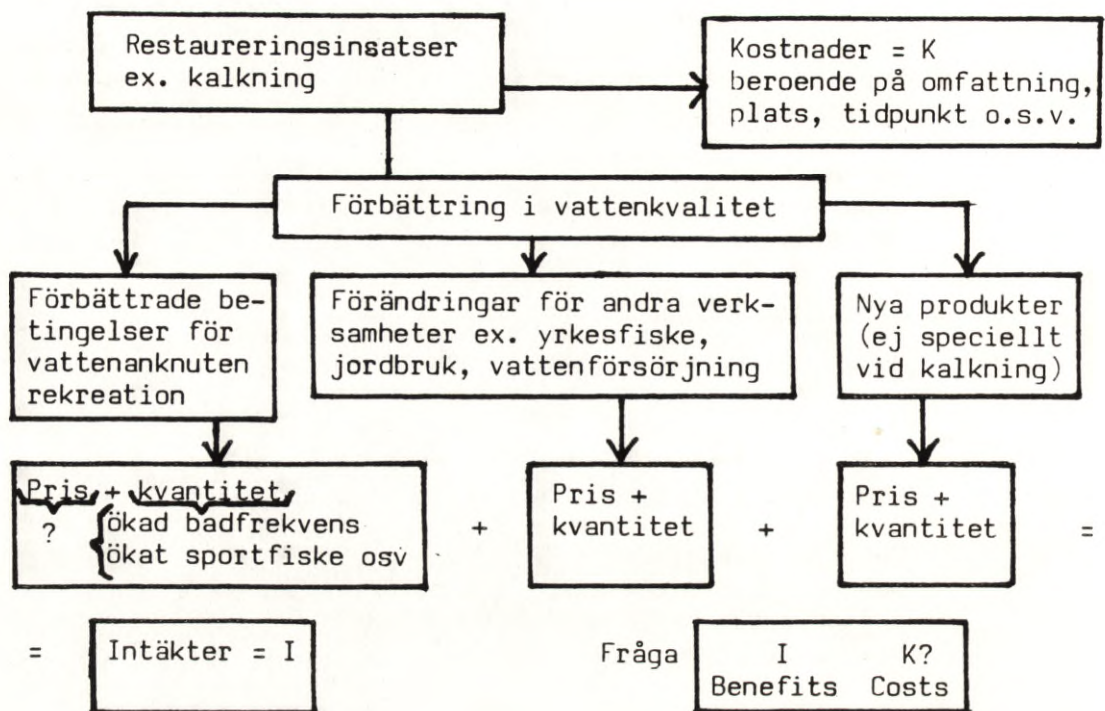
För en mer utförlig beskrivning av modellen hänvisas till rapporten "Ekonomiska konsekvenser av vattenkvalitetsförändringar i sjöar", TEM, Lund 1982.

### Sammanfattning

En modell har framtagits för att möjliggöra en grov uppskattning av de ekonomiska konsekvenserna av vattenkvalitetsförändringar i sjöar. Modellen tar främst sikte på att beräkna värdet av den förändring i vattenanknutna rekreationsaktiviteter som kan bli följden av exempelvis olika kalkningsåtgärder. Bland de rekreationsaktiviteter som diskuteras märks bad och sportfiske. Värdet av sådana aktiviteter beräknas såväl före som efter en åtgärd. Skillnaden i detta värde tillsammans med andra värden som kan tillskrivas åtgärden utgör en kalknings intäkter (benefits). Dessa intäkter skall ställas mot de kostnader (costs) som åtgärden betingar. Vi kan då se om en planerad kalkningsåtgärd "lönar sig" eller inte. Genom att applicera modellen på olika sjöar som finns planerade för kalkning, kan vi få en vägledning, vilken sjö vi i första hand skall åtgärda och i vilken omfattning.

En förhoppning är att den modell som utarbetats och nu skall bifogas och appliceras på ett lämpligt kalkningsprojekt i södra Sverige skall leda fram till en manual som skall kunna användas i det löpande prioriteringsarbetet hos länsstyrelser, kommuner och andra inblandade myndigheter.

Det problem som modellen är tänkt att belysa kan illustreras med följande figur.



Figuren illustrerar tre typer av problem.

- |                                 |   |
|---------------------------------|---|
| 1. Åtgärd                       | förbättring i vattenkvalitet  |
| 2. Förbättring i vattenkvalitet | förbättrade betingelser för rekreation ex. fler sportfiskedagar, fler baddagar o.s.v. |
| 3. Förbättrade betingelser      | förbättrat "värde" av sjön  |

Vår modell syftar till att främst beräkna:

- a) antalet rekreationsbesök (ex. fiskedagar). Detta är kvantitetsvariabeln i boxen i figuren.
- b) det samhällsekonomiska värdet av dessa besök. Detta är prisvariabeln i samma box.

Utgångspunkten för modellkonstruktionen är tillgänglig information om befolkningsförhållandena. Koordinatsatta befolkningsdata med fastighetsdata som utgångspunkt finns för närvarande för halva Sverige, däribland Malmöhus län\*. Endast uppgifter från detta län har utnyttjats i modellen. Befolkningstalen hänförs sig till 1 x 1 km stora rutur. En typisk sådan ruta betecknas i modellen med  $i, j$  och har således ett geografiskt sett bestämt läge i länet. Befolkningen inom varje sådan ruta antages vara homogen, d.v.s. uppvisar samma preferenser för rekreationsutövande. Vi antar att individerna inom de olika rutorna fritt kan välja mellan olika rekreationsobjekt och att de besöker det som de finner bäst uppfyller deras behov. Dock utgör kostnaden för att besöka ett visst objekt en begränsning av valmöjligheterna. Visar det sig vara för dyrt för en individ att resa till en sjö konsumerar individen inget av rekreationsalternativen vi studerar. En sjös attraktion kontra dess pris blir därför nyckelvariabler i vår modell.

Syftet med modellen är att fastställa rekreationsutövandet vid en viss sjö, vars vattenkvalitet man har möjlighet att förändra genom exempelvis restaureringsåtgärder. Den sjö vi har valt att, i exemplets form, studera är Vombsjön. Det är emellertid nödvändigt att i samband med detta ta hänsyn till att individerna kan välja andra alternativ för sitt rekreationsutövande. Vi har därför i modellen inkorporerat nio andra sjöar samt ett antal kustavschnitt som substitut till den studerade Vombsjön.

\*

Utgångspunkten för koordinatsatta data är fastighetsdata. I koordinatsatta kartprogram kan man för närvarande erhålla uppgifter över ämnesområdena befolkning, bostäder, sysselsättning, hushåll och pendling. Kartor med data inom samtliga nämnda områden kan erhållas över Stockholms, Uppsala, Södermanlands, Kalmar, Malmöhus, Skaraborgs, Örebro, Västmanlands och Gävleborgs län; Älgholms, Båstads och Åstorps kommuner i Kristianstad län; Kils, Eda, Torsby, Munkfors, Årjäng, Sunne och Hagfors kommuner i Värmlands län, samt Luleå, Älvsbyns, Boden, Piteå, Haparanda och Kalix kommuner i Norrbottens län. I mars 1982 beräknas befolkningsdata vara tillgängliga för hela landet och till hösten 1982 även data på övriga variabler. Befolkningsdata på koordinatsatta kartor eller enligt andra principer för rutnät finns tillgängliga även i en rad andra länder, t.ex. Finland, England, USA och Kanada.



Eftersom rekreationsutövande inte är att betrakta som en homogen verksamhet, utan i olika avseenden beroende av bl.a. naturgivna förutsättningar har vi skiljt på fem olika aktiviteter.

1. friluftsbad
2. båtsport
3. sportfiske
4. fågelskådning
5. diverse aktiviteter runt sjön, typ vandring, picknick o.s.v. (i fortsättningen benämns detta sjöestetik).

En viktig bestämmande faktor för utövande av dessa aktiviteter anser vi vattenkvaliteten i sjön vara. Vattenkvaliteten och förändringar i denna ingår därför som en mycket viktig faktor i modellen för att bestämma rekreationsefterfrågan för skilda aktiviteter. En utförlig beskrivning hur vattenkvaliteten behandlas i modellen redovisas i avsnitt 3.5. Rent allmänt kan dock påpekas att modellen möjliggör att individerna i en viss ruta kan utföra en aktivitet vid en sjö och en annan vid en annan sjö beroende på hur vattenkvaliteten ger skilda förutsättningar för respektive aktivitet. Modellkonstruktionen tillåter dock inte att individer från en ruta utför en och samma aktivitet vid flera sjöar under den studerade tidsperioden.

Tillsammans med vattenkvaliteten i en sjö ingår också ett allmänt attraktionsvärde som bestämmer rekreationsefterfrågan. Detta attraktionsvärde beskriver en sjö i sin helhet och inte med direkt hänsyn till någon speciell rekreationsaktivitet. Attraktionsvärdekoeficienten kan tolkas som en gravitationsfaktor och beror av storleken på sjön, absolutvärdet av sjöns vattenkvalitet för rekreation, avståndet till sjön från en given ruta och befolkningen i denna. En utförligare diskussion av detta sker i avsnitt 3.2.

Varje besök vid en sjö medför olika kostnader för individerna. Dessa kostnader kan tolkas som priset man måste erlagga för att bedriva en rekreationsaktivitet vid sjön.

Man kan (med hjälp av bl.a. vägverkets planeringsunderlag) översätta en viss färdsträcka till en kostnad, där hänsyn tas till tidsåtgång och fordonskostnader. Detta behandlas utförligare i avsnitt 3.4. En med hjälp av denna information framräknad km-kostnad kommer att tillsammans med vissa "fasta" kostnader i samband med ett besök (exempelvis avgift för fiskekort) att utgöra priset för ett rekreationsbesök. Detta pris varierar naturligtvis med avståndet till rekreationsobjektet men även i viss grad med aktivitet, då olika aktiviteter kan ha olika "fasta kostnader". I modellen har vi också infört ett begrepp kallat kritiskt pris. Vid priser över detta pris, vilket varierar med aktivitet, väljer de aktuella individerna att i normalfallet inte utnyttja objektsjön för rekreationsändamål. Detta pris svarar mot ett visst maximalt avstånd som individen kan befinna sig från ett rekreationsobjekt och ändå besöka detta.

Not. Avsnittsbeteckningarna hänför sig till ovan nämnda rapport.

För de individer (rutor) och aktiviteter där priset understiger det kritiska, bestäms besöksfrekvensen, under hänsynstagande till förekomsten av substitut, som en funktion av vattenkvaliteten. Vid förekomst av substitut bildas mellan objektsjön och den mest attraktiva substituetsjön (vilken inte behöver vara den närmaste) kvoter avseende respektive sjös attraktionsvärde och individernas kostnader (= priser) avseende respektive sjö (och aktivitet). Om objektsjöns relativa attraktionsvärde är större (eller lika med) det relativa priset, kommer rutan att bli en besöksruta för den studerade aktiviteten och omvänt.

För rutor med positiv besöksfrekvens gäller det sedan att bestämma denna och därefter antalet besök i varje ruta för en viss aktivitet.

Den samlade betalningsvilligheten för rekreationsutövandet vid den betraktade sjön fås slutligen genom att summera över alla aktiviteter och priser.

För att sedan bestämma förändringar i betalningsvilligheten och konsumentöverskott måste modellen köras igenom för andra uppsättningar av vattenkvaliteter. Dessa förändringar i konsumentöverskott som alltså kan härledas till vattenkvalitetsförbättringar, måste slutligen tillsammans med övriga intäkter ställas mot de kostnader som krävs för uppnåendet av dessa (se fig. 1)

### Diskussion

Modellen är testad på Vombsjön men resultaten är inte så relevanta då Vombsjön inte kan anses vara särskilt representativ. Synpunkter gavs på att man måste hålla isär rena naturvärden (som inte modellen behandlar) och rent kommersiella värden eller rekreationsvärden.

Fritidsfiskarna tycker att det är bra med en beräkningsmodell. FF har gjort egna uppskattningar av sportfiskevärdet för en lax fångad i Sverige och hamnar på ca 2.000 kr - vilket troligen är lågt räknat - jämfört med ca 200 kr/styck för lax i förstahandsvärde (= vad fiskaren får då han säljer sin lax oförädlad).

### 6.3 Norska kalkningsprosjektet

#### 6.3.1 Lägesrapport

Hans Abrahamsen, Norska kalkningsprosjektet, Ås

#### Allmänt

Forsuringssituasjonen er ytterst alvorlig i Norge. Som fig. 1 og 2 viser dør våre ørretbestander ut med økende tempo i Sør-Norge. Figurene representerer status i et 33 000 km<sup>2</sup> stort område i Sør-Norge.

Mottiltak har vært prøvd i en årrekke på lokalt plan, i beskjedne målestokk. Det er et uttalt krav at det må etableres en statlig støtteordning for mottiltak (et "kalkingsfond").

Norske myndigheter har betraktet kalking og andre mottiltak som symptombehandling. Hovedmengden av den sure nedbøren skyldes utslipp utenfor landets grenser, og det blir betraktet som vesentlig å komme fram till internasjonale begrensinger på utslippsiden.

Skadene øker raskt i omfang og det er klart at noe må gjøres. Et forskningsprosjekt ble opprettet for å undersøke om kjemiske mottiltak, i første rekke kalking er et middel, innenfor en forsvarlig biologisk, teknisk og økonomisk ramme, til å begrense skadevirkninger ved forsuring, med hovedvekt på å bevare eller gjenopprette livsbetingelsen for fiskebestanden.

Prosjektet skal utarbeide en praktisk brukerveiledning, ved siden av vitenskapelige rapporter.

Fra 1983 er det opprettet en statlig støtteordning for kalking av sure fiskevann. Bevilgningen, som i 1983 er 1 mill. kroner fordeles av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Søknadene behandles av fylkesmannens miljøvernnavdeling i hvert fylke (ved fiskerikonsulentene). Det er ikke ventet at det vil bli større bevilgning i 1984.

#### Økonomi

1981:	2,3	mill.
1982:	2,65	mill.
1983:	3,2	mill.

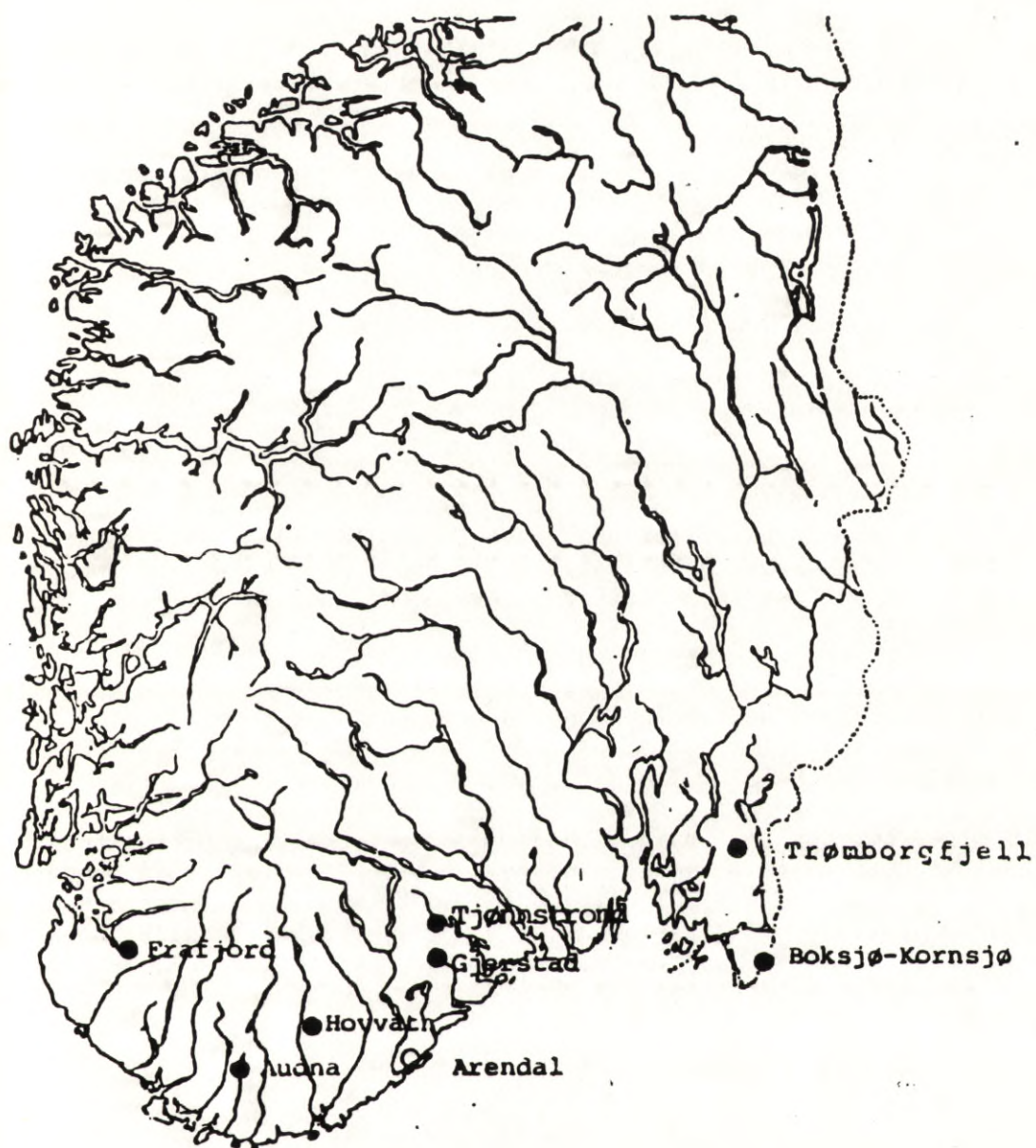
#### Samarbeid/oppdrag

Fiskeforskningsavdelingen, DVF  
Fiskerikonsulenten i Aust-Agder (fylkesmannens miljøvernnavd.  
NIVA  
Zoologisk Institutt, Universitetet i Oslo  
Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen  
Kornsjø/Boksjø-prosjektet (Sverige)

#### Ledelse

Prosjektet ledes av et styringsutvalg på tre medlemmer, oppnevnt av Miljøverndepartementet.

Fra juni 1983 fungerer et av utvalgets medlemmer, Kjell Baalsrud, som prosjektets administrative leder.

**KALKINGSPROSJEKTET I NORGE**

- forsøksområder
- hovedkontor

## 1. Klimatiske, topografiske og hydrologiske forskjeller.

I Sør-Norge er gjennomsnittlig årsnedbør 800 - 3 000 mm, mens årlig avrenning er 500 - 3 000 mm. I Sverige er årsnedbøren 600 - 1 000 mm og avrenningen 200 - 500 mm.

Se fig. 4. I Norge er følgelig avrenningen flere ganger større enn i Sverige. Som følge av dette er oppholdstiden i innsjøer generelt betydelig kortere i sør-norske innsjøer enn i svenske, og det er færre innsjøer som kan kalkes effektivt.

## 2. Biologiske forskjeller.

I de sør-norske strøk som er sterkest rammet av forsurening er det, med unntak av Østfold, hovedsakelig laks og ørret som rammes. Hvor andre arter finnes, f.eks. røye og abbor, er det likevel laks og ørret som folk flest ønsker å beholde.

Laks og ørret gyter i rennende vann i de aller fleste tilfeller. Innsjø-ørret gyter som oftest i tilløpene. Om en kalker en innsjø vil en ikke oppnå noen forbedring av levetilstandene for rogn, yngel og småfisk.

Konklusjonen på dette er at kalking i rennende vann må stå sentralt når en vurderer mottiltak i norske vassdrag.

### KALKNINGSPROSJEKTET I GJERSTAD, AUST-AGDER

Gjerstadorrådet er tidligere godt undersøkt. Kalkingsprosjektets forskningsprogram er detaljerte og det blir lagt vekt på å studere både kjemiske og biologiske forhold ved tilsetning av moderate kalkdoser til vann med kort oppholdstid (0,06 - 0,45 år). Alle innsjøene er små, grunne skogstjern (0,7 - 2,8 ha, maks. dyp 5 - 11 meter). Innsjøene er moderat forsura. Ett vann har restbestand av abbor.

Typiske kjemidata før kalking er:

pH ca. 5,0 enkeltepisoder 4,3 - 4,6  
 Ca ca. 1,0 mg/l  
 Al ca. 0,1 - 0,3 mg/l  
 Farge ca. 20 - 40 mg Pt/l  
 Vannene er delvis vårmeromiktiske (har ufullstendig vårsirkulasjon)

Tre forsøksvann er kalket med kalksteinsmel (50 % < 0,01 mm)

- 1) 1 000 kg/0,7 ha
- 2) 500 kg/1,6 ha + 1 750 kg i utstrømningsområde (1981) + 500 kg/1,6 ha (1983)
- 3) Vandrevet, proporsjonalstyrt Hälleforskalker i innløpsbekken til et vann med 0,06 år oppholdstid.

Kalkingseffektivitet i disse vannene er beregnet til:

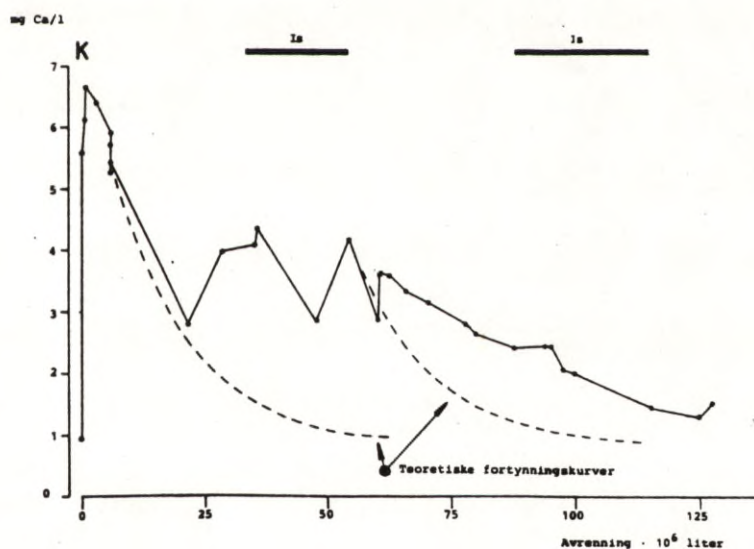
- 1) Innsjødosering: 75 - 80 %
- 2) Utstrømningsområde: 20 %
- 3) Dosering i innløpsbekk: 50 %

- 1) Pga. innsjøenes korte oppholdstid er "intern" kalktilførsel av den delen av kalken som 1a seg på innsj/bunnen ved sjødoseringen svært viktig (Fig. 1 og 2). Følgende budsjett er trolig typisk i slike sjøer:

Momentan (1 måned) oppløsning:	30 - 40 %
Oppløsning/ionebytte av kalk på bunnen:	40 - 50 %
"Inaktivert":	<u>10 - 20 %</u>
	100 %

- 2) Den relativt h/ye effektiviteten av kalking i utstr/mningsområdet (som bare utgjør 0,4 % av nedbørfeltet) skyldes utspyling av kalken under en flomsituasjon i september 1981.
- 3) 50 % effektivitet ble beregnet etter prøvetaking oppstrøms Hälleforskalker og i utløpet av innsjøen (Fig. 3) to ganger i døgnet i 2 måneder våren 1983 (april - juni).

Effekten på øvrig kjemi og på biologi blir sluttrapportert i 1984. Rapport 5 og 6 fra Kalkingsprosjektet er basert på data fra Gjerstad.



Figur 1. Middelkonsentrasjon av kalsium som funksjon av avrenning i Lille Finnetjenn i Gjerstad i perioden juni 1981 til juni 1983.

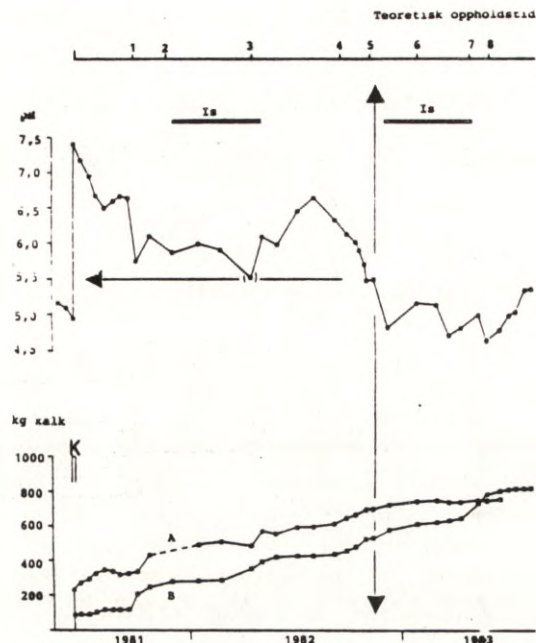


Fig 2. Oppløsning av 1 000 kg kalksteinsmel i Lille Finnetjenn. Kurve A er framstilt etter målte Ca-konsentrasjoner. Kurve B er det teoretiske kalkbehovet for innsjø og ilrenning. Midlere pH i de øverste tre metrene er inntegnet, likeledes teoretiske vannutskiftninger.



Fig 3. Nedbørfeltet til Kjellingtjenn. Kalking skjer i tilløpsbekken (K). I utløpsbekken registreres vannføringen kontinuerlig.

#### AUDNA

I Audna ble et forsøksprosjekt (Hellevassbekken) startet våren 1981 i samarbeid med DVF-fiskeforskningen. Da Frafjord ble forkastet som forsøkselv ble Audna valgt som hovedlokalitet for videre forsøk med kalking i rennende vann.

Typiske data for Audna. Se kart og fig. 1.

Areal:	466 km <sup>2</sup>
Avrenning:	Ca. 1 500 mm/år
Vannføring:	25 m <sup>3</sup> /s (middel) Flompreget
Vannkjemi:	pH ca. 5 Al: 100 - 300 µg/l
Fisk:	Tidligere lakseelv Sjørret, stasjonær ørret Abbor (på retur) Røye (på retur)

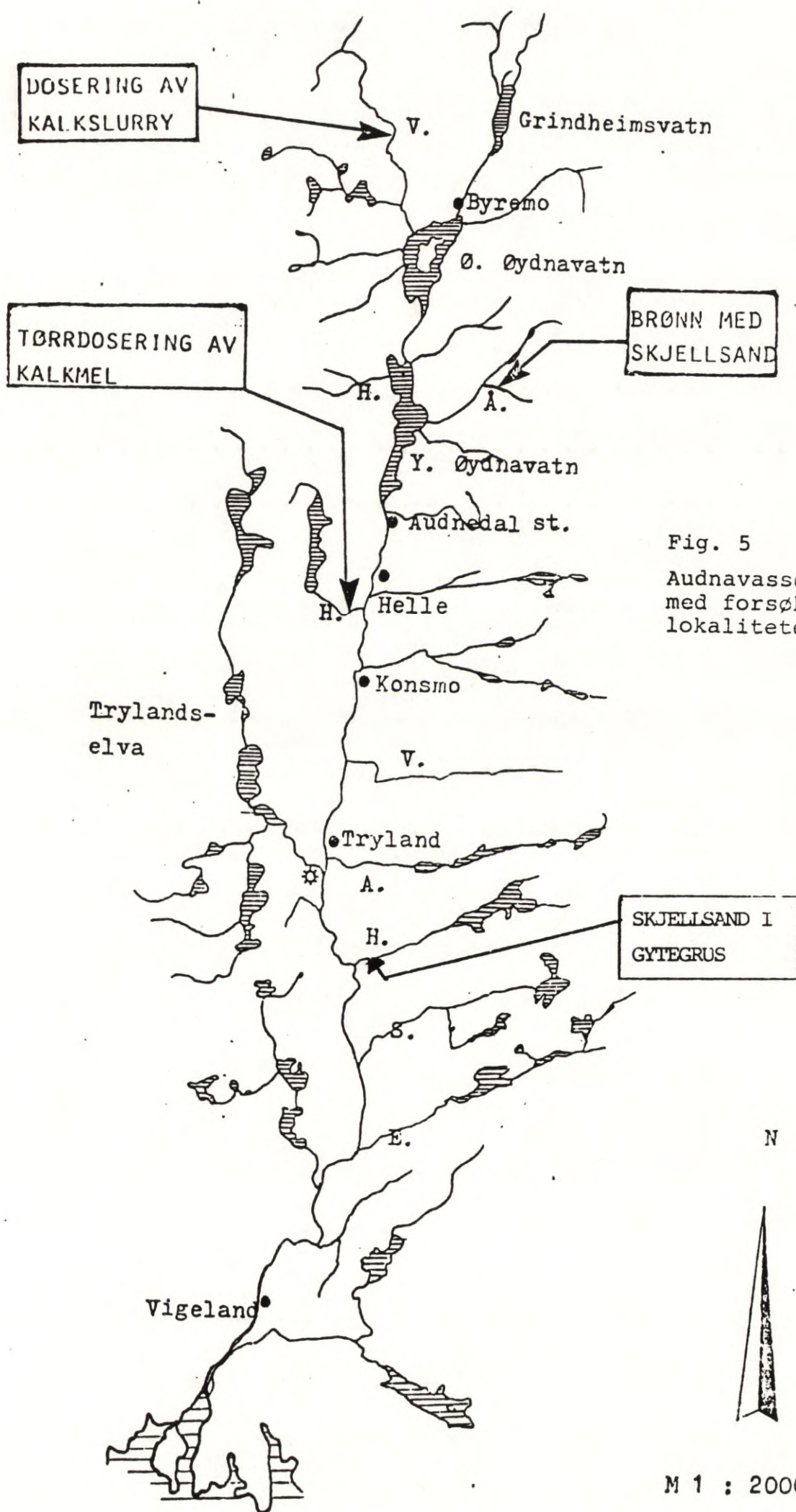


Fig. 5  
Audnavassdraget,  
med forsøks-  
lokaliteter



Den totale vannføringen i Audna er moderat i forhold til de fleste andre lakseelver på sørlandet. I øvre del av vassdraget er to innsjøer, Ytre og Øvre Øydnevatn, som virker flomdempende, har utjevneende effekt på vannkvaliteten nedover i vassdraget. Teoretisk oppholdstid i disse innsjøene er 3 måneder (Øvre Ø) og 6 måneder (Yttre Ø), og de egner seg ikke for direkte kalking som enetiltak.

Fra før hadde man på lokalt hold satt opp en del mindre kalkbrønner flere steder i vassdraget. Brønnene var fylt med skjellsand. Siden 1980 hadde Fiskeforskningen et oppfølgingsprogram (vannanalyser) for disse brønnene.

I 1982 startet kalkingsprosjektet og Fiskeforskningen nye forsøk med kalkbrønner og doseringsanlegg for kalkslurry (se vedlagte særtrykk).

Forsuringen av Audnavassdraget i perioden 1966 - 1979 kan beskrives ved regresjonen

$$\text{pH} = 5.17 - 0.016 t$$

$$r = 0,64, n = 16, p 0.01$$

pH er basert på årsmiddelverdier (Henriksen et al. 1980). Det har ikke vært reproduksjon av laks i vassdraget i de siste 15 årene. Det er fortsatt en bestand av sjøaure.

En av forutsetningene for Kalkingsprosjektets engasjement i vassdraget er et stort engasjement av de lokale fiskeinteresser. De lokale elveeierlagene og innlandsfiskenemnder har erfaring med drift av tradisjonelle kalkbrønner og klekkeri.

Kalkingsprosjektets engasjement er basert på stor medvirkning fra de lokale interessenter når det gjelder drift og styring av kalkingsanleggene. Forsøkene blir fulgt opp med fiskeundersøkelser i elva og i innsjøene.

#### Diskussion

Slurryanlegget i Audnedal kostet ca 250 000 N.kr inklusive diverse ombygginger. (Drygt 300 ton slurry à 900 kr/ton har spridits med anleggningen.) Det er mulig å presse disse priser ned hvis det skal bygges nye anlegg. Det er gjort forsøk med fisk for å undersøke om virkningen av denne kalking kan ha negative effekter. Det er ikke dokumentat noen slik negativ effekt i våre forsøk nedstrøms kalkingen, mens all fisk oppstrøms kalking d/r fra 12 timer til 3 døgn etter utplassering.

Kalking i privat regi foregår i liten grad og ofte ved bruk av dårlige metoder slik at resultatene i blir av de beste.

## 6.3.2 Attempts to reduce the acidification effects on fishes in Norway by way of different mitigation techniques.

Bjørn Olav Rosseland and Odd K. Skogheim  
Directorate for Wildlife and Freshwater Fish, Fish Research Division,  
Box 63, N-1432 Aas-NLH, Norway. Phone 02-94 95 66.

## ABSTRACT

In Norway acid water has been recognized as a problem for freshwater fisheries since the 1920's. Installation of limestone filters was a general effort in hatcheries in the mid 1930's. As the acidification problems increased, liming of lakes and brooks have been tried on a small scale to compensate fish extinction. However, few older data can be used to evaluate the efficiency of the different methods. In 1980 the "Norwegian Liming Project" was launched for a period of 5 years. This paper contains therefore only the main results with relevance to fish up to date.

In these experiments different stage of Atlantic salmon have been used as test organisms. Method for use in hatcheries as shellsand-filters and addition of seawater, have proved to be successful. In spawning areas, the dosing of limeslurry and mixing of shellsand into the spawning substrate enhanced survival. In running water use of wells containing shellsand or limestone have shown a limited neutralizing capacity. Dosing of powdered limestone have a limited dissolution depending on grain size. The use of limeslurry, however, have shown to be very efficient and easy to control, and no toxic zones have been found even close to the liming site. In lake liming the use of soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) have shown great limitations whereas experiments with slurry and powdered limestone have been a success. Experiments with NaOH have resulted in an increased stress on smolts at pH slightly above 7, probably caused by formation of aluminate ions. Use of alkalies containing divalent cations should be preferred due to its physiological relevance to fish.

To study the effect of neutralizing acid brook. Water with shellsand-filters and addition of seawater (SW) in relation to aluminium speciation, experiments on salmon eggs from fertilization through hatching and resorption of the yolk sack, have been performed (Rosseland and Skogheim 1983). Some results are shown in Figure 1.

Passage of acid water through a shellsandfilter increased the pH from 4.8 - 5.3 to 6.4 - 7.4 while addition of 3 % SW increased the pH to 5.6 - 6.4. Some instability in the SW-addition is reflected in Ph-drops. After treatment of the acid brook water, it was allowed to pass through foam - plastic where particulate and flocked material was retained. Water samples were taken in the hatching channels. As for the effects on aluminium fractions, SW-addition reduced the concentration of labile Al from 0 to 50 %. Passage through the shellsandfilter generally reduced labile Al more than SW-addition as expected from the higher pH. Noteworthy, there are some observations of increase in labile Al associated with pH levels higher than 7.0 (see comments to Figure 4.).

The cumulative mortality in the brook water was 10 % through hatching, raising to 26 % until resorption of the yolk sack. In contrast, cumulative mortality through the whole experiment was 1. % in SW and 2 % after use of shellsand. In a parallel experiment, the water after having passed through the hatching channels (retention time 40 minutes), was led into small fishtanks containing smolts of Atlantic salmon. The flow through of the tanks (retention time 30 minutes) was high enough to ensure no significant change in waterquality due to fish metabolism. As Figure 1 shows, a 100 % mortality occurred after 6 days in the acid brook water, whereas no smolts died after the shellsand and sea water treatment.

During the smolt experiments, no significant mortality occurred among the yolk sack fryes. This illustrates the higher sensitivity of salmon smolts relative to younger yearclasses, as described by Rosseland and Skogheim (1982).

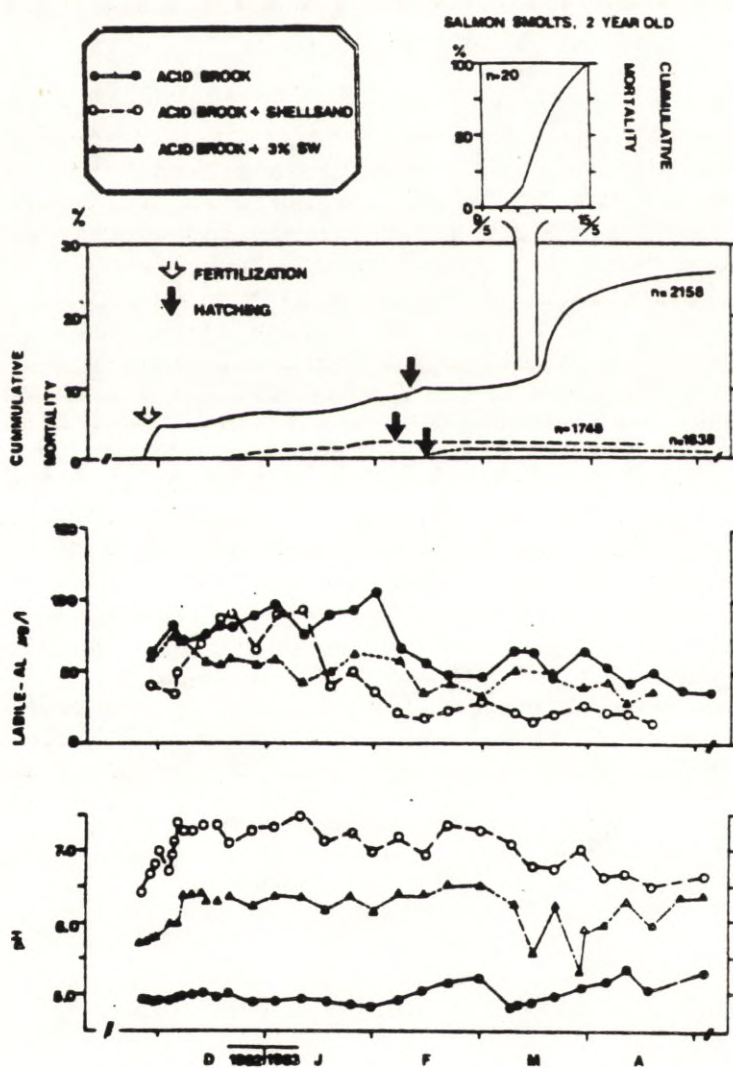


Figure 1. Experiments with salmon eggs from fertilization through hatching and resorption of the yolk sack in natural acid brook water and after the use of shellsandfilter and addition of 3 % sea water (SW). The figure also shows a 6 days experiment with salmon smolts using the same waterqualities. After. Rosseland and Skogheim (1983).

In recent experiments performed by Skogheim et al. (1983a), two different methods in connection with egg development and hatching of Atlantic salmon in acid running water, have been tested. In one small acid river (Vaaraana,  $Q = 1.3 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $\text{pH} = 4.7$ , labile Al = 50-100  $\mu\text{g Al/l}$ ) a dosage system for lime-slurry (micronized  $\text{CaCO}_3$ :  $< 2 \mu\text{m}$ ) was in continuous function during the experiment. In another acid brook (Hegebostadbekken,  $Q = 0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $\text{pH} = 4.7$ , labile Al 100  $\mu\text{g/l}$ ) the spawning substrate was mixed up with shellsand ( $5 - 10 \text{ kg/m}^2$ ).

The newly fertilized eggs were placed into small plastic boxes with one egg in each of the 24 separated chambers (diameter 22 mm). Several (6-8) boxes were placed into the substrate at each of the locations in the river/brook (one location upstream the liming site and three locations in the limed area). At each sampling one box was removed and the eggs checked for fertilization and development. The term mortality is based on percent dead fertilized eggs and fryes in each box at each sampling. Some results are shown in Figure 2.

In the river with slurry-liming the pH of the flowing water varied between 6 and 7 and the labile Al was decreased to 10-20  $\mu\text{g/l}$ . At the location upstreams the liming site the mortality was nearly 50 % at hatching. One month later, the mortality including yolk sack fryes was nearly 100 %. At the location ca. 30 m downstream the liming site the mortality during the same period was insignificant ( $< 5 \%$ ). Figure 2.

In the brook with substrate-manipulation the pH was measured both in the chambers of the boxes and in the running water. The shellsand deposited into the spawning substrate had no influence on the pH of the running water, but in the water in the substrate there was a significant increase in pH from 4.7 to 5.5 - 6.0. In the natural substrate the mortality was about 40 % at hatching increasing to about 80 % three weeks later. In the substrate mixed up with shellsand the mortality was significant lower; at most 20 %. Slurryliming of acid running water completely reduced the mortality of eggs and yolksackfryes. Shellsand mixed into the spawning substrate also reduced the mortality, but to a less extent when compared to the slurryliming. Although shellsand had a positive effect, there is a poor chance for the fryes to survive after swim up. In the river with slurryliming, however, the survival of the fryes and older fish are ensured by the total neutralization of the water (see next chapter and Figure 3).

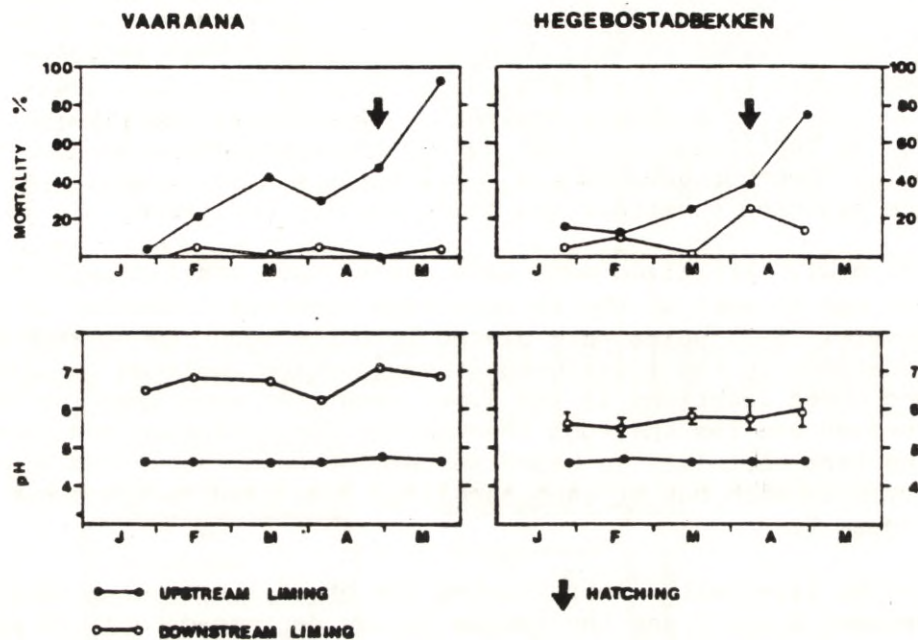


Figure 2. The mortality of eggs and yolk sack fryes of Atlantic salmon (*Salmo salar*, L.) in the acid River Vaaraana upstream and downstream slurry liming, and in the acid brook Hegebostad in natural spawning substrate (●—●) and in substrate mixed up with shellsand (○—○). The pH upstream liming and in the limed area in the river/brook is given. After: Skogheim et al. (1983).

Experiments in River Frafjord, SW Norway, using a dosing system for powdered limestone have shown that depending on grainsize, the dissolution was between 26 - 59 % (0 - 0.25 mm (50 % < 30  $\mu$ m) and 0 - 0.025 mm (100 % < 30  $\mu$ m) respectively). No mortality was observed of the one year old Atlantic salmon kept in keepnets downstream the liming sits (Hongve and Matzow 1983).

In River Vaaraana, where a dosing system for limeslurry has been tested (Abrahamsen and Matzow 1983), experiments have been performed testing the survival of smolt of Atlantic salmon (Rosseland et al. 1983). In these experiments, special concern have been given towards testing the reports on an existing toxic zone, caused by changes in aluminium species, downstream the point of liming (Dickson 1983).

Salmon smolts were placed in keepnets (15 smolts pr. net. volume 40 l) sand abeltered from heavy stream by a wood plow. One location upstream the site of slurryliming and five locations in different distance (30, 100, 1 000, 2 000, 3 500 m) downstream should test the treatment. Because of near identical results with regard to fish effects, results only from three of the locations are shown in Figure 3.

Upstream the liming sits (loc. 1) the pH was relatively constant at 4.6 and the concentration of labile Al varied between 50 and 65  $\mu$ g Al/l. At location 2, ca. 30 m downstream the liming site the pH rose

to 6.4 - 6.8. The acid water was very low in calcium ( $0.6 \mu\text{g}/\text{l}$ ) and had no alkalinity, whereas in the limed water the total concentration of calcium was ca.  $2.5 \text{ mg}/\text{l}$  and the alkalinity ca  $0.170 \text{ meqv}/\text{l}$ .

Approximately 20 % of the lime was present as solid ( $< 0.20 \mu\text{m}$ ). Between location 1 and 2 there is a time delay of ca. 30 sec. The concentration of labile Al decreased to  $30 - 40 \mu\text{gAl}/\text{l}$ . The concentration of total Al was constant ca.  $250 \mu\text{gAl}/\text{l}$ . At location 5 the pH was the same as at location 2, but the concentration of labile Al had decreased to  $15 - 25 \mu\text{g}/\text{l}$  (Figure 3).

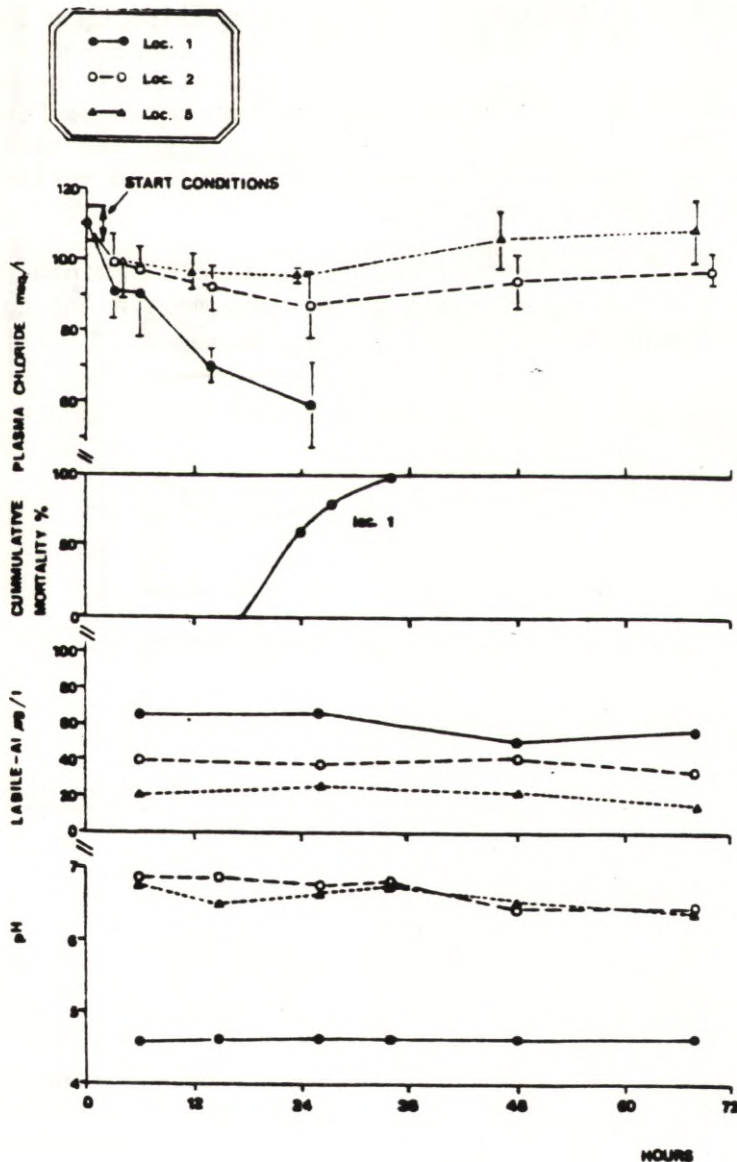


Figure 3. Physiological stress, measured as changes in plasma chloride, and mortality of smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in the slurrylimed River Vaaraana. The biological and chemical data from locality 1 (upstream) and locality 2 and 5 (30, and 2 000 m downstream) are given. After: Rosseland et al. (1983).

With the actual dose of chemicals shown in Figure 4 pH rose from 5.0 to 6.8 - 6.9 with slurry-addition and to 6.4 with finegrained limestone. With NaOH addition pH rose to 7.6 and declined to 6.8 after two days. Labile Al in the reference water varied between 25 and 50  $\mu\text{g}/\text{l}$  and both slurry and limestone additions resulted in a 50 % reduction. With addition of NaOH, however, there was a significant increase in the concentration of labile Al, especially during the first 20 hours when the pH was highest. This increase in labile Al coincides with the reduced level of plasmachloride. Provided that the fractionation method of aluminium (which implies ionexchanges, see Driscoll 1980) includes aluminate ions in the labile Al fraction, the sublethal stress of the fish are suspected to be caused by the presence of these aluminate ions. Toxicity of aluminate ions have been shown for rainbow trout (Freeman & Everhart 1971), but in far higher concentrations (5.20 mg Al/l) than in this experiment. By additions of NaOH the rapid increase in pH to levels above 7 are suspected to transform inorganic Al-species to aluminate ions which later on will be precipitated when pH stabilise on a lower level and chemical equilibrium is achieved. In fact, there was an increase in the labile Al when using limestone in the highest concentration (45 mg/l) enough to raise pH above 7 (not shown in Figure 4). In this concentration, however, no stress on fish was observed due to the protective role of Ca as have been described earlier in the Vaaraana experiment.

These results points to the need for a careful maintainance of a pH below 7 when using alkalies containing monovalent cations as neutralizing agents.

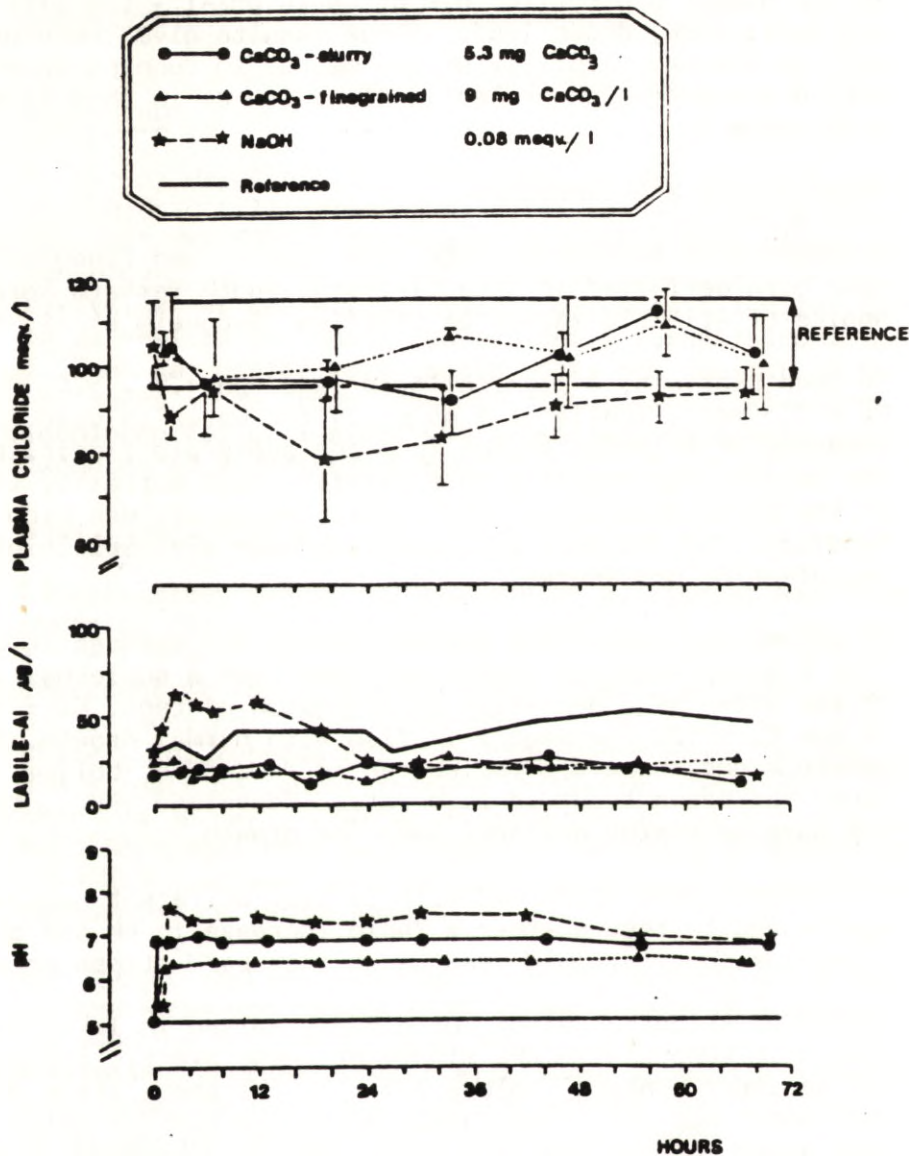


Figure 4. Enclosure - experiments with smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., from the acid Lake Liervatn, exposed to solutions containing finegrained limestone (▲----▲), slurry (●—●) and NaOH (★--★). Changes in pH and labile aluminium (LAl) relative to changes in plasma chloride of the smolts as a function of time are given. Reference data from smolts kept in untreated lake water is given. After: Skogheim et al. (1983).

Figure 3 also gives the cumulative mortality and the physiological responses of the salmon smolts measured by plasma chloride, at the different localities. At loc. 1, the loss of plasma chloride was very rapid ( $\text{Cl} = -1.9 \text{ meqv/hr}$ ) resulting in a 100% mortality within 36 hrs. At the other localities a transient loss in plasma chloride occurred within the first 24 hrs likely caused by handling and keep-net stress with an almost completely restoration to the condition at the start of the experiment within 3 days. No mortality occurred downstream the site of liming, not even at locality 2 immediately after the slurry addition. At locality 2 the water quality experienced by the fish might well have been different from that shown in Figure 3 because of the highly time dependent sampling procedure. The fish might have experienced "pulses" of more acid water.



If toxic aluminium species had been formed shortly after slurry addition, the fact that no mortality and no significant difference in loss of plasmachloride occurred between loc. 2 and 5, might be explained by the highly protective role of Ca in pH/Al - toxicity (Leivestad and Muniz 1980, Brown 1983). These results give therefore good support to the applicability of the method in running water, at least with a concentration of labile Al as low as in this river and at a pH below 7.

#### NaOH, slurry and limestone

A comparative experiment with NaOH, slurry and finegrained limestone have been performed in lake Liervatn, South Western Norway, using smolts of Atlantic salmon as testfish (Skogheim et al. 1983b).

In lake Liervatn, a cronical acid lake (pH 4.9 - 5.4,  $_{20} = 60 \mu\text{s/cm}$  Ca = 1.3 mg/l, labile Al = 45  $\mu\text{g/l}$ ) the water is used for commercial breeding of Atlantic salmon from one-summerold fingerlings to smolts. The acidity has resulted in a relative high mortality (30 - 40 %) in the smolt production. Strikingly, mortality was high shortly after handling, for instance in connection with size selection and disinfection procedures.

Bloodsamples, taken from groups showing differences in growth, showed that a group with low growth suffered from a sublethal physiological stress shown as a depletion in plasmaion content, Cl =  $102 \pm 10$  versus Cl =  $120 \pm 6$  meqv/l in fish with normal growth. The low growth might therefore reflect an increased metabolism, as have been found for brown trout in acid water (Rosseland 1980), thus decreasing the surplus energy ordinary used for growth.

Experiments were performed both to test different neutralization agents and to test whether a rapid increase in pH and changes in aluminium species, would lead to an increased stress or mortality.

Smolts of Atlantic salmon, originally raised in lake Liervatn, were placed in keepnets in the middle of large plastic enclosures without sediment contact (volume 3.1 m<sup>3</sup>). The temperature during the experiment was 6°C. Immediately after the fish transfer, chemicals were added and, by way of a pump, totally dispersed. Finegrained limestone (30.9 and 45 mgCaCO<sub>3</sub>/l, particle size < 0.10 mm), slurry (1.8 and 5.3 mgCaCO<sub>3</sub>/l) and NaOH (0.01 and 0.08 meqv/l) was used. Two separate keepnets were used in each plastic enclosure, one for mortality (n=20) and one for bloodsamples (n=25). Figure 4 shows some results from the experiment.

There was no mortality. The variations in level of plasmachloride of groups exposed to slurry, limestone, and the lowest concentration of NaOH (0.03 meqv/l) was insignificant compared to the reference group. In the fish group exposed to the highest concentration of NaOH (0.08 meqv/l) however, a significant (student t-test, p < 0.05) drop in plasmachloride occurred within 17 hours. This trend declined and the plasmachloride level rose almost to the reference level within three days.

#### ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank several colleagues for having let us use their unpublished manuscripts in this paper. They are, alphabetically listed:

Hans Abrahamsen, William Dickson, Dag Hongve, Dag Matzow and Tore Sveälv.

## 6.4 Regionala erfarenheter - exempel från Älvsborgs län

Axel Wenblad  
Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Vänersborg

### Inledning

Vi har ny drygt ett års erfarenhet av den länsvisa hanteringen av statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag. Det är naturligt att den första tiden med ett nytt system måste leda till att man prövar sig fram för att finna de lämpligaste arbetssätten. Lika självklart är det att man väljer olika sätt i olika län beroende på de varierande lokala och regionala förhållandena. Erfarenheterna i länen kan därför vara ganska olika och jag har därför bara tagit upp några av de frågor som har diskuterats i Älvsborgs län. Inledningen följer i stort LON:s handledning: Länsstyrelsernas handläggning av kalkningsärenden.

### Kalkningsplanering

Länsstyrelsen svarar för huvuddelen av arbetet med framtagande av underlag för kalkningsplanen. Uppgifter om fisk har tagits fram av fiskeriintendenten som tillsammans med fiskerikonsulenterna och en representant för kommunförbundet ingår i en arbetsgrupp för kalkningsplanering. Innan förslaget till plan tas av länsstyrelsens styrelse diskuteras det i en rådgivande grupp för försurningsfrågor som bildats på länsstyrelsens initiativ. Denna grupp som är ganska stor (ca 30 pers) träffas en gång per år för att diskutera i första hand förslaget till kalkningsplan men också erfarenheter av genomförd kalkning samt andra frågor som ex grundvattenförsurning och försurning av jordbruksmark.

Ett mycket viktigt underlag i det här arbetet är de kommunala kalkningsprogram som tagits fram. Bland länets 18 kommuner har 9 av fullmäktige antagna program medan planeringsarbete pågår i ytterligare 4 kommuner. Det är framför allt i den kommunala planeringen som lokala organisationer som fiskevårdsföreningar, SNF-kretsar m fl bör delta och därigenom få ett direkt inflytande.

Genom ett sådant arbetssätt kan planeringen på länsnivå göras mer översiktlig och koncentreras på att ta fram planer för hela vattensystem eller delar därav. Detta gör naturligtvis kontakten med angränsande län viktig. För att kunna arbeta med hydrologiskt avgränsade områden har vi valt att dela upp huvudansvaret för olika system mellan länsstyrelserna ex ansvarar Älvsborgs län för planering av statsbidragsgivning till hela Fegens avrinningsområde således även de delar som ligger i Hallands och Jönköpings län medan länsstyrelsen i Hallands län svarar för hela Horredssjöns avrinningsområde.

En viktig fråga i det här arbetet är vilken planeringshorisont man skall ha. Nu arbetar vi med ett-åriga planer med i bästa fall en liten framåtblick de närmaste åren vilket inte är tillfredsställande. Det är nödvändigt att vi i framtiden kan ha en planeringsperiod på omkring 5 år men det förutsätter då att man vet åtminstone ungefär hur mycket pengar som kommer att finnas tillgängligt. Något för regering och riksdag att fundera över.

En annan fråga som tagits upp är försurning av jordbruksmark där inventeringar vi utfört visar att jordbruksmarken har mycket låga pH-värden i vissa delar av länet. Länsstyrelsen har därför till regeringen föreslagit att reglerna för statsbidrag för kalkning av sjöar ändras så att bidrag även kan lämnas till kalkning av jordbruksmark som visat sig vara i behov av kalkning och som är belägen inom avrinningsområden där sjösystem är försurade. Ett villkor bör vara att kalkningen bedöms ha en pH-höjande effekt på angränsande sjöar och vattendrag. Man kan ex tänka sig 25 % statsbidrag vilket ungefär motsvarar det atmosfäriska nedfallets andel av försurningen åtminstone i Västsverige.

#### Fördelning av statsbidrag

Målsättningen bör vara att göra hanteringen så enkel som möjligt utan att kraven på kontroll eftersätts. I LON:s handledning finns en ganska detaljerad beskrivning med kommentarer. Några frågor som dyker upp är ex om man skall ha två bidragsomgångar och i så fall vilken sista ansökningsdag skall man sätta. Som det nu är verkar det vara olika i varje län vilket kan skapa förvirring åtminstone för en del sökande.

Ansökningsblanketter har nu tagits fram och skickats ut till länsstyrelser och fiskenämnader. Det kan vara lämpligt att blanketterna finns tillgängliga också hos kommunerna exempelvis på hälsovårdsnämnderna.

Vid beslut om statsbidrag har man möjlighet att välja om man vill kräva in detaljplan eller inte. För att inte göra det onödigt krångligt har vi valt att normalt kräva detaljplan för projekt över ca 100 000 kronor. Från en del håll har man tyckt att även detta är onödigt. Fördelen är emellertid den att om man anser att en kalkning av ett visst vattenområde är angelägen kan beslut om bidrag tas utan att man först behöver göra en detaljerad planering. Att ställa upp en generell mall för hur en detaljplan skall se ut är knappast motiverat med tanke på den stora skillnaden mellan olika projekt. I statsbidragsbeslutet skall emellertid anges vilka huvudpunkter detaljplanen skall innehålla.

Frågan om anbudsförfarande eller inte är också omdiskuterad. Vi har valt att i bidragsbeslut för större projekt kräva upphandling genom anbudsförfarande. Detta för att se till att tillgängliga konkurrens-möjligheter utnyttjas. En intressant fråga i detta sammanhang är vem som skall göra detaljplanen, sökande, fristående konsulenter eller entreprenörer. Om man väljer den senare modellen kan finnas risk att bara vissa lösningar föreslås vilket begränsar konkurrens-möjligheterna. Ett sätt att undvika detta är väl underbyggda och detaljerade råd och anvisningar från SNV och fiskeristyrelsen.

Beträffande utbetalning av bidrag betalar vi nu ut 75 % efter beslut eller efter fastställande av detaljplan. Resten betalas i princip ut efter det att projektet avslutats. Om man har projekt som pågår upp till 5 år kan detta emellertid bli svårhanterligt. Frågan är om man inte kan tänka sig att åtminstone för kommuner och fiskevårdsområdesföreningar betala ut hela bidragsbeloppet från början. Möjligheter finns ju alltid att kräva tillbaka överskjutande medel om projektkostnaden visar sig bli lägre än beräknat.

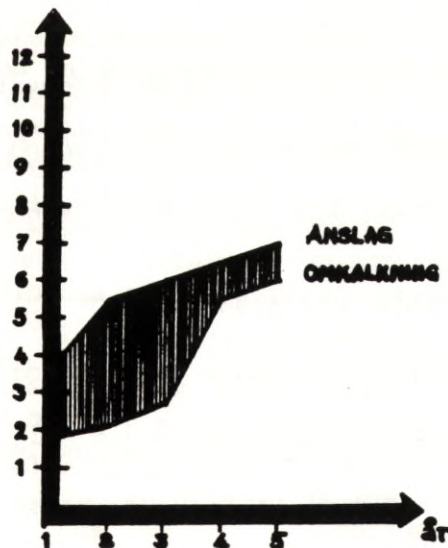
För större projekt, slutligen, som omfattar hela vattenområden har vi valt att från början arbeta med projektgrupper där länsstyrelse, fiskenämnden och berörda kommuner ingår. Exempel på detta är Lygnerns tillrinningsområde samt Fegens avrinningsområde i Ätrons vattensystem. Båda projekten är av storleksordningen 2 milj kronor.

### Uppföljning

I Älvsborgs län har vi valt att på länsstyrelsen ta på oss ansvaret för uppföljningsverksamheten i samarbete med hälsovårdsnämnderna som svarar för provtagnigen. Det innebär att uppföljningsverksamheten inte belastar själva kalkningen utan den går på länsstyrelsens egna resurser och de administrationspengar vi får. Därigenom behöver man inte ta ställning till något uppföljningsprogram i det enskilda statsbidragsbeslutet. En annan fördel är att alla analyser utförs av samma laboratorium. I uppföljningsverksamheten ingår också att ta fram uppgifter för kalkningsregistret som vi för övrigt ser som ett nödvändigt hjälpmedel för den långsiktiga kalkningsverksamheten.

Om administrationsdelen av kalkningsmedlen skärs ned ytterligare ser vi emellertid ingen möjlighet att fortsätta med detta arbetsätt. Vi får då i stället lägga uppföljningen på respektive projekt vilket kommer att innebära högre projektkostnader.

### **MILJONER KRONOR**



Skillnaden mellan totalanslag (uppskattade) och behovet av resurser för omkalkning = utrymme för nya projekt.

### Diskussion

Den provfiskeverksamhet som skett i Älvsborgs län är inte kopplad till kalkningsverksamheten. I kalkningssammanhang görs endast fysikem data. Eventuellt planeras undersökning av glacialrelikter.

Hjalte påpekade att som ekonom skulle han se det som positivt att sänka bidragsdelen från 85 % till en lägre andel för att få bättre hushållning i ett ständigt löpande system som kalkningen är.

## 6.5 Erfarenheter av kalkningsverksamhet inom Dals Eds kommun

Maj-Britt Karlsson  
Dals Eds kommun, Dals Ed

## 1. Jag kommer att prata från en annan nivå än tidigare talare.

Jag kommer från den nivå där vi utför själva kalkningsarbetet. Här i Dals Eds kommun har vi under de sista 5 åren kalkat för 5 milj kr.

1978 kalkades sjön Lilla Le, som ligger mitt i samhället. Där kan man nu gå ner till badbryggan och se när rödingen leker.

Rödingen som inplanterades i början av 1900-talet förde under några år en tynande tillvaro. Man fick sällan eller aldrig någon röding då man fiskade.

Efter kalkningen har rödingen börjat leka och fortplantar sig numera. Lilla Le Fiskevårdsområde som bildades 1981 har förbjudit allt fiske under lektiden.

Man kan nu se många lyckliga fiskare som fått upp fin röding ur Lilla Le.

I morgon skall vi åka på exkursion till Boksjö-Kornsjö-systemet, där vi 1980 kalkade för ett statsbidrag på 2,5 milj kr.

Arbetet tog ca 3 månader, och har givit ett mycket gott resultat. En mindre inplantering av röding i Boksjön har skett, men tyvärr har vi inte lyckats få tag på så mycket vi egentligen behövt.

## 2. Öring har inplanterats i Hallerödsälven.

Provfisket har visat att antalet öringar på de 2 senaste åren har 3-dubblats.

Det är nu snart dags att komma igen med en ny kalkning.

Detta är gränssjöar mot Norge.

Kommer norrmännen att ställa upp och hjälpa till ekonomiskt är en fråga man ställer sig.

På vilken nivå skall kontakterna tas?

Hur bildar man fiskevårdsområden vid gränsen?

Kan båda länderna ingå i ett Fiskevårdsområde?

Vi kommer att under exkursionen i morgon presentera data över sjösystemet.

Stora Le kalkades 1982 för ett statsbidrag på 1,6 milj kr.

Lennart Henriksson kommer i morgon att berätta om effekterna.

Vi har 82 sjöar i vår kommun, som är över 10 ha, vilka i stort sett alla är mer eller mindre försurade.

Vi har gjort en plan över dessa sjöar, som vi fyller på med senaste provresultat och som sedan ligger till grund för ansökan om statsbidrag.

Jag har med några exemplar om någon vill ha.

Vi arbetar nu med att bilda fiskevårdsområden för att sedan söka statsbidrag för kalkning.

En fråga som ofta kommer är: skall fiskevårdsområden bildas för att man skall få statsbidrag?

3. Vi som sysslar med kalkningsfrågor i kommunerna är som Ni vet sällan experter på detta.

Jag t.ex. arbetar normalt med Fritids- och Kulturfrågor. Fritidsfiske kommer in där.

I andra kommuner kan det vara Hälsovårdssidan, Gatukontoret eller kanske Skogsförvaltningens personal som sysslar med kalkningsärenden.

Detta betyder att vi behöver få ORDENTLIGA råd och anvisningar att följa, för att kunna få ut mesta möjliga för de pengar som ställs till förfogande.

Politikerna, som står ansvariga, bör av tjänstemännen få så klara besked som möjligt.

I fråga om:           sorts kalk  
                          spridningssätt  
                          kornstorlek m.m. bör anvisningar finnas.

Vi vill ju ha bästa möjliga effekt till billigaste pris.

En fråga som jag skulle vilja ha diskuterad här är:

Kan vi gå ut med ett anbud där vi vill köpa ett visst pH eller en viss alkalinitet under en 5-årsperiod?

Frågan om mängden kalk, kornstorlek, spridningssätt (helikopter eller båt t.ex.) ligger då inte på oss utan på säljaren.

4. Vi skulle då kunna ta absolut lägsta anbudet eftersom vi blir garanterade den vattenkvalitet vi vill ha.

Fiskevårdsområdesföreningarna skulle också kunna ta hand om de egna kalkningsprojekten utan hjälp av utomstående.

Kunskaperna här behöver då inte ligga på kommunerna utan på kalkningsföretagen och deras konsulter.

I dag har vi stora problem att kontrollera att vi fått den kalk vi blivit lovade i siktanalys vid anbudsgivningen. När en bil kört med kalken från fabriken har den skiktats så man får inte ett rättvisande resultat om man tar ett prov direkt ur lasten.

Hjälp oss att få reda på hur man lämpligen tar ett prov ur t.ex. en bulkbil.

Till vem skall vi skicka kalken för provning för att värdena skall kunna godtas av bägge parter?

Jag har här kommit med några frågor, som jag ibland står inför och vore tacksam om det kunde diskuteras under grupparbetena.

## 6.6 Erfarenheter av kalkningsverksamhet

Kristian Pedersen  
Sveriges fritidsfiskares riksförbund, STOCKHOLM

### SAMMANFATTNING

Fritidsfiskarna är sportfiskets riksorganisation och har i dag totalt 110 000 medlemmar i länsavdelningar och i ca 650 lokala föreningar.

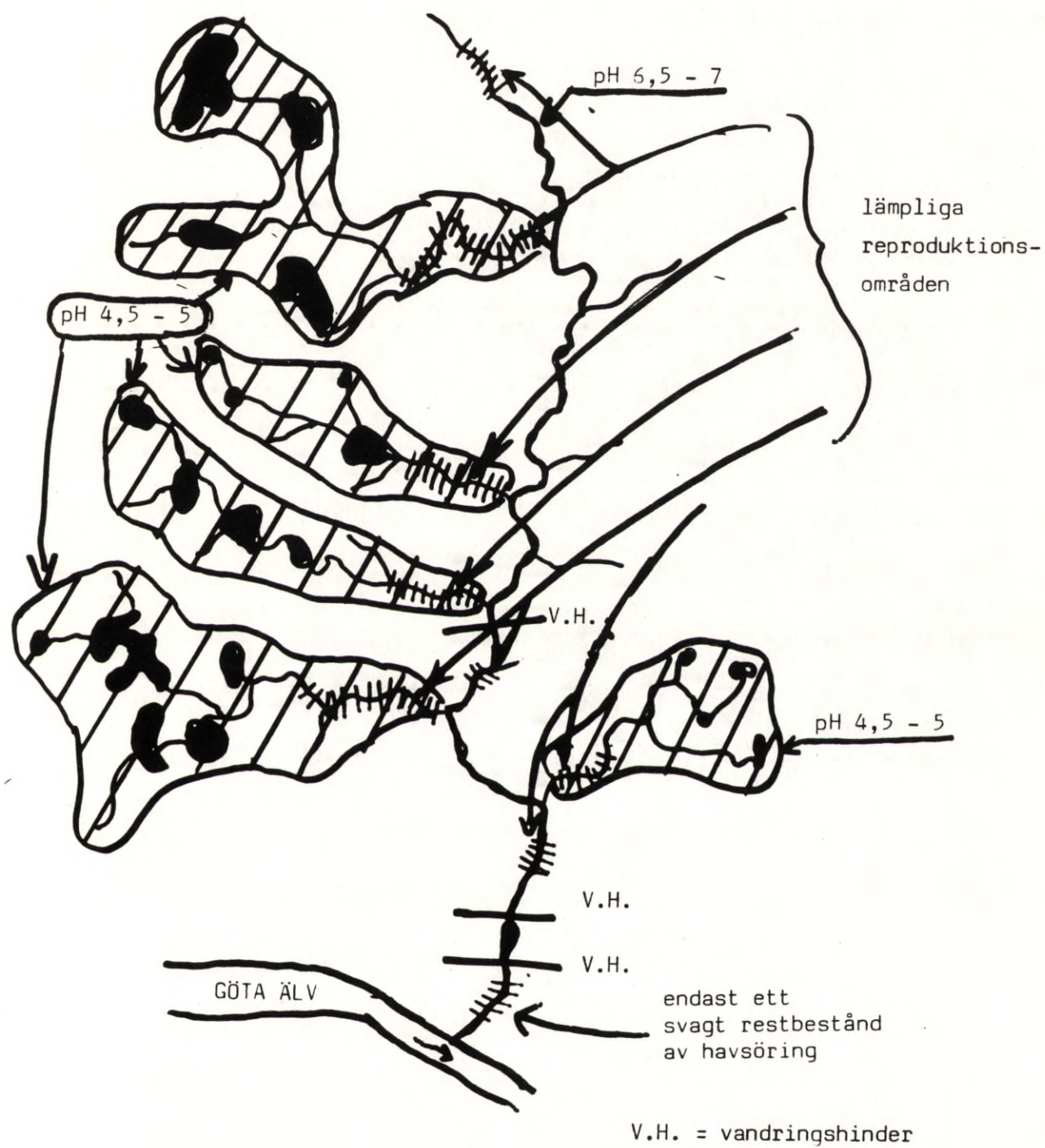
Kalkning och försurning har varit centrala frågor för förbundet och medlemmarna har deltagit i olika projekt. Kalkningarna i förbundets regi har alltid haft till syfte att återskapa ett fiskbestånd eller bibehålla och förbättra.

Kalkningsverksamhetens nuvarande inriktning är denna koppling inte lika självklar, många gånger verkar slutmålet för restaureringen endast vara en pH-höjning.

Det är endast genom att utföra fiskevårdsåtgärder i samband med kalkning man får optimal miljövårdande effekt.

Lärjeån är ett exempel på en fullständig restaureringsplan där kalkningsåtgärder och fiskevårdsåtgärder utföres parallellt. Hitintills har fiskevårdsåtgärder - inplantering av havsöringsyngel, byggande av laxtrappor, transport av avelsfisk, iordningsställande av lekbottnar - beräknats till 560 000 och kalkningen beräknats till ca 800 000 kronor. Dessutom håller ett fiskevårdsområde på att bildas för sjöarna inom avbördningsområdet så att fisket kan upplåtas till allmänheten.

## LÄRJEÄN FÖRE FISKEVÅRDSÅTGÄRDER

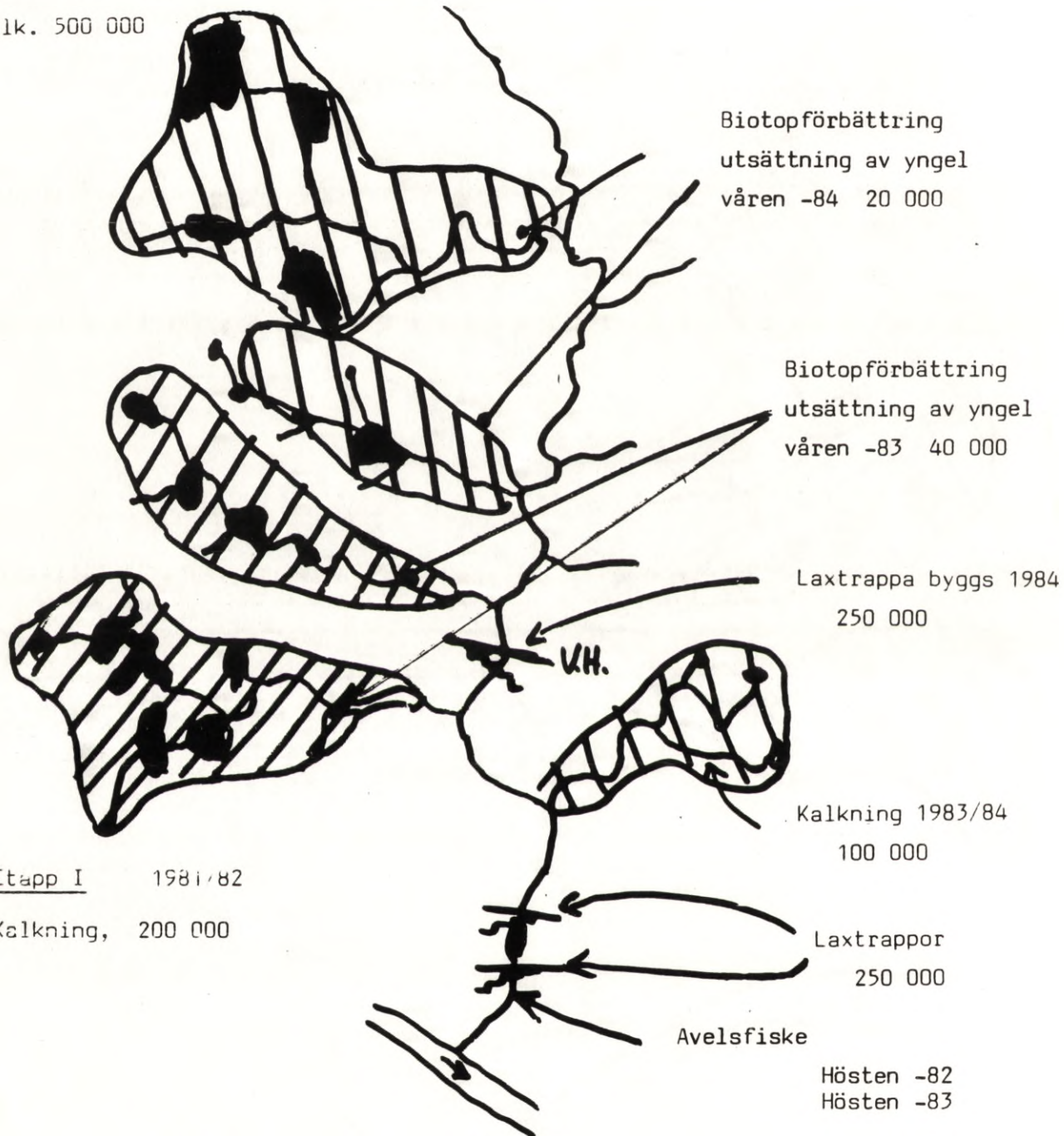




## FISKEVÅRDSÅTGÄRDER UTFÖRDA OCH PLANERADE 1981 - 1984

Ettapp II 1984

Kalk. 500 000



Ettapp I 1981/82

Kalkning, 200 000

## 6.7 Erfarenheter av kalkningsverksamheten

Per-Erik Sandberg  
Sveriges fiskevattenägareförbund, Kopparbergs län, Falun

Fiskevattenägareförbundet:

Intresseorganisation för de vilka förvaltar fiskevatten.  
Riksorganisation samt länsförbund.

Försumningsorganisation på länsnivå:

Varierande funktion. Tillgängliga planeringsmedel nyttjas mycket olika. LS-referensgrupp saknas i flera län. Kontakter LS-lokala intressenter ofta bristfällig.

Planering:

Val av vatten för åtgärder - bedömningsgrunder?

- \* Länsnivå
- \* Kommun
- \* Fiskevårdsorganisation m fl

Bidragsfördelning:

- \* Varierande bedömningsgrunder i resp län t ex yt - strandspridning.
- \* Nyttiggörande av tidigare erfarenheter - metodstudier
- \* Fördelning av tillgängliga bidragsmedel - tidsaspekter

Kalkningsregister - effektuppföljning:

- \* Register nödvändigt. Bearbetat material t ex "effektkurvor" till fiskevårdsföreningar, fiskevårdsområdesföreningar och kommuner.
- \* Dataregister ersätter ej tankeverksamhet.

Rådgivning - kompletterande fiskevårdsåtgärder:

## 7. ÖPPET FORUM

Under denna rubrik diskuterades frågor rörande nuvarande och framtida kalkningsverksamhet

Göran Persson,  
Statens naturvårdsverk inledde med en redogörelse över det internationella arbetet samt ledde därefter diskussionen.

Vincent Rolandsson:  
Länsstyrelsen, Vänersborg

5-åriga kalkningsplaner - en ekonomisk ram på 5 år i stället för ett år i taget. Doserare - hög initialkostnad - håller i många år. Billigare att göra flera upphandlingar samtidigt och planera på längre sikt.

Torbjörn Sjöström:  
Fiskenämnden, Örebro

Skall vi kalka alla vatten? Vad är vår policy? Vilka värden är vi ute efter? I Örebro skall vi kalka alla vatten - som går.

Ulf Lettevall:  
Länsstyrelsen, Karlskrona

Viktigt säkerställa referenssjöar. Svårt att hindra folk att kalka. Efterlyser snabbt sätt att säkerställa skyddet, det går för långsamt med naturvårdsområden. Anmälningssplikten borta - vem som helst kan kalka var han vill. Det kommer att kosta pengar att bilda naturreservat.

Ingvar Lundqvist:  
Länsstyrelsen, Örebro

Nyttan med kalkning. Hur mycket får t ex varje fiskekort kosta? Kommer SNV att kräva att LS skall redovisa hur mycket varje kalkning kommer att kosta i andra termer?

Christer Hjalte:  
Lunds universitet, Lund

Cost-benefit - en ny ekonomisk värdering av fritidsvärdet-rekreativt värdet behövs.

Inge Lundh:  
Fiskenämnden, Uddevalla

Kalkningsfrågan kommer att styras av tillgången på kalkningsbidrag. Fåtaliga 100 % bidrag - detta kan hindra viktiga projekt att komma till stånd i fattiga kommuner - är detta rättvist? Bidragsfrågan viktig - hur skall den se ut? Kanske för tidigt att avgöra.

Ingvar Josefsson:  
Fiskenämnden, Växjö

Är fys-kem det rätta sättet att undersöka sjöar? För grovt. Efterlyser biologiska parametrar.\* Övergripande provfisken saknas, behövs för att fylla den totala bilden för att lära sig var, när och hur det skall kalkas. 150-200 000 kr/år till provfiske.

Ulf Lettevall:

Fördela gärna pengar till FN för enklare provfisken.

William Dickson:  
Statens naturvårdsverk, Solna

Alla sjöar alk < 0.05 får ju ändå kalk, hur många sjöar ligger över detta men borde dokumenteras med fisken?

Erland Stake:  
Länsstyrelsen, Karlstad

Ambitionsnivån? Gamla myrsjöar naturligt sura. Skall de också göras till hyggliga fiskevatten. Det verkar fel, kan bli problematiskt. Centrala myndigheter måste hjälpa att styra pengarna mot rätt projekt. 100 % bidrag - kommuner delar bidrag med intressenter = 7.5 % x 2. 100 %-iga bidrag medför att staten "ordnar allt".

Christian Pedersen:  
Fritidsfiskarna, Lerum

100 % bidrag för de stora projekten. Små projekt klarar sig på engagemang. Det förlorade fritidsfiskevärdet pga försurning ca 100 milj/år framöver. Folkhushållningen. Fisken får ett större konsumtionsvärde i stället för enbart fritidsfiskevärde. Fiskkilopris 10 kr/kg fisk, 30 milj i södra sverige, kräftor 10 milj.

Håkan Carlstrand:  
Fritidsfiskarna, Göteborg

Snävt med bara kalkningsresonemang. Kräv fiskevårdsplan. Man kan inte bara kalka utan måste följa upp kalkningen med andra åtgärder. Hur blir bidragsgivningen i framtiden, kopplat med fiskevårdande åtgärder?

Lars Åke Lindberg:  
Fiskevattenägarna, Stockholm

Fiskevården måste absolut kopplas till kalkningen annars blir det ett stort resursslöseri. Fiskevattenägare kan intresseras för att skaffa in fiskuppgifter då information saknas. Fisket kan ske gratis, bara redskap ställs till förfogande.

Axel Wenblad:  
Länsstyrelsen, Vänersborg

Försöksverksamheten innehöll markkalkning. pH i åkermark i Dalsland ca 5.0-5.2. Lågmekaniserade jordbruk. Kan man använda kalkpengar till bidrag på jordbruksmark att stimulera till ett bättre jordbruk samt få effekter i vatten? Kanske 25 % till jordbrukskalkning i skogsbygd.



## 8.1 Kalkningsregister

Inledare: Göran Ribbegård  
Rapportör: Leif Göthe

Exempel på frågeställningar:

1. Framtida utformning av ADB-systemet  
samordning med andra datasystem - M10I?  
- REKODATA  
  
Central dator - regionala datorer
2. Önskemål om  
innehåll i registren?  
  
"output" - utrapportering av data från registret -  
vilken typ av sammanställningar, redovisningar?  
Hur ofta?
3. Problem med inrapporteringen?

Databasens innehåll

Regionala behov:

Regionalt vill vi bygga på kalkningsregistret med mera data

Exempel på tillägg i ett regionalt anpassat sjöregister

- Egen numrering av sjöar
- Avstånd och riktning till ind.centra
- Fiskevårdsorganisation
- Samkörning med andra regionala system (naturv.planering)
- Återförsurn.modell

Länen vill ha en central rapportering i form av bl a

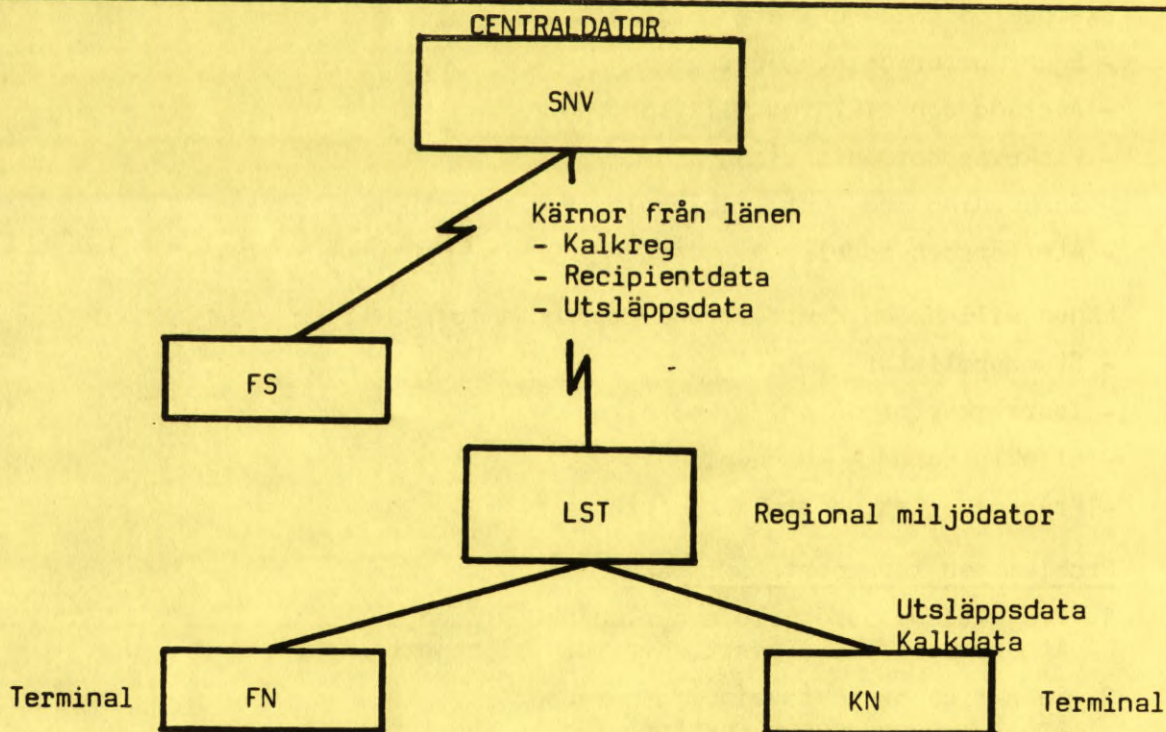
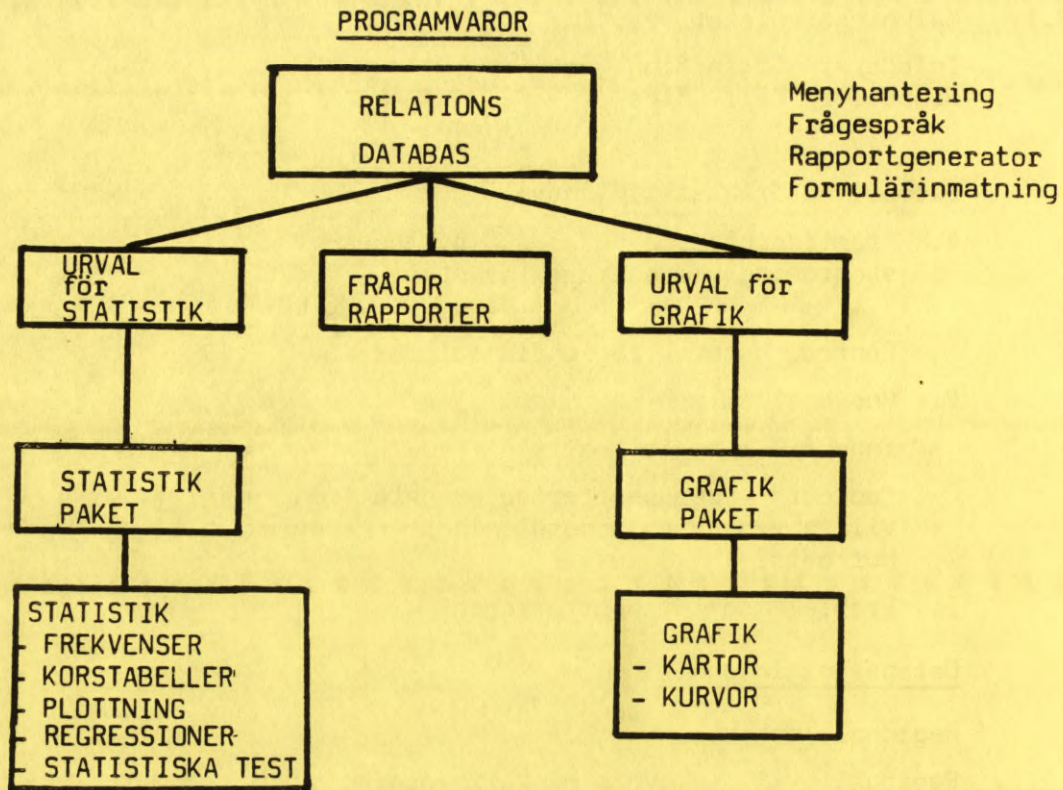
- Standardlistor
- Isaritmkartor på pH, alkalinitet
- Effektdiagram - kalkupplösning
- Frågemeny mot centralt register

Problem med inrapporterade data

1. Projekt som berör flera avrinningsområden  
Åtgärd: två extra positioner för delprojektnummer
2. Felaktiga projektavrinningsområden  
Åtgärd: noggrannare (bättre) förklaring i manualen
3. Felaktiga sjönummer  
Åtgärd: använd det sjönummer som finns i sjöreg.katalogen (SMHI)  
saknas sjön i registret, begär ett sjönummer från SMHI

Tänkbara befintliga datorsystem och programvaror

DBH:	MIMER	
Statistik:	SISS, SPSS, MINITAB	
Grafik:	Menyorienterad miljögrafik	
Maskinsystem:	Centralsdator	Reg.dator
Digital (dec)	VAX	PDP II, professional
Norsk data	Nord 100	Liten Nord



## DISKUSSION

Önskemål om att var man än befinner sig i Sverige så skall man kunna mata in, och få ut, data. Fiskeristyrelsen, SNV och Riksmuseet borde vara anslutna till samma dator.

Betonades att de sjönummer som tillhandahålls av SMHI är de som gäller även om de är felaktiga. Sjönumren är jämställda med personnummer och kan inte ändras godtyckligt, då försvinner numrens möjlighet att fungera som unik identifikation av sjön.

DISKUSSION

Önskemål om att var man än befinner sig i Sverige så skall man kunna mata in, och få ut, data. Fiskeristyrelsen, SNV och Riksmuseet borde vara anslutna till samma dator.

Betonades att de sjönummer som tillhandahålls av SMHI är de som gäller även om de är felaktiga. Sjönumren är jämställda med personnummer och kan inte ändras godtyckligt, då försvinner numrens möjlighet att fungera som unik identifikation av sjön.

4. Riksstämman i januari - mars 1985  
- SNV budget ca 1 milj  
- L2 har ansvarat tekniskt  
- Kommanen tekniskkontrollprogram

Discussion

Här refereras till de skilda diskussionerna som har ägt rum i de olika arbetsgrupperna i de stora grupperna.  
1. De som föredrar en mjuk linje  
2. De som vill ha tuffare led där besluten och skyddet av resurserna är av största betydelse.  
3. "Mjuka linjen"  
Deltagarna i gruppen har föredragit lösningar som innebär att skyddet av resurserna genom bildandet av fiskeristämmande förändras. Gruppen betonas också vikten av en välutbildad psykologi där man börjar med FVD för att få med sig verktygen för att stärka FVD. Ett bildningsbehov på en nivå som inte är kopplad till bildandet av FVD. I en annan riktning som innebär att tillräckligt många bidrar till fiskeristämmande.



## 8.2 Referenssjöar och riksinventering

Inledare: Kjell Johansson, Torsten Ahl  
 Rapportör: Ingvar Lundquist

Exempel på diskussionspunkter:

1. Kriterier för referenssjöar.
2. Skyddsmöjligheter?
3. Hur lång tid skall vi räkna med att ha referenssjöar inom kalkningsverksamheten?
4. Kriterier för utval av sjöar till riksinventeringen 84/85.

Gruppens sammanfattning:

1. Kriterier för referenssjöar
  - Urvalet är i allt väsentligt bra
  - Regionala avvikelser finns

OBS! Kräftsjöar

2. Skyddsmöjligheter
  - Information
  - Samråd Lst - Fn - Fi. va. äg. - (Mark.äg)  
Ev 20 § NL? Samrådsområde?
  - Utred möjlighet att inkludera sjön i fiskevårdsområde
  - Vid särskilt skyddsbehov: naturreservat
    - a) akut behov 11 § NL 3 + 3 år
    - b) behov på sikt: 7 - 10 §§ NL

PM från centralt håll - SNV - FS - fi.va.äg.

3. För hur lång tid?
  - "Så länge det är surt?"
  - "Tills vidare"
  - "Så länge behov föreligger"

↑  
annat än försurning

4. Riksinventering januari - mars 1985
  - SNV begär ca 1 mkr
  - LS har ansvaret regionalt
  - Kommunen recipientkontrollprogram

### Diskussion

Hur referenssjöarna skall skyddas diskuterades livligt. Man kan sammanfatta de olika synpunkterna i två stora grupper:

1. De som förespråkar en mjuk linje
2. De som vill ha tuffare tag där besluten och skyddet av resp referenssjö säkerställs centralt.

#### 1) "Mjuka linjer"

Deltagarna i grupparbetet föredrog en mjuk linje där bl a möjligheten att skydda en referenssjö genom bildande av fiskevårdsområde föreslogs. Gruppen betonade också vikten av en vettig psykologi där man börjar med FVO för att få med sig markägarna. För att stimulera FVO: ets bildning behövs någon morot, t ex kostnadstäckning för bildandet av FVO, hjälp i en annan sjö om man avstår en sjö till referenssjö, större bidrag till fiskevårdande åtgärder.

Idén med FVO kan nog fungera om det ingår tillräckligt många sjöar i fiskevårdsområdet.

2) "Tuffa linjen"

Från centralt håll skall skyddet av referenssjöarna säkerställas genom lagstiftning. Referenssjöarna skall finnas i all framtid. Inom ett naturvårdsområde kan man inte reglera t ex kalkning, dikning eller kalkygge. Förslag på att referenssjöarna skall bedömas som riksintressanta och borde ingå i SNV:s översyn av riksobjekt (sjöar och vattendrag).

Alla referenssjöar behöver kanske inte skyddas på samma sätt. Det kan bli problem på länen om man försöker gå före kön då det gäller bildande av naturreservat.

Karl-Erik Johansson, naturresursavdelningen, SNV, berättade att formalia beträffande beslut om reservat osv kommer att föreligga före jul 1983.

Avslutningsvis sade K-E Johansson att det är en utmaning med alla dessa problem, och att han fått många nya tips.

FVO = fiskevårdsområde

## 8.3 Uppföljningsverksamheten

Inledare: Sture Larsson, Åke Pettersson

Rapportör: Sture Larsson

Förslag till diskussionspunkter:

1. Effektuppföljning  
Omfattning?  
Kostnader?  
Förslag till ändring?  
LS roll  
FN roll  
Fiskeriintendentens roll
2. Erfarenheter av egna och externa laboratorier.
3. Behov av interkalibrering - hjälp med att få likvärdiga mätvärden?
4. Förslag till riktlinjer.

A. Fys-kemisk uppföljningsverksamhet

1. Fys-kem enligt basprogrammet
  - A Översiktlig effektuppföljning
  - B Särskilda vatten
  - C Riksinventeringen
  - D Referenssjöar

Omfattning

Gruppen nöjd med den omfattning som detta har fått enligt manualen.

Önskemål om att siktdjup skall ingå vid sjöprovtagning under icke islagd tid.

Det ifrågasattes om Ca, Mg skall ingå regelmässigt (problem vid analyserna, måste anlita externt lab). Dock stora fördelar vid många bedömningar att ha med Ca, Mg. De bör således ingå.

Riksprovtagningen blir stort problem i Sydsverige där kanske inte isarna bär för att man skall komma ut på sjöarna.

Det centrala programmet bör i vissa fall kunna utvidgas för att bättre utnyttja pengarna. Som ett exempel nämndes att när man ändå tar in prover för att se på metallackumuleringen bör man öka antalet metaller som undersöks.

Gårdsjöprojektet är ett ekonomiskt och effektivt sätt att arbeta på.

2. Labresurser

En fördel att ha eget lab vid länsstyrelsernas och att ha egen personal. Billigare än externa lab. Egen personal har större lokalkännedom. Egna lab. förordas.

Ett stort problem idag vid flera länsstyrelser att man inte får anställa egen personal även om det skulle finnas pengar.

### 3. Interkalibrering

Det finns behov av interkalibrering. Det bör vara SNV:s ansvar.

#### Provtagningspersonal

Mycket växlande från län till län. I vissa fall helt länsstyrelsens folk, i andra fall helt kommunerna som sköter provtagningen i fält. Det måste lösas från län till län vilken väg som är framkomlig och billigast. Nog svårt att få kommunerna idag att ta på sig detta ansvar där det inte redan är inkört sedan länge.

### B. Biologisk effektuppföljning

Först konstateras att det tydligen föreligger stora skillnader i vilken omfattning biologisk effektuppföljning görs i länen utöver den centrala som SNV och Fiskeristyrelsen står för. Det finns län som inte gör något alls, andra som avsätter stora belopp av de erhållna planerings/uppföljningspengarna för t ex provfisken. I vissa fall finansieras provfisken med AMS-medel eller genom att FVO svarar för provfisken.

Gruppen var enig om att den biologiska effektuppföljningen som sker idag är otillräcklig när det gäller att följa upp enskilda kalkprojekt.

Om vi på sikt skall få kunskap om vad kalkningen innebär för faunan måste detta följas brett i många projekt. Det krävs för stor generalisering om slutsatser endast skall dras av de centralt uppföljda projekten.

I princip skulle man vilja ha någon form av enkel provtagning i varje projekt. Idag mäter man egentligen inte resultat av kalkning utan bara att det blivit gjort.

Syftet med kalkningen är ju att påverka faunan då bör man också kräva att man visar effekten på faunan. Som någon uttryckte det "vore det bidrag till gödsling skulle man väl inte mäta hur mycket gödsel som fanns kvar i jorden utan vilken tillväxteffekt man fått".

Man skall ju helst ha ett biologiskt kriterium som motiv för kalkningsbidrag. Så långt kan man inte gå idag men för återkalkning borde det krävas en biologisk dokumentation. Detta kan bli speciellt viktigt om man tvingas prioritera ifråga om återkalkning. Minst borde man med provfiske dokumentera åtminstone fiskfaunan.

Det är inte möjligt att följa alla projekt. Svårt att skilja ut "triviala" från sådana där effektkontroll behövs. Länsstyrelse och fiskenämd har ju en allmän uppfattning om förhållandena och i samband med prövningen av bidrag bör man också kunna ta ställning från fall till fall vilka objekt som skall ha biologisk provtagning på lokal nivå.

Det blir i detta sammanhang viktigt med råd och anvisningar för metodik, redovisning m m. Man måste sträva efter enkla metoder, som P E Lingdells ephemeridundersökningar, provfiske med över-siktsnät, kraftprovfiske eller liknande.

Svårt att skilja på biologiska undersökningar för planering och uppföljning. Det måste finnas en bred biologisk kunskapsbas även för planeringar och för bedömning av ansökningarna.

Det framhölls att även översiktliga inventeringar givit många överraskningar, t.ex i fråga om relikter.

I detta sammanhang pekades också på betydelsen av att dokumentera refuger där faunan är bevarad.

Slutsatsen blir alltså ett klart behov av ökad lokal biologisk uppföljning och att detta då måste med i basprogrammet.

#### Personal

Det går inte i längden med tillfälligt anställd personal eller konsulter. Aldrig har vi samlat, och i denna omfattning behandlat, ett så stort miljöproblem som försurningen. Det är därför ett stort slöseri sett i relation till detta, att inte kunna ha kvalificerad fast personal för lokal effektuppföljning. Kvalificerat folk finns.

#### Kostnader

Det blir med hänsyn till denna ambition för lite pengar med nuvarande andel för effektuppföljning.

Finansieringen bör även fortsättningsvis ske genom centralt anvisade medel, och ej läggas i enskilda projekt.

Kanaliseringspengar är ett problem då man inte får anställa egen personal.

#### Ansvarsfördelning

Planering, fördelning av uppföljningar kan ske i de samrådsgrupper som finns länsvis.

#### Diskussion

I Värmlands län skickar man flaskor och provtagningsinstruktioner till kalkningsprojektets huvudman. Detta var OK för 1 meters djup men nu när det är föreskrivet 2 meters djup tas proverna i utloppet i stället. Detta förfaringssätt ifrågasattes, då ett prov utifrån sjön borde vara bättre även om strikt 2 m inte går att hålla.

Analys av Ca + Mg ifrågasattes - borde man inte mäta enbart Ca. Om man mäter Ca + Mg så borde  $SO_4$  eller  $Cl^-$  mätas för att man skall kunna avgöra den marina andelen.

#### 8.4 Villkor för - och kontroll av kalkningsbidragen

Inledare: Axel Wenblad  
 Rapportör: Erland Stake

Förslag till diskussionspunkter:

1. Vem bör svara för tillsyn av projekten och kontroll av råvaran?
2. Vad kan accepteras som bidragsgrundande kostnader?  
 vägbyggen  
 inköp av specialutrustning, mätapparatur etc.
3. Lämpliga utbetalningsrutiner?
4. Krav på anbudsgivning/och anbudsunderlag
5. Särskilda villkor för 100-procentiga statsbidrag?
6. Innehåll i detaljplanen?
7. Förslag till revision av Råd och Riktlinjer nr 2.

Arbetsgruppens sammanfattning:

1. Huvudmannen skall svara för kontroll och tillsyn.
  - a) Kontroll av råvaran:
    - Svensk standard saknas för siktanalys
    - Man måste kunna lita på siktprotokoll. En centralservice/ auktorisation genom t ex provningsanstalten avseende CaO-halt och siktanalys skulle kunna underlätta kontrollen. Antagligen skulle också större kalkproducenter vara positiva till detta.
    - Provtagning på leverans kan ändå inte underlåtas. Alla prover behöver dock inte analyseras. Man skall i förväg komma överens med leverantören om var analys skall ske. Lämpliga laboratorier bör anvisas av SNV/fiskeristyrelsen efter samråd med kalkbranchen.
    - Vågsedel skall visas upp för varje leverans.
  - b) Tillsyn
    - Beställaren ser till att kalken kommer på avsedda ställen
    - Lst har en roll främst som rådgivare medan ansökan förbereds och behandlas.
    - Kalkningsregistret bör förse länsstyrelserna med aktuella schablonkostnader en gång per år. Skall användas för att bedöma om en ansökan anger rimliga kostnader.
2. Ett pålägg om 10 % bör normalt täcka kringkostnaderna. I dessa ingår:
  - detaljplan
  - kontroll
  - vägbyggnad/reparationer
  - administration
  - förundersökningar i rimlig omfattning
 Inköp av specialutrustning får bedömas från fall till fall. Avskrivning av sådan kan eventuellt fördelas på flera projekt.
3. När beslutet vunnit laga kraft och eventuell detaljplan godkänts betalas 75 eller 100 % av bidraget ut. Ett eventuellt överskott skall i princip betalas tillbaka till lst men bör även - efter godkännande av lst - kunna användas att förbättra projektet. I princip skall överdrag bekostas av huvudmannen.

Lst måste ha möjlighet att i akuta situationer undantagsvis gå in med pengar utan särskild ansökan. Får regleras i efterhand.

4. Vid projekt över 100 000 kr bör anbud alltid krävas.
5. Man bör vara generösare med 100 %-iga bidrag, t ex
  - vid stora projekt i glesbygdskommuner
  - reproduktionsområden för storöring som vandrar ut till allmänt vatten
  - rena naturvårdsobjekt
6. Detaljplaner för sjöar bör innehålla uppgifter om
  - var kalken skall placeras
  - hur stor mängd kalk som skall spridas
  - när under året man avser sprida kalken
  - preliminär uppgift om spridningsmetod
  - eventuellt provtagare
 För rinnande vatten är det för närvarande svårare att precisera kraven på en detaljplan. Följande uppgifter föreslås:
  - avsedd dos (giva eller upplöst?)
  - apparatens kapacitet
  - hur tillsynen organiseras.

Det är viktigt att den påbörjade utvärderingen av kalkningsapparater fortsätts under andra årstider.

Län med erfarenheter av doserare bör dela med sig av dessa erfarenheter.

För uppgifter om MQ, MHQ etc kan det löna sig att gå till vägförvaltningen, som i samband med brobyggen skaffat fram en mängd sådana uppgifter från SMHI.

7. Inga kommentarer.

#### Diskussion

Det borde finnas en svensk standard för siktkurvor för att kunna tolka siktanalysen av kalken.

Bergman kunde tänka sig att kalkföreningen skulle kunna fungera som en neutral auktoriserad provtagare av kalk för analys. Vad det gäller kontroll av kalkens vikt är det svårt med något annat än vågsedlar. Om kalkspridningsmetod finns angiven i anbudet så skall man stå fast vid den metoden - annars måste alla tillskrivas om ändringen. I så fall är det bättre att lämna val av metod öppet.

Länsstyrelserna skall göra en ekonomisk uppföljning av varje projekt. Förslag på att LS betalar ut 100 % av bidraget direkt och låter sökanden få så mycket ränta som möjligt på pengarna - låt sedan räntan gå till fiskevård eller liknande.

## 8.5 Kalkningsstrategier

Inledare: Lars Bengtsson

Rapportör: Hans Nyman

Förslag till diskussionspunkter:

1. Vilket syfte har man med kalkningen?  
Vilka kriterier ställs upp vad gäller
  - a) vattenkvalitet
  - b) biologi
  - c) varaktighet
2. Val av metodik  
Vad har man för kriterier för val av spridningsmetod?
  - Kostnader
  - Hydrologi. Upprepad kalkning eller doserare (sjöar med kort omsättningstid).
3. Strategi för stora vatten. Åtgärda i sjön eller i tillrinningsområdet?
4. Förslag till revidering av Råd och Riktlinjer nr 1, vad avser kalkningsstrategier.

Arbetsgruppens sammanfattning:

### Kalkningsstrategier (i sjöar)

1. Vilket syfte har man med kalkningen? Två typer togs upp till diskussion.
  - a) Att säkerställa ett intakt och fungerande ekosystem i av försurning hotade vatten. D.v.s. den renodlade naturvård-bevarande aspekten ex. behållande av en naturlig genpool etc.
  - b) Att säkerställa en nöjaktig vattenkvalitet för olika nyttjandegrupper ex. sportfiske, bad, råvattentäkt etc, d.v.s. nyttjandenaspekten.

Gruppen diskuterade därefter märkkalkning som ett komplement till sjökalkning. Huvudsyftet skulle här vara att hindra metaller att nå fram till sjön. Gruppen förordar mer försöksverksamhet på markkalkning.

Gruppen tog därefter upp "kalkningskriterier" men diskuterade endast mycket översiktligt om prioriteringsmetodik.

- a) Vattenkvalitet: kemiska gränsen 0,1 mekv/l bedömdes som bäst i ett mera generellt sammanhang. Naturligtvis kan dock lägre gränser vara aktuella för vatten med stora volymer och lång omsättningstid. Bättre är att ha en alkalinitetstrend att gå på - det finns t.ex. jonfattiga sjöar där alkaliniteten är naturligt låg.



- b) Biologi: Ett mörtbestånd med skadad reproduktion kan användas som en tidig indikation på skador. Även dagsländor i rinnande vatten kan vara en lämplig indikator. Även andra konstaterade biologiska skador kan förekomma som indikationer ex. snäckor, andra fiskarter etc. Medel bör ställas till förfogande så att denna typ av biologiska undersökningar kan göras. Fiskenämnerna bör t.ex. förstärkas ekonomiskt så att regelmässiga provfisken kan göras.

Gruppen förordar en kombination av kemiska kriterier och biologiska kriterier. Biologiska kriterier väger tyngst - det är ju för biologin vi kalkar. Exempel gavs på hur man tillämpade urvalskriterier i Kronobergs län. Vanligen användes huvudsakligen alk-värden, men i de fall man konstaterade skador på mörtreproduktionen utan att konstatera låg alk, så plockades också dessa sjöar ut för kalkning.

Åsikter framfördes också om att kalkningen skulle sättas in redan i fas 1 av försurningsprocessen (fas 1: sjunkande alk - inga biologiska effekter noterade, fas 2: sjunkande + lågt eller kraftigt fluktuerande pH - biologiska effekter noterade (ex. fiskreproduktion), fas 3: stabilt lågt pH ingen alk - ingen fisk etc. En kalkning av fas 3 ger ett helt annat ekosystem som slutprodukt än kalkning av fas 2 eller 1).

Gruppen anser att kalkningens varaktighet bör eftersträvas att vara ca 5 år även i framtiden. Det betonades att även en "administrativ" varaktighet måste finnas så att det finns pengar för 5 års uppföljning av projekten. Härefter diskuterades (livligt) prioriteringen av vilka sjöar som skall kalkas. Det framfördes åsikten att den kalkning och prioritering som genomförs nu, bra eller mindre bra, kommer att låsa vår framtida kalkningsverksamhet - kedjad prioritering m.a.o. Ytterligare en åsikt var att en sjö som väl en gång varit försurad (fas 3) torde ha erhållit kvarstående skador (genpool etc. etc.) och alltså inte borde prioriteras för kalkning lika högt som en inte försurad men i övrigt likvärdig sjö. I ett initialskede av kalkningen har urvalskriterierna många gånger varit mycket suddiga, varför många dåligt underbyggda projekt utförts. En omprioritering av dessa projekt måste dock rimligen kunna ske. En annan åsikt var att alla projekt måste kunna omprövas beroende på ökande resp. minskande nyttjandetryck etc.

### 2+3 Val av metodik och strategi

Gruppen anser att det naturligt nog är helt avhängigt av vad man vill skydda. Är det biologi som t.ex. ett laxbestånd, måste åtgärderna anpassas till den specifika hydrologin på platsen och naturligtvis till kostnaden så att effektivaste kalkning erhålles. Gruppen förordar som princip att kalkningsåtgärder skall sättas in så högt upp i vattensystemet som det är effektivt och möjligt. Det kan ur funktionssynpunkt (driftsäkerhet etc.) vara fördelaktigt att kombinera olika metoder som t.ex. doserare med förrådskalkning i uppströms-sjöar så att bästa effektivitet och resultat erhålles. Om doserare skall bli ett handfast alternativ måste driftsäkerheten kunna garanteras - en natts avbrott kan bli ruin i strömmande vatten etc.

Alternativt bör det finnas "reservdoserare" som automatiskt träder in vid avbrott. Några närmare riktlinjer torde inte kunna ges då förutsättningarna varierar mycket från plats till plats utan man får lita på sunt förnuft hos den kompetente planeraren.

Det finns också många problem med kalkning i reglerade vatten. Hög regleringsamplitud ger t.ex. kort varaktighet på åtgärder. Skall merkostnaden för kalk betalas av kraftbolaget? Överledning av vatten mellan olika vattensystem av olika försurningsstatus kan också ge problem.

#### 4. Förslag till revidering av Råd och Riktlinjer nr 1.

- a) En mer detaljerad karta än den nuvarande "run off map" (sid 7) minst i A4-format - helst i A3.
- b) En revidering av kartan så att förslagsvis de sista 20 åren används (bäst och mest data under denna period).
- c) Som ett komplement bör årstidsvariationer redovisas i förslagsvis 5-6 st vattendrag i olika regioner.
- d) Ett annat komplement är redovisning av mellanårsvariationer så att hänsyn kan tas till extremvärden. I nuläget kan den icke initierade användaren frestas att använda kartan som "kungsord".

Riktlinjer finns inte för strandzonskalkning (skall skydda kräftor etc.) vilket efterlyses. När på året bör man t.ex. inte kalka med hänsyn till fåglarnas häckning? Vilken strandvegetation är känslig etc? Gruppen förordar att SNV resp. Fiskeriverket tillskriver SMHI med en begäran om en reviderad karta där det använda materialet dessutom läggs på data så att det blir tillgängligt och mångsidigt användbart. Rinnande vatten måste bättre behandlas så snart som ett tillförlitligt bakgrundsmaterial är tillgängligt. Uppgifter som kalklagringskapacitet och prestanda (effektivitet etc.). Erforderlig fallhöjd, behov av turbulent vatten samt framför allt driftsäkerheten måste redovisas.

#### Diskussion

B. Almér föreslog att man kanske skulle vänta med att kalka en sjö tills mört och braxen dött ut. Men i Göteborgs- och Bohus län har man i stället gjort nyinsättning av mört där den försvunnit.

Vattenkvalitet innefattar inte bara fys-kem utan även biologi. T. Ahl ansåg att det är en felsyn att kalka så högt upp i systemen som möjligt - kalka där det behövs istället för långt uppströms med mångdubbelt högre doser.

Nyttjandebesvär tillsammans med alkalinitet lägre än 0.05-0.10 borde väga tungt i prioriteringen av kalkningsobjekten.

Är vi mogna för att beställa en vattenkvalitet? För att en entreprenör skall kunna åta sig det krävs nederbördsdata.

## 8.6 Dosberäkningar

Inledare: William Dickson  
 Rapportör: Lennart Henrikson

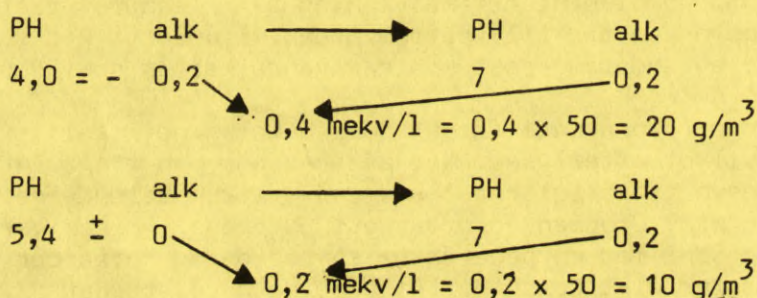
Förslag till diskussionspunkter:

1. Vilken teknik används vid dosberäkning?
2. Kompenserar man dosen för höga färgtal?
3. Vilken varaktighet eftersträvas? 1-3-5 år?
4. Behöver Råd och Riktlinjer nr 1 revideras, vad avser dosberäkningar - i så fall hur?

Arbetsgruppens sammanfattning:

Erforderliga mängder kalciumkarbonat för att höja pH och alkalinitet

Teoretiskt:



Praktiskt idag:

PH före	CaCO <sub>3</sub>	PH efter
4,0 - 4,5	30 g/m <sup>3</sup>	6,5 - 7
4,6 - 5,0	20 g/m <sup>3</sup>	6,5 - 7
5,1 - 5,5	15 g/m <sup>3</sup>	6,5 - 7
5,6 - 6,0	10 g/m <sup>3</sup>	6,5 - 7

50 - 70 % effektivitet

Kalkning: rinnande vatten

Beräkning antingen som för sjöar eller enligt schablon x årsavrinning

Exempel:

Västkusten (70 kg/ha x år) avrinning = 4.400 m<sup>3</sup>/år x ha

$$\frac{70.000}{4.400} = 16 \text{ g/m}^3$$

Blekinge (50 kg/ha x år) avrinning = 2.000 m<sup>3</sup>/år x ha

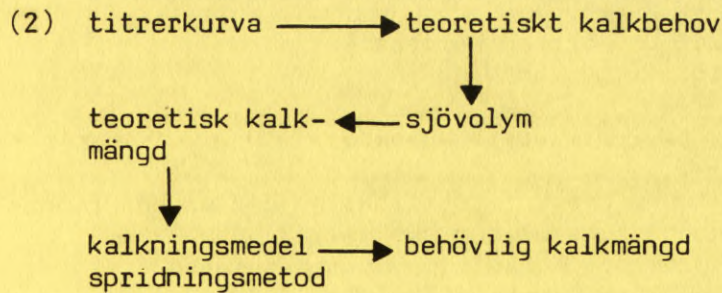
$$\frac{50.000}{2.000} = 25 \text{ g/m}^3$$

V. Värmland (35 kg/ha x år) avrinning = 4.400 m<sup>3</sup>/år x ha

$$\frac{35.000}{4.400} = 9 \text{ g/m}^3$$

N. Dalarna (25 kg/ha x år) avrinning = 4.400 m<sup>3</sup>/år x ha

$$\frac{25.000}{4.400} = 5 \text{ g/m}^3$$



Enklast (=bäst?):

schablondosering enligt R & R

kontroll av effekt (facit)

ev. justering inför omkalkning

Förbättring av dosavsnittet i R & R

1. Betona ytterligare att även om kalkmängd m m planeras för 5 år, så avgörs antal spridningsomgångar av hydrologiska förhållanden, framför allt omsättningstiden.
2. Underhållskalkning (tillrinnande vatten)  
kalkmängd = mängd vatten x dos i stället för arealdos x avrinningsområdets areal

Varför schablon?

grundkalkning:

i normalfallet är kalkmängden vid grundkalkning liten i förhållande till underhållskalkningen (undantag: stora sjöar ex. Stora Le)

underhållskalkning:

svårt att förutse tillrinning



Alternativ dosberäkning för grundkalkning

(1)	Utgångs-PH	CaCO <sub>3</sub> fraktion			
		0 - 0.065	0 - 0.125	0 - 0.25	0 - 0.5
	4 - 4.5	?	?	?	30
	4.6 - 5.0	?	?	?	20
	5.1 - 5.5	?	?	?	15
	5.6 - 6.0	?	?	?	10

DISKUSSION

Fraktionen 0-0.2 mm borde vara dagens riktmärke istället för 0-0.5 mm. Eventuellt är det lite för tidigt att föreslå olika dos beroende på kalkfraktion, men vi bör arbeta mot finare fraktioner, ansåg K Pedersen.

## 8.7 Länsvis organisation av bidragsverksamheten

Inledare: Jan-Erling Larsson

Rapportör: Inge Lundh

## Förslag till diskussionspunkter

1. Hur många ansökningstillfällen per år bör finnas?
2. Vilka beslutsrutiner bör gälla?
3. Rutiner för utbetalning av statsbidrag?
4. Önskemål om agerande från LON/SNV/FS?
5. Förslag till riktlinjer!
6. Hur bör länsplanearbetet bedrivas?

## Arbetsgruppens redovisning:

Fråga 1. Hur många ansökningstillfällen per år bör finnas?

Svar: 1 gång/år

Motiv: Mindre arbete i hela organisationen.

Villkor: Ställer högre krav på planeringsarbetet.  
 Bättre framsynthet i planeringen av sökanden.  
 Den regionala myndigheten måste ställa upp med intresse och resurser för att planerings- och kalkningsåtgärder skall löpa kontinuerligt.

Fråga 2. Vilka beslutsrutiner bör gälla?

Svar: Nuvarande beslutsrutiner kan bibehållas. Samverkanformerna inom planeringsverksamheten avgör hur rutinerna skall utarbetas.  
 \* Bra samverkan - lite formalitet

Fråga 3. Rutiner för utbetalning av statsbidrag?

Svar: Förskottsbetalning kan ske av hela statsbidraget till kommuner och Domänverket samt fiskevårdsområden. Till övriga utbetalas 75 % i förskott av bidraget.

Fråga 4. Önskemål om agerande från LON/SNV/FS?

Svar: Ja, det finns behov av "lätta" riktlinjer.

Fråga 5. Förslag till riktlinjer.

Svar: Riktlinjer behövs för:

1. En ändamålsenlig organisation av den regionala kalkningsplaneringen
  - för stimulering och förankring av planering och åtgärder
  - kommunens förankring av planen bör särskilt beaktas (ex kommunala kontaktombud, politiska beslut)
  - remissförfarande
  - pressinformation
  - utställning
2. Nödvändig samverkan mellan länen bör säkerställas
  - för bl a ändamålsenliga kalkningsåtgärder.

Fråga 6. Hur bör länsplanearbetet bedrivas?

Svar: Planeringsarbetet bör drivas i mycket nära samverkan med vattennyttjarna med ständigt beaktande av att förenkla rutiner och minska byråkratin. Den rådgivande gruppen fyller här en viktig funktion.

Som en viktig del i planarbetet ingår systematisk information, utbyte av erfarenheter, redovisning av kalknings-effekter och annan utbildning.

Kalkningsverksamheten måste anpassas till försurningsutvecklingen i yt- och grundvatten och mark.

Fortgående försurning kan kräva förändrad och stramare objekts-prioritering.

Kalkningsinsatserna kan komma att disponeras på annat sätt i framtiden.

- Parallellt med kalkningsverksamheten måste alla ansträngningar inriktas på stopp av utsläppen.

#### Diskussion

I Göteborgs- och Bohus län väljer fiskevattenägarförbundet lokala fiskevattenägareombud som skall samarbeta med det kommunala kalkombudet. K Pedersen tyckte det lät bra med lokala ombud men poängterade att modellen endast är teoretisk och i sin tillämpning ännu befinner sig i ett uppbyggnadsskede. Det kan vara svårt att bygga upp samma mönster över hela landet. Jan-Erling Larsson framförde vikten av att bekantgöra de olika organisationsmodeller som finns.

## 8.8 Försöksperiodens (1977-82) projekt - nya projekt

Inledare: Bo Bengtsson  
 Rapportör: Inger Nilsson

## Förslag till diskussionspunkter:

1. Hur hanteras kvarstående medel i "gamla" projekt när dessa blir "nya".
2. Hur hanteras den uppföljande verksamheten i fall som ovan?
3. FS skrivelse rörande försöksperiodens projekt.
4. Vilket behov finns av information beträffande gamla projekt vid övergången till nya?
5. Vilka rapporteringsrutiner bör gälla?
6. Finns det behov av Råd och Riktlinjer?

## Arbetsgruppens redovisning och förslag:

"Gamla" kalkningsprojekt

- 1a. Projektet har ej några kvarstående medel hos Fiskeristyrelsen. Kalkningen har givit effekt under den beräknade femårsperioden och analysresultat visar på att en ny insats nu bör göras. Det första projektet skall då ekonomiskt och med avseende på kemisk och biologisk effektuppföljning redovisas till Fiskeristyrelsen och medel för det "nya projektet" sökas hos länsstyrelsen.
- b. Det av Fiskeristyrelsen beviljade 75 % bidraget ger effekt endast i ex. tre i stället för beräknade fem år. Är den resterande summan hos Fiskeristyrelsen av den storleksordningen att den ej räcker för ny kalkningsinsats, ska sökande även begära medel hos länsstyrelsen, som vid beviljande tar hänsyn till tidigare beviljat statsbidrag och beaktar att detta belopp motsvarar en arbetskostnad av 25 %. Återstår ej några medel hos Fiskeristyrelsen sökas nytt bidrag hos länsstyrelsen. I båda fall kvarstår sökandes redovisningsskyldighet till Fiskeristyrelsen i enlighet med tidigare formulerade villkor. Länsstyrelsen beviljar alltså endast medel till direkta kalkningsinsatser. Effektuppföljningen utföres, tills dess Fiskeristyrelsen avslutat projektet, av sökande och utgör de 25 % eget arbete.
- c. Projekt som av Fiskeristyrelsen beviljats medel, men ännu ej startats upp ska slutföras i Fiskeristyrelsens regi.
2. Nödvändigt att undersökningar från försöksperioden fullföljs så att vunna erfarenheter snabbt kommer till nytta.
3. Fiskeristyrelsens skrivelse rörande försöksperiodens projekt utgör viktigt underlagsmaterial för att i tid kunna förbereda och ta ställning till "gamla" projektets övergång till "nya". Samråd med Fiskeristyrelsen.
4. Grundläggande information om projektet. När det kalkades, hur många ton, till vilken kostnad, metod, "anmärkningar". Viktigt att länsstyrelser m.fl. så snart som möjligt får del av erfarenheter från försöksperioden.

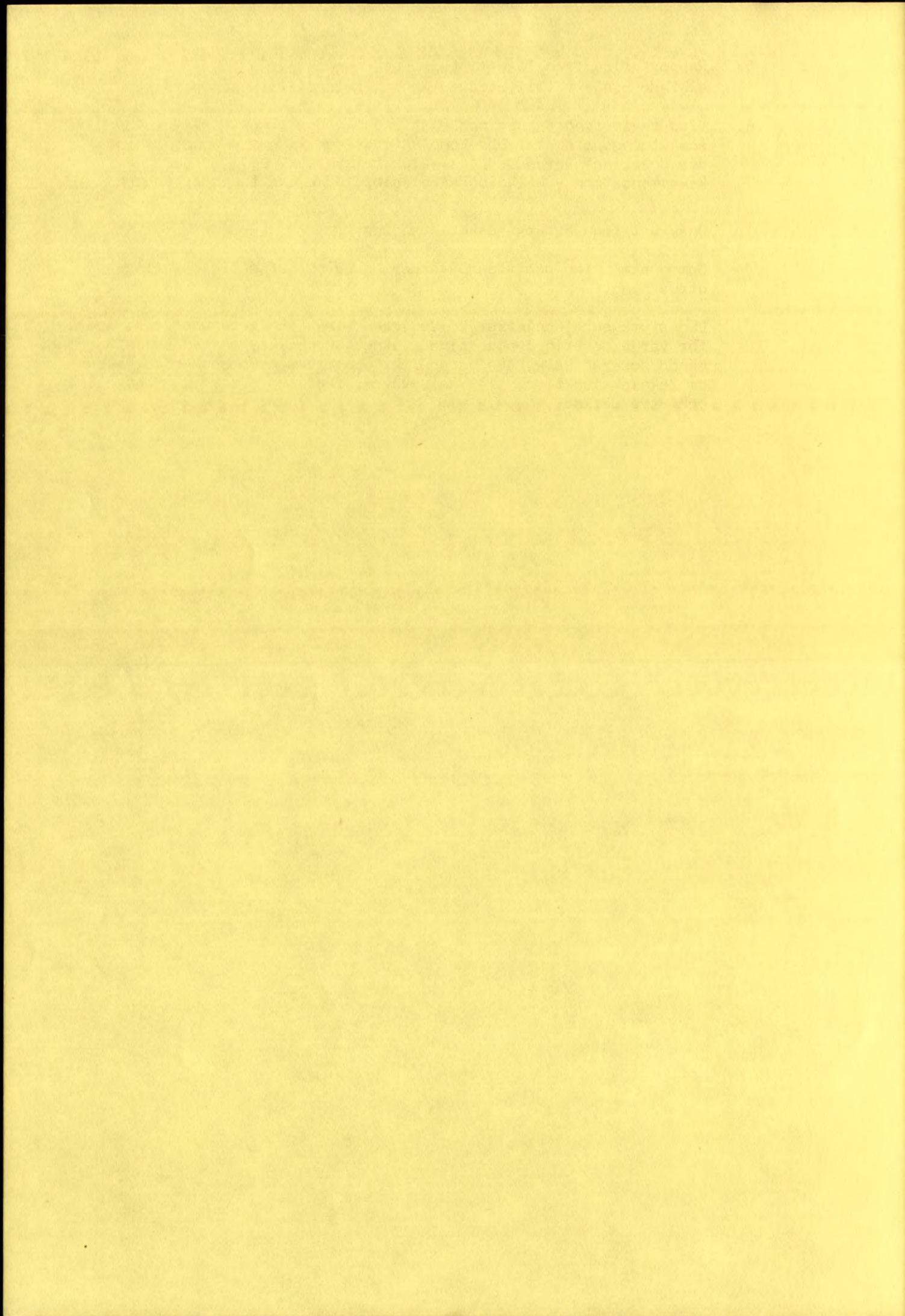
5. Rapportering från Fiskeristyrelsen en gång per år av ej avslutade projekt till berörda länsstyrelser, fiskenämnder.
6. Viss revidering av Råd och Riktlinjer. "Doseringsstabell" med pH som utgångsparameter bör kompletteras med liknande uppställning där doseringen grundas på alkalinitetsvärden.  
Rekommendation - kalkningsstrategier för olika typer av vatten.

Önskvärt från Naturvårdsverkets sida:

Sammanställning och viss utvärdering av nu befintlig doseringsutrustning.

Länsstyrelser (Fiskeristyrelsen) redovisar en/flera gånger om året, för varje doseringsanläggning i länet, uppgifter om typ av anläggning, mängd doserad kalk, analysresultat uppströms/nedströms silo, allmänt om teknisk funktion, till Naturvårdsverket som gör en sammanställning och utvärdering.





<u>Namn</u>	<u>Arbetsplats</u>
Abrahamsen, Hans	Norska kalkningsprojektet, Ås
Ahl, Thorsten	Statens naturvårdsverk, Uppsala
Ahlmér, Birger	Fiskenämnden i Jönköpings län
Alenäs, Ingemar	IVL, Göteborg
Almer, Brodde	Fiskenämnden i Hallands län
Andersson, Bert-Ove	" i Västmanlands län
Andersson, Paul	Statens naturvårdsverk, Solna
Appelberg, Magnus	Uppsala universitet, limnol. inst.
Bengtsson, Bo	Fiskeristyrelsen, Göteborg
Bengtsson, Lars	Länsstyrelsen i Blekinge län
Berggren, Hans	" i Kristianstads län
Bergman, Erik	Svenska Kalkföreningen c/o Dala Kalk i Rättvik AB
Bergström, Sten	SMHI, Norrköping
Berndtsson, Karl-Erik	Fiskeriintendenten i västra distriktet, Göteborg
Bogelius, Anders	Fiskeristyrelsen, Göteborg
Broberg, Ola	Uppsala universitet, limnol. inst.
Carlstrand, Håkan	Sveriges Fritidsfiskares Riksförbund, Stockholm
Dickson, William	Statens naturvårdsverk, Solna
Eklund, Birgitta	Länsstyrelsen i Kristianstads län
Ekman, Birgit	Statens naturvårdsverk, Solna
Forsman, Jesper	Fiskenämnden i Gävleborgs län
Göthe, Leif	Länsstyrelsen i Västernorrlands län
Hasselrot, Bengt	IVL, Göteborg
Henrikson, Lennart	Göteborgs universitet, zoologiska inst.
Hindar, Atle	Norska kalkningsprojektet, Arendal
Hjalte, Krister	TEM, Lunds universitet
Hultman, Bengt	Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, Stockholm
Isaksson, Karl-Erik	Länsstyrelsen i Västerbottens län
Jacobs, Thore	" i Kopparbergs län
Johansson, Karl-Erik	Statens naturvårdsverk, Solna
Johansson, Kjell	" " "
Johansson, Mats	Länsstyrelsen i Skaraborgs län
Johansson, Mona	Fiskeristyrelsen, Göteborg
Johansson, Sievert	Uppsala universitet, inst. för hydrologi
Johansson, Sören	Fiskenämnden i Västerbottens län
Johlander, Arne	Fiskeristyrelsen, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm
Josephsson, Ingvar	Fiskenämnden i Kronobergs län
Karlsson, Leif	Länsstyrelsen i Kronobergs län
Karlsson, May-Britt	Dals Eds kommun
Karlsson, Örjan	Länsstyrelsen i Västmanlands län
Larsson, Jan-Erling	Statens naturvårdsverk, Solna
Larsson, Sture	Länsstyrelsen i Södermanlands län
Lettesjö, Leif	Fiskenämnden i Älvsborgs län, Vänersborg
Lettevall, Ulf	Länsstyrelsen i Blekinge län
Lindberg, Lars-Åke	Sveriges Fiskevattenägareförbund, Stockholm
Lindmark, Gunilla	Lunds universitet, limnol. inst.
Lingdell, Pär-Erik	Limnodata, Skärmarbrinksvägen 5, 122 31 Enskede
Lundh, Inge	Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län
Lundqvist, Ingvar	Länsstyrelsen i Örebro län
Moberg, Georg	Statens naturvårdsverk, Solna
Nilsson, Lisbeth	Länsstyrelsen i Hallands län
Nyberg, Per	Fiskeristyrelsen, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm
Nyman, Hans	Göteborgs universitet, zoologiska inst.
Olofsson, Jan	Länsstyrelsen i Jönköpings län
Olofsson, Sune	Fiskeriintendenten i övre södra distriktet, Örebro
Olsén, Per	Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län
Olsson, Bror	Fiskenämnden i Södermanlands län
Olsson, Gösta	Fiskeriintendenten i nedre norra distriktet, Härnösand
Olsson, Lennart	Bengtstors kommun
Oscarsson, Hans	Göteborgs universitet, zoologiska inst.

Namn

Pedersen, Kristian  
 Persson, Göran  
 Petersson, Åke  
 Ribbegård, Göran  
 Rolandsson, Vincent  
 Rosén, Göran  
 Rosseland, Björn  
 Ryding, Sven-Olof  
 Sandberg, Per-Erik  
 Sander, Sune  
 Schmuul, Rudolf  
 Sjöström, Thorbjörn  
 Slatte, Torgil  
 Stake, Erland  
 Stenson, Jan  
 Stube, Maj  
 Stämfors, Britt  
 Sundvisson, Ivar  
 Svahn, Jarl  
 Svanström, Inger  
 Sverdrup, Harald  
 Tideström, Henrik  
 Thunberg, Bo  
 Tägström, Anders  
 Thörnelöf, Eva  
 Ungsgård, Yngve  
 Wenblad, Axel  
 Wendt, Curt  
 Widén, Ulf  
 Wikström, Ulf  
 Ågren, Christer  
 Ålind, Per

Arbetsplats

Sveriges Fritidsfiskares Riksförbund, Stockholm  
 Statens naturvårdsverk, Solna  
 Fiskeriintendenten i nedre södra distriktet, Jönköping  
 Statens naturvårdsverk, Solna  
 Länsstyrelsen i Älvsborgs län  
 Statens naturvårdsverk, Solna  
 Norska kalkningsprojektet, Ås  
 Statens naturvårdsverk, Uppsala  
 Sveriges Fiskevattenägareförbund, Falun  
 Fiskenämden i Älvsborgs län, Borås  
 " i Kalmar län  
 " i Örebro län  
 Länsstyrelsen i Östergötlands län  
 " i Värmlands län  
 Göteborgs universitet, zoologiska inst.  
 Fiskeriintendenten i mellersta distriktet, Gävle  
 Länsstyrelsen i Stockholms län  
 Fiskenämden i Västernorrlands län  
 " i Skaraborgs län  
 Jordbruksdepartementet, Stockholm  
 Lunds tekniska högskola  
 Scandiaconsult, Stockholm  
 Statens naturvårdsverk, Solna  
 Fiskenämden i Kopparbergs län  
 Statens naturvårdsverk, Solna  
 Fiskenämden i Stockholms län  
 Länsstyrelsen i Älvsborgs län  
 Fiskeristyrelsen, Göteborg  
 Fiskenämden i Värmlands län  
 Sidvallsgatan 9, 702 16 Örebro  
 Svenska Naturskyddsföreningen, Stockholm  
 Länsstyrelsen i Kalmar län

