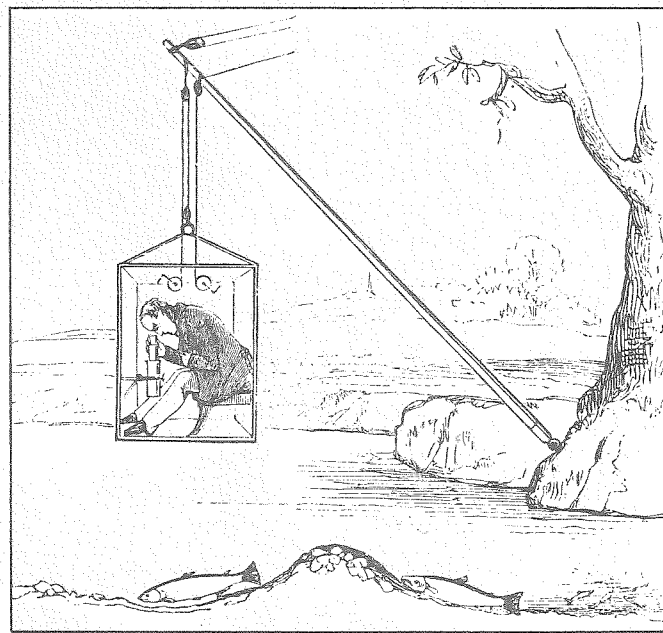


Information från

# SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



MAGNUS APPELBERG  
TOMMY ODELSTRÖM

Kräfter i sura och kalkade vatten

ERIK DEGERMAN  
ERIK SJÖLANDER  
ARNE JOHLANDER  
PER SJÖSTRAND  
KEY HÖGLIND  
LARS THORSSON  
HÅKAN CARLSTRAND

Kalkning för att motverka försurnings-  
påverkan på fisk i rinnande vatten

## INNEHÅLL

MAGNUS APPELBERG  
TOMMY ODELSTRÖM

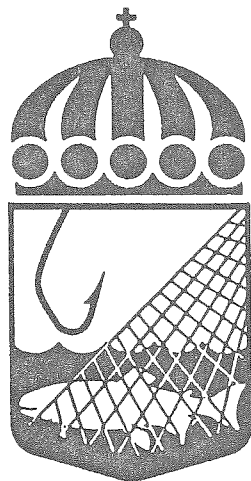
Kräfter i sura och kalkade vatten

sid. 1-25

ERIK DEGERMAN  
ERIK SJÖLANDER  
ARNE JOHLANDER  
PER SJÖSTRAND  
KEY HÖGLIND  
LARS THORSSON  
HÅKAN CARLSTRAND

Kalkning för att motverka försurnings-  
påverkan på fisk i rinnande vatten

sid. 27-214



FISKERIVERKET

ISSN 0346-7007

# KRÄFTOR I SURA OCH KALKADE VATTEN

Magnus Appelberg och Tommy Odelström

Fiskeristyrelsens sötvattenslaboratorium, Kalkningsprojektet, 170 11 Drottningholm

"Bokstäfr äre teckn, som mäd mångeledes hijt och dijt dragne streck, prickar ok linier liksom afcopiera tanckan ok dess tolk, språket." (Samuel Columbus: En svensk ordeskötsel, 1678)

## SAMMANFATTNING

Målsättningen med föreliggande arbete har varit att sammanfatta erfarenheterna om försurningens och kalkningens effekter på kräftor, erhållna under perioden 1977-88. För detta ändamål har utvecklingen i över 400 kalkade kräftvatten och det provfiskeprogram efter kräftor som genomförts inom ramen för försöksverksamheten för kalkning utvärderats. Dessutom har resultaten från den forsknings- och undersökningsverksamhet som bedrivits rörande kräftor i försurade och kalkade vatten inkluderats.

Det är främst ägglägningsstadiet, kläckningen och de första yngelstadierna som är känsliga för surt vatten. I laboratorieförsök noterades fysiologiska störningar och ökad dödlighet i dessa stadier redan inom pH-intervallet 5.6-5.8. Detta innebär att pH måste höjas minst över 6.0 för att försurningsskadorna på kräftbestånden skall elimineras. Kalkning av försurningsskadade vatten, vilket resulterat i att lägsta pH höjts till över 6, har i många fall inneburit att den direkta försurningpåverkan på kräftan upphävts och att minskningen av bestånden upphört.

Tills vi har lyckats minska de försurande utsläppen, är kalkning en grundförutsättning för att återfå en normal biologi i ett försurningsskadat vatten. Trots en förbättrad vattenkvalitet uteblev dock den förväntade ökningen av kräftfångsten/beståndsstorleken i många vatten efter kalkning. Ofta kvarstod de negativa effekterna av försurningsperioden längre än 5 år efter kalkningen.

Flera av resultaten pekade på att andra faktorer än de vattenkemiska var begränsande för kräftbestånden efter kalkning. Dessa kan

emellertid ha varit effekter av den tidigare försurningsskadan. I samband med kalkning ökar ofta abborrbeståndet och en ökad mängd predatorisk fisk efter kalkning, fr a abborre, hämmar utvecklingen av kräftbestånden. Förutom att abborren har en direkt negativ inverkan på kräftornas överlevnad genom predation och konkurrens om föda så påverkas också kräftornas beteende och aktivitet. Predatoriska fiskarter, som bl a abborre, visade sig kunna förklara en avsevärd del av den uteblivna beståndsökningen efter kalkning.

## INLEDNING

Försurningen av våra inlandsvatten har haft mycket allvarliga effekter på de flesta vattenlevande organismer. Fiskarter som är känsliga för lågt pH har försvunnit, vilket resulterat i en minskad artdiversitet och stora förändringar har noterats på alla nivåer i näringsväven. Under det tidiga 1970-talet noterades att flodkräftan var sällsynt i sura vatten, vilket tolkades som att denna art var speciellt känslig för lågt pH (Svärdson 1974). Senare har laboratorieförsök visat att lågt pH kan orsaka fysiologiska skador som störningar i saltbalansen och förändringar i förmågan att tillgodogöra sig syret i vattnet (Malley 1980, Morgan och McMahon 1982, Wood och Rogano 1986). Tidiga stadier i kräftans utveckling har visat sig vara än mer känsliga för lågt pH än senare stadier (France 1983, 1984, Berill et al. 1985).

De flesta undersökningarna har kon-



centrerats till försurningens fysiologiska effekter på kräftan, medan det fortfarande finns relativt få undersökningar som beskriver försurningens skadeverkningar på kräftor ur ett mer ekologiskt perspektiv. Den roll som ekosystemförändringar orsakade av försurningen har, måste vägas in för att få en bättre bild av försurningens totala skadeverkningar (Henriksson et al. 1980, Haines 1981, Nilssen et al. 1984, Mills och Schindler 1985).

Det vanligaste sättet att försöka rädda försurningsskadade kräftbestånd i Sverige har varit (och är fortfarande) att neutralisera vattnet med kalk. Effekten av dessa åtgärder har tidigare rapporterats av bl a Appelberg (1986) och Nyberg et al. (1986). Kalkningens långsiktiga effekter på kräftbestånd är emellertid fortfarande inte redovisade. För detta ändamål har vi sammanställt de kalkningsprojekt i vilka ett av målen har varit att rädda försurningshotade kräftbestånd. Arbetet omfattar en sammanställning och utvärdering av de projekt som påbörjades inom den s k 'försöksverksamheten med kalkning', vilken sträckte sig från 1976 till 1982. Flertalet av de aktuella kalkningsprojekten har fortsatt med omkalkningar sedan dess.

I syfte att följa utvecklingen av kräftbestånd efter kalkning ålades vissa kalkningsprojekt att genomföra provfiske före och efter kalkning under försöksperioden. Den direkta uppföljningen av kalkningens effekter i de enskilda objekten genomfördes inom respektive projekt - detta gäller såväl vattenkemiska analyser som andra uppföljningsåtgärder. De projekt som redovisas i detta arbete har haft ett speciellt uppföljningsprogram, som utöver den vattenkemiska uppföljningen, också omfattat provfiske efter kräftor. Till följd av varierande ambitionsnivåer mellan olika projekt är resultaten inte alltid jämförbara. Trots detta har författarna valt att redovisa en samlad utvärdering i stället för att redovisa varje kalkningsprojekt för sig.

Sedan 1983 administreras de svenska kalkningsinsatserna av Statens Naturvårdsverk och länsstyrelserna i samråd med Fiskeristyrelsen och Fiskenämnarna. Vattenkemiska analyser och vissa biologiska uppgifter från kalkningsprojekten har under denna period rapporterats till ett centralt

kalkningsregister (KRUT) som underhålls av Statens Naturvårdsverk. Uppgifter ur detta kalkningsregister har använts för att beskriva försurningsskadade kräftvatten efter försöksperiodens upphörande.

Vid sidan av de direkt åtgärdsinriktade kalkningsprojekten genomfördes under försöksperioden också en omfattande forsknings- och undersökningsverksamhet rörande försurningens och kalkningens effekter på kräftor. Dessa undersökningar har tidigare redovisats i olika internationella publikationer och redovisas i sammanfattande form i slutet av detta arbete.

Målsättningen med det föreliggande arbetet har varit att sammanfatta de erfarenheter om försurningens och kalkningens effekter på kräftor som erhållits sedan försöksperioden med kalkning inleddes 1977.

## MATERIAL OCH METODER

Sammanställningen av kräftvatten rapporterats till Statens Naturvårdsverks kalkningsregister har syftat till att beskriva kräftans relation till kemisk/fysikaliska omgivningsparametrar. Uppgifterna baseras på länsstyrelsernas rapportering till Statens Naturvårdsverk under 1983-88. Eftersom rapporteringen skett med olika intensitet från de olika länen kan man anta att vissa uppgifter saknas i mindre eller högre grad. Uppgifterna i registret har inte varit fullständiga, fr a vad gäller vattenkemiska variabler. Uppgifter om kräftor och fisk till registret har varit kvalitativa, dvs kräftor har rapporterats som försvunna, sparsamt förekommande eller rikligt förekommande. Vid behandlingen av uppgifter från registret har tillgängliga data använts utan komplettering i de fall vissa uppgifter saknats. Variabler som använts vid utvärderingen har valts så att så många objekt som möjligt har haft fullständiga uppgifter (Tabell 1).

Till grund för sammanställningen av uppföljningen av kräftbeståndens utveckling i sjöar och vattendrag som kalkats under försöksperioden har material som rapporterats från de enskilda kalkningsobjekten till Fiskeristyrelsen använts. De vattenkemi-analyser som redovisats har utförts av olika laboratorier med olika utrustning och



Tabell 1. Fysikalisk/kemisk karakteristika för de kalkade vatten där rapport om kräfta föreligger i Statens Naturvårdsverks kalkningsregister.

Variabel	Medel- värde	Standard- avvikelse	Min- värde	Max- värde	Antal sjöar
Sjöarea (ha)	111	284	1	3180	411
Maxdjup (m)	9.2	8.7	0	52.0	411
Medeldjup (m)	3.8	2.6	0.5	22.1	411
Volym (kbm*10 <sup>6</sup> )	6.7	37.0	0.001	702	411
Omsättn.tid (år)	1.12	1.42	0.1	13.7	411
Lägsta pH	5.6	0.6	3.9	7.4	366
Medel pH	6.2	0.4	3.9	7.4	366
Alkalinitet (mekv/l)	0.11	0.08	0.0	0.87	366
Konduktiv. (mS/m)	6.3	2.2	1.8	16.7	366
Färgtal (mg Pt/l)	89	64	7	800	366
$\Sigma(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ (mekv/l)	0.37	0.14	0.05	0.92	276

kvaliteten på data varierar därför avsevärt. Genomgående har ett sk basprogram följts, vilket innebär att pH, alkalinitet, konduktivitet och färgtal har rapporterats. Från vissa objekt finns också data över summan av  $\text{Ca}^{2+}$  och  $\text{Mg}^{2+}$ -joner rapporterade. I de fall vattnets aluminiumhalt har analyserats avses alltid totalaluminium. För en närmare beskrivning av uppföljningsprogrammet under försöksperioden hänvisas till Stålhandske (1991).

Provfisket efter kräftor har skett antingen med burar med en öppning i toppen, eller med cylindermjårdar med dubbla ingångar. Fångsteffektiviteten hos dessa redskap varierar, de äldre burarna med en ingångsöppning fångar vanligen färre kräftor än mjårdar med dubbla ingångar. Någon kompensation för dessa skillnader i fångsteffektivitet har inte kunnat göras eftersom säkra noteringar om använda redskap saknats från många objekt. Skillnader i redskapets maskstorlek påverkar också medellängden hos de fångade kräftorna varför jämförelser av fångsternas medellängd mellan olika sjöar blir osäker. Vanligen har burar en större maskstorlek (upp till 20 mm), medan cylindermjårdarnas maskstorlek kan vara ned till 13 mm.

Tidpunkten för provfiskena har en stor inverkan på mängden fångade kräftor. Vanligen har provfiskena skett i augusti i samband med kräftpremiären. I vissa fall har provfiskena gjorts i slutet av juli, då kräftthornorna fortfarande ömsar skal, varvid fångsterna blir lägre.

Provfiske efter kräftor innebär oftast att enstaka lokaler provfiskats. Detta innebär att resultaten inte direkt kan förutsättas att gälla hela det provfiskade vattnet. I de fall samma lokal fiskas varje år beror fångsten på hur många kräftor som uppnått fångstbar storlek (rekrytering), hur många kräftor i fångstbar storlek som har dött (mortalitet) och migration till och från lokalen. Vilken av dessa faktorer som är den mest betydelsefulla varierar sannolikt mellan olika bestånd, varför det är svårt att tolka en förändring entydigt.

Den forskningsverksamhet som bedrivits under försöksperioden har tidigare redovisats i olika publikationer. Projektet slutrapporterades 1984 (Appelberg 1984b) men har till viss del fortsatt efter detta år. För en närmare genomgång av de metoder som använts i de olika undersökningarna hänvisas till material och metodbeskrivningen i respektive arbete.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Utvärdering av uppgifter ur kalkningsregistret

Kräftorna tillhör en av de mest försurningskänsliga sötvattensorganismerna i Sverige. Eftersom kräftan dessutom har ett stort ekonomiskt och kulturellt värde är det naturligt att många kalkningsföretag har genomfört i syfte att i första hand rädda försurningshotade kräftbestånd. För att ge en



bild över hur kalkningsåtgärderna i kräftvatten sett ut perioden efter försöksverksamheten, redovisas därför en utvärdering av de uppgifter som funnits tillgängliga i Statens Naturvårdsverks kalkningsregister.

Totalt hade 442 kalkade vatten med förekomst av kräfta rapporterats till kalkningsregistret perioden 1983-88. I genomsnitt var sjöytan 111 ha och sjöarnas medeldjup 3.8 m (Tabell 1). Omsättningstiden var i genomsnitt drygt ett år, med en variation mellan 0.01-13.7 år. Den stora spridningen i både sjöstorlek och omsättningstid påverkar utfallet av kalkningsåtgärderna varför man inte kan förvänta sig någon samstämmig effekt av åtgärderna.

Lägsta uppmätta pH var i medeltal 5.6, medan sjöarnas medel-pH var 6.2. De flesta sjöarna var relativt bruna med färgtal mellan 7 och 800. En konduktivitet på i medeltal 6.3 mS/m visade att sjöarna inte tillhörde de allra mest jonsvaga, vilket också styrks av att medelalkaliniteten var ca 0.11 mekv/l.

#### Kalkningens effekter på vattenkemin

Kalkningsåtgärderna hade en önskad effekt på vattenkemin i de flesta vattnen. I de 296 vatten där kompletta uppgifter förelåg ökade pH i genomsnitt från 6.03 före kalkning till 6.38 efter kalkning, en ökning med 0.35 enheter (Tabell 2). Även lägsta uppmätta pH-värde var högre efter kalkning jämfört med före kalkning, 5.85 respektive 5.67. Att skillnaden inte var större beror på att kalkningseffekterna inte slår igenom vid de kraftigaste surstötarna. Den största skillnaden i vattenkemi före och efter kalkning erhöles

för alkaliniteten som i genomsnitt steg från 0.059 till 0.143 mekv/l. Färgtalet, konduktiviteten och summan av  $\text{Ca}^{2+}$ - och  $\text{Mg}^{2+}$ -jonerna var också signifikant högre efter kalkning jämfört med före.

För att se vilka faktorer som hade mest betydelse för vattenkemin i de kalkade vattnen genomfördes en multipel regression med de enskilda vattenkemiska variablerna som beroende variabler och fysikaliska faktorer samt kalkningsinsatsen (före/efter kalkning) som oberoende variabler. För pH spelade som förväntat sjöns omsättningstid den största rollen men förklarade endast 7% av pH-variationen mellan sjöarna. Kalkningsinsatsen var den variabel som hade näst störst betydelse och ökade förklaringsgraden till 14%. Även sjöns djup och area bidrog signifikant till modellen, men endast i liten omfattning. För alkaliniteten var kalkningsinsatsen den variabel som hade störst inverkan och kunde förklara 10% av variationen i alkalinitet mellan sjöarna. Signifikant, men av mindre betydelse, var också sjöns omsättningstid och area.

Resultaten visar att kalkningen har haft önskvärd effekt på vattenkemin, nämligen genom att i första hand höja alkaliniteten över 0.1 mekv/l, vilket är det grundläggande vattenkemiska målet med kalkningsåtgärderna. Effekter av kalkning på övrig vattenkemi som rapporterats var måttliga. Det är dock uppenbart att pH-höjningarna, både mätta som genomsnittliga värden och som lägsta uppmätta värden bör ha haft en gynnsam effekt på kräftorna. Något förvånande var att effekten av kalkning på vattnets  $\text{Ca}^{2+}$ -koncentration var så pass begränsad.

Tabell 2. Vattenkemi före och efter kalkning i 296 vatten med rapport om kräftförekomst. Medelvärden med standardavvikelsen inom parentes. Sannolikheten för att värdena före kalkning skiljer sig från värden efter kalkning är testade med parvis t-test.

Variabel	Före kalkning	Efter kalkning	Sannolikhet
Medel pH	6.03 (0.59)	6.38 (0.56)	$P < 0.0001$
Lägsta pH	5.67 (0.56)	5.85 (0.55)	$P < 0.0001$
Alkalinitet (mekv/l)	0.059 (0.057)	0.143 (0.118)	$P < 0.0001$
Kond. (mS/m)	6.29 (2.69)	6.62 (2.65)	$P < 0.0001$
Färgtal (mg Pt/l)	62.5 (56.5)	88.2 (63.4)	$P < 0.0001$
$\Sigma(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ (mekv/l)	0.35 (0.17)	0.41 (0.19)	$P < 0.0001$



Tabell 3. Kalkade sjöar där flod- och signalkräfta rapporterats till kalkningsregistret perioden 1983-88.

	Riklig	Sparsamt	Försvunnen	Totalt
Flodkräfta	46	213	163	422
Signalkräfta	2	12	4	20

### Kalkningens effekter på kräftan

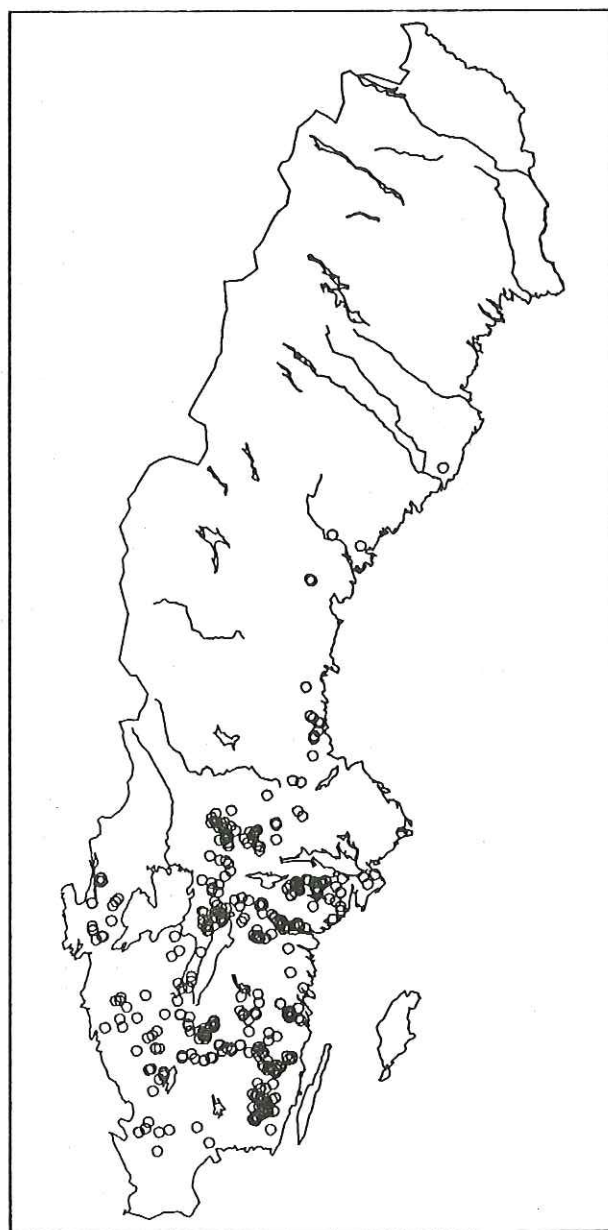
De kalkade kräftsjöarnas fördelning i landet återspeglar dels försurningsituationen, dels utbredningen av kräfta i landet. Antalet vatten med kräfta i de fem mest dominerande länen Kalmar, Örebro, Jönköping, Sörmland och Östergötland utgör ca 70% av totalantalet (Figur 1). Uppgifter saknas från Kronobergs och Blekinge län, vilka båda är rika på kräftvatten och skulle ha förändrat bilden om fullständig rapportering hade skett.

Av totalt 442 vatten med rapport om kräftförekomst utgjorde huvuddelen flodkräftvatten (422) medan en mindre andel utgjordes av signalkräftvatten (20) (Tabell 3). Den låga andelen signalkräftvatten beror på att utsättningar av signalkräfta i huvudsak skett i vatten som bedömts vara lämpliga kräftlokaler med god vattenkvalitet och som därmed oftast inte är försurningshotade. Denna situation kommer att förändras under de närmsta åren, beroende på att kräftpesten fortsätter att sprida sig även i kalkade vatten med flodkräfta, och dessa bestånd ersätts i många fall med signalkräfta.

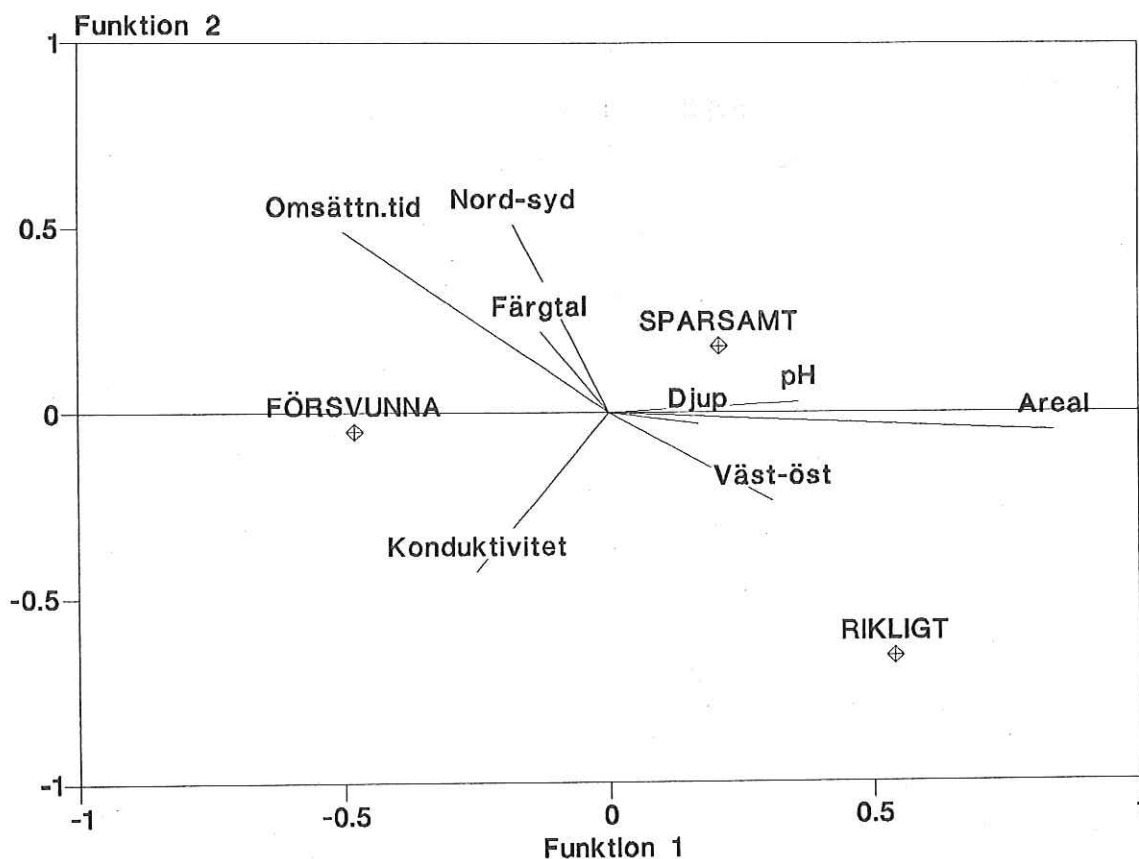
För att se vilka av de kemisk/fysikaliska faktorer som rapporterats till kalkningsregistret som var korrelerade till förekomsten av kräfta, genomfördes en diskriminantanalys. Som beroende variabel användes kräftans förekomst indelade i tre klasser: försvunnen, sparsamt förekommande och rikligt förekommande. De åtta oberoende variabler som inkluderades i analysen var sjöns nord-syd läge, väst-öst läge, areal, största djup, omsättningstid, lägsta pH, samt medelvärdena av konduktivitet och färgtal under perioden 1983-88.

Analysen visade att kräfta var rapporterad som försvunnen i främst små, grunda, sura vatten med högt färgtal och lång omsättningstid belägna i de västra delarna av landet (Figur 2). Sjöar där kräftan fortfarande förekom var större, djupare och klarare samt

hade högre pH. De faktorer som skilde mellan sparsam förekomst av kräfta och riklig förekomst, var fr a nord-syd läget, vattnets konduktivitet, färgtal och sjöns omsättnings-



Figur 1. Fördelningen av kalkade sjöar med förekomst av kräfta i Sverige rapporterade till Statens Naturvårdsverks kalkningsregister.



Figur 2. Fysikalisk/kemiska faktorer som skiljer på förekomsten av flodkräfta i kalkade sjöar i en diskriminant analys. Kräftförekomsten är indelad i de tre klasserna Försvunna, Sparsamt förekommande och Rikligt förekommande. Centroiderna för de tre klasserna är utmärkta med tecken och de standardiserade funktionskoefficienterna för de fysikalisk/kemiska faktorerna är angivna med linjer.

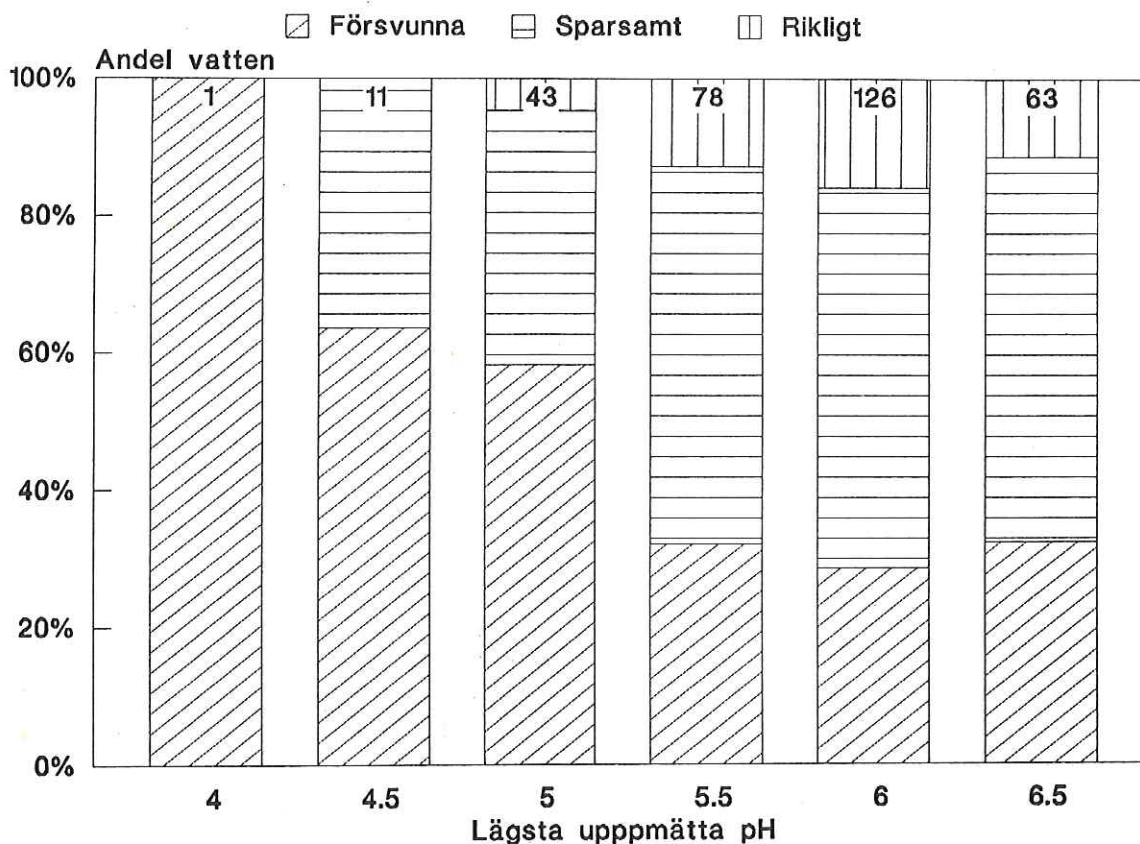
tid. Att kräftan var rapporterad som försvunnen från sjöar med lång omsättningstid kan förefalla märkligt, eftersom sjöar med kort omsättningstid oftast är de som är mest försurningsskadade. I medeltal var omsättningstiden 1.0 år för sjöar där kräfta hade försvunnit, 1.3 år där de rapporterades som sparsamma och 0.8 år där de rapporterades som rikligt förekommande.

Förekomsten av kräfta var direkt beroende av lägsta uppmätta pH under perioden. Lägsta uppmätta pH är dels ett mått på minimivärdet, men beskriver också hur mycket pH har varierat under perioden (Appelberg och Degerman 1991). I vatten där kräfta rapporterats vara rikligt förekommande var pH högre än i vatten där kräftan försvunnit. Andelen vatten där kräftan försvunnit minskade från 100% i pH 4.0 till ca 26% i pH 6.0, medan antalet vatten med riklig förekomst av kräfta ökade från 0% i pH 4.0 till ca 20% i 6.0 (Figur 3).

Vid en variansanalys framgick att skillnaderna i förekomsten av kräfta med avseende på pH var signifikanta ( $P < 0.01$ ). I vatten där kräftan försvunnit var lägsta uppmätta pH i genomsnitt 5.48, i vatten där den rapporterats som sparsamt förekommande var pH 5.68 och i vatten där den rapporterats som riklig var lägsta uppmätta pH 5.76 i genomsnitt (Tabell 4).

Kräftförekomsten var till en del också korrelerad till fiskförekomsten i de sjöar som ingick i materialet. Både förekomsten av gädda och mört diskriminerade signifikant mellan sjöar där förekomsten av kräfta varierade (diskriminantanalys,  $P < 0.01$ ). Förekomsten av kräfta var positivt korrelerad till förekomsten av både gädda och mört. En förklaring till detta kan vara att dessa båda fiskarter liksom kräftan är mer rikligt förekommande i näringsrika vatten med hög konduktivitet och liten försurningpåverkan (Degerman och Nyberg 1987).





Figur 3. Andel kalkade sjöar inom olika pH-intervall där förekomst av kräfta rapporterats till Statens Naturvårdsverks kalkningsregister.

#### Provfisken efter kräftor i kalkade vatten

Redovisning finns från 29 vatten där upprepade provfisken efter kräfta initierats under försöksverksamheten, samt ett par vatten där provfiske utförts en gång i samband med kalkning. Totalt har 32 700 ansträng-

ningar (1 ansträngning avser en natts fiske med en bur eller mjärde) genomförts varav kräftstatistiken från Vårsjön (23251 ansträngningar) utgör merparten. De längsta tidsserierna omfattar 18 år, de kortaste två år. Kräftprovfisket har kompletterats med ett enklare vattenkemiskt program, det s k

Tabell 4. Medelvärden på fysikalisk/kemiska parametrar för sjöar med rapporterad förekomst av kräfta i olika tätheter.

	Försvunnen	Sparsam	Riklig
Sjöarea (ha)	71	130	172
Maxdjup (m)	7.7	10.4	8.6
Medeldjup (m)	3.6	4.0	3.9
Volym (kbn*10 <sup>6</sup> )	2.7	7.0	20.9
Omsättn. tid (år)	1.0	1.3	0.8
Lägsta pH	5.5	5.7	5.8
Medel pH	6.1	6.2	6.3
Alkalinitet (mekv/l)	0.11	0.12	0.11
Konduktiv. (mS/m)	6.6	6.1	7.0
Färgtal (mg Pt/l)	99	86	77
Ca <sup>2+</sup> + Mg <sup>2+</sup> (mekv/l)	0.38	0.36	0.43

minimiprogrammet, inkluderande pH, alkalinitet, konduktivitet, färgtal samt i vissa fall  $\Sigma(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ -joner. Provtagningsfrekvensen har i många fall inte uppfyllt minimiprogrammet, vilket omfattar minst två mättillfällen/år.

#### Förändring av fångsten

Resultaten från provfiskena efter kalkning uppvisar ingen generell trend liknande den som erhållits för fisk i sjöar och vattendrag (Degerman och Nyberg 1989, Degerman et al. 1990). Beroende på den stora variationen i mjärd- och burfångsterna mellan åren beskriver resultaten mer hur fisket lyckades varje enskilt år. Bidragande orsaker till denna osäkerhet är, som ovan nämnts, dels den stora variation i provtagningsmetodik och provtagningsstid som förekommit, dels att det också krävs mycket stora material för att kunna bestämma förändringar i kräftbeståndens storlek utifrån provfiske med burar/mjärdar.

Data för längre tidsserier (mer än 4 år) före kalkning finns bara tillgängliga från tre vatten; Rottnen, Sillhövden och Ögelu. Av dessa har den sistnämnda ett introducerat bestånd av signalkräfta och är därför inte jämförbar med de två övriga. Provfiskena från Rottnen och Sillhövden uppvisade stora variationer mellan åren, men utvecklingen var signifikant negativ i båda sjöarna (linjär regression,  $P < 0.05$ ). De stora årliga variationerna i fångsterna var troligen mindre beroende av reella förändringar i beståndstorleken utan mer beroende av kräftornas aktivitet vid fångstillfällena de enskilda åren. Försurningens negativa effekt på de kräftbe-

stånd som ingått i undersökningen framgår också av att fångst/ansträngning åren närmast efter första kalkningsinsatsen var signifikant negativt korrelerad till lägsta uppmätta pH-värde före kalkning ( $P < 0.05$ , linjär regression,  $n=31$ ).

Kalkningens effekt på vattenkemin i de 29 vatten där upprepade kräftprovfisken genomförts visade att pH (lägsta uppmätta värde och medel-pH), alkalinitet och färgtal ökade signifikant efter kalkning (Tabell 5). De relativt höga medelvärdena för pH och alkalinitet före kalkning (6.0 respektive 0.07) visar att många av vattnen endast var måttligt försurningspåverkade före första kalkningsinsatsen.

Utvecklingen av kräftbestånden efter kalkning var inte entydig. Vid analys av kräftfångstens utveckling i hela materialet efter kalkning erhöles ingen signifikant trend, vare sig positiv eller negativ (linjär regression,  $P > 0.05$ ). För att i någon mån jämföra ut mellanårsvariationerna orsakade av skillnader i fångstbarhet under olika år, klassades fångstuppgifterna i fyra klasser i relation till tiden efter kalkning; -1 till 1 år efter kalkning, 2-4 år efter kalkning, 5-7 år efter kalkning och 8 år eller mer efter kalkning. Vid en jämförelse av fångst/ansträngning mellan de fyra tidsperioderna erhöles ingen signifikant förändring av fångsterna, vare sig positiv eller negativ (parad t-test och tecken test, Tabell 6).

Då materialet delades upp i så små provfiskenheter som möjligt varje enskilt år (3-50 mjärdar/sjö undantaget Vårsjön) ökade antalet fångade kräftor/mjärde signifikant efter kalkning i sjöarna Skepen, Halasjön och

Tabell 5. Vattenkemi före och efter kalkning i de 29 vatten där upprepade provfisken efter kräftor genomförts.

	N	Före kalkning	Efter kalkning	Parad t-test
Lägsta uppmätta pH	29	5.26	5.69	$P < 0.0001$
Medel pH	29	6.01	6.30	$P < 0.0001$
Lägsta alk.(mekv/l)	29	0.03	0.04	$P < 0.05$
Medel alk. (mekv(l)	29	0.07	0.11	Ej sign.
Färgtal (mg Pt/l)	26	38	50	$P < 0.0001$
Konduktivitet (mS/m)	26	6.98	7.10	Ej sign.
$\Sigma(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ (mekv/l)	9	0.32	0.34	Ej sign.



Tabell 6. Fångst/ansträngning (f/a) vid olika tidpunkter efter kalkning i de vatten där uppgifter förelåg.

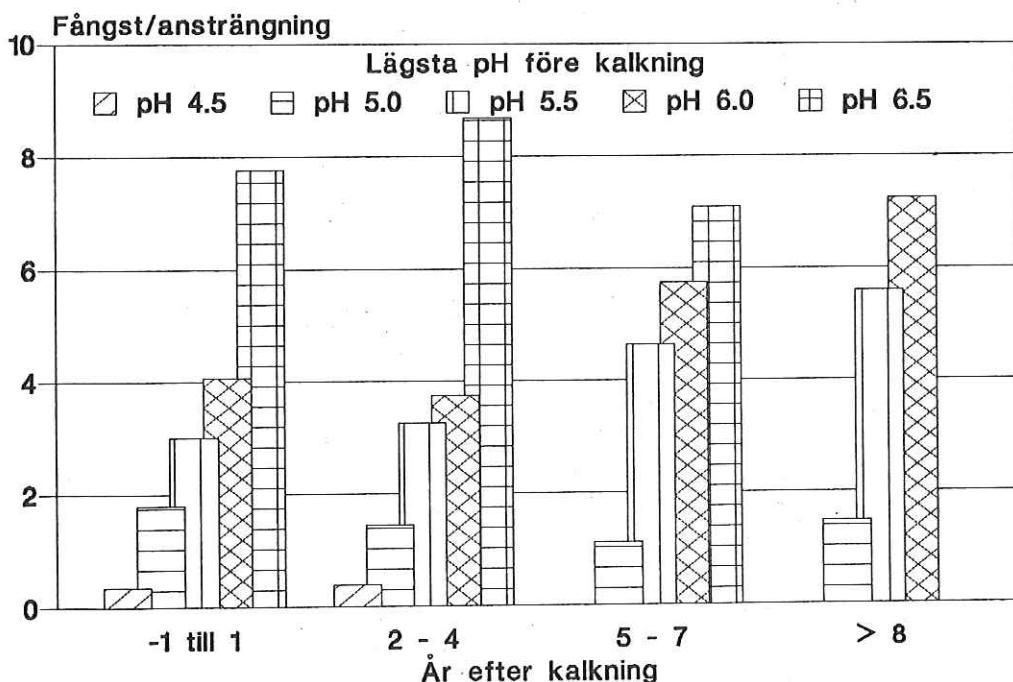
År efter kalkning	F/a	N	Parad t-test	Antal vatten där fångsten ökat/minsk.	Tecken test
-1-1 2-4	3.05 3.15	23	Ej sign.	14 ökat/9 minskat	Ej sign.
-1-1 5-7	3.80 3.81	9	Ej sign.	4 ökat/5 minskat	Ej sign.
-1-1 >8	5.18 4.78	5	Ej sign.	3 ökat/2 minskat	Ej sign.

Ögeln (Tabell 7). Förutom att fångsten minskade signifikant i Vårsjön efter kalkning noterades inga signifikanta förändringar efter kalkning i övriga vatten.

I sex av sjöarna (Askesjö, Hjertasjön, Lången, Rottnen, Vårsjön och Sillhövden) förelåg tidsserier om minst 9 år efter första kalkning (Figur 4). Utöver dessa fanns även förekomsten av kräfta i Högvadsån noterad i samband med elfiske efter lax och havsöring under en period av 11 år. Kräfftångsterna i de sex sjöarna varierade mellan som lägst 0.08 och som högst 22.9 kräftor/ansträngning. Fångstutvecklingen före kalkning var

signifikant negativ i båda de två sjöar där data fanns tillgängliga (Tabell 8, Rottnen och Sillhövden).

De enda signifikant positiva förändringarna av fångsten efter kalkning noterades för Hjertasjön, där fångsten steg under perioden 6-14 år efter första kalkning från 7.82 kräftor/ansträngning till 22.9 kräftor/ansträngning. Påföljande 7 år varierade fångsterna vilket tyder på att beståndet nått sin maximala täthet på den lokal där provfisket utförts. Som ovan nämnts visade Vårsjöns kräftfiskestatistik att fångsterna successivt sjönk under de 9 åren som följde på den första kalknings-



Figur 4. Fångst/ansträngning av kräfta i förhållande till lägsta uppmätta pH före kalkning avsatta mot år efter första kalkningsinsatsen.

Tabell 7. Kalkade sjöar där provfiske efter kräfta genomförts vid ett eller flera tillfällen. Antal fisken, första och sista fisket i relation till tid för första kalkningsinsatsen, antal ansträngningar, genomsnittlig fångst/ansträngning under perioden samt tecken för förändring och sannolikhet att förändringen var signifikant vid linjär regression angivna.

Sjö	Antal fisken	Tidsperiod (år)	Antal anstr.	Medelfångst	Linjär regression	
					Lutn.	Modell
St. Allgunnen	1	0-0	20	5.40	-	-
Askesjö	4	0-10	480	1.66	-	Ej sign.
Bäveån	6	0-5	832	1.09	+	Ej sign.
Bodasjön	4	0-4	120	4.71	-	Ej sign.
Boskvarnasjön	3	0-3	280	0.48	+	Ej sign.
Halasjön	4	0-5	336	0.85	+	$P < 0.05$ , $r^2 = 0.89$
Hjärtasjön	16	6-21	1475	14.55	+	Ej sign.
Hultabrean	3	0-3	852	8.60	+	Ej sign.
Husgölsstacken	2	0-4	13	2.35	-	-
Lången	4	0-10	490	0.92	+	Ej sign.
Leken	3	0-4	240	0.14	-	Ej sign.
Leversjön	3	0-2	60	6.00	-	Ej sign.
Mörkabosjön	3	0-2	80	0.38	+	Ej sign.
Madkroken	2	0-3	300	3.70	-	-
Mosjön	2	-1-4	80	2.76	-	-
Netterhövden	3	0-2	90	5.17	-	Ej sign.
Ö. Laxsjön	4	0-6	605	1.00	-	Ej sign.
Ramshytteån	2	-1-2	88	0.77	-	-
Rottnen	18	-8-9	637	11.99	-	Ej sign.
Sävälven	2	0-1	177	0.70	-	-
Silken	2	2-5	355	0.25	-	-
Silkesbäcken	3	2-6	75	0.16	+	Ej sign.
Sillhövden	18	-10-9	238	9.76	+	Ej sign.
Urasjön	2	0-0	50	0.34	-	-
Värsjön	7	0-9	23251	2.44	-	Ej sign.
Virkesjön	4	0-4	160	0.24	-	Ej sign.
Ögeln	9	-5-4	892	0.39	+	$P < 0.05$ , $r^2 = 0.67$
Sidlången	6	0-5	76	8.32	-	Ej sign.
Skepen	6	0-5	300	3.21	+	$P < 0.05$ , $r^2 = 0.68$
Salungen	2	0-1	23	8.77	-	-
Smedsjön	2	1-5	55	1.45	-	-

insatsen. Detta skulle kunna vara en fortsatt försurningsskada, men skulle också kunna bero på ett för hårt fisketryck i sjön.

Utvecklingen av kräftfångsterna i Högvadsån efter kalkning skilde sig avsevärt från utvecklingen i de flesta av sjöarna. Kalkning av Högvadsåsystemet påbörjades 1978 med kalkdoserare, bäckzonkalkning och sjökalkning i källsjöar och utvecklingen av fisk- (lax och havsöring) och kräftbeståndet har följts årligen med hjälp av elfiske (Degerman et al.

1990). När pH steg över 6.0 började kräfta uppträda i systemet - vid stationen Ullared steg antalet fångade flodkräftor i storlekar över 3 cm totallängd från 0 till som mest 0.29 kräftor/m<sup>2</sup> (Figur 5). Vid provfiske med mjärddar på stationen vid Ullared i september 1990 var fångsten 2.85 kräftor/mjärde. Detta innebär att mjärden fiskade av en yta om ca 10 m<sup>2</sup>, vilket är i samma storleksordning som tidigare uppskattningar av Abrahamsson (1966) och Appelberg och Odelström (opubl.

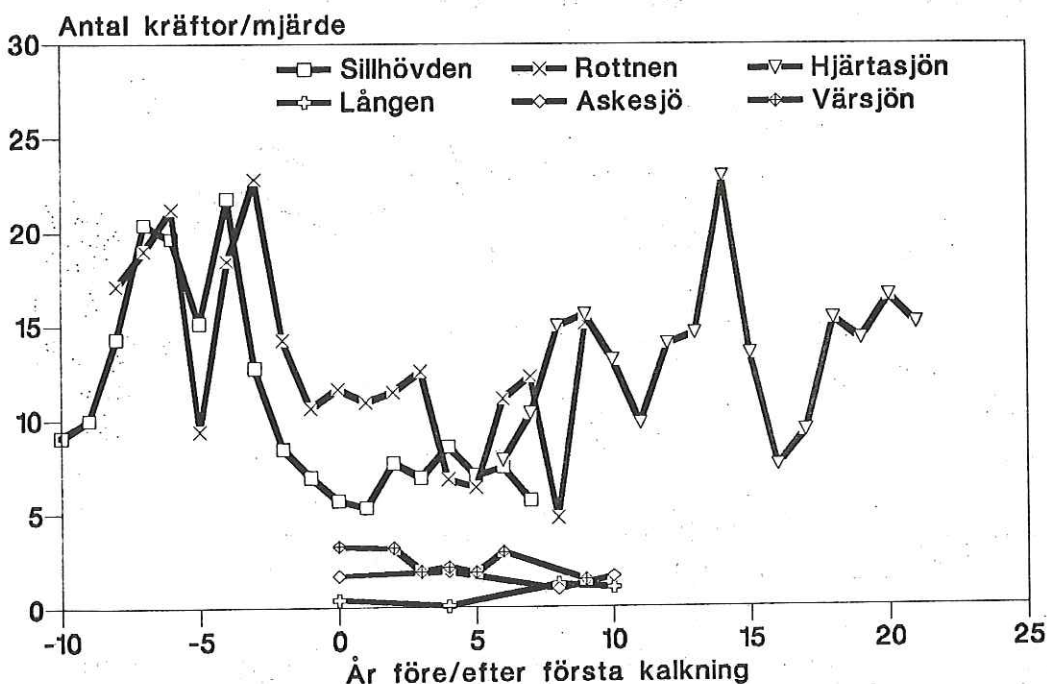


Tabell 8. Fångstutvecklingen (beräknad för  $\log_{10}(f/a+1)$ ) i sjöar med en uppföljningsperiod om minst 9 år efter kalkning.

	Antal fisken	Antal anstr.	$r^2$	Lutn. koeff.	Sannolikhet
Hjärtasjön					
år 6-14	9	775	0.36	+0.04	$P < 0.05$
15-21	7	700	-	-	Ej sign.
Rottnen					
år -8-0	9	274	0.29	-0.03	$P < 0.05$
0-9	10	384	-	-	Ej sign.
Värsjön					
år 0-9	7	23251	0.15	-0.02	$P < 0.05$
Lången					
år 0-10	4	490	-	-	Ej sign.
Askesjö					
år 0-10	4	480	-	-	Ej sign.
Sillhövden					
år -10-0	11	127	0.22	-0.03	$P < 0.05$
0-9	10	121	-	-	Ej sign.

material). Både kräfttätheten och lägsta pH-värde var kraftigt korrelerade till tid efter första kalkning ( $r^2=0.68$  respektive  $0.84$ ,  $P < 0.0001$ , linjär regression). Förekomst av flodkräfta noterades också på två andra lokaler i systemet fyra respektive tio år efter första kalkningsinsatsen.

Fångstutvecklingen efter kalkning i sjöarna kunde emellertid inte förklaras med de vattenkemiska variabler som rapporterats; dvs förändringen av lägsta uppmätta pH-värde, medel-pH, alkalinitet, färgtal, konduktivitet och  $\Sigma(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$  före/efter kalkning var inte korrelerade till förändringarna i kräftfångster-



Figur 5. Fångst/ansträngning av kräfta i sex kalkade sjöar med tidsserier om minst 10 år före och/eller efter kalkning.

na. Inte heller var fångsterna i de sjöar där pH hållits över 6.0 åren efter kalkning (s k "lyckade kalkningar") högre jämfört med fångsterna i de sjöar där kalkningen "misslyckats", dvs där lägsta uppmätta pH-värde efter kalkning understigit 6.0 en eller flera gånger.

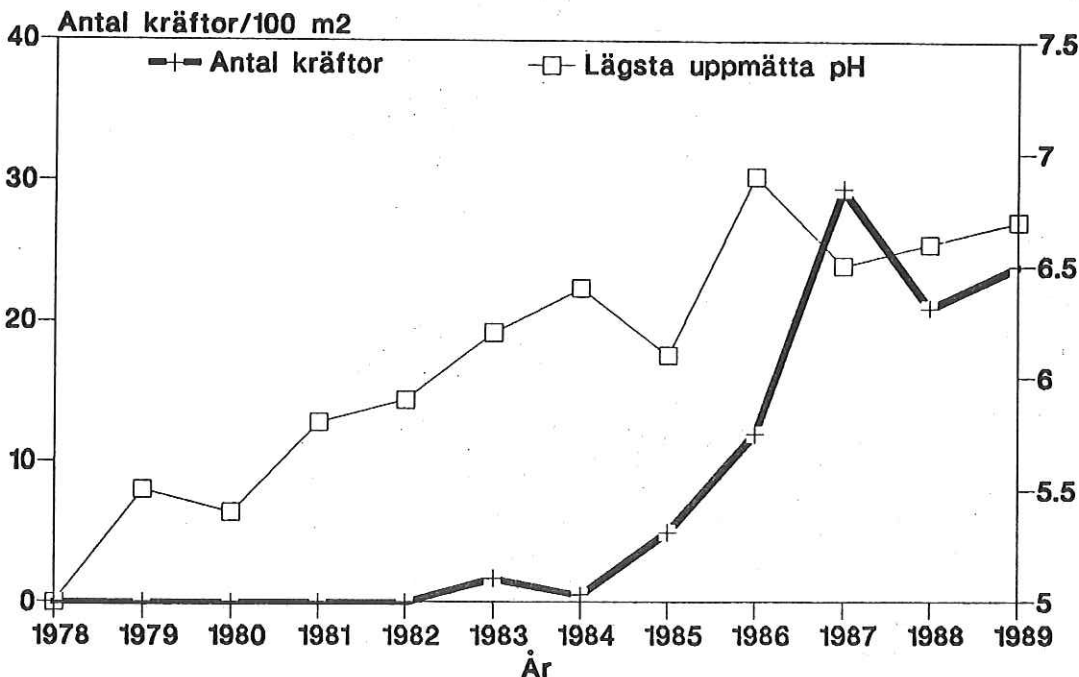
Anmärkningsvärt var dock att lägsta uppmätta pH-värde före kalkning var korrelerat till fångst/ansträngning även åren efter kalkning (Figur 6). Variationen i fångst/ansträngning mellan de 29 vattnen med upprepade provfiske kunde till 14% förklaras av lägsta pH före kalkning vid fiske i samband med första kalkningsinsatsen. Vid fiske 2-4 år efter kalkning förklarades 17% av variationen av samma variabel (23 vatten), vid 5-7 år efter kalkning förklarades 23% av variationen av lägsta pH värde före kalkning (9 vatten). Vid provfiske mer än 8 år efter första kalkning erhöles ingen signifikant korrelation mellan fångst/ansträngning och lägsta pH före kalkning vilket möjligen indikerar att den tidigare försurningsskadan upphört efter denna tid. Lägsta uppmätta pH-värde efter kalkning var dock inte korrelerat till fångst/ansträngning vid någon av tidsperioderna. Att försurningsskadan är så pass långvarig kan bero på flera faktorer; troligen

inverkar både kräftans långa generationstid och försurningsrelaterade förändringar av andra begränsande faktorer.

#### Förändring av kräftornas medellängd

Förändringen av kräftornas medellängd i fångsterna avspeglar till en del beståndsförändringen. En ökning av medellängden kan bero på att rekryteringen av kräftor skadats till följd av surt vatten, eller att fisketrycket är lågt och konkurrensen inom kräftbeståndet är lågt. En minskning av medellängderna kan bero antingen på en ökad rekrytering eller hårt fisketryck/hög konkurrens/dålig tillväxt.

Kräftornas medellängder före kalkning var signifikant negativt korrelerade till fångst/ansträngning men oberoende av tidpunkt för kalkning (ANCOVA,  $P < 0.01$  för fångst/ansträngning) (Figur 7a). Detta trots att redskap med olika maskstorlekar använts och att längdmätningen ofta varit mycket summarisk med indelning i grova längdklasser. Efter kalkning var kräftornas medellängder negativt korrelerade till fångst/ansträngning men också negativt korrelerade till år efter kalkning (ANCOVA,  $P < 0.05$  för både covariat (fångst/ansträngning) och oberoende variabel (år

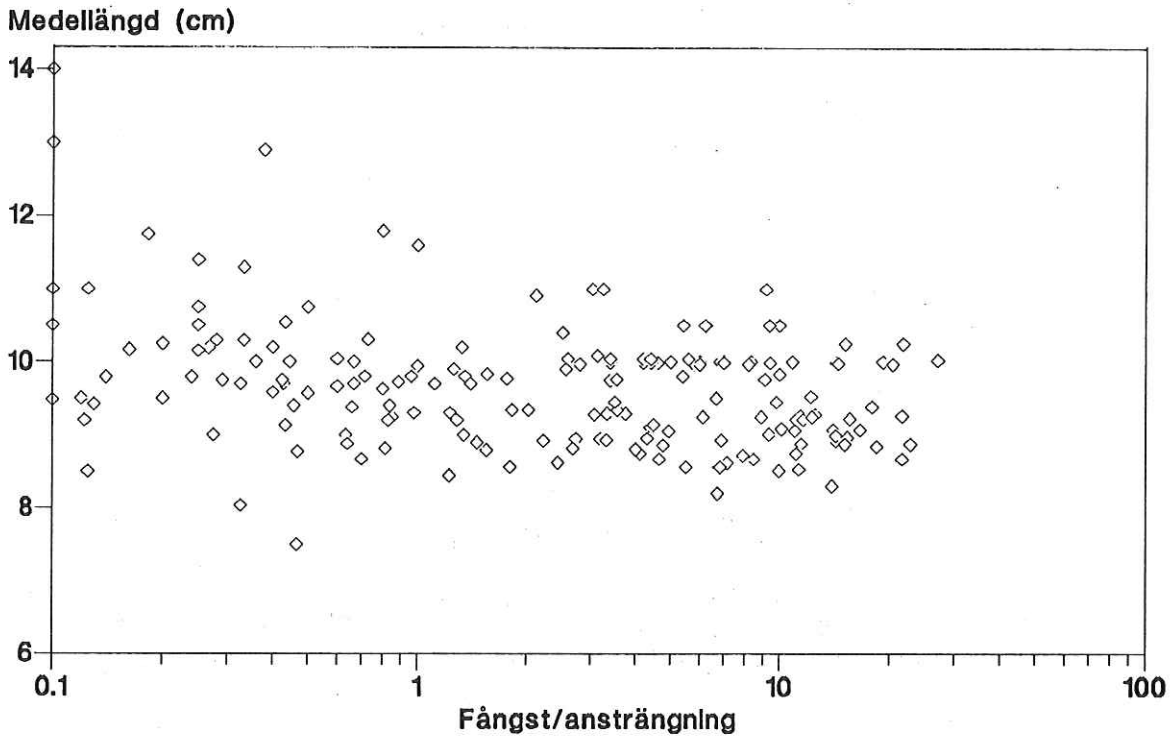


Figur 6. Antal kräftor/100 m<sup>2</sup> som fångats med elfiske och lägsta uppmätta pH-värde i Högvadsån i närheten av Ullared perioden 1978-89.

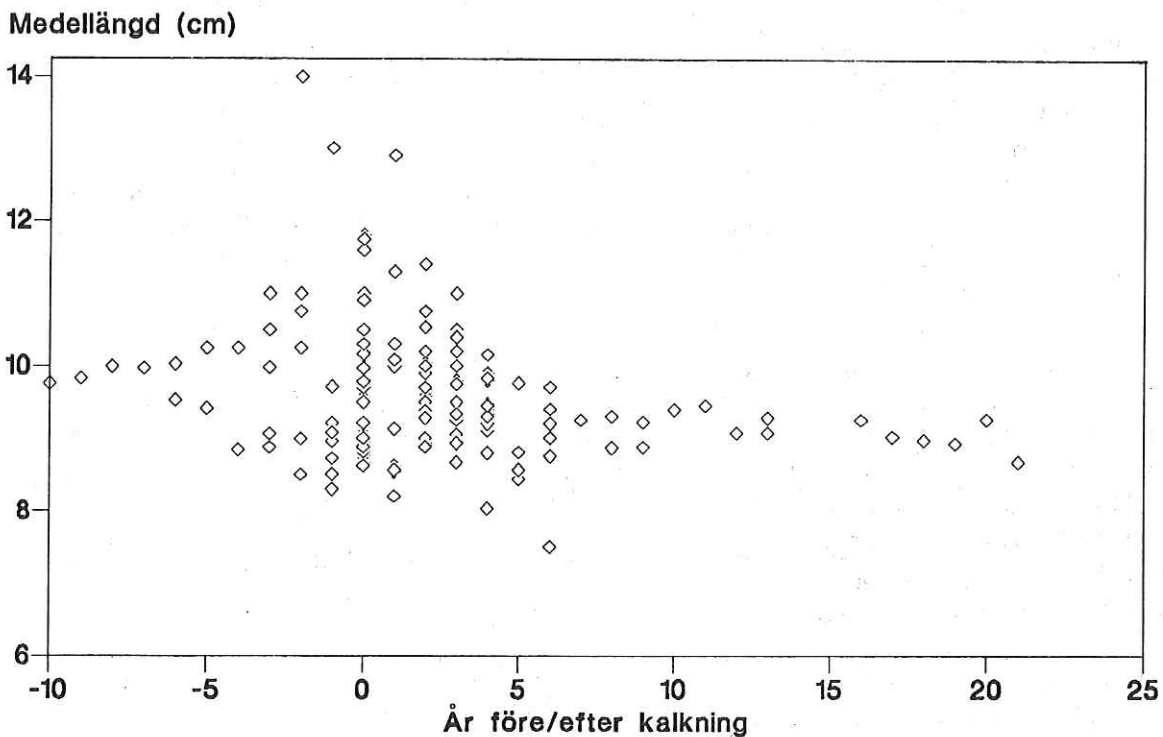


efter kalkning) (Figur 7b). Detta innebär att kräftornas medellängd i fångsterna var lägre ju längre tid det gått efter kalkning och att de var lägre i täta bestånd.

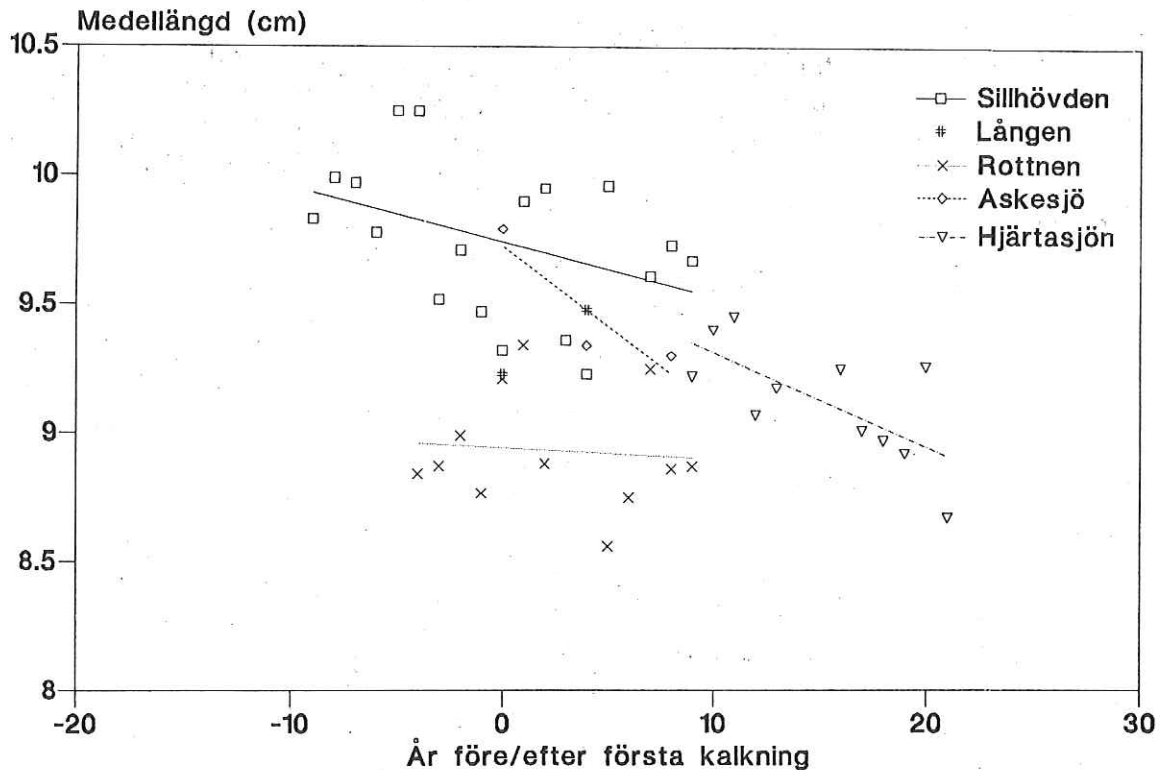
Medellängder för kräftfångsterna fanns rapporterade från fem av de sex sjöarna med längre tidsserier (ej Vårsjön). Variationen i kräftornas medellängd var beroende av sjö



Figur 7a. Flodkräftfångstens medellängd i 29 kalkade vatten i förhållande till fångst/ansträngning.



Figur 7b. Flodkräftfångstens medellängd i 29 kalkade vatten före och efter första kalkningsinsatsen.



Figur 8. Flodkräftfångstens medellängd i 5 försurade kalkade sjöar före och efter första kalkningsinsatsen. Linjerna utgör regressionslinjer för de fyra sjöar där uppgifter från mer än två år fanns tillgängliga.

(effekter av provfiskeredskap, beståndstäthet och habitatberoende parametrar) och år efter kalkning. Totalt kunde 82% av variationen i medellängd förklaras med dessa två variabler (ANCOVA,  $P < 0.0001$ , Figur 8).

Det kan finnas flera förklaringar till dessa samband. Att beståndsstorleken (fångst/ansträngning) påverkat kräftornas medellängd beror med stor sannolikhet på att konkurrensen om föda och gömslen är hög i täta bestånd. Detta i sin tur leder till att tillväxten är låg. Att även tid efter kalkning inverkar på kräftbeståndens medellängd kan tolkas på flera sätt. Ett ökat fisketryck på ett vikande bestånd kan resultera i att andelen stora kräftor (över lagligt mått) minskar. Det kan också bero på att andelen rekryter i beståndet har ökat till följd av kalkningen. En sänkt medellängd skulle också kunna tolkas som att mortaliteten hos de vuxna individerna ökat.

En faktor som kanske inte är helt uppenbar men mycket trolig är också möjligheten att predationstrycket på kräftorna har ökat efter kalkning. Speciellt abborrbestånden reagerar ofta mycket snabbt på en kalkningsinsats

(Degerman och Nyberg 1989) och detta kan i sin tur leda till en försämrad individtillväxt hos kräftorna (Appelberg och Odelström 1986, 1988).

#### Tänkbara förklaringar till fångstutvecklingen

I motsats till vad som förväntats utifrån kunskapen om kräftans känslighet för försurning visar uppföljningen av kräftbestånd efter kalkning att fångsterna inte ökade generellt. Istället ger resultaten ett mycket varierat svar; i tre av sjöarna och i Högvadsån steg kräftfångsterna signifikant efter kalkning, i Vårsjön sjönk fångsterna och i övriga vatten kunde ingen säker förändring noteras. Bristen på statistiskt säkerställda förändringar i kräftfångsterna kan bero på flera orsaker:

- Kalkningen har endast haft en begränsad effekt på de bestånd som ingått i undersökningen.
- Upprepade provfisken med mjärdar/buror beskriver inte förändringen i kräftbestånden.



C. De vattenkemiska variablerna som ingått i uppföljningsprogrammen är inte de mest betydelsefulla för beståndsförändringarna.

D. Andra faktorer, t ex klimatiska och biotiska, spelar en större roll än de kemisk/fysikaliska som ingått.

A. Att kalkningen inte har haft någon effekt på kräftbestånden förefaller mindre troligt. Detta understryks av uppföljningen både i Sillhövden och i Rottnen där den negativa trenden i fångstutvecklingen bröts efter första kalkningsinsatsen. Resultaten från Hjertasjön indikerar också att kalkningen haft en mycket gynnsam effekt på detta bestånds utveckling under de första 14 åren efter kalkning. Även i Högvadsån är med stor sannolikhet den förbättrade vattenkvaliteten orsaken till det ökade beståndet. Också den negativa relationen mellan lägsta uppmätta pH och fångst/ansträngning i samband med första kalkningen visar indirekt vätejonkoncentrationens betydelse för beståndsstorleken.

B. Sättet att fiska spelar sannolikt en avgörande roll för resultaten. Till skillnad från provfiske efter fisk fångas endast vuxna individer vid provfiske efter kräfta med standardmjärdar/burar. Det innebär att kräftan är ca 4-5 år när den för första gången kan bli fångad. Vid provfiske efter fisk fångas ofta yngre individer och kommer med i fångsten redan andra eller tredje sommaren. Det är därför naturligt att en ökad kräftrekrytering efter kalkning inte uppträder i fångsterna de första 4-5 åren efter åtgärden. Eftersom huvuddelen av materialet utgör tidsserier om högst 5 år är det därför rimligt att beståndsförändringar beroende på ökad rekrytering inte resulterar i signifikanta förändringar.

Trots att provfiske med mjärdar är en vedertagen metod för att uppskatta ett kräftbestånds relativa storlek, kan man ifrågasätta om det är en lämplig metod för att beskriva förändringar i ett kräftbestånd. Vanligen är kräftorna klumpvis fördelade i sjön vilket orsakar stora variationer i fångst/mjärde (se t ex Appelberg och Odelström 1985, 1986). Om inte antalet mjärdar är tillräckligt stort resulterar detta i att fångstresultaten blir mycket variabla och därmed orsakas stor

osäkerhet i fångstutvecklingen med tiden. Till detta kommer att provfisket av praktiska skäl endast sker på ett begränsat antal lokaler och därför inte tar hänsyn till migrationen in och ut från den provfiskade lokalen. Även om samma lokal provfiskas varje år kan därför resultaten variera oberoende av förändringar i beståndens totala storlek. En ytterligare osäkerhetsfaktor utgör fångstbarhetens beroende av både yttre omständigheter som väder och vind, och av kräftornas fysiologiska status (skalömsningsfas m m).

Att fångsten varierar kraftigt mellan olika år framgår bl a av resultaten från Hjertasjön (Figur 4). Trots ett mycket väl genomfört och standardiserat fiske varierade den årliga fångsten mellan mindre än 10 till fler än 20 kräftor/mjärde. Om detta var verkliga beståndsfluktuationer eller endast skillnader i fångstbarhet kan inte avgöras.

C. Vätejonkoncentrationens (pH-värdets) betydelse framgår bl a av den positiva korrelationen mellan lägsta uppmätta pH-värde före kalkning och fångst/ansträngning. pH utgör härvidlag något av en samlingsparameter för flera andra vattenkemiska variabler som t ex metaller. Något förvånande är emellertid att vattenkvaliteten före kalkning fortfarande påverkade fångsterna 5-7 år efter kalkning. Flera av resultaten tyder på att vattenkemin har haft en avsevärd betydelse ifråga om att reducera fångsterna (och bestånden) och att denna effekt var långvarig även efter kalkning. Att en förbättring av vattenkemin (= ökning av pH-värdet, förhöjd buffertförmåga) inte direkt avspeglar sig i förhöjda fångster tyder på att andra faktorer än de direkt försurningsrelaterade påverkar kräftbestånden.

D. En väsentlig orsak, som visat sig ha stor betydelse för utvecklingen av kräfta efter kalkning, är fiskbeståndens sammansättning och utveckling (se vidare diskussion nedan). Eftersom vissa fiskarter, fr a abborre, i många fall visar en mycket snabb respons på kalkningsinsatsen (Degerman och Nyberg 1989) kan denna utveckling även komma att påverka utvecklingen av kräftbeståndet. En ökad mängd predatorer efter kalkning hämmar utvecklingen av kräftbestånden. Den i huvudsak begränsande faktorn för kräftbe-



stånden skulle då ha övergått från att vara en kemisk (i första hand pH/metaller) till en biologisk (bl a abborre).

Ytterligare en faktor som skulle kunna tänkas påverka utvecklingen efter kalkning är förekomsten av parasiter. France och Graham (1985) visade att andelen kräftor av arten *Orconectes virilis*, infekterade med porlsinssjuka (*Thelohania contejeani*), ökade då en kanadensisk sjö försurades experimentellt. I tre svenska, kalkade, kräftsjöar var emellertid förekomsten av denna parasit mycket låg, mindre än 1% av bestånden var infekterade. Inte heller observerades några märkbara förändringar under den fyraårsperiod provtagning pågick (Appelberg och Odelström, opubl. material).

#### Faktorer som påverkar kräftan före och efter kalkning

För att visa att försurningens skador både inverkar på kräftan på individnivå och på beståndsnivå ger det följande avsnittet en vidare bild av försurningens effekt på kräftan. Detta kan också förklara varför vissa kalkningar givit goda resultat i form av ökad kräftavkastning, medan andra inte tycks ha givit någon effekt alls.

Experimentella studier av inverkan av surt vatten på kräftans reproduktion

För att klargöra hur surt vatten inverkar på de tidigaste stadierna i kräftans utveckling genomfördes ett antal akvarieförsök, där utvecklingen från äggläggning till den första skalömsningen följdes (Appelberg 1984a). Överlevnad och saltupptag mättes vid olika pH (Tabell 9). Under romläggningen och perioden efteråt, då rommen fäster vid honans stjärtfötter, tappade honorna de flesta av äggen under de 30 första dagarna efter romläggningen om de gick i vatten med pH 5.0. Nästan all rom hade tappats efter 60 dagar. Liknande resultat erhöles av France (1983) som studerade den amerikanska kräftarten *Orconectes virilis*. Han antog att det yttersta skalet på rommen inte kalkifierades i normal utsträckning, vilket i sin tur resulterade i en förlust av fastsittande rom. Det är även tänkbart att skador på spermatorerna, vilka hanen fäster under honans stjärt vid parningen, kan ha uppstått vid lågt pH. Detta skulle kunna försämra tillväxten av det yttersta äggskalet.

Senare under äggutvecklingen noterades en avsevärd skillnad i romöverlevnaden i vatten med olika pH. Romöverlevnaden vid pH 4.5, 5.0 och 5.5 var avsevärt mycket lägre än vid

Tabell 9. Effekter av lågt pH på tidiga stadier i kräftans utveckling i laboratorieförsök.

Utvecklingsstadium	pH-nivå	Uppmätt effekt
Äggläggning	5.0	Förlust av ägg fästa vid honan
Embryonalutveckling	4.5-5.5	Ökad dödlighet
Slutet av embryonalutvecklingen	4.9-5.6	Minskat upptag av Na <sup>+</sup> och K <sup>+</sup> . Ingen effekt på Ca <sup>2+</sup> -upptaget.
Kläckning	4.9-5.6	Förhöjd dödlighet till följd av svårigheter vid kläckning
Tidiga yngelstadier	4.9	Minskat upptag av Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , och Ca <sup>2+</sup> . Förhöjd dödlighet.
	5.6	Minskat upptag av Ca <sup>2+</sup> .



pH 7.8. I alla grupper observerades utvecklade embryon med hjärtslag, även om utvecklingen var långsammare hos rom som gick i lågt pH. Vid pH 4.5 kläcktes ingen rom, medan det åtminstone kläcktes enstaka romkorn vid högre pH.

I slutet av äggutvecklingen ökar embryonas energiomsättning kraftigt (Appelberg 1983). Samtidigt med denna ökning i energiomsättning noterades en positiv korrelation mellan pH och rommens våtvikt samt en negativ korrelation mellan pH och deras torrsvikt. Nettoupptagshastigheten av  $\text{Na}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  och  $\text{Cl}^{-}$  joner var lägre vid pH 4.9, medan upptagshastigheten av  $\text{Ca}^{2+}$  i stort sett var noll oavsett vattnets pH.

Vid pH 4.9 och 5.6 ökade dödligheten markant ju närmare kläckningen rommen kom. Högst dödlighet noterades under kläckningen i samband med att ynglen trängde ur sina äggskal. Av de ägg som utvecklats i pH 4.9 under en månad innan kläckning överlevde inget yngel mer än 5 dagar efter deras första skalömsning. Av de ägg som utvecklats i vatten med pH 5.6 dog ca 40% under samma period. Dessa resultat stämmer väl överens med vad som erhållits för nordamerikanska kräftarter. Berrill et al. (1985) visade att pH mellan 5.4 och 6.1 var giftigt för kräftarten *Orconectes rusticus* och *O. propinquus* under den period rommen var

fästad vid honan. Liknande resultat erhöles även France (1984) som fann att romdödligheten ökade hos *O. virilis* som fick gå i vatten med pH lägre än 5.5.

Efter kläckning minskade saltinnehållet i ynglen (både  $\text{Na}^{+}$  och  $\text{K}^{+}$ ) med pH. Upptaget av kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ökade snabbt efter kläckningen, men även vid pH 5.6 var upptagshastigheten bara hälften jämfört med vad den var vid neutralt pH. Kalciuminnehållet i yngel som ömsat skal en gång, visade sig också vara beroende av om de utsatts för surt vatten innan kläckning, vilket skulle kunna bero på en irreversibel hämning av denna mekanism.

Experimentella studier av vuxna kräftor i surt vatten

Saltbalansen hos större kräftdjur har studerats i ett flertal arbeten (t ex Mantel och Farmer 1983 för översikt). Försurningens inverkan på kräftans syra-basbalans, saltbalans och osmoregulation har rapporterats av bl a Malley (1980), Morgan och McMahon (1982), Wood och Rogano (1986).

Koncentrationen av  $\text{Na}^{+}$ ,  $\text{K}^{+}$  och  $\text{Cl}^{-}$  i vuxna flodkräftors hämolymfa minskade medan  $\text{Ca}^{2+}$ -koncentrationen fluktuerade då kräftorna utsattes för pH 4.0 under 11 dagar (Tabell 10). Då kräftorna fick gå i vatten med pH 5.0 minskade koncentrationen av både  $\text{Na}^{+}$  och

Tabell 10. Effekter av lågt pH och förhöjda aluminiumhalter (250-1 000  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) på vuxna kräftor i laboratorieförsök.

Stadium i skalömsningscykeln	pH-nivå	Exponeringstid (dagar)	Uppmätt effekt
Mellan ömsning	4.0	11	Minskad koncentration av $\text{Na}^{2+}$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{K}^{+}$ och $\text{Cl}^{-}$ i hämolymfan.
Mellan ömsning i hämocyterna.	3.7	3	Minskad koncentration av $\text{Na}^{+}$
Mellan ömsning i hämolymfan.	4.0	30	Minskad koncentration av $\text{Na}^{+}$ Förhöjd dödlighet.
Skalömsning Ingen effekt	4.6-5.7	60	Minskad kalcifieringshastighet. på dödligheten.
Mellan ömsning i hämolymfan.	5.0+Al	14	Minskad koncentration av $\text{Na}^{+}$



Ca<sup>2+</sup> inom 11 dagar. Preliminära undersökningar som pågick under 30 dagar visade att Na<sup>+</sup>-halten i hämolymfan inte återhämtade sig till normala värden och att dödligheten ökade vid pH 4.0. Upprepade korttidsexponeringar resulterade också i minskad Na<sup>+</sup>-halt i hämolymfan (Appelberg 1984b). Liknande resultat erhöles också av Wood och Rogano (1986) vid studier av kräftarten *Orconectes propinquus* och *O. rusticus*. De fann att både Na<sup>+</sup>- och Cl<sup>-</sup>-halterna i hämolymfan minskade inom 5 dagar vid pH 4.0, och drog slutsatsen att detta främst berodde på att hastigheten av Na<sup>+</sup>- och Cl<sup>-</sup>-upptaget minskade vid lågt pH.

Dödligheten hos vuxna, skalömsande, flodkräftor ökade inte då de gick i vatten med pH mellan 4.6 och 7.8 under 2 månader (Appelberg 1979). Å andra sidan minskade skalens torrsvikt och kalciuminnehållet i skalet avsevärt hos de honor som gick i pH 5.7 och var lägre, jämfört med de som fick gå i pH 7.8. Liknande resultat fick också Malley (1980) vid studier av kräftarten *Orconectes virilis*.

Då flodkräfta utsattes för olika halter av aluminium vid pH 5.0 ökade hastigheten på Na-förlusten från hämolymfan. Efter 14 dagar erhöles signifikanta effekter vid aluminiumhalter av 250 µg/l och högre (Appelberg 1985). Även andra studier har visat att aluminium kan ha en allvarlig effekt på kräftans överlevnad (Berill et al. 1985).

#### Fältundersökningar i kalkade sjöar

Ovanstående laborieförsök visar att det framför allt är de tidiga stadierna i kräftans livscykel som är känsliga för lågt pH och att även måttliga pH-sänkningar, som till pH 5.6, kan ge negativa effekter. Vuxna kräftor, å andra sidan, visade sig vara mer tåliga mot försurningspåverkan. Kalkning av ytvatten borde därför i första hand resultera i en ökad överlevnad av unga kräftor och därmed öka rekryteringen till kräftbestånden. Till detta kan man lägga att beståndsstorleken borde öka om det främst är lågt pH och/eller höga aluminiumhalter som begränsar kräftbeståndets storlek innan kalkning. Under perioden 1979 till 1983 testades denna hypotes i ett fältförsök (Appelberg 1990). Ett försurningsskadat kräftbestånd följdes i ett år före

och fyra år efter kalkning av en mindre skogssjö.

Trots att kalkningen påverkade både vattenkemi och bottenfaunans biomassa, ökade inte kräftbeståndets täthet under fyra år efter kalkning (Tabell 11). Förändringar i abiotiska faktorer som ökning av pH, alkalinitet och kalcium borde ha gynnat kräftornas reproduktionsförmåga. Den negativa effekten av fysiologiska störningar, som lågt pH ger på både yngel och vuxna kräftor, borde samtidigt ha minskat. Följaktligen kunde heller inga reproduktionsskador eller begränsningar i tillväxthastigheten noteras efter kalkningen. De huvudsakliga effekterna av kalkningen på sjöns ekosystem var en ökning av den totala bottenfaunabiomassan och att reproduktion av mört åter fungerade, om än i liten omfattning.

Den uteblivna ökningen i kräftbeståndets storlek gör det troligt, att det var andra faktorer än de vattenkemiska som begränsade kräftorna efter kalkning. Kräftor anses vara födobegränsade i näringsfattiga vatten (France 1985). Ökningen i antalet "nedbrytare" efter kalkning, som har beskrivits i flera andra undersökningar och tillskrivits en minskad giftighet av lågt pH och aluminium samt en ökad bakteriell nedbrytningshastighet (Hultberg och Andersson 1982, Raddum et al. 1984, Kroglund och Raddum 1985), kan ha förändrat tillgängligheten av animalisk föda i kräftans födoval. Eftersom denna födokomponent är av mycket stor betydelse för kräftans tillväxt och reproduktionsförmåga kan förändringen ha påverkat dess överlevnadsmöjlighet. En förändring av fiskarternas inbördes relationer kan påverka både mellanartskonkurrensen mellan kräftor och fisk samt fiskens predation på kräftan.

Den låga förekomsten av årsungar av kräftor efter kalkning visar att denna årsklass var starkt underrepresenterad, vilket alltså är den troligaste orsaken till att beståndet inte ökade. Två troliga orsaker till detta i sin tur är 1) att kräftynglen var födobegränsade till följd av konkurrens om födan mellan kräftyngel och abborre, och 2) att predation från abborre begränsade kräftynglens överlevnad.

Graden av födoöverlappning mellan huvuddelen av abborrebeståndet (de mindre än 15 cm långa) och kräftor under sin första



Tabell 11. Kalkningseffekter i en måttligt försurad skogssjö. Median eller medelvärden angivna.

	Före kalkning (år 1979)	Efter kalkning (åren 1980-1983)
Median pH	6.3	6.6
Alkalinitet	0.07 mekv/l	0.14 mekv/l
Kalcium koncentration	0.16 mekv/l	0.21 mekv/l
Mjukbotten fauna (dw)	1.8 g/m <sup>2</sup>	6.2-4.4 g/m <sup>2</sup>
Fisk		
Mört	Låg relativ abundans Ingen rekrytering Hög medellängd	Svag rekrytering Minskad medellängd
Abborre	Hög relativ abundans Inga signifikanta förändringar i abundans och medellängd	
Flodkräfta		
Tillväxthastighet	Hög	Hög
Fekunditet	Ej mätt	Hög
Populationsstorlek	Liten	Liten
Proportion små individer	Liten	Liten

sommar var stor, speciellt för bottenlevande organismer. Vid jämförelser med andra kräftbestånd visade det sig emellertid att tillväxten hos de små kräftorna var mycket god, vilket skulle tala emot att kräftan fr a var födobegränsad.

Abborre, som var den huvudsakliga predatoren på kräftor i sjön, förekom i mycket stort antal. Denna fiskart har visat sig livnära sig på kräftor i liknande sjöar och dess storleks-selektiva predation visar, att den borde föredra små kräftor under sin första sommar (Dehli 1981, Morales och Appelberg 1984, Stein 1977). Det förefaller därför troligt att det låga antalet småkräftor i första hand berodde på predation från det täta abborrebeståndet i sjön. Denna förklaring är den mest troliga och senare försök med abborre och kräfttyngel visar att denna fiskart kan ha mycket stor inverkan på kräftungars överlevnad och beteende (Appelberg och Odelström 1988).

Andra tänkbara faktorer som påverkar kräftans utveckling efter kalkning studerades också i de fyra kalkade sjöarna Hjertasjön, Rotten, Össjasjön och Handskdammen, med pH varierande mellan 4.8 och 7.0 (Appelberg och Odelström 1986). De strandbundna kräftbestånden följdes under två till fyra år och habitatfördelning, årsklass-segregering, aggregation, abundans, individtillväxt och biomassa jämfördes. En studie av kräftans näringsval, satt i relation till förekommande bottenfaunaorganismer, genomfördes dessutom i de tre förstnämnda sjöarna samt i den tidigare nämnda mindre skogssjön.

Kräftornas habitatfördelning skiljde sig markant mellan sjöarna. I tre av sjöarna där fiskförekomsten var hög, var abundansen av de yngsta årsklasserna av kräftor negativt korrelerad med djup, medan abundansen av kräftor i den sjö som saknade fisk ökade med djupet. Kräftbeståndens täthet var positivt korrelerad med storleken på bottensubstratet

utom i den sjö där förekomsten av predatorisk fisk var som högst. I den sistnämnda visade kräftbeståndet tydliga tecken på stark inomartskonkurrens, eftersom små kräftor tvingades använda mindre attraktiva bottenstrat (sten av mindre storlek), och, då att beståndet var mycket jämt (uniformt) fördelat inom varje djupintervall i strandzonen.

Kräftornas fördelning inom olika habitat var starkt relaterat till förekomsten av predatorisk fisk. I de sjöar där fisktätheten var hög, var kräftbeståndet koncentrerat till den översta delen av strandzonen, vilket resulterade i en årsklass-segregation beroende av bottenstratets storlek. Vid en jämförelse av de tre sjöarna med mest predatorisk fisk observerades att kräftornas utbredning i djupled, deras utbredningsmönster och inomartskonkurrens var relaterad till fisktätheten.

Utöver att predatorisk fisk har en direkt negativ inverkan på kräftornas överlevnad genom predation och konkurrens om föda, så påverkar fisken också kräftornas beteende och aktivitet. Liknande effekter på förändringar i både utbredning och aktivitet hos andra kräftarter har tidigare rapporterats av Capelli (1975) och Stein och Magnuson (1976).

Uppenbarligen inverkar även vattenkemiska faktorer på kräftbeståndens tillväxt efter kalkning. I tre av sjöarna minskade överlev-

naden av årsyngel beroende på lågt pH och låg kalciumhalt under vintern/våren. Surstötter påverkar den översta delen av strandzonen mest, och inverkar därför mest på unga kräftor som uppehåller i sig i denna del av sjön.

Skillnader i specifik tillväxthastighet mellan de fyra kräftbestånden motsvarade den förväntade variationen i inomartskonkurrens (Tabell 12). Det mest predationspåverkade beståndet hade den lägsta tillväxthastigheten, medan det minst fiskpåverkade beståndet hade den högsta tillväxthastigheten. Individtillväxten i de två andra kräftbestånden låg mitt emellan. I en av dessa sjöar sammanföll lågt pH med låg tillväxthastighet under en tillväxtsång, vilket skulle kunna tyda på att lågt pH kan ha en inverkan på tillväxthastigheten under vissa omständigheter (Buck och Sievert 1980).

Kräftornas föda skilde sig mycket litet mellan de fyra sjöarna. Andelen växtdeklar (av totala födovolymen) steg från 21% hos yngel till 43% hos vuxna kräftor, medan andelen detritus samtidigt sjönk från 54 till 26% (Odelström 1988). Dessa storleksbundna förändringar var i bägge fallen signifikanta ( $P < 0.001$ ). Andelen bottenfaunaorganismer i födan var ca 20% oavsett kräftstorlek och det fanns inget klart samband mellan bottenfaunaförekomsten i magarna och miljön.

Tabell 12. Karakteristika för strandlevande kräftbestånd i fyra kalkade sjöar.

Parameter	Össjasjön	Hjärtasjön	Rottnen	Handskdammen
Fiskabundans	Hög	Hög	Medel	Låg
Habitat-fördelning	Begränsad	Begränsad	Begränsad	Ej begränsad
Aggregering	Jämn	Slumpmässig	Aggregerad	Aggregerad
Aktivitet	Låg	Medel	Medel	Hög
Tillväxthastighet	Låg	Låg	Medel	Hög
Biomassa	Låg	Låg	Medel	Hög
"Konditionsfaktor"	Låg	Låg	Hög	Hög



I laboratorieförsök gav animalisk föda en högre tillväxthastighet än detritus (Söderbäck et al. 1988) och uppenbarligen var merparten av kräftfödan i de kalkade sjöarna av lågt näringsvärde. Troligen påverkade kräftornas förändrade aktivitet valet av föda.

Slutsatsen från undersökningen var att pH och kalcium troligen inte var de mest väsentliga begränsande faktorerna för kräftbestånden efter kalkning, även om lågt pH i vissa fall (bl a surstötter) visade sig ha en negativ inverkan på överlevnaden av årsyngel. Istället spelade närvaron av predatorisk fisk en avgörande roll för utvecklingen av kräftbestånden efter kalkning och påverkade dessa genom att förändra kräftornas utbredning, aktivitet och möjligheter att söka föda.

### Regionala studier

Vartefter resultaten från fältförsöken började klarläggas framstod de biotiska faktorernas roll för utvecklingen av kräftor i kalkade vatten som allt tydligare. Detta styrktes också av en regional undersökning av vilka faktorer som påverkar kräftbeståndens storlek före kalkning (Nyberg et al. 1986).

Fångst/ansträngning av kräfta visade sig vara positivt korrelerad till pH under hösten i de 32 sjöar som ingick i undersökningen. pH varierade mellan 4.5 och 7.0. pH kunde emellertid bara förklara 17% av den variation i fångst/ansträngning som fanns mellan sjöarna, vilket tyder på att andra faktorer än pH har en avgörande betydelse för kräftbeståndets storlek.

I 15 sjöar, med data på både vattenkemi och fiskförekomst kunde 73% av variationen förklaras av de tre variablerna pH, sjöns storlek och abborrens medelstorlek. Ju högre pH, större sjö och mindre abborrar, desto högre fångst/ansträngning av kräfta. Detta styrker resultaten från de tidigare fältundersökningarna - lågt pH och förekomst av predatorisk fisk påverkar kräftbestånden negativt.

Sammanfattningsvis visade akvarieförsöken att reproduktionsstörningar och fysiologiska störningar hos flodkräfta uppträder inom pH-intervallet 5.0-6.0. Ökad dödlighet hos vuxna djur kunde inte upptäckas om pH översteg 4.0. Fältundersökningarna visade också att de

vuxna kräftorna var tåliga mot lågt pH. Även om det fanns tecken på reproduktionsstörningar vid pH-värden mellan 4.8 och 6.0 kunde någon direkt koppling mellan lågt pH och ökad dödlighet hos vuxna djur i fält inte påvisas. Resultaten stämmer väl överens med de som uppnåtts i kanadensiska studier av bl a France (1983) och Davis (1985). Dessa visade att kräftarten *Orconectes virilis* försvann nästan helt då pH sjönk under 5.6 i ett helsjöförsök.

Alla arter har en yttersta gräns för sin överlevnad, men dessa gränser krymper till ett mindre intervall beroende på konkurrens, predation och andra biologiska interaktioner. Både i fältundersökningarna och i den regionala undersökningen visade sig predation från fisk vara av mycket stor betydelse för kräftbeståndens utveckling före och efter kalkning.

### Generella slutsatser

Laboratorieförsöken visade att det främst är ägglägningsstadiet, kläckningen och de första yngelstadierna som är känsliga för surt vatten. Redan i intervallet pH 5.6-5.8 noterades fysiologiska störningar och ökad dödlighet i dessa stadier. Jämförelsen av kräftförekomsten mellan vatten med olika pH stödde också dessa resultat. För att rädda försurningskadade kräftbestånd är det därför nödvändigt att neutralisera det sura vattnet - i första hand att höja lägsta pH över 6.0.

Kalkningsåtgärder som uppnår denna målsättning, resulterar i att den direkta försurningspåverkan på kräftorna upphävs. Uppföljningsprogrammen visade också att minskningen av bestånden i många fall upphörde efter kalkning. Det är emellertid viktigt att kalkningen utförs på ett sådant sätt att de områden där de rombärande honorna och sedemera årsynglen uppehåller sig nås av åtgärden. I många vatten, fr a mindre skogssjöar, innebär detta att den översta delen av strandzonen måste nås av kalkningsinsatsen. Även områden med sura tillflöden måste åtgärdas.

Trots en förbättrad vattenkvalitet, resulterade inte kalkningarna generellt i ökade kräftfångster. De negativa effekterna av försurningen kunde ofta kvarstå längre än 5 år efter kalkningen. De uteblivna förändring-



arna kan delvis förklaras av att en ökad rekrytering inte syns i fångsten förrän kräftorna nått fångstbar storlek, dvs efter 4-5 år. Minskningen av kräftornas medellängder i fångsterna med tiden efter kalkning visar också att rekryteringen troligen ökade efter kalkning. Bidragande orsaker kan också ha varit att en ökad förekomst av fisk efter kalkning försämrat tillväxten hos kräftan och/eller att fisketrycket varit för högt.

Flera av resultaten pekar på fiskens roll som begränsande faktor efter kalkning. Efter kalkning ökar ofta abborrbeståndet kraftigt, vilket resulterar i att predationstrycket på kräftorna ökar. Förutom att predatorisk fisk har en direkt negativ inverkan på kräftornas överlevnad genom predation och konkurrens om föda, påverkar fisken också kräftornas beteende och aktivitet. Både dammförsök och fältsstudier visade att abborre och andra predatorer kan spela en avgörande roll för kräftornas överlevnad och tillväxt. Detta styrktes också av de regionala undersökningarna. I de vatten där predationstrycket på kräftorna är högt bör därför kalkningsåtgärden åtföljas av åtgärder med syfte att minska mängden predatorisk fisk. Sådana insatser, vilka är mest aktuella för sjölevande bestånd, är ofta svåra att genomföra och måste anpassas till de förutsättningar som råder i det speciella vattnet.

## ERKÄNNANDEN

Författarna vill rikta ett tack till alla de fiskeritjänstemän, fiskevattenägare och andra provfiskare som har bidragit med material. Speciellt tack riktas till fiskerikonsulenterna Ingvar Josefsson och Hans I Svensson samt till Johan Kjellson, Hovmantorp, Peter Widerström, Hökhult och Anders Stureson. Erik Degerman tackas för kommentarer och uppmuntrande tillrop under arbetets gång och Monica Bergman och Eva Sers för dess slutliga utformning. Arbetet har finansierats av Statens Naturvårdsverk.

## LITTERATUR

- Abrahamsson, S.A.A. 1966. Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* L. *Oikos* 17:96-107.
- Appelberg, M. 1979. The effect of low pH on *Astacus astacus* L. during moult. p. 1-12. In Scandinavian symposium on freshwater crayfish. Lammi, Finland.
- Appelberg, M. 1983. Response of acid stress upon the oxygen uptake in eggs of the crayfish *Astacus astacus* L. p. 50-69. In Freshwater Crayfish V. Ed.: C.R. Goldman. AVI Publ. Comp., USA.
- Appelberg, M. 1984a. Early development of the crayfish *Astacus astacus* L. in acid water. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 61:48-59.
- Appelberg, M. 1984b. Effekter av försurning och kalkning på populationer av flod- och signalkräfta. Slutrapport. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet, 1984:B7. 130 p.
- Appelberg, M. 1985. Changes in haemolymph ion concentration of *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* DANA after exposure to low pH and aluminium. *Hydrobiologia* 121:19-25.
- Appelberg, M. 1986. The crayfish *Astacus astacus* L. acid and neutralized environments. Acta Univ. Ups., Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science 23. 19 p.
- Appelberg, M. 1990. Population regulation of the crayfish *Astacus astacus* L. after liming an oligotrophic, low-alkaline, forest lake. *Limnologica* 20:319-327.
- Appelberg, M. & T. Odelström, 1984. Betydelsen av predation och näring för kräftpopulationer i kalkade vatten. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet B:8:1-35.
- Appelberg, M. & T. Odelström. 1985. Rekommendationer för provfiske efter kräftor. (English summary: Test fishing for crayfish: Recommendations for Swedish standard. Results and revised proposal). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 28 p.



- Appelberg, M. & T. Odelström.** 1986. Habitat distribution, growth and abundance of the crayfish *Astacus astacus* L. in the littoral zone of four neutralized lakes. In: The crayfish *Astacus astacus* in acid and neutralized environments. Ed.: M. Appelberg. Ph.D. thesis, Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Appelberg, M. & T. Odelström.** 1988. Interaction between European Perch (*Perca fluviatilis*) and juvenile *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in a pond experiment. p. 37-45. In Freshwater Crayfish VII. Ed.: P. Goeldlin. Lausanne, Schweiz.
- Appelberg, M. & E. Degerman.** 1991. Development and stability of fish assemblages after liming. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (Under tryckning).
- Berill, M., L. Hollett, A. Margosian & J. Hudson.** 1985. Variation and tolerance to low environmental pH by the crayfish *Orconectes rusticus*, *O. propinquus*, and *Cambarus robustus*. Can. J. Zool. 63:2586-2589.
- Buck, J. & H. Siewert.** 1980. Effects of low pH levels on body weight of crayfish. Proc. Indiana Acad. Sci. 89:232-233 (Abstract.)
- Capelli, G.M.** 1975. Distribution, life history, and ecology of the crayfish in northern Wisconsin, with emphasis on *Orconectes propinquus* (Girard). Ph.D. Thesis, University of Wisconsin, USA. 215 p.
- Davis, I.J.** 1985. The response of benthos to eight years of experimental acidification. In: International Symposium on Acidic Precipitation, September 1985, Muskoka, Canada.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1987. Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar - en arbetsrapport. (English summary: The composition and abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 35 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5):1-35.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson, & H. Carlstrand.** 1990. Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified running waters to improve conditions for fish.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4):27-214
- Dehli, E.** 1981. Perch and freshwater crayfish. Fauna 34:64-67.
- France, R.L.** 1983. Response of the crayfish *Orconectes virilis* to experimental acidification of a lake with special reference to the importance of calcium. p. 98-111. In Freshwater Crayfish V. Pap. Fifth Int. Symp. Freshw. Crayfish, Davis, Calif., USA 1981. Ed. C.R. Goldman. AVI Publishing Company, Westport, Conn.
- France, R.L.** 1984. Comparative tolerance of three life stages of the crayfish *Orconectes virilis*. Can. J. Zool. 62:2360-2363.
- France, R.L.** 1985. Relationship of crayfish (*Orconectes virilis*) growth to population abundance and system productivity in small oligotrophic lakes in the experimental lakes area, northwestern Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:1096-1102.
- France, R.L. & L. Graham.** 1985. Increased microsporidian parasitism of the crayfish *Orconectes virilis* in an experimentally acidified lake. Wat., Air and Soil Poll. 26:129-136.
- Haines, T.** 1981. Acid precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. Trans. Amer. Fish. Soc. 110:669-707.
- Henriksson, L., H.-G. Oscarsson & J.A.E. Stenson.** 1980. Does the change of predator system contribute to the biotic development in acidified lakes? p. 316-317. In Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., Norway. Eds. D. Drablös och A. Tollan. SNSF-project.
- Hultberg, H. & I. Andersson.** 1982. Liming of acidified lakes: Induced long-term changes. Wat., Air and Soil Poll. 18:311-331.
- Kroglund, F. & G. Raddum,** 1985. Effects of liming acid lakes on the invertebrate food web. In International Symposium on Acidic Precipitation, September 1985, Muskoka, Canada.



- Malley, D.F. 1980. Decreased survival and calcium uptake by the crayfish *Orconectes virilis* in low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:364-372.
- Mantel, L.H. & L.L. Farmer. 1983. Osmotic and ionic regulation. p. 53-161. *In The Biology of Crustacea*. Vol. 5. Ed.: L.H. Mantel. Academic Press.
- Mills, K.H. & D.W. Schindler. 1985. Early indications of biological stress in aquatic environments. *In International Symposium on Acidic Precipitation*, September 1985, Muskoka, Canada.
- Morales, J. & M. Appelberg. 1984. Studier av en signalkräftpopsulation före och efter en sjökalkning. *Limnologiska institutionen, Uppsala universitet*, B:13:1-20.
- Morgan, D.O. & B.R. McMahon. 1982. Acid tolerance and effects of sublethal acid exposure on ion-regulation and acid-base status in two crayfish *Procambarus clarkii* and *Orconectes rusticus*. *J. Exp. Biol.* 97:241-252.
- Nilssen, J.P., T. Östdahl & W.T.W. Potts. 1984. Species replacements in acidified lakes: Physiology, predation or competition? *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61:148-153.
- Nyberg, P., M. Appelberg & E. Degerman. 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Wat., Air and Soil Poll.* 31:669-687.
- Odelström, T. 1988. The food choice of the crayfish *Astacus astacus* L. in relations to environmental conditions. *Acta Univ. Ups., Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science* 165. 13 p.
- Raddum, G.C., G. Hagenlund & G.A. Halvorsen. 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Lake Söndre Boksjö. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61:167-177.
- Stein, R.A. Jr. 1977. Selective predation, optimal foraging, and the predator-prey interaction between fish and crayfish. *Ecology* 58:1237-1253.
- Stein, R.A. Jr. & J.J. Magnuson. 1976. Behavioral response of crayfish to a fish predator. *Ecology* 57:751-761.
- Stålhandske, P. 1991. Kalkning i praktiken - vattenkemiska effekter 1977-1988. (Manuskript.)
- Svärdson, G. 1974. Översikt över laboratoriets verksamhet med plan för år 1974. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1). 26 p.
- Söderbäck, B., M. Appelberg, T. Odelström & U. Lindqvist. 1988. Food consumption of the crayfish *Astacus astacus* L. in the laboratory. p. 145-153. *In Freshwater Crayfish VII*. Lausanne, Schweiz.
- Wood, C.M. & M.S. Rogano. 1986. Physiological responses to acid stress in crayfish (*Orconectes*): haemolymph ions, acid-base status, and exchanges with the environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:1017-1026.

#### ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF ACIDIFICATION AND LIMING ON THE FRESHWATER CRAYFISH *ASTACUS ASTACUS*

The results from a national study, a long-term follow-up programme and laboratory/field research on the effects of acidification and liming on crayfish populations have been assessed. The crayfish *Astacus astacus* was persistent in more than 60% of the 422 acidified and limed crayfish lakes reported to the Environmental Protection Agency. Among water chemical variables, conductivity was the one most correlated to the abundance of crayfish. The higher the conductivity, the more abundant were the crayfish. Also, the lowest recorded pH value and the humic content of the water did explain some of the variation of crayfish abundance among the limed lakes.

Oviposition, hatching and the earliest stages of the life history of crayfish were the stages most sensitive to acid water. Physiological disturbances and increased mortality were observed at pH below 5.8. This implicates that it is necessary to raise pH to at least above 6.0 to reduce the impact of acid water on crayfish populations. Accordingly, studies of the development of crayfish populations in acidified lakes showed that the reduction in population abundance generally was stopped after lime treatment. Field studies indicated that acid spates sometimes resulted



in loss of young-of-the-year crayfish, although it did not have a major influence on the overall population abundance.

Although lime treatment was the primary measure to mitigate the impact of low pH on the crayfish populations, liming did not in general increase the crayfish catch/population abundance. In several lakes, the negative effects of the acid period persisted for up to eight years after liming. Mean length of the crayfish decreased with time after liming, indicating either that recruitment increased or that the importance of other factors, interfering with crayfish growth, increased. Crayfish mean length was also related to CPUE (catch per unit effort) indicating that

fishing pressure and/or competition was of importance after liming.

Several of the results indicated that factors other than water chemistry were limiting crayfish population abundances after liming. The abundance of predatory fish species, especially European perch (*Perca fluviatilis*), explained a considerable part of the lack of population increase after liming. It is suggested that an increased density of predatory fish after liming was one of the main causes limiting crayfish populations after liming. Besides having a direct negative influence on the survival of crayfish predatory fish also interacted with crayfish activity and habitat segregation.

# KALKNING FÖR ATT MOTVERKA FÖRSURNINGSPÅVERKAN PÅ FISK I RINNANDE VATTEN

Erik Degerman	Sötvattenslaboratoriet, 170 11 DROTTNINGHOLM
Erik Sjölander	Köpenhamnsvägen 8, 860 32 FAGERVIK
Arne Johlander	Fiskeristyrelsens utredningskontor, Järnvägsgatan 9, 552 55 JÖNKÖPING
Per Sjöstrand	Fiskeristyrelsens utredningskontor, Järnvägsgatan 9, 552 55 JÖNKÖPING
Key Höglind	Fiskenämnden i Göteborgs & Bohus län, Box 767, 451 26 UDDEVALLA
Lars Thorsson	Hushållningssällskapet, Göteborg & Bohus län, Box 787, 451 26 UDDEVALLA
Håkan Carlstrand	Sportfiskarna, Göteborgs & Bohusdistriktet, S:t Pauligatan 5, 416 60 GÖTEBORG

## SAMMANFATTNING

Denna studie är en sammanställning av vattenkemi och elfiskeresultat från 22 kalkade och 7 okalkade vattendrag spridda över södra och mellersta Sverige. Kalkningarna startade 1974-1987 och har klassificerats som dominerade av sjökalkning, doserarkalkning eller våtmarkskalkning. Materialet presenteras dels i ett huvuddokument dels i 29 bilagor - en per vattendrag.

Enkla samband mellan avrinningsområdenas storlek och andel sjö har upprättats för att förklara uppkomsten av kraftiga vårfloder samt torka. Vidare presenteras uppgifter från SMHI som visar att medelvattenföringen ökade under perioden 1971-1988.

Det vattenkemiska målet med kalkningsverksamheten, att hålla pH över 6, var svårt att uppfylla och i flera objekt uppmättes enstaka pH under 6 efter kalkning.

Successivt har dock kalkningarna gått bättre och kalkningar som pågått mer än 6 år uppvisade genomgående pH över 6. Någon direkt skillnad mellan de tre dominerande kalkningsteknikerna (sjö-, våtmarks-, doserarekalkning) kunde ej konstateras. Resultatet var snarare avhängigt engagemanget i projektet, planeringen och uppföljningen.

Det biologiska målet med kalkningarna nåddes i stort sett i samtliga objekt, dvs att avgifta vattnet så att fiskfaunan kunde återhämta sig eller rekolonisera lokalen. Det sistnämnda försvårades dock i flera fall av de artificiella hinder som fanns i vattendragen. Mer än 57% av elfiskelokalerna hade ett vandringshinder på vägen till närmaste sjö uppströms och 32% till närmaste sjö nedströms! Därigenom tycks återkolonisationen ha försvårats och i medeltal skedde endast en mycket ringa ökning av artantalet per lokal.

Generellt förelåg en signifikant ökning av öring och lax efter kalkning av vattendragen, och i enstaka vattendrag ökade också flodkräfta, elritsa, mört och stensimpa.

När lax ökade efter kalkning minskade tätheten av öring, troligen som en effekt av konkurrens mellan arterna. Indikationer förelåg också att en ökning av öring kunde med-



föra att individantalet av andra arter hölls nere. Trots detta verkade interaktioner mellan fiskarterna spela en liten roll i dessa vattendrag. Populationstätheterna av fisk i de undersökta vattendragen styrdes istället nästan uteslutande av pH och alkalinitet, dvs av försurningssituationen, samt frekvensen och omfattningen av torrår.

I några av de okalkade referensvattendragen kunde allvarliga skador av lågt pH på fisk konstateras. Tillfälliga minskningar av fisktätheten förelåg i andra referensvattendrag efter enstaka surstötter.

Resultaten sammantagna visade att ett enstaka pH under 6 medförde ett minskat fiskbestånd, men också att återhämtningen går fort klimatiskt gynnsamma år, dvs år med ringa surstötter och varma somrar.

I diskussionen framförs följande rekommendationer för genomförandet av effektuppföljning:

- vattenprovtagning bör ske *minst* sex gånger per år i samtliga kalkade vattendrag.
- vattendrag med små avrinningsområden (<15 km<sup>2</sup>) eller låg andel sjö (<2%) bör övervakas tätare.
- biologisk uppföljning bör ske under en lång följd av år i ett *fåtal* utvalda vattendrag.
- biologisk uppföljning bör ske med *standardiserade* metoder.
- vid elfiske skall *alla* arter noteras noggsamt.

Vidare gjordes följande kommentar vad avser kalkningsstrategi:

-enbart sjökalkning kan vara tillfyllest om andelen sjö överstiger 10% och avståndet till sjön understiger 6 km, eljest bör metoden kombineras med doserar- och/eller våtmarkskalkning.

#### Några resultat ur bilagorna

- återkolonisation av öring efter kalkning (bilagor 5, 20, 23).
- effekter av torra på vattendrag (bilagor 4, 8).
- surstötter med lågt pH och höga metallhalter (bilagor 19, 20, 21).
- temperaturens/säsongens inverkan på elfiskeresultatet (bilagor 21, 28).
- effekter av grumlande arbeten på fisk (bilaga 5).
- tillväxtdata för öring (bilaga 12) och lake (bilaga 21).
- kallt grundvattens betydelse för smoltåldern (bilaga 15).
- effekter av låg vattenföring på ung gulål (bilaga 8).
- interaktioner mellan öringårsklasser (bilaga 7).
- interaktioner mellan laxårsklasser (bilaga 2).
- vild lax som dök upp efter kalkning (bilaga 8).
- utsatt laxfisk som förekom ihop med vildfisk (bilaga 5, 28).
- katadroma fiskar (storspigg & skrubba) (bilaga 8).
- effekter av ändrad minimitappning (bilaga 9).
- förhållande mellan "standing crop" och medelindividvikt (bilaga 25).
- konkurrens öring-bergsimpa (bilaga 14).
- återförsurade vattendrag (bilagor 11, 12, 20).
- negativa effekter av försurning på lake, elritsa, mört (bilagor 18-21).

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	Sid.
1. INLEDNING	30
2. METODIK	31
3. RESULTAT	35
4. DISKUSSION	52
REFERENSER	57
ENGLISH SUMMARY: LIMING OF ACIDIFIED RUNNING WATERS TO IMPROVE CONDITIONS FOR FISH	58
BILAGOR	
Bilaga 1. Fylleån	61
Bilaga 2. Högvadsån	66
Bilaga 3. Surtan	71
Bilaga 4. Brodalsbäcken	77
Bilaga 5. Solbergsån	84
Bilaga 6. Grössbyån	91
Bilaga 7. Skredsviksån	96
Bilaga 8. Taskeå	100
Bilaga 9. Örekilsälven	107
Bilaga 10. Resteån	112
Bilaga 11. Ekelidsbäcken	117
Bilaga 12. Skuggälven	122
Bilaga 13. Grissleån	130
Bilaga 14. Helgaboån	134
Bilaga 15. Gagnån	138
Bilaga 16. Nykyrkebäcken	143
Bilaga 17. Haraldsjöån	147
Bilaga 18. Glötån	152
Bilaga 19. Häggingdalsbäcken	156
Bilaga 20. Hammarbäcken	160
Bilaga 21. Djursvasslan	164
Bilaga 22. Bänkåsbäcken	172
Bilaga 23. Ådalsån	177
Bilaga 24. Byån	183
Bilaga 25. Bjässjöån	187
Bilaga 26. Veån	193
Bilaga 27. Strinneån	199
Bilaga 28. Idbyån	205
Bilaga 29. Forsån	210



## 1. INLEDNING

Landets nordligaste och kalkrikaste områden undantagna har försurningen drabbat fisk och bottendjur negativt i små rinnande vatten i hela Sverige (Brodin 1990). Kalkningsverksamheten i landet, som startade i större skala år 1977, har varit framgångsrik när det gäller att kalka sjöar, men rinnande vatten har visat sig svårare att åtgärda. Delvis beror detta på att surstötter, korta perioder med extremt lågt pH, uppträder vid vårflood och ibland efter höstregn. Dessa surstötter är svåra att motverka då smältvattnet och regnvattnet oftast har mycket kort och ringa kontakt med marken, varför vattnet inte hinner buffras till högre pH. En ytterligare svårighet är att många små vattendrag startar utan, eller med mycket små, källsjöar, varför traditionell och beprövad sjökalkning inte kan användas. Alternativen har varit att använda kalkdoserare eller att kalka omgivande marker.

Kalkdoserare finns i en mängd utföranden (Tideström 1984, Kulinski & Dickson 1990) och välfungerande kalkdoserare kan vara en viktig del i kalkningsverksamheten (ex. Edman et al. 1988). För närvarande finns cirka 200 kalkdoserare i drift i landet. Undersökningar har dock visat att de positiva effekterna kan utebli på grund av bristande tillsyn och funktion, svårigheter att fylla på kalk under vårflooden när vägarna är ofarbara och vidare genom att vattnet omedelbart nedströms doserarna kan bli toxiskt vid lågt pH och metallrikt tillrinnande vatten (Lessmark et al. 1986, Engblom och Lingdell 1985). Att istället kalka uppströms liggande marker har givit ringa resultat på vattenkemi när kalken lagts på torr mark (Lessmark 1987), medan direkta våtmarkskalkningar (Nyberg 1986) ofta givit bättre resultat (Abrahamsson 1989). Våtmarkskalkningar kräver dock noggranna fältinventeringar för att lyckas. En nackdel är att de höga kalkgivor som används på våtmarken ofta medför floraförändringar, exempelvis reduktion av vitmossor (Aronsson 1990).

Föreliggande rapport är en sammanställning av kalkningar och effekter på vattenkvalitet och fisk åren 1974-89 i 22 svenska vattendrag, från Fylleån i Halland i söder till Lofsdalen i Härjedalen och Idbyån i Ångermanland i norr. Jämförelser görs med 7 okalkade referensvattendrag.

Syftet är att beskriva hur olika kalknings- och uppföljningsstrategier fungerar för

- vattenkvalitet och
- fiskbeståndens utveckling,
- respektive möjligheter till utvärdering.

Denna studie utgör ett samarbete mellan länsstyrelser, fiskenämnder, fiskeristyrelsens utredningskontor, Fiskevattenägareförbundets konsulenter, Sportfiskarnas konsulenter, privata konsulter och fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium.

De undersökta vattendragen är vanligen små och laxfiskfaunan har studerats genom elfisken i grunda strömmande avsnitt. Delar av resultaten har för flera projekt presenterats förut. Dessa tidigare rapporter refereras i bilagorna. Varje vattendrag presenteras som en egen bilaga där bakgrund, vattenkemi, kalkningar, elfiskeresultat samt kommentarer ges.

## 2. METODIK

### 2.1 Fältkontroller genom elfiske

Syftet med undersökningarna har, såsom nämnts i inledningen, i första hand varit att inom olika vattensystem följa effekterna av utförda kalkningsåtgärder på beståndet av laxfiskungar och övrig fisk. För att visa på generella effekter tas här upp ett flertal vattensystem, spridda över landet, representerande olika typer av kalkning, olika bestånd av laxfisk och annan fisk.

Vid elfiskekontrollerna har normal elfiskemetodik använts, dvs fiske mot vattenströmmen på vissa avsnitt i de undersökta vattendragen. De elfiskeaggregat som använts har i flertalet fall varit av firmamärket Lugab (bl a typ L 1000), dvs motordrivna aggregat som ger en utgående likström (med visst "rippel") av varierbar spänning. I ett par vattendrag har även s k "batteriaggregat" använts, vilka ger en pulserande likström.

I första hand har elfisket skett på sådana sträckor som bedömts utgöra lämpliga biotoper för uppväxande laxfiskungar, dvs stråkande-strömmande-forsande avsnitt av vattendragen med en botten bestående främst av grus, sten och block. Vattendjupet på de undersökta lokalerna har vid normal sommarvattenföring uppgått till ca 0.1-0.6 m. Även de fysiska förutsättningarna för att genomföra elfisket, såsom vadbarhet, har givetvis haft betydelse för valet av provlokal.

Antalet provsträckor inom de olika vattendragen har varierat mellan 1-12. I de vattendrag där flera provsträckor har ingått representerar ofta sträckorna delaysnitt med olika förutsättningar beträffande t ex havsvandrande laxfisk/strömlevande öring. Inom de ramar som funnits för undersökningar har provsträckorna valts så att de kan tänkas representera en viss del av vattendraget. Antalet stationer är dock så få att de inte går att omräkna till att gälla beståndet i hela vattendraget (Bohlin 1984). Beståndsutvecklingen gäller alltså de undersökta lokalerna, men kan ändå erfarenhetsmässigt antas gälla större delar av de undersökta vattendragen.

De flesta elfiskekontroller har gjorts under perioden augusti-oktober, dvs den tid då vattenföringen i åar och bäckar är mest gynnsam för denna typ av undersökningar. Årsungarna av öring har dessutom då nått den storlek då de är möjliga att fånga med elfiske. Undersökningarna har i fält genomförts av personal vid Sötvattenslaboratoriet, utredningskontoret i Jönköping, Fiskenämden i N- och O-län, Fiskevattenägareförbundet i Bohuslän, Sportfiskarnas Göteborg & Bohus distrikt samt Länsstyrelsen i Västernorrlands län.

Elfiskena på de olika kontrollerade lokalerna har på flertalet lokaler utförts genom upprepat fiske, s k successiv utfiskning, med 2-4 fiskeomgångar. Nätavstängning har använts i vissa fall. Tillvägagångssättet ger ett visst kvantitativt mått på beståndet inom provsträckan som dessutom, under motsvarande förhållanden, är jämförbart mellan olika år.

Den fångade fisken har i fält protokollförts med avseende på art och antal. Av lax- och öring har varje individ längdmätts medan för övriga fiskarter vanligen längdintervallet har noterats. Då kräftor (flod- eller signalkräftar) fångats eller observerats har även dessa noterats.



I samband med elfiskena har även vissa uppgifter beträffande bl a biotopförhållanden på och vid lokalerna noterats i de speciella undersökningsprotokoll som använts. Även uppgifter som den elfiskade sträckans längd och bredd liksom läge har protokollförts. Lägesangivelse har skett genom koordinater i rikets kartnät.

Det har vid undersökningarna även varit av intresse att kunna ange vilken typ av öring (havsvandrande-sjövandrande-strömlevande) som fångats på olika lokaler. För bedömning av öringtyp har uppgifter bl a inhämtats från närboende samt från fiskenämnden i länet. Längdfördelning i fångsten har också kunnat vara vägledande. Vid elfiske i vattendrag där sjövandrande öring reproducerar sig domineras vanligen fångsten av två årsklasser öringungar; en- och tvåsomriga (betecknas som 0+ och 1+) medan det ofta finns flera årsklasser representerade i fångsten när öringen är strömlevande.

## 2.2 Beräkningar av populationsparametrar

Vid elfiske fångas vanligen endast en del av fiskpopulationen på en undersökt provyta och elfiskefångsterna utgör på så sätt ett relativt mått på fiskförekomsten på respektive provyta. Vid likartade förhållanden beträffande förutsättningarna vid elfisket, vad gäller erfarenhet hos elfiskaren, tidpunkt, vattenföring, vattentemp m m, finns det möjlighet till direkt jämförelse av fångstresultaten.

Populationsberäkningar har gjorts, för de olika provsträckorna, från beräknat av värde på fångstchans (p). ("p-värdet" har beräknats genom Zippin's metod - se Bohlin 1984.) Separat beräkning har gjorts för 0+ respektive >0+ för lax respektive öring, medan övriga arter ej åldersindelats.

Beståndstäthet har vanligen uttryckts som antal fiskar / 100 m<sup>2</sup>, men också som laxfisk-biomassa ("standing crop"). Denna har beräknats dels genom direkt vägning av fångsten i fält, i några fall genom att nyttja kända samband mellan längd - vikt för lax respektive öring.

## 2.3 Vattenkemi

Vattenprovtagning, avseende parametrar som pH, alkalinitet, färgtal och ledningsförmåga, har vanligen ingått i uppföljningen för respektive kalkningsprojekt där statsbidrag har beviljats. Utökad vattenanalys inkluderande bl a Ca, (Ca+Mg), P, N och Al samt Fe har i vissa fall också utförts. Värden på vattenparametrar har inhämtats från kommuner, länsstyrelser, vattenvårdsförbund samt Statens Naturvårdsverk.

## 2.4 Databearbetning av materialet

Förändringar i populationstäthet har testats gentemot uppskattad kalkningspåverkan. Som värde på kalkningspåverkan har använts värden på pH och alkalinitet. I huvudsak omfattar testerna enbart enkel samt multipel linjär regression, ANOVA samt Wilcoxon Matched-pairs Signed-ranks Test.

Konfidensintervall kring ett enskilt elfiskeresultat, dvs osäkerheten i populationsuppskattningen vid ett tillfälle, har endast i undantagsfall nyttjats för jämförelse med senare fiske. Detta redovisas i så fall enbart i bilagorna.

## 2.5 Uppgifter om vattenföring

Vattenföring har sällan mätts i de undersökta vattendragen. För att ändå kunna relatera resultaten till vattenföring har uppgifter ur SMHI's publikation "Vattenföring i Sverige" (SMHI 1979) samt kompletterande data från mätstationerna i Nedre Bullaren, Tämnån, Stabbybäcken, Sverkestaån, Hultesjöbäcken samt Fylleån (länsstyrelsen i Halland) nyttjats för att beskriva vattenföringens variationer 1971-1989 (Tabell 1).

Tabell 1. Hydrologiska uppgifter, avrinningsområdets storlek samt andel sjöyta, för de redovisade mätstationerna. (Uppgifter från SMHI samt Länsstyrelsen i Halland (Fylleån)).

Namn	Vattendrag	Län	Avr.omr. (km <sup>2</sup> )	Sjö%
Fyllebro	Fylleån	13	359.0	4.0
Hultesjöbäcken	Biflöde, Örekilsälven	14	1.2	20.0
N. Bullaren	Enningdalsälven	14	621.0	10.8
Kåfalla	Sverkestaån, Mälaren	19	417.0	6.2
Stabby	Stabbybäcken, Mälaren	18	6.6	0.0
Lillglän	Tämnån, Ljusnan	23	63.0	6.4

## 2.6 Elfiskade vattendrag

Totalt 29 vattendrag ingår i denna studie (Tabell 2). Av dessa utgör 7 okalkade referensvattendrag - Häggingdalsbäcken, Glötån, Byån, Bänkåsbäcken, Helgaboån, Skredsviksån samt Örekilsälven. Den sistnämnda har dock kalkats i sina övre delar och kan inte anses opåverkad av kalkning. Vattenkemin på den undersökta stationen har dock inte undergått några märkbara förändringar med avseende på pH eller alkalinitet.

Vattendragen är spridda från Jämtland-Västernorrland ned till Halland-Jönköpings län. I Jämtlands län ingår de kalkade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken, samt referensvattendragen Häggingdalsbäcken samt Glötån, samtliga belägna i Lofsdalsområdet, Härjedalen. Från Västernorrlands län har uppgifter hämtats från sex kalkade vattendrag; Ådalsån, Forsån, Veån, Strinneån, Idbyån samt Bjässjöån. Vidare ingår två referensvattendrag från länet; Bänkåsbäcken samt Byån. Den kalkade Haraldsjöån är belägen i Västmanlands län. Gagnån och Nykyrkebäcken, båda kalkade, ligger i Skaraborgs län. I Jönköpings län ligger referensvattendraget Helgaboån och alldeles intill ligger den kalkade Grissleån. Surtan, som kalkats sedan 1981-84, ligger i Älvsborgs län. Övriga vattendrag ligger huvudsakligen i Bohuslän eller i Hallands län. Skuggälven, Ekelidbäcken, Resteån, Taskeå, Grössbyån och Solbergsån samt Brodalsbäcken är samtliga kalkade Bohusvattendrag. I samma län ligger de tvenne referensvattendragen örekilsälven och Skredsviksån. I Halland slutligen ligger de två välskötta kalkningsobjekten Högvadsån och Fylleån. Kartor finns i bilagorna.

Totalt har 447 elfisken genomförts på 78 elfiskelokaler. Medelbredden på de undersökta lokalerna var 5.1 m och medeldjupet 0.28 m. I medeltal var sjöprocenten i avrinningsområdet uppströms 4.4% och avståndet till uppströms sjöar 4.4 km och till nedströms sjöar 11.5 km. Bottensubstratet dominerades av stenig botten (46% av lokalerna), medan sandig botten var vanligaste substratet på 30% av lokalerna. Block dominerade på 12.8% och fina



sediment på 1 lokal (1.3%). Hela 57% av lokalerna hade vandringshinder till uppströms sjö och 32% hade hinder till nedströms sjö. Avrinningsområdet storlek varierade från 1 till 1321 km<sup>2</sup> (Tabell 2). I medeltal var vattendragen 17 km långa.

Uppgifterna om medelavrinning och avrinningsområdets storlek (Tabell 2) har använts för att grovt skatta medelvattenföringen. De flesta vattendragen hade en årsmedelvattenföring av 0.1-0.6 m<sup>3</sup>/s. Endast sex vattendrag hade en medelvattenföring över 1 m<sup>3</sup>/s; dels de fyra laxförande vattendragen Örekilsälven, Högvadsån, Fylleån samt Surtan på västkusten dels två av vattendragen i Västernorrland - Idbyån och Ådalsån. Lågst årsmedelvattenföring, under 0.06 m<sup>3</sup>/s, förelåg i Bänkåsbäcken, Ekelidbäcken samt Skredsviksån.

Utgående från uppgifter nedan om vattendragets maximala längd samt fallhöjd kan lutningen (i %) beräknas. Då vattendragets maximala längd är mätt direkt på topografisk karta är längden genomgående underskattad och lutningen blir därmed överskattad. För hela vattendrag var lutningen 0.1 - 3.1%. Lutningen på 0.1% i Hammarbäcken gjorde detta vattendrag till en ganska dålig biotop för laxfisk. Skredsviksån, ett referensvattendrag, hade

Tabell 2. Karakteristika för undersökta vattendrag. Avrinningsområdets storlek (km<sup>2</sup>), huvudfårens maxlängd (km), fallhöjd från källor till nedersta punkt (m), andel sjö (%) i avrinningsområdet samt avrinningstalet i l/s/km<sup>2</sup>.

Namn (LÄN)	Avr. omr. (km <sup>2</sup> )	Max längd (km)	Fallhöjd (m)	Sjöandel (%)	Avrtal (l/s/km <sup>2</sup> )	Anmärkning
Fylleån (13)	401	42	148	3.7	14	
Surtan (13)	210	35	70	3	15	
Högvadsån (13)	476	50	140	6	18	
Grössbyån (14)	17	9	104	5.4	13	
Solbergsån (14)	20	10	120	3.5	12	
Brodalsbäcken (14)	16.5	5.5	95	0.2	14	
Skuggälven (14)	11	13	128	16	15	
Ekelidbäcken (14)	4	8	90	7	15	
Örekilsälven (14)	1321	100	200	4.1	14	REFERENS
Taskeå (14)	30	14	125	2	13	
Skredsviksån (14)	28	4.5	22	6	12	REFERENS
Resteån (14)	15.5	11	90	3	10	
Grissleån (6)	25	11	136	8	11	
Helgaboån (6)	9	4	126	0	11	REFERENS
Gagnån (16)	32	13	241	0.2	10	
Nykyrkebäcken (16)	6	5.5	140	0	10	
Haraldsjöån (19)	52	15	191	6.7	9	
Djursvasslan (23)	30	14	223	0	16	
Glötån (23)	62	24	215	1.6	16	REFERENS
Hammarbäcken (23)	6	6	105	0.1	16	
Häggingdalsbäcken (23)	14.5	6	155	0.4	16	REFERENS
Bänkåsbäcken (22)	5.0	2	35	0	8	REFERENS
Ådalsån (22)	588	23	253	0.7	10	
Byån (22)	40.3	9	124	5.7	8	REFERENS
Idbyån (22)	222	40	207	4.9	9	
Bjässjöån (22)	56	16	274	8.1	10	
Forsån (22)	43	24	230	9	9	
Strinneån (22)	65	24	269	5.1	9	
Veån (22)	9	6.5	190	0.1	9	

enbart en lutning av 0.5% och var därmed endast lämplig för havsöring i vissa brantare partier, medan större delen av ån var en lugnflytande slättlandså. Vanligen var lutningen för de mindre vattendragen i storleksordningen 0.8-1.5 %. Örekilsälven som helhet hade en lutning av 0.2%, men på den laxförande sträckan var lutningen 1%. Bland de största lutningarna hade Häggingdalsbäcken på fjällslutningarna i Härjedalen. Stora delar av bäcken var grovblockig och lämplig för större öring, medan mer lugnflytande uppväxtområden förekom i vissa partier.

### 3. RESULTAT

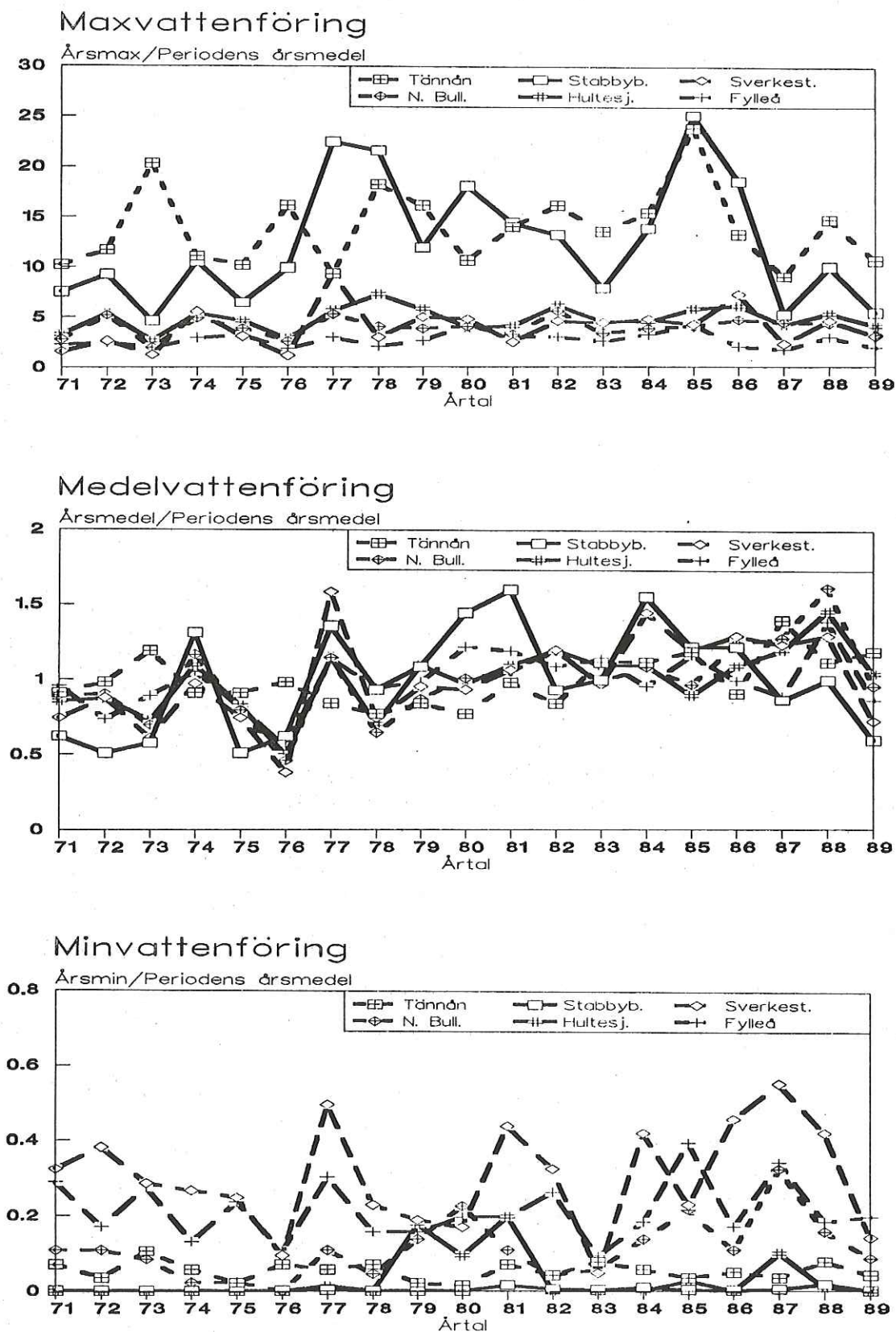
#### 3.1 Vattenföring

Vattenföringens variationer exemplifieras med data från sex utvalda vattendrag (Tabell 1), varav endast Fylleån ingår i elfiskeuppföljningen. Medelvattenföringen ökade stadigt under perioden 1976-1988, medan vattenföringen var låg 1989 (Figur 1). Den maximala vattenföringen uppvisade höga värden 1977-78 och 1985, medan vårfloden var utdragen men amplituden relativt ringa 1987 (Figur 1). De två vattendragen från Mellansverige, Sverkestaån och Tännån, hade större skillnad mellan maximala flödet och årsmedelvattenföringen. För det sistnämnda berodde detta troligen på att en större mängd snö ackumuleras vintertid. För Sverkestaån däremot berodde variationen snarare på avsaknaden av sjöar i avrinningsområdet. Den maximala vattenföringen avvek nämligen mindre från årsmedelvärdet med ökad andel sjö i avrinningsområdet (Figur 2). Således var amplituden större i sjöfattiga system. Årets lägsta vattenföring i de sex vattendragen fluktuerade betydligt mellan åren (Figur 1). Stabbybäcken och Hultesjöbäcken som hade små avrinningsområden hade ej mätbar vattenföring vissa år. I det samlade materialet framgick att avrinningsområdets storlek var av stor betydelse för risken att bäcken sinar (Figur 3). Bäcker med avrinningsområden under 15 km<sup>2</sup> löpte stor risk att sina någon gång.

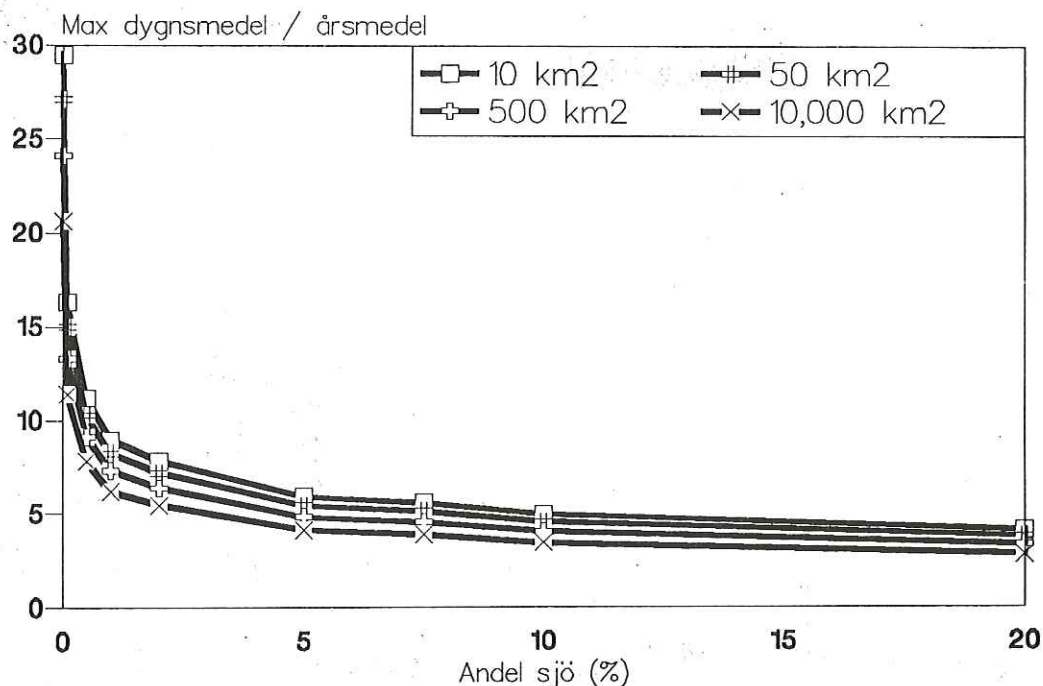
Som exempel kan nämnas Taskeån där sjökalkningar utfördes 1980. Påföljande år ökade antalet öringungar på lokalerna B och C, men år 1982 var dessa delar av ån torra sommartid och fiskdöd förekom. Öringbeståndet återhämtade sig på dessa lokaler, men hade inte nått 1981 års täthet förrän efter 4 år (Figur 4). Noterbart är också att samma torrår förekom osedvanligt mycket 0+ på lokal A (längst ned i ån). Detta troligen beroende på att grundvattenutströmning sker här, varför ett visst vattenflöde oftast finns. Avrinningsområdet uppströms de drabbade lokalerna är omkring 10 km<sup>2</sup>. Liknande problem med torka noterades i Brodalsbäcken, där torråren 1983 och 1988 medförde att öringungar flyttade sig från en lokal. På elfiskelokalen i Skredsviksån (medeldjup endast 0.1-0.2 m) gynnades 0+ öring relativt äldre havsöringungar under torrår. Också i Resteån noterades allvarlig torka och fiskdöd 1955 och 1968. Således yttrar sig torrår olika i olika vattendrag och även olika inom vattendraget, beroende på avrinningsområdets storlek och grundvattentillflöden.

De torra somrarna 1989 och 1990 medförde att grundvattnet sjönk varvid tidigare deponerat svavel kom i kontakt med luft och oxiderades. Därav erhöles lågt pH och höga halter av aluminium när det första regnet sköljde ut det oxiderade sulfatet (Nyström 1990, Alenäs 1990). I Brodalsbäcken följdes på samma sätt en kort torr period under juli-augusti 1985 av kraftiga regn, varvid oxiderat svavel medförde lågt pH (4.0) samt höga aluminiumhalter (ca 600 µg/l).

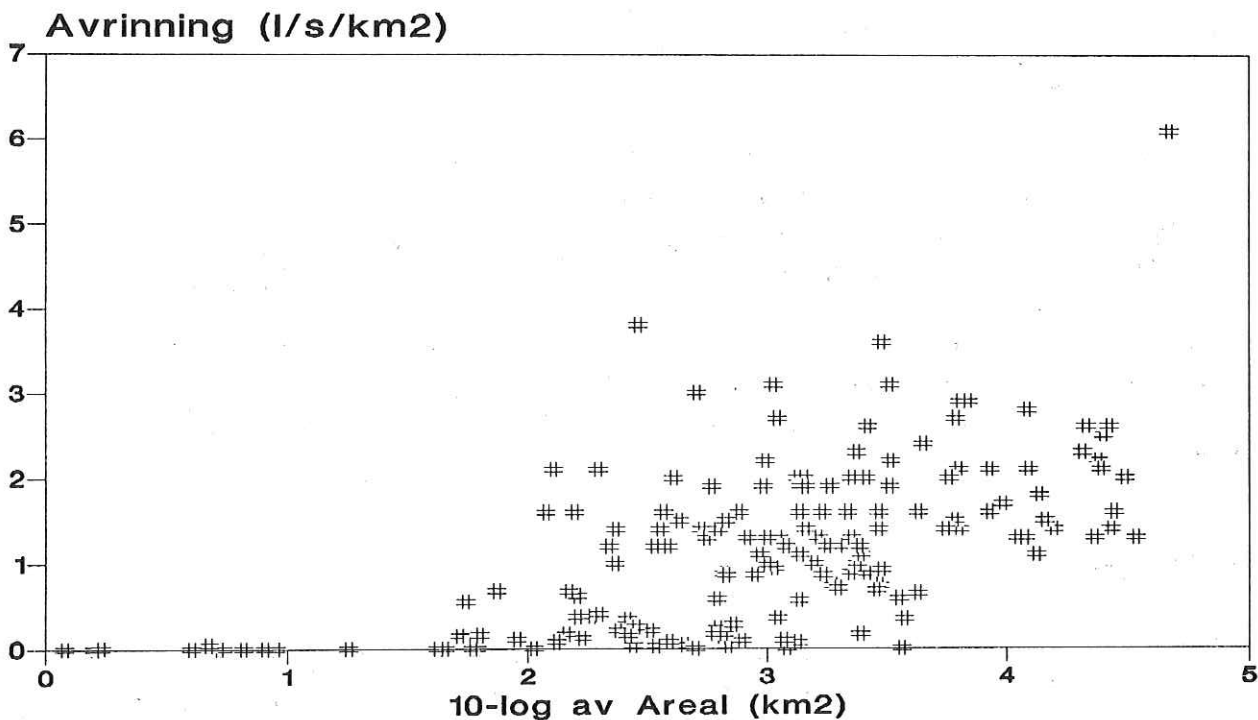




Figur 1. Maximal dygnsvattenföring, årsmedelvattenföring samt minimal dygnsvattenföring relaterat till respektive vattendrags medelvattenföring under perioden 1971-1989. Karakteristika för vattendragen i tabell 1.

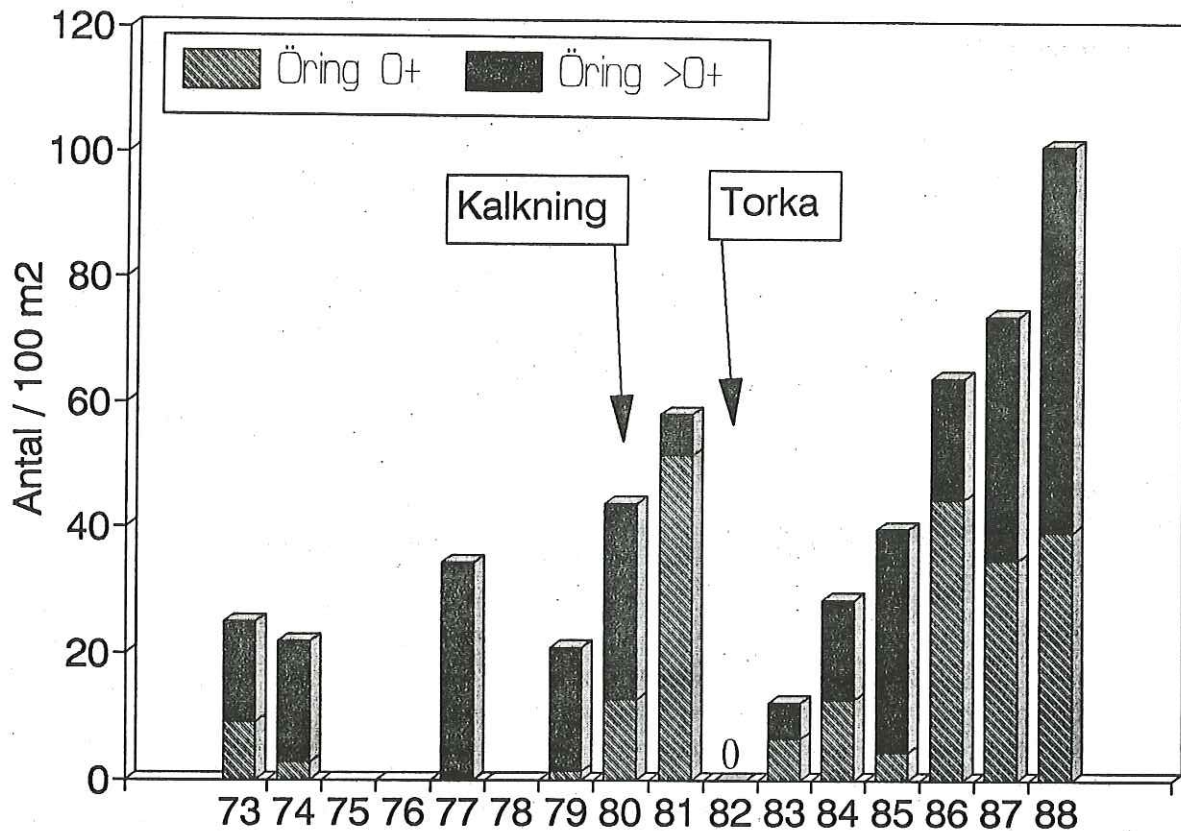


Figur 2. Samband mellan maximala dygnsvattenföringen och andelen sjö i avrinningsområdet beräknat för 165 svenska vattendrag, förutsatt att höjden över havet är 50 m. Linjerna visar olika avrinningsområdesstorlek. Bakgrundsdata från SMHI (se metodik).



Figur 3. Lägsta dygnsvattenföring avsatt mot avrinningsområdets storlek. Vattendrag med små avrinningsområden sinar ofta. Bakgrundsdata från SMHI (se metodik).





Figur 4. Effekten av kalkning 1980 samt torka sommaren 1982 på tätheten av öringungar (0+ = årsungar, >0+ = äldre ungar) på en lokal i Taskeå, Bohuslän, åren 1973-88. Notera att fiske ej skett 1975,-76,-78.

### 3.2 Kalkningar

Sjökalkning var den vanligaste kalkningsmetodiken och har dels utförts som spridning med båt och dels som isspridning. I fem vattendrag dominerade doserarkalkningar (Tabell 3). Våtmarkskalkning som huvudsaklig kalkningsmetod förekom i sex vattendrag, men som kompletterande kalkningsmetodik förekom våtmarkskalkning i ytterligare flera vattendrag.

Några vattendrag började kalkas redan på 1970-talet; Skuggälven år 1974, Ekelidbäcken år 1975, Grössbyån år 1977 och Högvadsån år 1978. Detta innebär att 11-15 års uppföljning finns för de äldsta kalkningsobjekten, medan endast 3-4 år föreligger för de senast startade kalkningsobjekten.

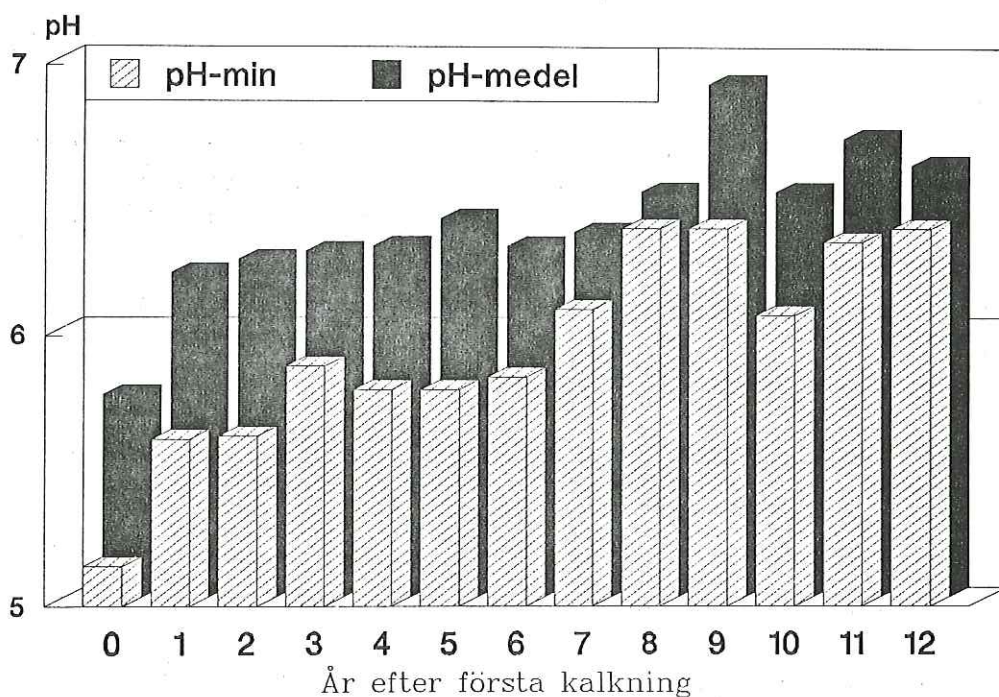
### 3.3 Vattenkemisk respons

Det kemiska målet med kalkningarna var att hålla pH över 6 efter kalkning. För det samlade materialet framgick att flertalet kalkningsobjekt inte lyckades med detta, men successivt med fortsatta kalkningar har medel-pH och minsta uppmätta pH ökat (Figur 5). Notera att det framför allt var det lägsta uppmätta pH under året som ökat, dvs surstötarna har successivt begränsats. I medeltal för objekt kalkade 7 år eller längre uppmättes ej pH under 6. Efter kalkning uppmättes ett årsmedel-pH under 6 vid 15.9% av tillfällena (43 av

Tabell 3. Genomförda kalkningar samt större kompletterande metoder

(detaljer i bilagorna).

Vattendrag	Kalkstart	Dominerande Kalkmetod	Kompletterande Kalkmetoder
Djursvasslan	1983	Våtmark	-
Hammarbäcken	1983	Våtmark	-
Ådalsån	1987	Våtmark	-
Gagnån	1985	Våtmark	-
Brodalsbäcken	1981	Våtmark	Kalkdoserare
Veån	1986	Våtmark	-
Grissleån	1985	Sjö	Våtmark 1989
Skuggälven	1974	Sjö	Våtmark 1975
Ekelidbäcken	1975	Sjö	Våtmark
Taskeå	1980	Sjö	Mark
Resteån	1981	Sjö	Våtmark 1989
Grössbyån	1977	Sjö	Våtmark 1984
Solbergsån	1982	Sjö	Våtmark 1989
Haraldsjöån	1983	Sjö	Doserare 1984
Bjässjöån	1984	Sjö (ibl på is)	-
Forsån	1987	Sjö (is)	-
Strinneån	1984	Sjö (is)	-
Nykyrkebäcken	1984	Doserare	Våtmark 1988
Surtan	1984	Doserare	Sjö 1981
Högvadsån	1978	Doserare	Sjö 1978
Fylleån	1982	Doserare	Sjö
Idbyån	1984	Doserare	



Figur 5. Utvecklingen av lägsta uppmätta pH under året samt medel-pH under året för samtliga kalkningsobjekt sammanslagna.



271 "år" efter kalkning). Det lägsta uppmätta pH efter kalkning var under 5 i 9.2% av fallen och under 6 vid 48.9% av mätningarna (n=229). På samma sätt var medel-års-alkaliniteten under 0.1 mekv/l vid 17.3% av mättillfällena (n=255) och den lägsta uppmätta alkaliniteten understeg 0.1 mekv/l vid 54.3% av mättillfällena (motsvarande en uppföljningsperiod av 219 år).

Ser man enbart till enskilda kalkningsobjekt så var det fyra som aldrig haft ett pH under 6 efter första kalkning; Fylleån, Forsån, Idbyån samt Strinneån. De tre senare ligger i Västernorrland där kalkning skett på ett tidigare stadium i försurningspåverkan än i västra Sverige. I tre objekt noterades endast något enstaka pH strax under 6 efter första kalkning. Så var fallet i Högvasån, Veån samt Gagnån. I de övriga 15 objekten noterades flera pH-värden under 6 efter första kalkning.

Ingen signifikant skillnad i utfall mätt som lägsta uppmätta pH eller alkalinitet kunde dock ses i materialet (alla vattendrag sammanslagna) om hänsyn togs till de tre dominerande kalkningsmetoderna, dvs våtmarks, sjö- respektive doserarkalkning (ANOVA, n.s., Tabell 4).

Tabell 4. Andel mättillfällen då årets lägsta uppmätta pH var under 5 resp 6 samt andel fall där årets lägsta uppmätta alkalinitet var under 0.1 mekv/l efter kalkning, fördelat på de tre dominerande kalkningstyperna; våtmarkskalkning, doserare- samt sjökalkning. Antalet fall per cell varierar mellan 39 - 93.

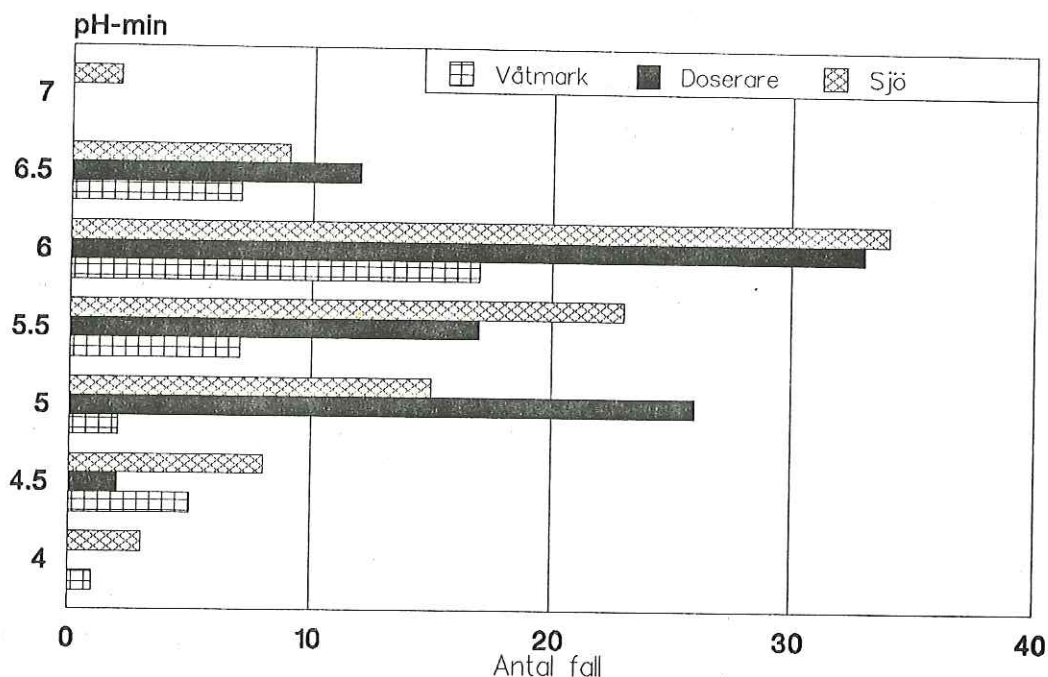
		Våtmark	Doserare	Sjökalkning
Årslägsta	-pH under 5	15.4%	2.2%	11.8%
Årslägsta	-pH under 6	38.5%	50.6%	51.6%
Årslägsta	-Alkalin.< 0.1	46.2%	57.8%	53.9%

Kalkningar som uppvisat ett lågt pH förelåg framför allt vid våtmarkskalkningar med låga givor, samt vid sjökalkningar där man låtit återförsurningen fortskrida för långt (Figur 6). Spridningen i lägsta uppmätta pH nedströms våtmarkskalkningarna visade en indelning i en grupp med lägsta uppmätta pH över respektive under pH 5.5. Detta är en indikation på att våtmarkskalkning inte är lätt, men också kan visa god vattenkemisk respons. Även nedströms doserare förelåg en grupp med flera uppmätta pH-värden runt 5. Till del hänförs sig dessa värden till åren närmast etableringen av doseraren, dvs initiala problem.

För de lokaler där fullständiga uppgifter fanns såväl "före" som "efter" kalkning ökade medel-pH samt medelalkalinitet vid jämförelse före mot efter kalkning (Wilcoxon,  $p=0.0015$  resp.  $p=0.0029$ ). Lägsta uppmätta pH samt lägsta uppmätta alkalinitet var dock inte signifikant skilda "före" mot "efter" kalkning, med andra ord har surstötter av likartad magnitud, men ej frekvens, förekommit efter kalkning.

Uppgifter om totalaluminium var mycket sparsamma, men i de fall flera prover tagits förelåg generellt en minskning av halterna efter kalkning (bilagorna).

Övriga vattenkemiska parametrar har inte studerats närmare. Nämnas kan att färgtalet (mg Pt/l) var signifikant korrelerat med avståndet till närmsta sjö samt sjöprocenten i avrin-



Figur 6. Antalet fall där lägsta uppmätta pH under året fallit inom klasserna 4.0-4.4, 4.5-4.9 osv upp till 7.0-7.4 fördelat på dominerande kalkningsmetoder. Samtliga kalkade vattendrag ingår.

ningsområdet uppströms (Multipel linj, reg.,  $r^2=0.29$ ,  $p<0.001$ ). Ju större sjöprocent desto klarare vatten och ju längre till uppströms sjö desto brunare vatten.

*Den kemiska responsen var således generellt sämre än de uppsatta målen med kalkningarna, kanske delvis som en effekt av den successivt ökade avrinningen (avsnitt 3.1). Med tiden har kalkningsåtgärderna dock givit allt bättre resultat.*

### 3.4 Utveckling av fiskbestånden

Temperaturen vid elfisket var av betydelse för resultatet. Temperaturen speglar ju också indirekt säsongen/årstiden. Tätheten av elritsa i fjällbäckarna vid Lofsdalen (Bilaga 21) var exempelvis signifikant positivt korrelerad med vattentemperaturen, troligen på grund av att elritsorna vandrar ur fjällvattendragen ned till sjöar på hösten. Även öringtätheten var korrelerad till temperaturen/säsongen i samma område. Detta i sin tur var en naturlig effekt av successiv utglesning av årsungarna under säsongen. I Idbyån noterades en signifikant korrelation mellan tätheten av flodkräfta och temperatur och på en lokal i Strinneån noterades det samma med stensimpa och temperaturen i vattnet.

För de lokaler där fullständiga uppgifter fanns såväl före som efter kalkning i det samlade materialet förelåg ingen signifikant skillnad i medeltemperaturen "före" resp "efter" kalkning (Wilcoxon,  $p=0.23$ ), men det fanns en tendens till att fiskena efter kalkning oftare var utförda vid högre vattentemperatur. I det samlade materialet samt i bilagorna har hänsyn tagits till vattentemperaturen vid utvärderingen av fisktätheten.



### 3.4.1 Artantal

Det maximala antalet fiskarter som fångats per lokal varierade från 1 till 8, med ett medeltal av 3.5. Variationen i det maximala artantalet mellan lokaler kunde till 38% förklaras med vattendragets tvärsnittsarea (medeldjup\*medelbredd) (enkel linj. reg.,  $p=0.0003$ ). Ju större area desto fler arter.

För de lokaler där fullständiga uppgifter fanns såväl före som efter kalkning hade medelartantalet ökat något, men skillnaden var ej signifikant (2.81 arter före mot 2.96 efter kalkning, Wilcoxon,  $p=0.57$ ).

Artantalet ökade något, men ej signifikant, med år efter kalkning. Med andra ord förelåg inga bestämda tendenser till ett successivt ökat artantal med tiden.

### 3.4.2 Återkolonisation

Återkolonisation av sträckor som var fisktomma före kalkning noterades i Solbergsån på lokalerna A och B. I det senare fallet tog det flera år efter kalkning innan öring fångades. Elritsa saknades i samma å i början av 1970-talet, men dök upp efter kalkning. Detta torde vara en återkolonisation. Arten har dock bara kunnat återinvandra till den nedersta lokalen (lokal D), emedan de tre övre lokalerna var belägna uppströms ett tidigare definitivt vandringshinder. Sedan 1986 finns dock möjlighet för fisk att vandra förbi i en fisktrappa, men det är möjligt att trappan är svår att klara av för elritsa.

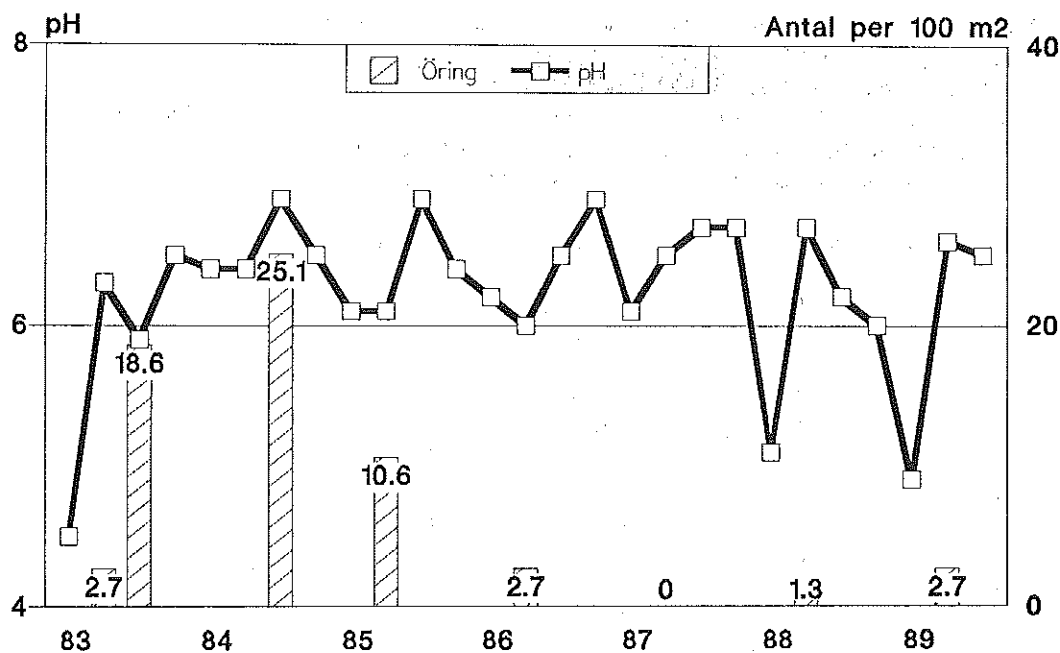
På lokal E i Ådalsån och lokal A i Grössbyån saknades öring omedelbart före och efter kalkning, men de återkoloniserade året därpå lokalen. I båda dessa vattendrag förelåg också signifikant ökade öringtätheter på lokaler nedströms (Bilagor 6 & 23). Efter start av en kalkdoserare i Surtan ökade öringtätheten (öring >0+) även på en okalkad lokal uppströms, vilket tolkats som att äldre öringungar vandrat upp från de kalkade områdena.

Vandringshinder till sjöar förekom på över 50% av lokalerna (se avsnitt 2.6). På grund av vandringshinder har elritsa ej kunnat återkolonisera Skuggälven samt de övre delarna av Brodalsbäcken efter kalkning. I Hammarbäcken, där pH som lägst uppmättes till 4.5 före kalkning, återkoloniserade vuxen öring och elritsa elfiskelokalen några månader efter kalkning sommaren 1983, troligen genom uppvandring från den nedströms belägna Lofsån (Figur 7). Efterhand minskade tätheten av öring åter på grund av återförsurning.

*Återkolonisation skedde således snabbt efter kalkning i de fall inte vandringshinder spärrade vägen. Den ursprungliga fiskfaunan är dock sällan känd och arter kan saknas i fler fall än vad som är kända.*

### 3.4.3 Individtäthet

För de lokaler där fullständiga uppgifter fanns såväl före som efter kalkning förelåg en signifikant ökning av medelindividantalet "före" mot "efter" kalkning (Wilcoxon,  $p=0.0074$ ), men huvuddelen av antalet individer utgjordes av öring. Undantas öring från individantalet förelåg ingen signifikant skillnad. Således förelåg ingen generell tendens till en ökning av abundansen av övriga arter. Däremot ökade individantalet av vissa arter på enskilda lokaler (se nedan).



Figur 7. Tätheten av öring (staplar) samt pH (linje) i Hammarbäcken, Härjedalen efter våtmarkskalkning sommaren 1983. Öringarna utgjordes av äldre (>0+) uppvandrande exemplar.

## LAX

Lax påträffades på 14 elfiskelokaler, varav en var referenslokalen i Örekilsälven. Två andra av dessa lokaler var de nedersta lokalerna i Taskeå samt Brodalsbäcken där enstaka laxungar uppträdde efter kalkning. På samma sätt uppträdde lax efter kalkning på lokal D i Solbergsån (se bilagorna). Huruvida detta utgör exempel på nykolonisation eller åter- är inte känt.

På tre lokaler (Byån, Idbyån, Veån) i Västernorrland fångades enstaka laxar, som bedömdes vara utsatt laxsmolt. I Idbyån fångades även vid enstaka tillfällen rikligt med öring-smolt. Således påverkas de nedre delarna av vattendragen i denna region av laxfisksättning.

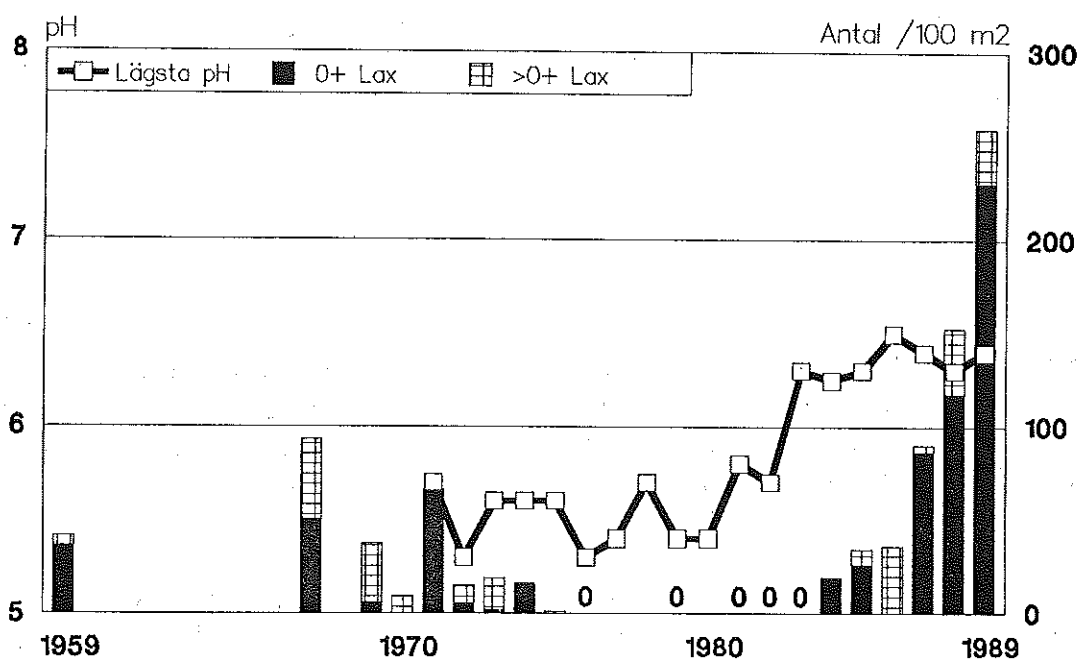
Sju lokaler hyste lax mer eller mindre stadigt och av dessa lokaler låg tre i Högvadsån, två i Fylleån samt två i Surtan. Den dominerande kalkningsmetoden i dessa vattendrag har varit doserarkalkning i viss mån i kombination med sjökalkningar. Jämför man tätheten av lax under åren före gentemot tätheten åren efter kalkning så förelåg en signifikant ökning av lax 0+, 1+ samt lax totalt efter kalkning (ANOVA med initial täthet av lax som signifikant covariat,  $p < 0.001$ ,  $p = 0.002$ ,  $p < 0.001$ ). Liknande resultat redovisas i tabell 5.

Dessa kalkningar startade tidigt; Högvadsån 1978, Fylleån 1982 samt Surtan 1984, varvid laxbestånden successivt byggts upp. Tätheten av 0+ lax, 1+ lax samt lax totalt ökade också med år efter kalkning (enkel linj. reg,  $p < 0.001$  för respektive.). Detta kan illustreras med utvecklingen av laxbeståndet på lokal Tolarp i Fylleån (Figur 8).



Tabell 5. Jämförelse av medeltätheten av olika arter och åldersgrupper före resp efter kalkning för 28 elfiske-lokaler där fullständiga uppgifter finns från "före" resp "efter" kalkning. Signifikanstest utfört med Wilcoxon Matched-pairs Signed-ranks Test. "Antal fall -" visar antalet fall där arten minskade i antal efter kalkning, på samma sätt visar "Antal fall +" antalet fall där arten ökade. Ej redovisade fall innebär "ties", dvs ingen förändring, oflast på grund av att arten ej förekom i vattendraget. Signifikansnivån anges också med stjärnor, resp n.s. för icke signifikanta utfall.

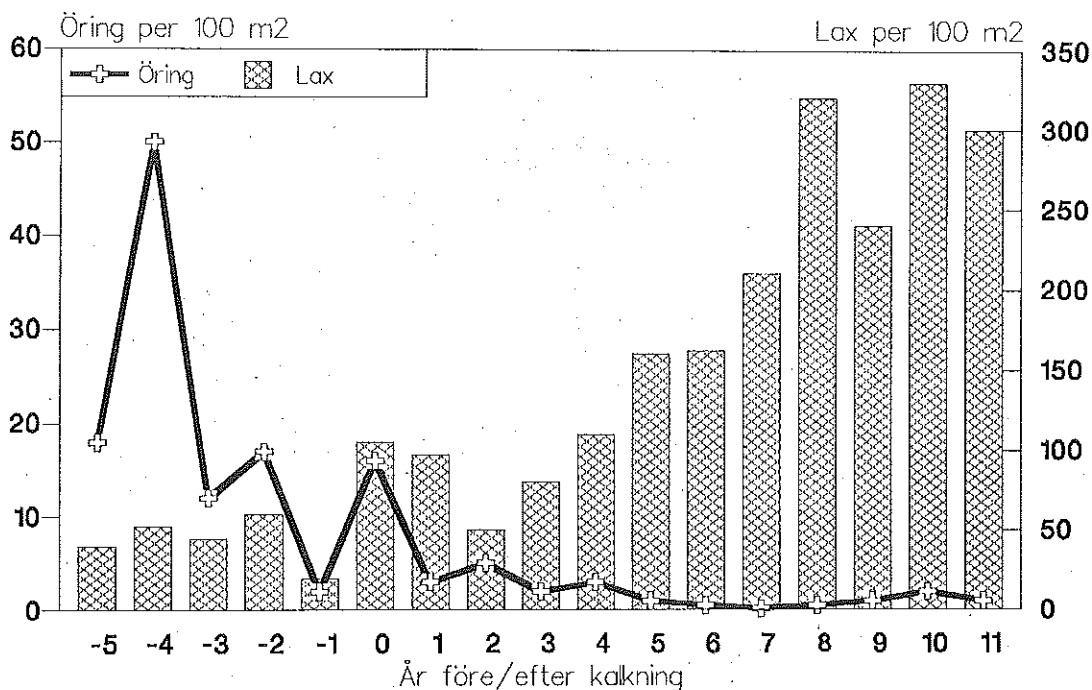
Art/åldersgrupp	Antal fall -	Antal fall +	p-värde	Signifikansnivå
Öring 0+	8	16	0.02	*
Öring >0+	7	18	0.02	*
Öring totalt	5	20	0.008	**
Lax 0+	0	7	0.018	*
Lax 1+	0	7	0.018	*
Lax totalt	0	7	0.018	*
Gädda	4	5	0.37	n.s.
Lake	1	5	0.07	n.s.
Elritsa	6	2	0.035	*
Stensimpa	0	2	0.18	n.s.
Ål	4	1	0.08	n.s.



Figur 8. Tätheten av laxungar samt lägsta uppmätta pH respektive år på lokal Tolarp i Fylleån, Halland åren 1959-1989. Observera att elfiske bara skett de år då staplar eller siffror (0) förekommer. **Kalkningar startade 1982.**

I takt med att lax ökade minskade tätheten av öring på de sju lokalerna, tre vattendrag, som nämnts ovan (Figur 9). Detta torde vara en effekt av att lax var den konkurrensstarkare arten på dessa lokaler. Under försurningsfasen kunde öring tillfälligt dominera på lokalerna, emedan öring är något tåligare mot lågt pH.

Interaktioner förelåg inom laxpopulationen mellan olika åldersklasser. På lokal Sumpa i Högvadsån förelåg 0+ eller 1+ lax som dominerande olika år. På referenslokalen i Örekilsälven gynnades 0+ lax successivt gentemot 1+ lax på grund av ändrad regleringsregim i dammen vid Kärnsjöns utlopp.



Figur 9. Medeltätheten av lax- resp öringungar på 7 lokaler i tre vattendrag på västkusten (Högvadsån, Fylleån samt Surtan) i relation till när kalkning startade.

### HAVSVANDRANDE ÖRING

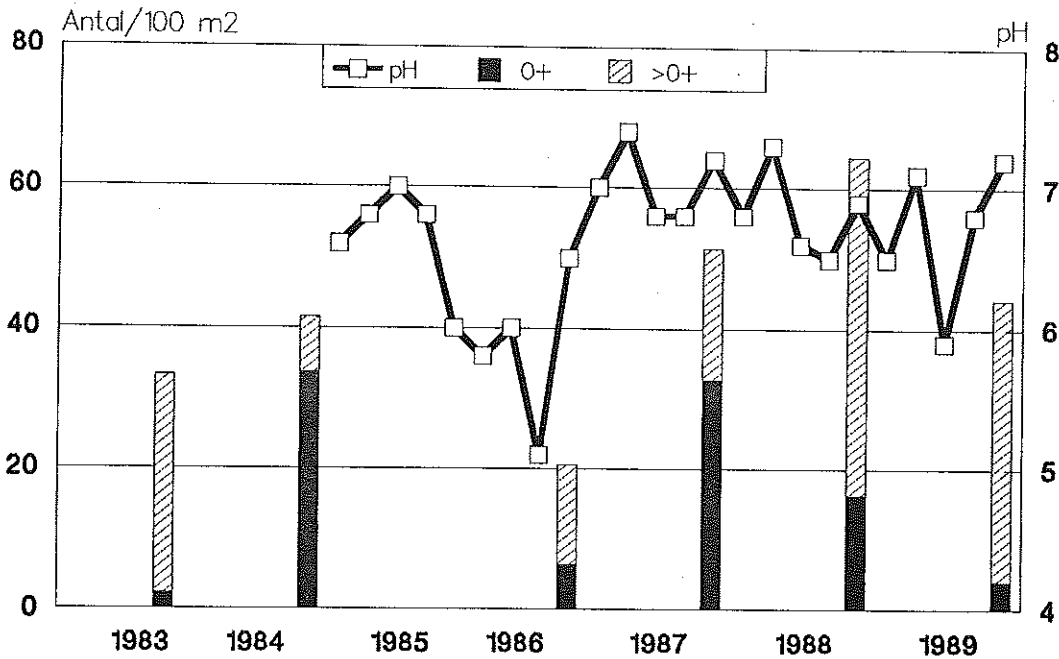
Havsvandrande öring fanns på 21 av de kalkade lokalerna i sammanlagt 12 vattendrag. De kalkningsmetoder som kommit till användning kan grovt indelas i vattendrag där doserarkalkning dominerat samt vattendrag där sjökalkningar dominerat (Tabell 3). I den förra typen förelåg en signifikant ökning av tätheten av öringungar efter kalkning jämfört med före (ANOVA, initial täthet som sign. covariat,  $p < 0.001$ ,  $n = 72$ ). Denna ökning var framför allt beroende av en ökande abundans av 0+ öring (ANOVA, initial täthet som sign. covariat,  $p < 0.001$ ), medan abundansen av öring större än 0+ (vanligen 1+ öring) inte ökade signifikant efter kalkning (ANOVA som ovan,  $p = 0.09$ ).

I vattendrag som huvudsakligen sjökalkats hade också en signifikant ökning av tätheten av 0+ öring, >0+ öring samt öring totalt skett efter kalkning (ANOVA,  $p < 0.001$ ,  $p < 0.01$  resp  $p < 0.001$ ).

Flertalet enskilda vattendrag med havsöring har uppvisat signifikant ökade tätheter efter kalkning, exempelvis Resteån och Veån, medan öring, som nämnts ovan, generellt minskat efter kalkning i vattendrag med lax (Figur 9).

I referensvattendragen Skredsviksån, Örekilsälven, Bänkåsbäcken samt Byån förekom också havsvandrande öring. I Skredsviksån förelåg stora men icke signifikanta förändringar i beståndet av öringungar och för hela perioden ökade andelen 0+, troligen på grund av förändrad vattenföring. I Örekilsälven däremot förelåg signifikanta förändringar som dock torde kunna hänföras till ändrad vattenreglering. Referensvattendraget Byån hade ett relativt stabilt öringbestånd, men en betydande minskning av antalet ungar skedde efter





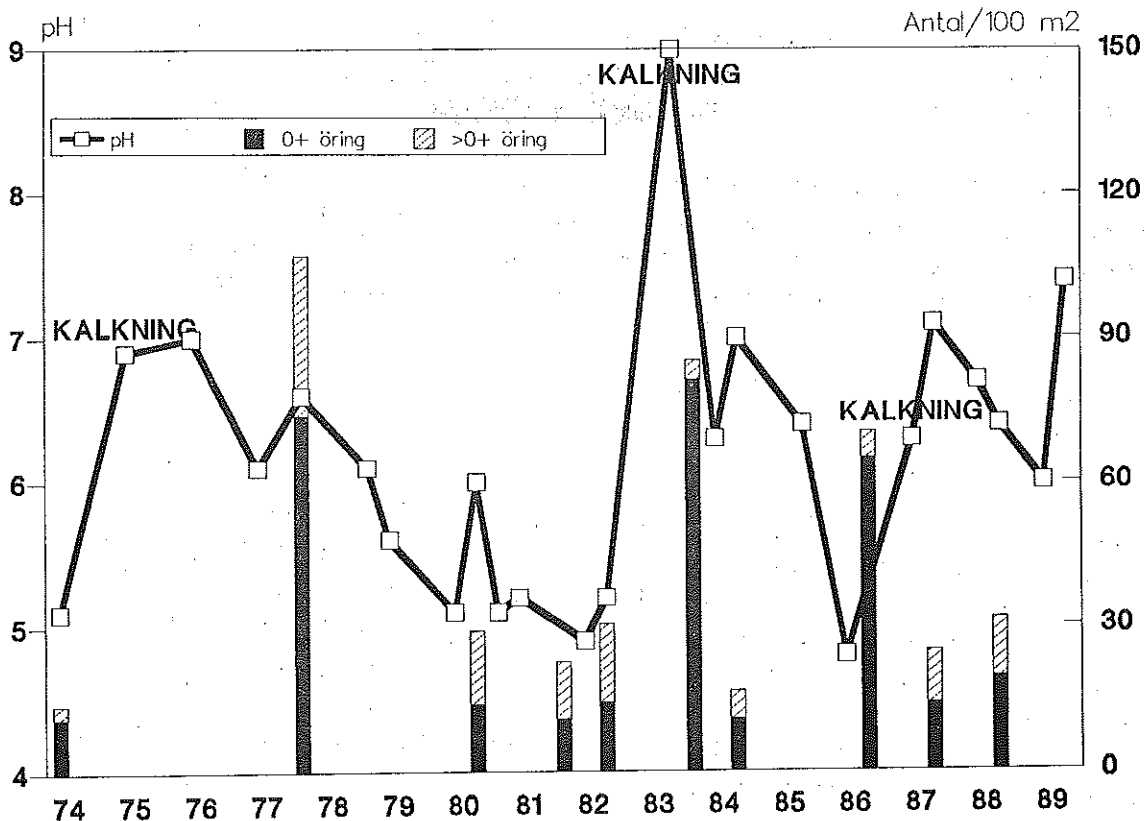
Figur 10. Tätheten av öringungar samt uppmätt pH i det okalkade referensvattendraget Bänkåsbäcken, Västernorrland. Ett enstaka pH under 6 vid vårfloden 1986 tycks tillfälligt ha inverkat negativt på beståndet.

den sura vårfloden 1986. Våren och året var eljest varmt, så det torde vara klart att det var vattenkemin som inverkade negativt. En snabb återhämtning skedde påföljande år. Situationen var likartad i referensvattendraget Bänkåsbäcken på Alnön utanför Sundsvall (Figur 10). Efter den sura vårfloden 1986 skedde en tillfällig nedgång av öringbeståndet på lokal C, men återhämtningen gick fort.

### INSJÖVANDRANDE ÖRING

Insjövandrande öring förelåg i Skuggälven och i den intilliggande Ekelidbäcken, samt vidare på vissa lokaler i Gagnån, Nykyrkebäcken, Haraldsjöån och Grössbyån (Bilagor 6, 10, 11, 15, 16, 17). I de två förstnämnda vattensystemen företogs sjökalkningar 1974/75, varefter dessa sjökalkningar inte upprepades förrän 1982. Utvecklingen av öringbestånden på de fyra redovisade elfiskelokalerna följde signifikant pH och alkaliniteten i sjöarna (Figur 11). Samma utveckling förelåg på två lokaler med insjööring i Haraldsjöån, Västmanland. Där gav sjökalkning en god, men relativt kortvarigt positiv effekt på tätheten av öringungar.

I Gagnån och Nykyrkebäcken var den insjövandrande öringen på den nedre lokalen opåverkad av förorening, men väl hotad, före kalkning. Efter kalkning förelåg inga förändringar. I Grössbyån ökade öringbeståndet successivt, men ej signifikant, efter kalkning, samtidigt som pH höjdes från värden runt 5 till över 6.



Figur 11. Tätheten av öringungar (0+ = årsungar, >0+ = äldre ungar) i Ekelidbäcken samt pH i uppströms belägna Ekelidvattnet under 1974-1989. Observera att elfiske inte skett samtliga år. Öringförekomsten var korrelerad till pH och alkaliniteten.

### STRÖMLEVANDE ÖRING

Strömlevande öring förekom på 31 kalkade elfiskelokaler i totalt 12 vattendrag.

I referensvattendragen Glötån och Häggingdalsbäcken i Härjedalen försvann den strömlevande öringen i samband med försurningen. I Helgaboån minskade öringen successivt med tiden (se avsnittet om bergsimpa nedan).

Våtmarkskalkning utfördes uppströms fem elfiskestationer i Lofsdalen (Djursvasslan A-D samt Hammarbäcken), på fyra lokaler i Ådalsån, Västernorrland, samt i Gagnån, Skaraborgs län. De flesta lokalerna hade gravt skadade bestånd av öring, medan Gagnån behandlades innan egentliga skador uppkommit. Ingen generell, dvs alla lokaler sammanlagda, signifikant ökning av öringbestånden förelåg på dessa lokaler efter våtmarkskalkning (ANOVA med initial täthet som covariat).

Doserarkalkning i vattendrag med strömlevande öring, på Surtans och Nykyrkebäckens övre lokaler, gav ingen respons i Nykyrkebäcken på grund av eftersatt doserarskötsel, medan responsen i Surtan var signifikant positiv (Bilagor 3 & 16), trots problem med doseraren. Noterbart var dock att på elfiskelokalen omedelbart nedströms doseraren förelåg ingen positiv effekt på 0+ öring.

Sjökalkning i vattendrag med strömlevande öring gav generellt en ökning av öringbestånden vid jämförelse av samtliga värden före mot samtliga efter kalkning (ANOVA,  $p=0.018$ )

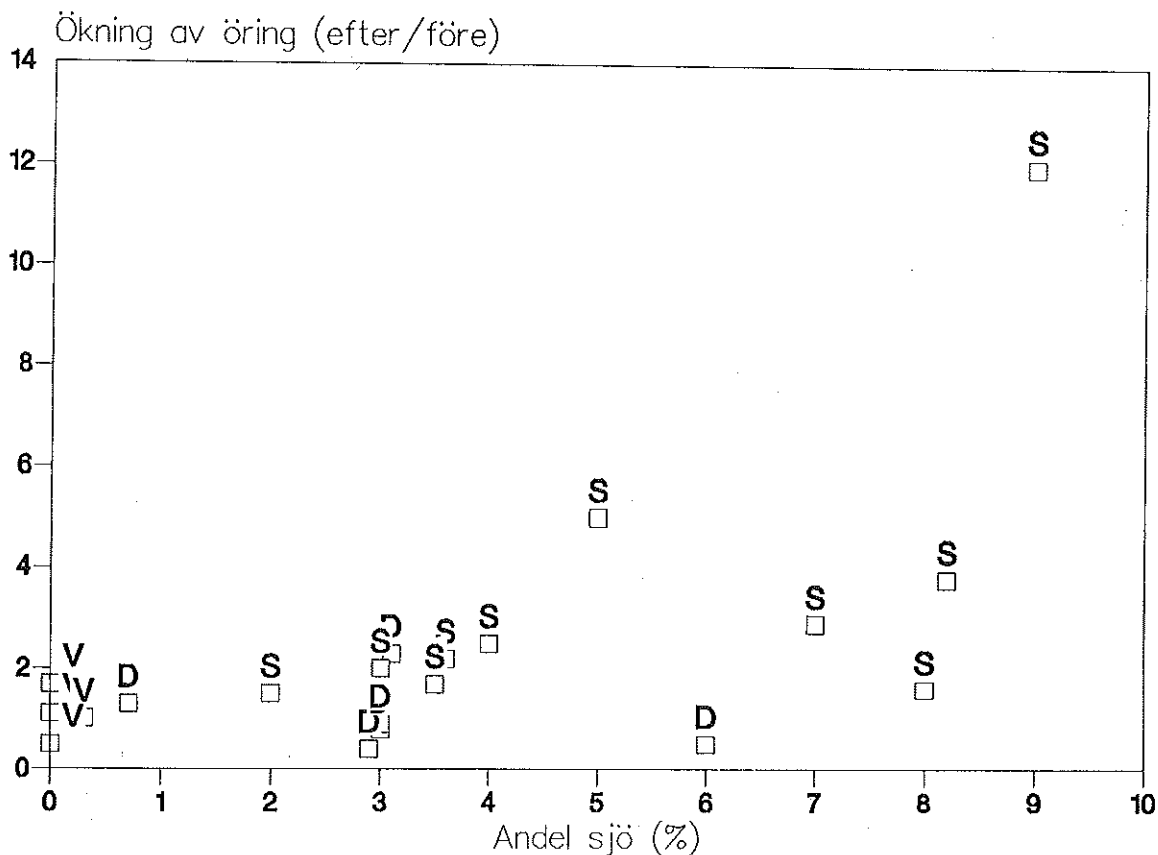


Flertalet enskilda vattendrag har uppvisat signifikant ökade tätheter av strömlevande öring efter kalkning, exempelvis Ådalsån (våtmarkskalkning), Bjässjöån (sjökalkning), de övre lokalerna i Solbergsån (sjökalkning), Surtan (doserkalkning) och Taskeå (sjökalkning).

Ökningen av öringtätheten, beräknad som kvoten mellan medeltätheten efter kalkning och medeltätheten före, visade att ökningen generellt var större ju större sjöprocenten var i systemet (Figur 12). Detta var inte en effekt av att tätheterna initialt var speciellt låga i objekten med hög sjöprocent, utan en effekt av att kalkningarna varit mer framgångsrika i sjörika system.

## HARR

Harr förekom endast i de ringa försurade Forsån och Strinneån, Västernorrland. Harrlek förekommer också nedströms den nedersta lokalen i Gagnån, vilken är en viktig reproduktionslokal för södra Vätterns harr. Arten uppträdde i låga tätheter i Forsån och var signifikant negativt korrelerad till öring (Bilagor 27 & 29). Inga förändringar i harrförekomsten förelåg efter kalkning i denna å, där ett lägsta pH på 5.5 uppmätts före kalkning. I Strinneån, med ett lägsta uppmätt pH på 6.2, utgjordes de fångade harrarna i huvudsak av 0+ och stora variationer, vilka inte kunde relateras till vattenkemin (kanske på grund av för få vattenprover), förelåg mellan åren.

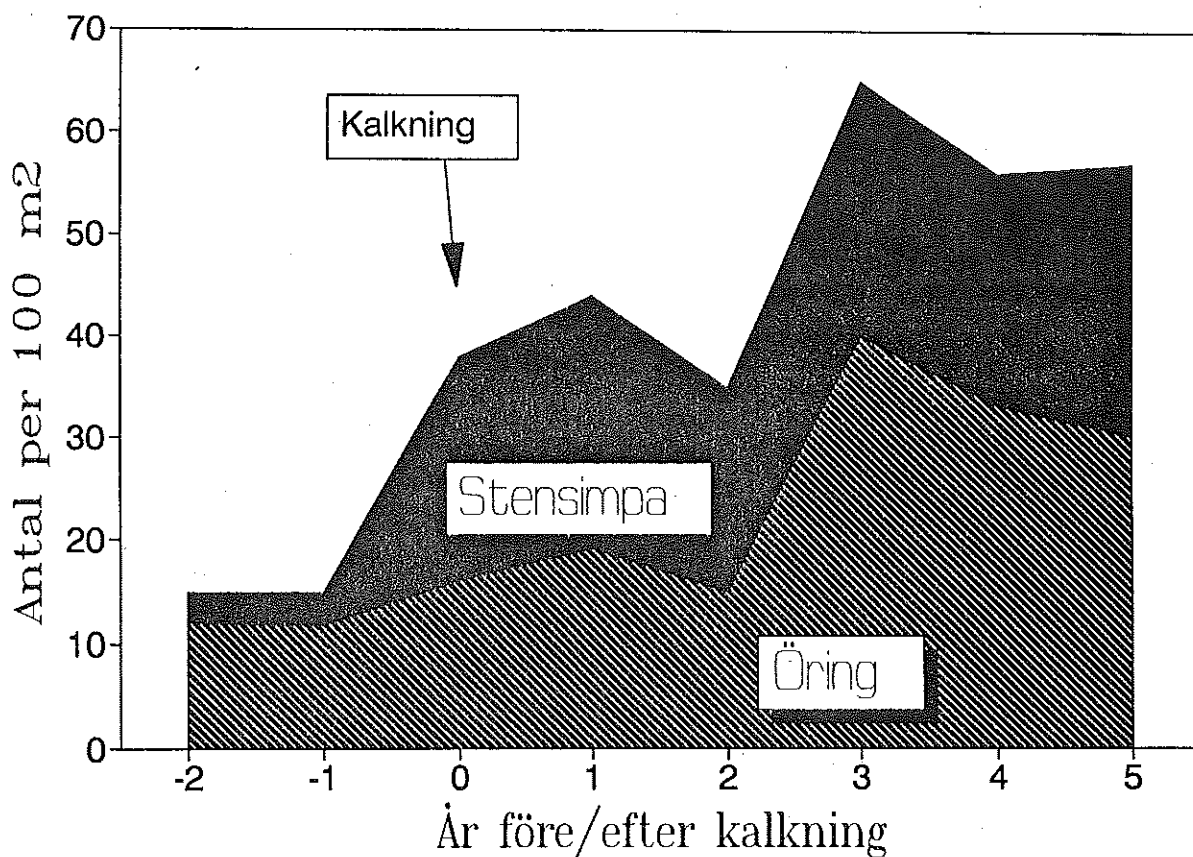


Figur 12. Förändring av medeltätheten av strömlevande öring efter kalkning jämfört med före kalkning (efter/före) på 20 elfiskelokaler spridda över landet avsatt mot andel sjö i avrinningsområdet. Dominerande kalkningstyp är markerad med V (=våt mark), D (=doserare) samt S (=sjökalkning).

## STENSIMPA

Stensimpa påträffades i vattendragen i Västernorrland; Veån, Strinneån, Forsån, Bjässjöån samt Byån. Den sistnämnda är en okalkad referenså i vilken stensimpan minskade tillfälligt 1986 efter en ovanligt sur vårflood.

I de kalkade vattendragen ökade stensimpa (linj. reg.,  $r^2=0.27$ ,  $p=0.0075$ ) och öring med tiden efter kalkning (Figur 13). Denna ökning var korrelerad till pH men ej till temperatur i vattendragen.



Figur 13. Medeltätheten av stensimpa och öringungar i fyra kalkade vattendrag i Väster norrland. Data före kalkning endast från två vattendrag (tabell 5).

## BERGSIMPA

Bergsimpa påträffades enbart på sydsvenska höglandet, i Nykyrkebäcken samt Helgaboån. I den förra fångades endast ett exemplar vid mynningen till Vättern. I Helgaboån däremot förekom ett rikt bestånd. Ån är en okalkad referenså som vissa år upplevde surstötter. På lokalen fluktuerade tätheten av antalet årsungar (0+) av öring betydligt. Det nederbördsrika och kalla året 1987 erhöles exempelvis inga årsungar. Samtidigt var tätheten av bergsimpa hög dessa år. Bergsimpan leker sent på våren, troligen efter det att vårflooden passerat.



Äggen kläcks snabbt och arten klarar därför att leva i vattendrag som drabbas av surstötter, men eljest har hygglig vattenkvalitet. De år då öringrekryteringen misslyckats tycks tätheten av bergsimpa ha varit speciellt stor, vilket skulle indikera att arterna normalt konkurrerar. Öring äldre än årsungar minskade signifikant med tiden 1983-89 (linj. reg,  $p < 0.01$ ) i Helgaboån.

### LAKE

Lake påträffades enbart vid 45 av 454 elfisketillfällen i det samlade materialet. Tätheten varierade mellan 0.1 - 8 lakar per 100 m<sup>2</sup>. Lake påträffades framför allt i Mellansverige samt på sydsvenska höglandet. Lake uppträdde ofta i högre tätheter efter kalkning, men skillnaden var ej signifikant (Tabell 5). I medeltal erhöles 0.9 lakar per 100 m<sup>2</sup> före och 2.0 efter (ANOVA, n.s.).

Arten försvann från Glötån och Häggingdalsbäcken, referensvattendrag, i samband med att dessa försurades. Lake, på 14-20 cm, i samma område, Djursvasslan, konstaterades ha ätit 0+ öring. Även i Idbyån noterades att lake ätit öringungar.

### ELRITSA

Elritsa påträffades vid 110 av 454 elfisketillfällen i tätheter från 0.4 till 183 individer per 100 m<sup>2</sup>. Tätheten av elritsa var i det samlade materialet enbart korrelerad med vattentemperaturen (enkel linj. reg.,  $r^2 = 0.05$ ,  $p = 0.016$ ). På vissa lokaler påträffades elritsa således i starkt skiftande tätheter mellan åren, exempelvis i Lofsdalen samt Fylleån. Det var vanligt att elritsa uppträdde med lägre tätheter efter kalkning, en skillnad som dock ej var signifikant (Tabell 5). I referensvattendrag som försurades försvann elritsa, exempelvis Glötån och Häggingdalsbäcken. Samma sak hände i Hammarbäcken som man avsiktligt lät återförsuras efter kalkning 1983.

Elritsa återkom efter kalkning till lokal D i Solbergsån. På lokal Hårsared i Högvadsån ökade elritsa signifikant med medelalkaliniteten efter att kalkningar påbörjats 1978 (linj. reg.,  $r^2 = 0.72$ ,  $p < 0.01$ ).

På lokal Mølnebacka i Surtan ökade elritsa signifikant efter kalkning (ANOVA,  $p = 0.015$ ). Denna lokal ligger nedströms alla vandringshinder och vägen ned till Viskan är öppen, varför en förbättrad vattenkvalitet snabbt kunnat utnyttjas av ett intakt bestånd längre nedströms.

### BÄCKNEJONÖGA

Arten förekom i större bestånd i Veån, Västernorrland, samt i Grössbyån och Taskeå, Bohuslän, men då individantalet ej noterats alla år går eventuella förändringar ej att belägga. Tätheten i det senare vattendraget varierade på en lokal från 0.5 till 158 individer per 100 m<sup>2</sup>. Riklig förekomst, 10-20 individer per 100 m<sup>2</sup> och en biomassa av 20-80 g på samma yta, noterades i Veån, Västernorrland, på lokaler 1 resp 2.5 km från mynningen i havet. pH i denna å har ej uppmätts till lägre än 5.8.

Bäcknejonöga påträffades bara vid enstaka elfisken i flera år, ex. Ådalsån och Haraldsjöån. Arten förekom i regel enbart på de nedre lokalerna i respektive å, exempelvis Solbergsån.

I Brodalsbäcken har arten ej rapporterats efter 1978. Eventuellt slogs den således ut innan kalkningarna startade.

Varken i det samlade materialet eller i enstaka vattendrag har något samband mellan täthet eller förekomst av bäcknejonöga och vattenkemi kunnat konstateras. Till stor del torde detta bero på att arten är svår att fånga och att elfiskerna i huvudsak var inriktade på att fånga laxfisk.

### GÄDDA

Arten utgjorde i regel en mycket ringa andel av individantalet på de lokaler där arten förekom, men kunde i gengäld utgöra inemot 20% av biomassan (ex. Bjässjöån). Gädda hade ofta öringungar i magen, t.ex. i Bjässjöån, Idbyån, Brodalsbäcken och Grissleån. Ökade bestånd av gädda antogs i vissa fall bero på ökade bestånd efter kalkning i uppströms sjöar (bilagorna).

### ÅL

Ål förekom i stort sett enbart i de år som mynnade på västkusten. För det samlade materialet förelåg en tendens till minskade tätheter av ål med tiden. Ålarna dominerades av individer om 7-25 cm, dvs uppvandrande gulål. Inga samband mellan vattenkvalitet och ål kunde påvisas, dock var materialet litet och tätheten av ål genomgående låg. Arten är dessutom svärfiskad.

I samband med torka i Taskeå år 1982 var vattenföringen ytterst ringa och de ålar som fångades i september på mynningslokalen var 6-8 cm, mot det normala 8-11 cm för uppvandrande ålyngel.

### FLODKRÄFTA

Flodkräfta fångades vid elfiske i Surtan, Högvadsån samt Idbyån. I den sistnämnda ökade arten rejält efter kalkning, men då fisket efter kalkning skett vid högre vattentemperaturer kan det inte uteslutas att förbättringen var skenbar. I Surtan har bara en individ av flodkräfta fångats. Denna individ var troligen inplanterad.

I Högvadsån ökade frekvensen av flodkräfta på samtliga tre lokaler med tiden och på lokal Ullared skedde en markant ökning efter att det lägsta uppmätta pH på lokalen hållits över 6 (Bilaga 2). Parallellt med denna ökning har också laxen ökat efter det att kalkningarna startade 1978.



## MÖRT

Mört förekom endast sparsamt på de undersökta lokalerna. Arten försvann från kalk-referensvattendraget Häggingdalsbäcken i samband med att detta försurades. I andra bäckar i området förekom mört före, men har aldrig fångats efter kalkning (ex. Djursvasslan).

Mört nyintroducerades av misstag i den sedan länge kalkade Nordvammssjön och expanderade kraftigt i sjön. Efterhand uppträdde yngre stadier av mört i utloppsvattendraget Skuggälven, men enbart på lokaler nära sjön och inte längre nedströms. Troligen drog mört nytta av den sjöutloppseffekt som förelåg, dvs utströmningen av djurplankton samt anrikningen av filtrerande djur i utloppet. Mörtpopulationen i bäcken ökade efter upprepad kalkning i takt med öringbeståndet och någon inbördes negativ påverkan mellan arterna syntes ej i materialet.

## ÖVRIGA ARTER

Enstaka exemplar av färna, bäckröding, havsnejonöga, flodnejonöga, abborre, benlöja, stor-spigg, skrubba samt signalkräfta ingick i materialet. Tätheten var dock så låg och förekomsten så sporadisk att inga samband med omgivningsparametrar var möjliga att detektera.

## **4. DISKUSSION**

### **4.1 REFERENSVATTENDRAGEN**

Lämpliga referensvattendrag är svåra att finna, varför inga direkt statistiska jämförelser kan göras med sådana utom i enstaka fall (Lofsdalen). Snarare får man göra enkla jämförelser mellan de kalkade och okalkade vattendragen. Två referensvattendrag, Skredsviksån och Örekilsälven, visade ingen påverkan av försurning. Den sistnämnda är en större å med kalkningar i de övre delarna av avrinningsområdet och därför inte speciellt utsatt för surstötter (Appelberg et al. 1989) och bör troligen inte betraktas som en "okalkad" referens. Skredsviksån är en liten jordbrukså med en hög alkalinitet; medelvärde 0.21 mekv/l och lägsta uppmätta 0.14 mekv/l. Ågrenen där elfiske bedrevs har ett avrinningsområde av endast 4.5 km<sup>2</sup> och därför var vattenföringen säkerligen den viktigaste populationsreglerande faktorn för öring.

I övriga referensvattendrag noterades betydande surstötter vid vårflod och i samband härmed tillfälligt eller konstant minskade bestånd av öring. Detta trots att medelalkaliniteten var relativt hög; Byån 0.13 mekv/l, Helgaboån 0.18 mekv/l, Bänkåsbäcken 0.16 mekv/l, Glötån 0.34 mekv/l, Häggingdalsbäcken 0.09 mekv/l. I de tre senare var alkaliniteten 0 vid högsta vårflod.

*Det föreligger en negativ inverkan av lågt pH vid vårflod i små okalkade vattendrag och kalkningsinsatser kan vara befogat i flera vattendrag trots att dessa under större delen av året har ett pH över 6.*

## 4.2 RESPONS HOS FISKBESTÅNDEN PÅ KALKNING

Trots vattenkemiskt lyckade insatser ökade sällan artantalet i vattendragen efter kalkning. För de enskilda vattendragen är det ofta svårt att påstå att någon art saknas. Undantag finns naturligtvis där populationer av elritsa slagits ut och vandringshinder hindrar återkolonisation. Endast ett fåtal fiskarter kan leva permanent i små vattendrag. Dessa arter är öring, bergsimpa, stensimpa, bäcknejonöga och i viss mån elritsa. Lake, gädda, mört, abborre, ål, lax med flera är beroende av sjöar eller havet. Flera av dessa arter uppträder endast tillfälligt i vattendragen, varför det inte är förvånande att endast ett fåtal arter fångades vid elfiske. Artantalet berodde av vattendragets storlek (bredd), ju större desto fler arter. Då medelstorleken på de undersökta lokalerna var ringa, var antalet arter lågt på de flesta.

Genomgående erhöles en god respons hos laxartad fisk efter kalkning. Även vattenkemiskt sämre kalkningar medförde ofta en ökning av tätheten av öring eller lax. I ungefär hälften av alla uppföljningsår efter kalkning, eller 18 av 22 kalkningsobjekt, uppmättes ju ett pH under 6, men trots detta förelåg en bild av en generellt signifikant positiv effekt på laxartad fisk.

I enstaka vattendrag förelåg signifikant ökade tätheter av andra arter än lax och öring efter kalkning. Flodkräfta ökade signifikant efter kalkning i Högvadsån. Att arten är försurningskänslig är sedan tidigare belagt (Appelberg 1984). Arten är känslig för ett pH under 5.8 (Appelberg 1986) och ökningen i Högvadsån kom ej förrän minsta uppmätta pH översteg 6.

Elritsa försvann i försurade referensvattendrag och ökade signifikant efter kalkning i Högvadsån, Grössbyån och Surtan. Dessa kalkningar har varit framgångsrika och dessutom förelåg troligen möjligheter till uppströmsvandring från nedströms belägna, mindre försurade lokaler. I det samlade materialet av kalkade vattendrag visade elritsa en tendens att minska i täthet och detta indikerar att det generellt var så att arten slagits ut eller decimerats så kraftigt att populationsuppbyggnaden gick långsamt, säkerligen beroende på att migrationshinder förelåg.

Mört försvann vid försurning i Lofsdalen och arten är försurningskänslig. Rekryteringen störs redan vid ett pH under 6 (Degerman och Nyberg 1989). Mört ökade enbart i ett fall efter kalkning. Detta var i Skuggälven där arten inplanterats. Att arten inte ökat i fler vattendrag får framför allt tillskrivas det faktum att den normalt endast uppträder i dessa små vattendrag vid lågvattenföring sommartid eller i direkt anslutning till sjöar. Att någon förändring i förekomst eller täthet inte förelåg torde närmast vara att tillskriva detta faktum.

Stensimpa påverkades negativt av surstötter (lågsta uppmätta pH 5.9) i det okalkade vattendraget Byån, men ökade signifikant efter kalkning i andra måttligt försurade (pH 5.5-5.7) vattendrag i Västernorrland. Med andra ord tycks rekryteringsstörningar ha uppträtt redan vid dessa pH-värden!

*Sammantaget tycks negativa effekter av försurning föreligga redan efter att det lägsta uppmätta pH före kalkning någon gång understigit 6. Detta innebär inte att arters rekrytering direkt upphör vid ett lägre pH än 6, utan att dödligheten ökar vid lägre pH än 6.*



### 4.3 UPPFÖLJNINGEN I DE ENSKILDA OBJEKTEN

Kopplade till kalkningsverksamheten ligger olika typer av uppföljningsprogram. Avsikten med dessa är att följa effekten av kalkningen och utvärdera om kalkningens mål uppnåtts, dvs att hålla pH över 6 och att tillåta den normala faunan att existera.

I några objekt sköts vattenprovtagningen minutiöst och prover insamlas flera gånger under året. I ett fåtal objekt är dock vattenprovtagningsfrekvensen så gles och sporadisk att några meningsfulla slutsatser om kalkningseffekten vattenkemiskt ej går att dra. I Allmänna råd för kalkning av sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1988) rekommenderas 6 vattenprover, vid behov ibland fler, per år i rinnande vatten som kalkas med doserare. Denna norm bör gälla alla kalkade vattendrag.

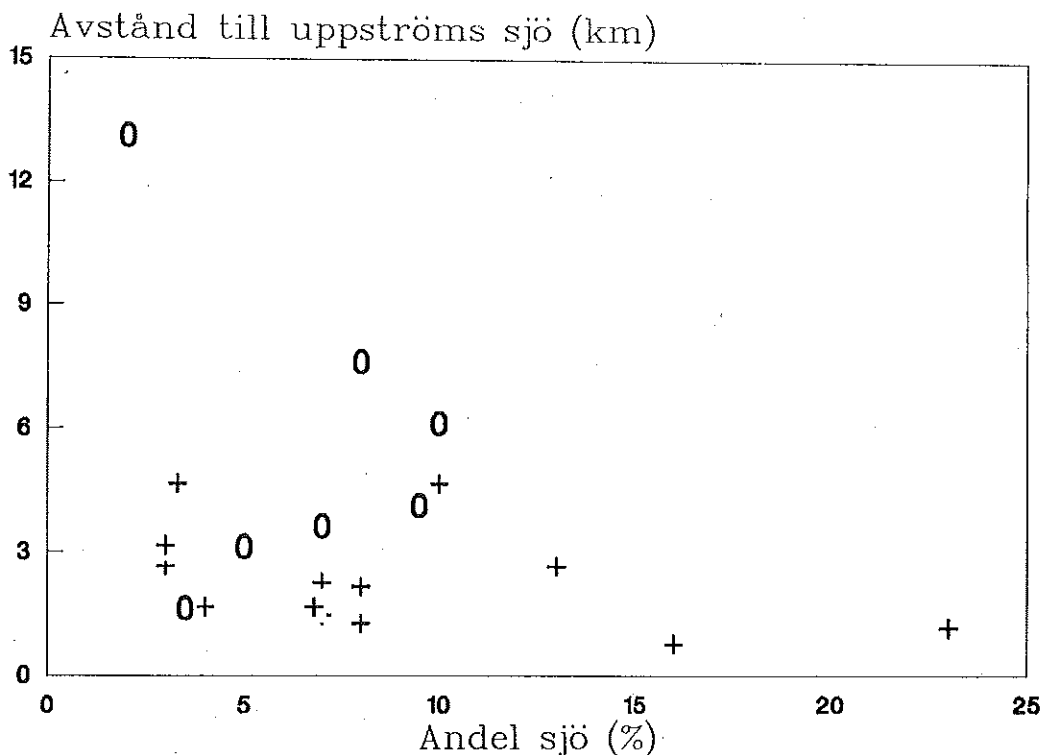
Uppföljningen av fiskbestånden med elfiske har genomgående skötts bra med avseende på kvantitativa fisken och dokumentation av "laxfiskar", medan det ibland slarvats med att mäta och notera andra arter. Här måste en förbättring ske! I några objekt har de tidigare elfiskena utförts sent på säsongen, troligen för att se om lekmogen fisk förekom på lokalen. Dessa sena fisken är svåra att ha med i utvärderingen då temperaturen påverkar aktiviteten och förekomsten av vissa arter, exempelvis flodkräfta som blir inaktiv och elritsa som migrerar till sjöar. På grund av de stora variationer i fisktäthet som kan föreligga mellan år fordras längre tidsserier för säkra slutsatser om fiskbeståndens utveckling. *Det är därför bättre att noggrant studera ett fåtal vattendrag, med elfiske varje år, än att byta varje år mellan ett flertal objekt. Elfisket bör också ske enligt den standardiserade metodik som arbetats fram inom fiskeriverket.*

Resultaten ovan visar att kalkning av rinnande vatten är svårt även om den biologiska responsen oftast är positiv även efter en sämre kalkningsinsats. Styrkan och kontinuiteten i fiskbeståndens återhämtning varierar dock mellan vattendrag. Det är svårt att "från kontoret" säga vilka kalkningar som går bra och vilka som ej gör så. I sjöar däremot, är vattenkvaliteten lättare att övervaka och kalkningsstrategien enklare att bestämma. Som en följd därav tycks det också vara utan undantag att kalkning av sjöar som haft ett pH under 6 ger en positiv respons hos fiskfaunan (Degerman och Nyberg 1989). För framtiden kan det därför vara riktigt att betydligt skära ned den biologiska effektuppföljningen i sjöar och istället satsa resurserna på de rinnande vattnen.

*Vattenprovtagningsfrekvensen bör vara minst 6 gånger per år med tonvikt på högflödesperioder. De biologiska undersökningarna bör fortgå under en följd av år i ett urval vattendrag. Undersökningar av rinnande vatten bör prioriteras högre än biologiska studier i sjöar.*

### 4.4 VAL AV KALKNINGSSTRATEGI

Föreliggande redovisning visar att omsorgsfullt utförda och ofta upprepade sjökalkningar givit ett gott resultat på vattenkemi och fiskbestånd. Enbart sjökalkning nyttar dock endast när sjöprocenten är stor. I figur 14 har utfallet för laxfisk grovt och subjektivt klassats i objekt där endast sjökalkning genomförts som 0 (ingen förändring efter kalkning) samt + (stor eller signifikant ökning efter kalkning). Låg sjöprocent och stora avstånd till den kalkade sjön innebär större risk att kalkningen ej skall ge positiv effekt på laxartad fisk. I dessa fall måste sjökalkning kompletteras med andra metoder.



Figur 14. En subjektiv bedömning av utveckling av öringbeståndet efter sjökalkning, där 0 = ingen eller svag ökning och + = stor eller signifikant ökning. De olika objekten har satts i relation till avstånd till närmaste sjö uppströms samt andelen sjö i avrinningsområdet.

Doserarkalkningar har tidigare ansetts tveksamma på grund av driftsstörningar. Problem av detta slag noterades i Surtan och Nykyrkebäcken. I det sistnämnda fallet byggdes doseraren om under 1989 och man kompletterade även med våtmarkskalkning. I Högvadsån och Fylleån har dock doserarkalkningar i kombination med våtmarks- och sjökalkningar givit ett mycket gott resultat. *Kalkdoserare, välskötta och rätt placerade, bör framgent spela en viktig roll i vattendragskalkningen.*

Våtmarkskalkning är en relativt ny och svår metod för kalkning av ytvatten. Ett exempel på en lyckad våtmarkskalkning var Ådalsån i Västernorrland, där man med en giva av strax under 10 ton kalkstensmjöl per ha erhöll en god vattenkemisk respons och ett ökat öringbestånd. I Hammarbäcken, Härjedalen, var givan endast 1.6 ton per ha kalkad våtmark. Trots detta erhölls en vattenkemisk effekt och en tillfällig anlockning av fisk (Figur 7). Effekten var dock kortvarig och givan troligen i minsta laget.

Avrinningsområdets storlek samt andelen sjö visade sig vara viktiga komponenter för att bestämma risken för torka respektive vårflodens mäktighet. Avrinningsområden under 15 km<sup>2</sup> samt avrinningsområden där sjöprocenten understiger 2% har mycket variabel vattenföring och risk finns att kostsamma kalkningar tillfälligt spolieras av extrem vattenföring. Dessa objekt bör övervakas noga.

*Generellt förelåg inga skillnader i vattenkemiskt utfall eller respons hos fiskbestånden mellan de tre dominerande kalkmetoderna. De kalkningsprojekt som "gått bäst" var de äldsta, de mest välskötta samt ofta de där flera kalkningsmetoder kombinerats.*



#### 4.5 FISKINTERAKTIONER

Interaktioner, här mätta som negativa samband mellan fiskarter, observerades endast i mycket ringa utsträckning i materialet. Dels kan detta bero på att inverkan av interaktioner är svår att spåra de första åren efter kalkning, då bestånden av olika arter byggs upp. Dels kan det naturligtvis bero på att interaktioner är sparsamt förekommande eller ej möjliga att påvisa med den använda metodiken. Flagranta exempel är naturligtvis förekomsten av öringungar i magen hos gädda och lake, men huruvida detta har någon populationsreglerande effekt går inte att uttala sig om. Föreligger en sådan effekt torde utvecklingen fiskbestånden efter kalkning vara beroende av "vilka arter som överlevt eller kunnat migrera till det restaurerade vattendraget". Utslagningen av lake i några av fjällvattendragen skulle således kunna innebära förändrade förutsättningar för ett återinplanterat öringbestånd.

Ett tydligt exempel på interaktion mellan arter efter kalkning var utvecklingen i laxvattendragen, där öring minskade i täthet i takt med att lax ökade (Figur 11). Här var således lax den dominanta arten.

Antalet individer av öring ökade markant efter kalkning i avsaknad av lax. Samtidigt förelåg ingen signifikant förändring av tätheten av övriga arter sammantaget. De flesta övriga arter uppträder normalt i låg numerär - undantaget elritsa och simpor. Elritsa ökade visserligen signifikant i några vattendrag, men generellt minskade tätheten av arten efter kalkning. Samtidig ökning av stensimpa och öring förelåg i några vattendrag i Västernorrland (Figur 13). Öring och bergsimpa i referensvattendraget Helgaboån visade dock tecken på interaktion i så motto att efter sura vårfloder kunde bergsimpa öka tack vare att öringens rekrytering gick sämre.

*Indikationer finns på att ökningen av öring efter kalkning kan medföra att andra arters numerär hålls nere. Likaså kunde lax negativt påverka öring. Biotiska interaktioner spelar således en roll för utfallet av kalkningarna, men denna studie visar att försurningspåverkan var den klart dominerande populationsreglerande faktorn i de undersökta vattendragen.*

*Tack till* Lennart Nyman, Magnus Appelberg och Björn Bergqvist på Sötvattenslaboratoriet samt Yngve Brodin, William Dickson och Torbjörn Svensson på Statens Naturvårdsverk för kommentarer på manuskriptet.

## REFERENSER

- Abrahamsson, I. 1990. Hållsdammsbäcken - Ytvattenkemiska effekter från en våtmarkskalkning. Terra-Limno Gruppen AB, 1990-05-07, 19 p. Stencil.
- Alenäs, I. 1990. Försurningsskador värst efter torka! Information från Falkenbergs kommun 1990-07-16. 3 p. Stencil.
- Appelberg, M. 1984. Early development of the crayfish Astacus astacus L. in acid water. Rep. Inst. Freshw. Res., 61:48-59.
- Appelberg, M. 1986. The crayfish Astacus astacus L. in acid and neutralized environments. Ph. d. Thesis, Univ. of Uppsala 1986, 96 p.
- Appelberg, M., E. Degerman, L. Karlsson & A. Johlander 1990. Liming increases the catches of Atlantic salmon on the west coast of Sweden. Nordic J. Freshw. Res. 65:44-53.
- Aronsson, J.-A., 1990. Våtmarkskalkning - förändringar på miljö och vegetation. SNV Rapport 3827, 57 p.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, (4). 33 p.
- Brodin, Y.W. 1990. Effekter av svavel- och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten. Naturvårdsverket Rapport 3762. 153 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg, 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet (5):1-35.
- Edman, G., S. Fleischer, Ö. Fritz & L. Stibe 1988. Högvadsån 1978-1986. Försurad, kalkad, pånyttfödd. Länsstyrelsen i Hallands län Meddelande 1988:4. 90 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket PM 1994. 81 p.
- Kulinski, I. & W. Dickson, 1990. Kalkdoserare i Sverige. Naturvårdsverket Rapport. Under tryckning.
- Lessmark, O., E. Degerman, A. Johlander & E. Sjölander 1986. Effekter av kalkning på fisk omedelbart nedströms doserare. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet (5). 31 p.
- Lessmark, O. 1987. Markkalkning som metod för att motverka försurning av sjöar och vattendrag. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet (9) 38 p.



Naturvårdsverket, 1988. Kalkning av sjöar och vattendrag.  
Allmänna råd 88:3. 74 p.

Nyberg, P. 1986. Kalkning av våtmarker. Ur Naturvårdsverkets  
Rapport "Kalkning av sjöar och vattendrag". PM 3167:26-33.

Nyström, U. 1990. Extremt höga aluminiumhalter efter  
torrsommaren 1989. IVL-Nytt, nr 2:2.

SMHI. 1979. Vattenföring i Sverige. Liber Förlag. 403 p.

Tideström, H. 1984. Kalkning av rinnande vatten - utvärdering  
av kalkdoseringsanläggningar. Naturvårdsverket PM 1873. 132 p.

#### **ENGLISH SUMMARY: LIMING OF ACIDIFIED RUNNING WATERS TO IMPROVE CONDITIONS FOR FISH**

The present study is an evaluation of the effects on fish and water chemistry after liming of running waters with fine grained lime stone. All in all, 22 limed brooks and rivers are presented along with 7 unlimed reference waters. The liming operations started in 1974 to 1987 in the different rivers.

The follow-up studies mainly consisted of water sampling twice to twelve times a year, sometimes more frequent during high flow periods. pH, alkalinity, water colour, conductivity and the sum of Ca+Mg were analyzed. In some projects additional parameters, as for instance total-aluminium and -phosphorous, were included.

Electrofishing was carried out annually along shallow hard bottom stretches, on one to six stations in each river.

The chemical aim of the liming operations was to achieve a pH above 6, but 18 out of 22 limed waters sometimes showed a pH drop below 6. However, the chemical situation slowly improved and liming operations that had been carried out for more than 6 years did not show a pH below 6, i.e. there was a long calibration period before doses, application strategies and techniques were optimized.

In general the biological response after liming was good with successively improved abundances of salmonids. Also other species increased in abundance and the number of species showed an increase (n.s.).

In two of the unlimed reference rivers the fish fauna decreased significantly with time, while the fish fauna in three other rivers showed lowered abundances after acid spates certain years. It was evident that even a short period of a pH below 6 induced a decrease in recruitment. Two unlimed rivers showed no effects of water chemistry on the fish fauna. These two rivers were not acidified and pH never fell below 6.

In the rivers studied biological interactions between fish species seemed to be of minor importance as compared to abiotic conditions.

## Bilagor

De följande sidorna innehåller 29 vattendragsbeskrivningar.

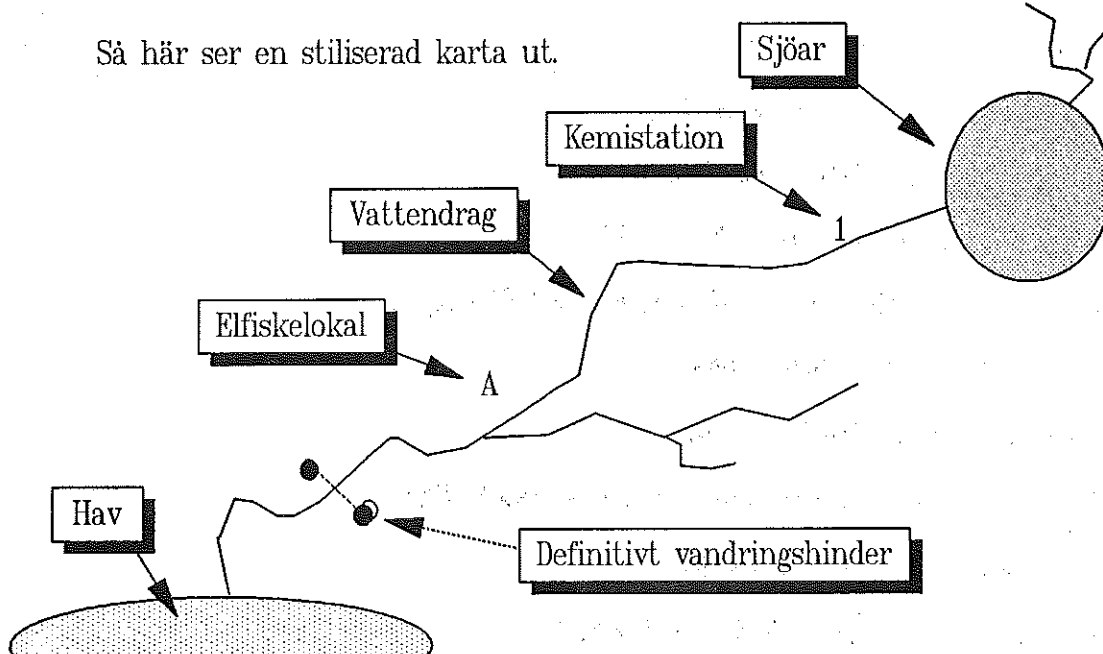
Uppställningen är standardiserad för att underlätta jämförelser.

Observera att avrinningsområdenas storlek, vattendragens längd, fallhöjd, andel sjö samt avrinningen i l/s/km<sup>2</sup> bedömts från kartor och därför kan avvika något från det faktiska värdet.

Figureorna saknar direkt figurtext, men vattendragsbeskrivningen samt text i figuren gör att de enkelt går att tolka.

En stiliserad karta över vattendraget ingår i slutet på varje vattendragsbeskrivning.

Så här ser en stiliserad karta ut.





Vattendragen sitter i följande ordning (söder till norr, dvs äldre till yngre kalkningar) :

1. Fylleån, Hallands län
2. Högvadsån, Hallands län
3. Surtan, Älvsborgs län
4. Brodalsbäcken, Bohuslän
5. Solbergsån, Bohuslän
6. Grössbyån, Bohuslän
7. Skredsviksån, Bohuslän - REFERENS
8. Taskeå, Bohuslän
9. Örekilsälven, Bohuslän - REFERENS
10. Resteån, Bohuslän
11. Ekelidbäcken, Bohuslän
12. Skuggälven, Bohuslän
13. Grissleån, Jönköpings län
14. Helgaboån, Jönköpings län - REFERENS
15. Gagnån, Skaraborgs län
16. Nykyrkebäcken, Skaraborgs län
17. Haraldsjöån, Västmanlands län
18. Glötån, Jämtlands län - REFERENS
19. Häggingdalsbäcken, Jämtlands län - REFERENS
20. Hammarbäcken, Jämtlands län
21. Djursvasslan, Jämtlands län
22. Bänkåsbäcken, Västernorrlands län - REFERENS
23. Adalsån, Västernorrlands län
24. Byån, Västernorrlands län - REFERENS
25. Bjässjöån, Västernorrlands län
26. Veån, Västernorrlands län
27. Strinneån, Västernorrlands län
28. Idbyån, Västernorrlands län
29. Forsån, Västernorrlands län

FYLLEÅN, SÖDRA HALLAND, HALMSTAD KOMMUN

Huvudvattendrag: 100 - FYLLEÅN, (628076-132210)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 401    Längd (km): 42    Fallhöjd (m): 148  
 Sjö%: 3.7    Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 14

Bakgrund

Fylleån är en medelstor å efter sydsvenska mått. De övre delarna präglas av stora moss- och myrområden. Den låga sjöprocenten gör att ån reagerar snabbt vid nederbörd och att vattnet blir starkt brunfärgat av humusämnen från myrmarkerna.

Medelvattenföringen (månadsvis) under året har under perioden 1971-1989 varit 4.2 - 10.6 m<sup>3</sup>/s.

Laxbeståndet i ån avkastade ca 300 kg lax vid sekelskiftet, men var nära utrotning i början av 1980-talet, då inga laxar fångades. Orsaken var dels försurningen, dels ett utbrett nätfiske vid mynningen. Fiskeförbud i ån rådde från 1983 fram till 1990 för att skydda den unika Fylleåalaxen. Smoltutsättningar har skett i mindre omfattning 1983.

Ett partiellt vandringshinder vid Snöstorp, nedom elfiskelokalerna, åtgärdades med laxtrappor, 1986. Ett definitivt vandringshinder finns vid Marbäck uppströms elfiskelokalerna (Karta).

Åns bottenfauna har bl a studerats av Lunds Universitet samt Limnodata efter kalkning. Åns fiskbestånd har beskrivits i rapporter från Halmstads kommun (Widarsson 1988), Fiskeristyrelsens Utredningskontor i Jönköping och Göteborg samt från Fiskenämnden i Halland. Utvecklingen under försurningsfasen har dessutom beskrivits i en rapport från Sötvattenslaboratoriet (nr 1, 1985). Ån skattas ha 14.7 hektar bra biotop för laxfisk (Sjöstrand 1989).

En varmförzinkningsindustri i Marbäck förorenade tidigare ån. Fabriken är nedlagd sedan 1982.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Bet	Koordinater	Avst(km) till sjö		H.ö.h (m)
			uppstr	nerstr	
Tolarp	T	628865-132885	9	13	25
Årnarp	Å	628803-132710	12	10	30

Lokalnamn	Medeldjup	Substrat
Tolarp	0.2	Sten, grus
Årnarp	0.3	Sten, block



Tolarp utgör ett utmärkt uppväxtområde för laxungar. Lokalen är till största delen omgiven av skog.

Årnarp är inte av samma kvalitet som Tolarp för laxfiskungar. Lokalen är till största delen omgiven av jordbruksmark.

### Kalkningar

Kalkningar för att motverka försurningen startade 1982 i själva ån genom att en doserare installerades vid Ryaberg, strax uppströms Gyltigesjön som är den översta av Simlångssjöarna (karta). Årligen tillförs ca 1100 ton kalkstensmjöl via doseraren. En del av Fylleåns källsjöar har dessutom kalkats. En slurrydosare installerades vid Marbäck 1983 och var i drift ett par år.

Plats	Datum	Mängd(ton)	Metod
Ryaberg	820501	656	Dos
Ryaberg	830101	1240	Dos
Ryaberg	840101	1120	Dos
Ryaberg	850101	759	Dos
Ryaberg	860101	ca 1100	Dos
Ryaberg	870101	ca 1100	Dos
Ryaberg	880101	ca 1100	Dos
Ryaberg	890101	ca 1100	Dos

### Vattenkemi

Under 1960-70-talen har pH i ån och i sjöarna Simlängen och Gyltigesjön troligen pendlat mellan 5-6.5. Den redovisade vattenkemin stammar från en station, Fyllebro, vid åns utlopp. Vattenkemin har insamlats av länsstyrelsen.

Minsta uppmätta pH har som lägst varit 5.2-5.7 åren 1971-1982. Därefter har pH under 6 ej uppmätts och kalkningarna har således varit mycket framgångsrika. pH och alkalinitet ökade signifikant med tiden ( $p < 0.01$ ).

Även färgtalet ökade med tiden ( $p < 0.05$ ), liksom även vattenföringen gjort (se huvuddokumentet).

Grumlighetsmätningarna visade på maxvärden av 15-35 FTU enstaka år. Totalfosforhalten (ug/l) låg som medelvärde kring 20-30, medan totalkvävehalterna varierade kring 1100-1400 under perioden 1972-1989.

Tabell 1. Årsmedelvärde (månatliga mätningar) för pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m) samt färgtal (mg Pt/l) för perioden 1971-1981 (före kalkning) samt 1982-1989 (under kalkning) samt totalt medelvärde för station Fyllebro, Fylleån, enligt länsstyrelsens mätningar.

	FÖRE KALKNING	UNDER KALKNING	MEDELVÄRDE
pH	6.3	6.6	6.4
Alkalinitet	0.07	0.125	0.096
Konduktivitet	9.3	8.9	9.2
Färgtal	86	103	93
Total-fosfor	25	24	24

### Elfiskeresultat

Elfiskeresultat finns redan från 1959, men tillförlitligheten i använd utrustning är svår att bedöma.

På lokal Tolarp, den bättre av de två lokalerna, var medeltätheten av laxungar (0+, 1+) för hela perioden 44.5 per 100 m<sup>2</sup>. Ett värde intill detta (41) nåddes 1959. Tätheten av laxungar var 0, åren 1976-1983, medan tätheten sedan ökade till 19.1-36 per 100 m<sup>2</sup> åren 1984-86 (Figur 1). Därefter tillkom en laxtrappa vid Snöstorp. Tätheten av laxungar ökade sedan drastiskt, även det klimatiskt svåra året 1987. Över hela perioden ökade tätheten av laxungar signifikant (linj. reg.  $p < 0.05$ ). Denna ökning var signifikant korrelerad till alkaliniteten (och lägsta uppmätta alkalinitet) ( $p < 0.01$ ). Framför allt var det tätheten av 1+ lax som ökade.

På lokal Årnarp var medeltätheten av laxungar 20.9 per 100 m<sup>2</sup>. Åren 1959 och 1969 erhöles 25-50 laxungar per 100 m<sup>2</sup>. Sedan erhöles ej över 10 st laxungar åren 1970-1983 (Figur 2). Efter kalkningarna ökade tätheten till över 120 laxungar per 100 m<sup>2</sup> år 1989. Tätheten av laxungar var signifikant korrelerad med tiden ( $p < 0.001$ , linj. reg).

De båda lokalerna skiljde signifikant i täthet av laxungar, slår man samman resultaten med hänsyn till detta, erhöles en signifikant ökning av årsungar av lax (ANOVA, två-vägs med kalkning och lokal som oberoende faktorer,  $p = 0.05$ ). Äldre lax ökade, men ej signifikant.

För lax visade elfiskeresultatet således på en kraftig försurningspåverkan under 1970-talet och en rejäl förbättring efter att kalkdoseraren startade 1982.

För övriga fiskarter finns data enbart från 1983 och framåt. Under denna period var tätheten av öring låg; 0.5-6.1 på lokal Tolarp och 1.3-2.8 per 100 m<sup>2</sup> på lokal Årnarp.

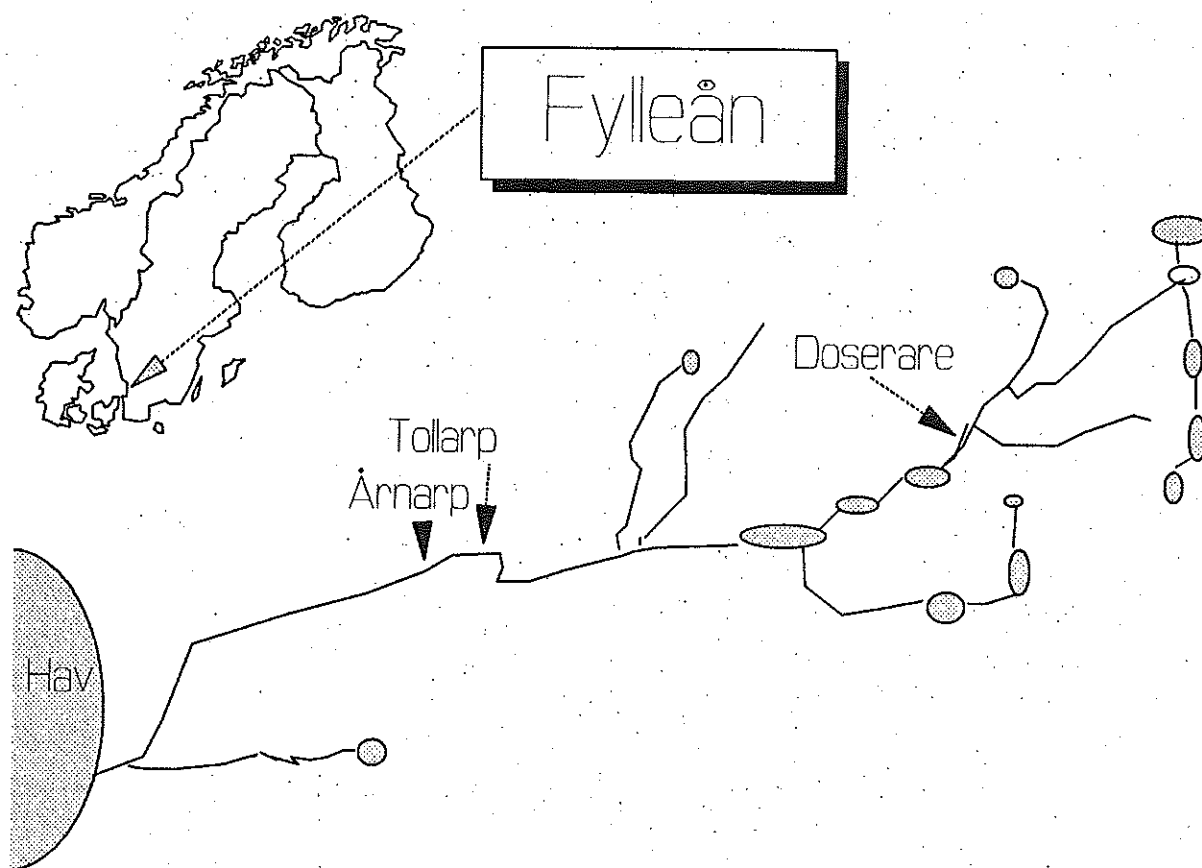


Elritsa påträffades vissa år på lokalerna i tätheter upp till 5.8 per 100 m<sup>2</sup>.

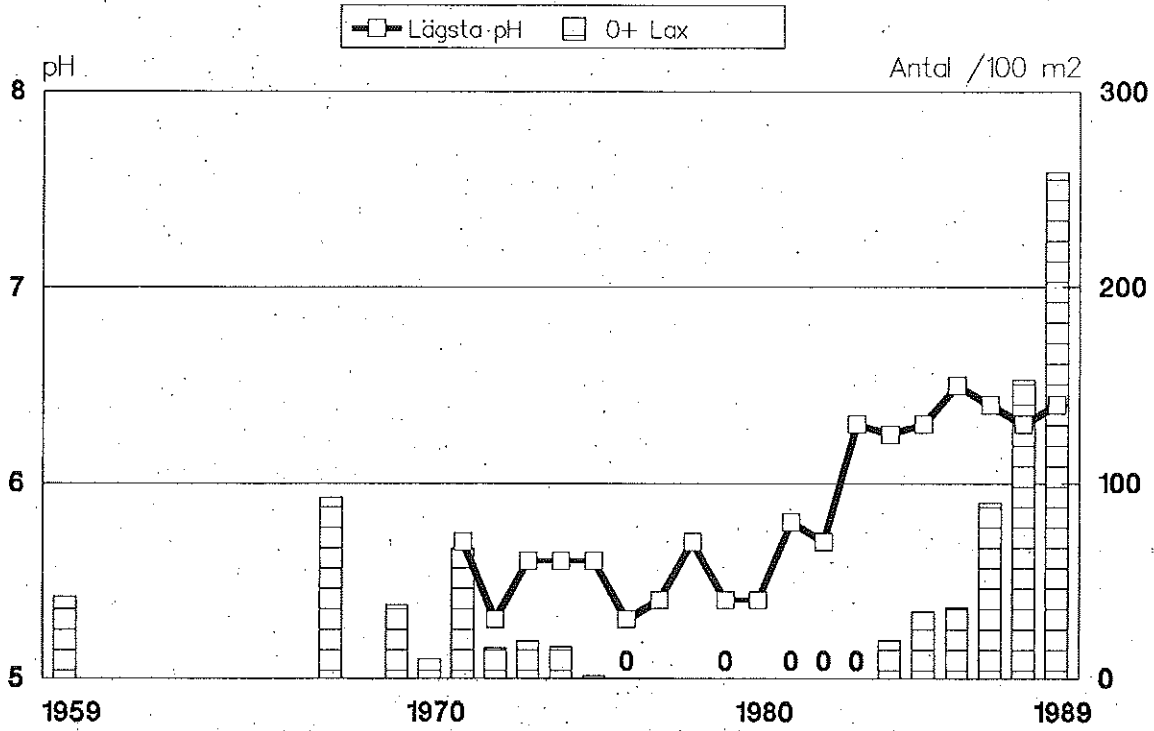
Ål fångades i tätheter upp till 7.9 per 100 m<sup>2</sup> och längden på ålarna var huvudsakligen i intervallet 13-25 cm.

### Sammanfattning

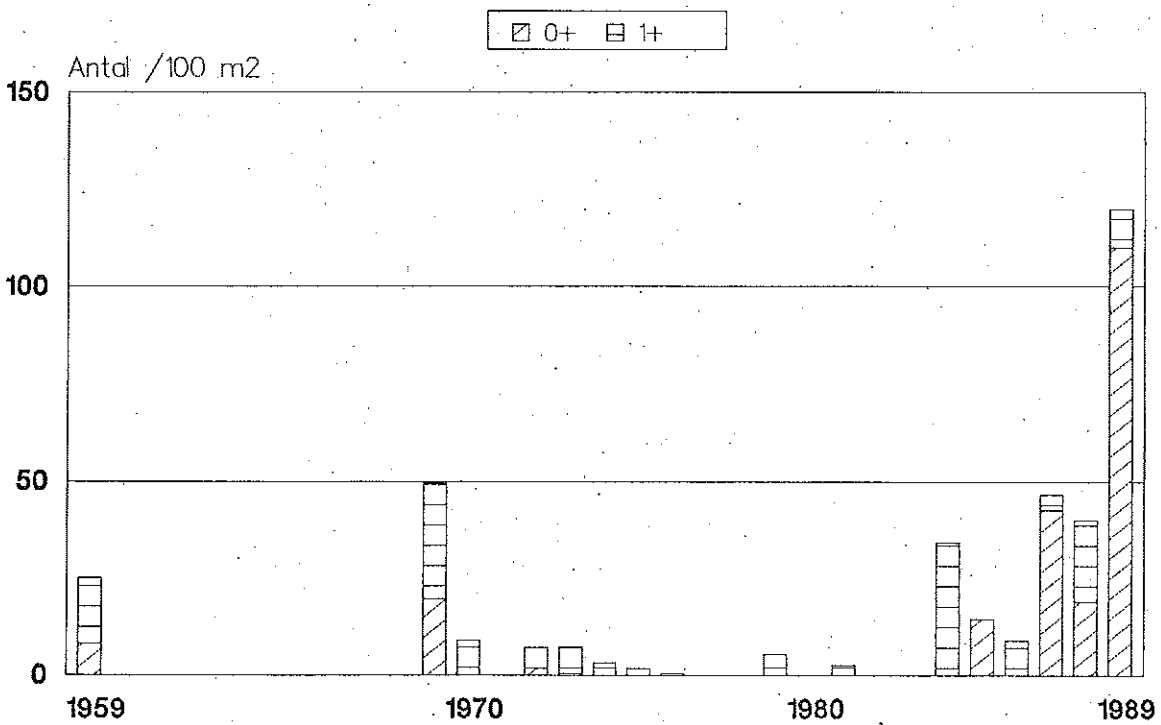
- Ån var ordentligt försurad med ett tynande laxbestånd.
- Efter kalkning, fiskefredning och byggande av laxtrappa har laxbeståndet på lokalerna ökat till vad som troligen är nära optimal besättningstäthet.
- Ökningen var signifikant beroende av alkaliniteten och därmed framför allt en effekt av kalkningarna.



Fylleån – kalkdoserare startade 1982  
 Antal laxungar (0+ samt 1+)  
 på lokal Tolarp mot lägsta uppmätta pH



Fylleån – lokal Årnarp  
 Antal laxungar (0+ samt 1+)



HÖGVADSÅN, MELLERSTA HALLAND, FALKENBERGS KOMMUN

Huvudvattendrag: 103 - Ätran , biflöde (632375-130879)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 476  
Sjö: 6Längd (km): ca 50  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 17.8Bakgrund

Högvadsån utgör ett biflöde till Ätran och har ca 15.2 ha bra uppväxtområden för laxfisk. Skattningar ger vid handen att ca 40.000 laxsmolt producerades i Högvadsån i slutet av 1980-talet. Ån svarade därmed för cirka en sjättedel av laxsmoltproduktionen på svenska västkusten och är självfallet av riksintresse.

Avrinningsområdet har 9% åker och äng, huvudsakligen utmed åfåran. Skog utgör 85% av avrinningsområdet. Medelvattenförelingen är ca 8.5 m<sup>3</sup>/s vid utloppet. En galvaniseringsindustri vid Ullared hade svåra utsläpp åren 1964-66 med fiskdöd som följd.

Ån har varit påtagligt försurningspåverkad, vilket manifesterats i ett vikande laxbestånd. Sämst var situationen 1977 och 1978 då tvåsomriga laxungar (1+) helt saknades på flera elfiskelokaler.

Kalkningarna av ån, vattenkemi och fiskfaunans respons har beskrivits i ett flertal rapporter från länsstyrelsen, Falkenbergs kommun och Ätrans vattenvårdsförbund, bl a "Högvadsån 1978-1986 - Försurad, Kalkad, Pånyttfödd" av Edman, Fleischer, Fritz och Stibe, meddelande 1988:4 från länsstyrelsen i Halmstad. Fiskeristyrelsens utredningskontor i Jönköping har i flera PM redovisat fiskeriundersökningarna 1987-1989.

Ett definitivt vandringshinder finns vid Lia, ca 3 km uppströms elfiskelokalen vid Hårsared. Nära Ätrans mynning finns en laxtrappa vid Herting.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Bet	Koordinater	H.ö.h. (m)
Hårsared	H	634300-131655	93
Ullared	U	633905-131353	65
Sumpa	S	633405-130905	35

Lokalnamn	Avst(km) till sjö uppstr	nerstr
Hårsared	5	23 (Ätran)
Ullared	13	15 (Ätran)
Sumpa	19	9 (Ätran)

Medel- bredd(m)	Medel- djup(m)	Botten- Substrat
13	0.3	Sten, sand, grus
10	0.2	Sten, grus, block
18	0.3	Sten, block, grus



Hårsared har rikligt med bottenvegetation, exempelvis Myriophyllum, Potamogeton och Fontinalis. Även lokalerna Ullared och Sumpa har bitvis rikligt med bottenvegetation.

### Kalkningar

Två kalkdoserare finns vid ån, dels vid Älvsered i huvudfåran, dels vid Kärnebygd vid utloppet från den okalkade referenssjön Tjärnesjön.

I Barkhultaån samt Fagerredsån blåses kalk ut från bulkbil. Dessutom kalkas källsjöarna (cirka 10 st) sedan 1978 årligen. Totalt förbrukas cirka 2200 ton kalkstensmjöl årligen till åns kalkningar, varav cirka 38% sprids via kalkdoserare.

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats vid Ålarp, ca 6 km uppströms översta elfiskelokalen, samt vid elfiskelokalen Ullared, ca 14 km nedströms Ålarp. Vattenprovtagning har skett varje månad sedan januari 1976. På station Ullared upphörde dock provtagningen 1986.

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m) samt totalfosfor (ug/l) för kemistationerna Ålarp (1976-1990) samt Ullared (1976-1986).

	STATION ÅLARP		STATION ULLARED	
	Medelvärde	Range	Medelvärde	Range
pH	6.2	(4.6-7.4)	6.1	(4.5-7.0)
Färgtal	60	(30-110)	69	(15-160)
Alkalinitet	0.09	(0-0.38)	0.05	(0-0.19)
Konduktivitet	8.5	(6.5-11.3)	7.3	(5.4-9.8)
Totalfosfor	18	(4-42)		

Vattenkvaliteten följdes åt på stationerna, med något bättre förhållanden på den övre stationen - närmare kalkdoseraren. Under perioden 1976-1986 var medelalkaliniteten 0.07 mekv/l vid Ålarp och 0.05 vid Ullared. Lägsta uppmätta pH var 4.6 på station Ålarp och 4.5 på station Ullared. Efter 1980 har pH under 5.5 ej uppmätts (Figur 1).

### Elfiskeresultat

Utvecklingen av laxbeståndet har följt pH i ån. Laxungarnas beståndsutveckling har varit likaratad på de tre redovisade lokalerna (Figur 2).

På lokalerna Hårsared och Sumpa var tätheten av lax 0+ resp 1+ negativt korrelerade, dvs antingen den ena eller den andra dominerade vissa år. Efter starka årskullar av lax (som 0+) höll

dessa ned rekryteringen av 0+ påföljande år. På lokalen Ullared var tätheten av 0+ resp 1+ lax positivt korrelerade.

På samtliga lokaler var tätheten av 0+ lax signifikant positivt korrelerad med årtal ( $p < 0.02$ ).

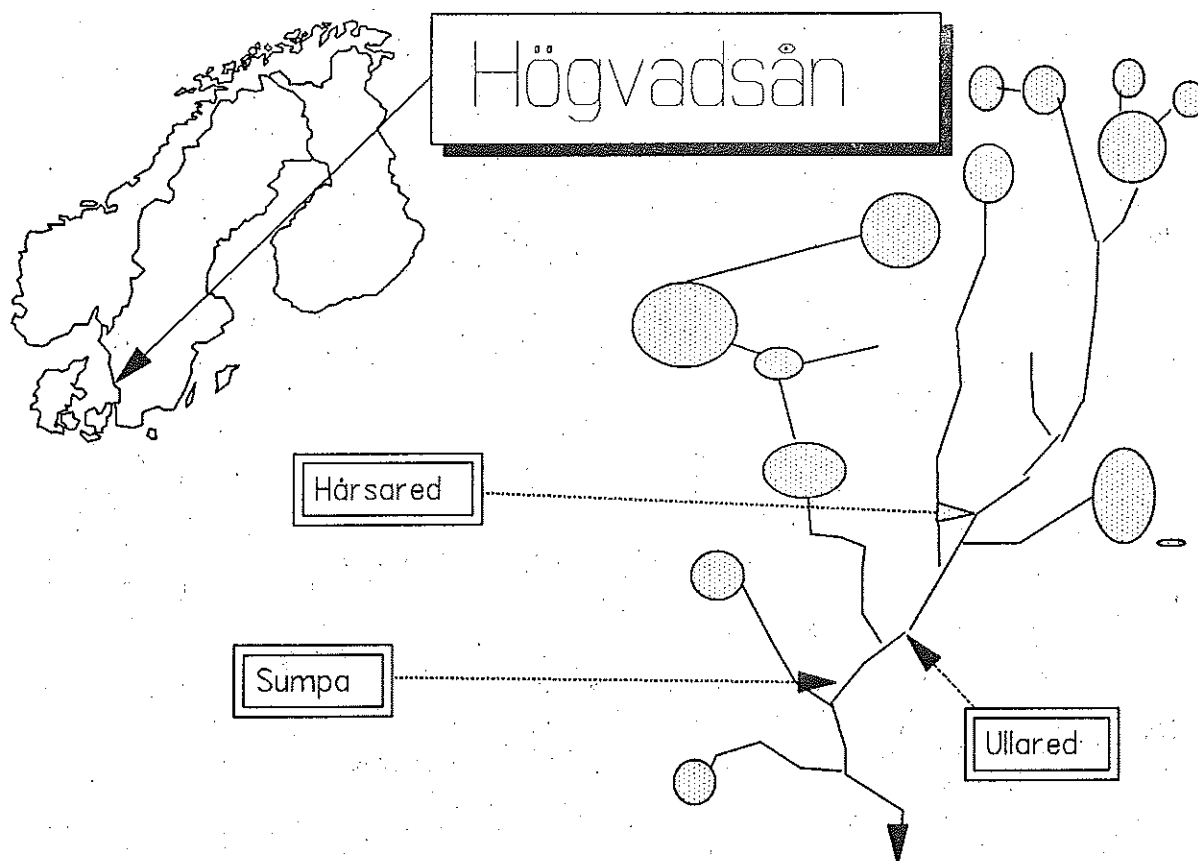
Öringen missgynnades däremot av kalkningarna. Under åren före kalkning när den totala besättningstätheten av lax var låg kunde öring finnas på lokalerna i högre numerär, men när vattenkvaliteten förbättrades så återtog lax lokalerna (se figur i huvuddokumentet). För de två lokaler där resultat finns från perioden före kalkning (Hårsared och Ullared) var öringtätheten före kalkning 11.5 och efter 1.2 per 100 m<sup>2</sup> (t-test,  $p = 0.046$ ). Detta torde kunna tolkas som att öring tålde försurningen bättre och i avsaknad av konkurrens kunde ta över platser som laxen normalt håller. Observera dock att öringtätheten var mycket låg i jämförelse med vad laxen numer haft på motsvarande lokaler.

Inte enbart lax gynnades av kalkningarna. Flodkräftan har ökat från 0 individer under en följd av år till 20-30 per 100 m<sup>2</sup> (Figur 3).

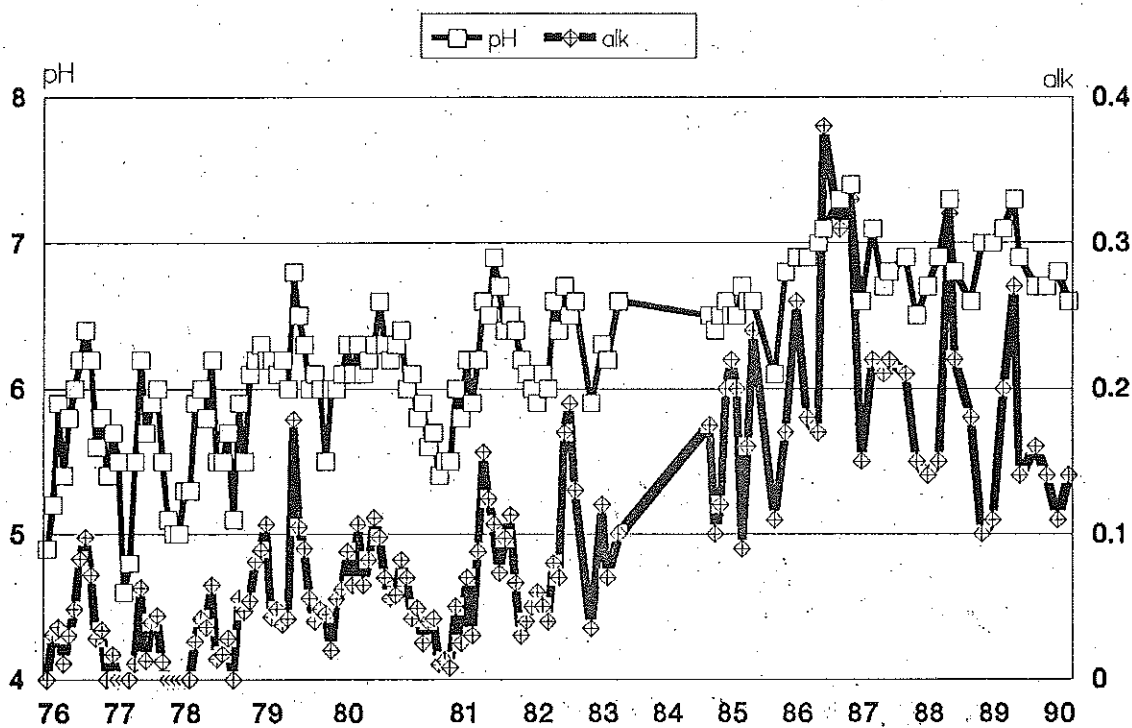
Tätheten av elritsa ökade signifikant med medelalkaliniteten på lokal Hårsared ( $p < 0.01$ ,  $r^2 = 0.72$ ). Ingen signifikant korrelation förelåg med årtal.

#### Sammanfattning

- Lax i ån var på stadig nedgång kalkningarna startade.
- Fiskbestånden och flodkräfta har svarat mycket positivt på kalkningarna, som genomförs årligen i sjöarna och kontinuerligt medelst doserare.
- I takt med att lax ökade efter kalkning minskade öring pga konkurrens.

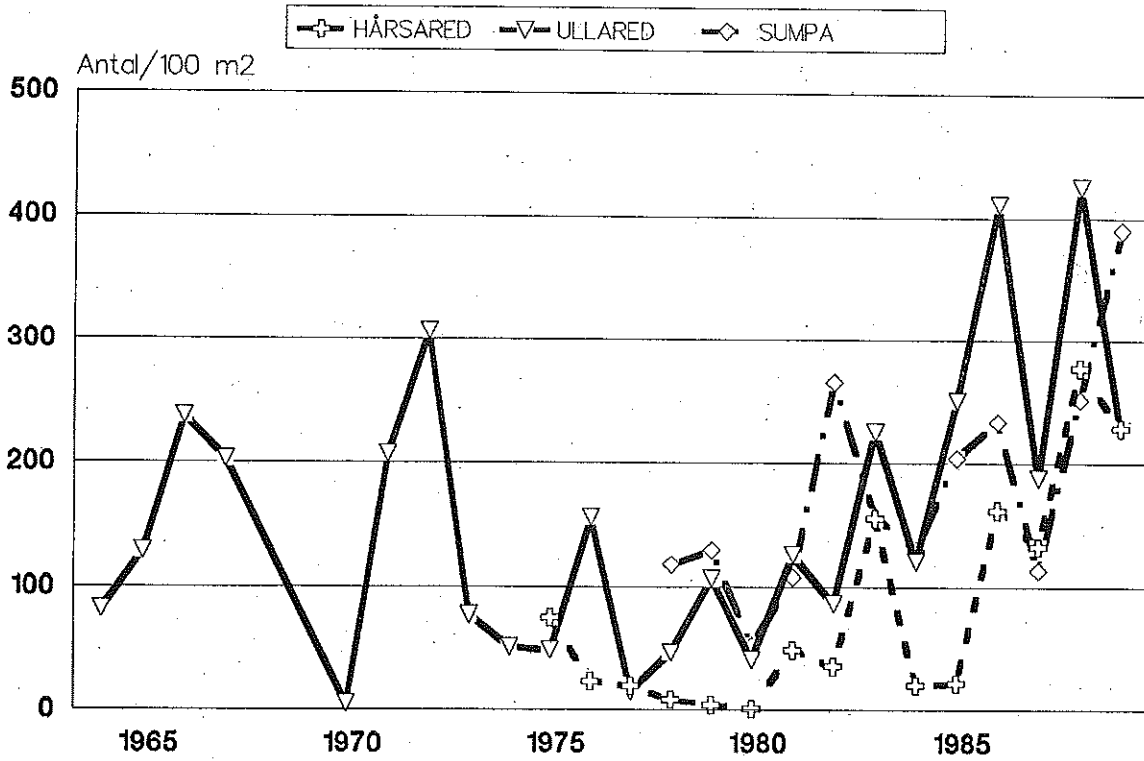


Högvadsån, Ålarp  
 Vattenkemi  
 Kalkad sedan 1978

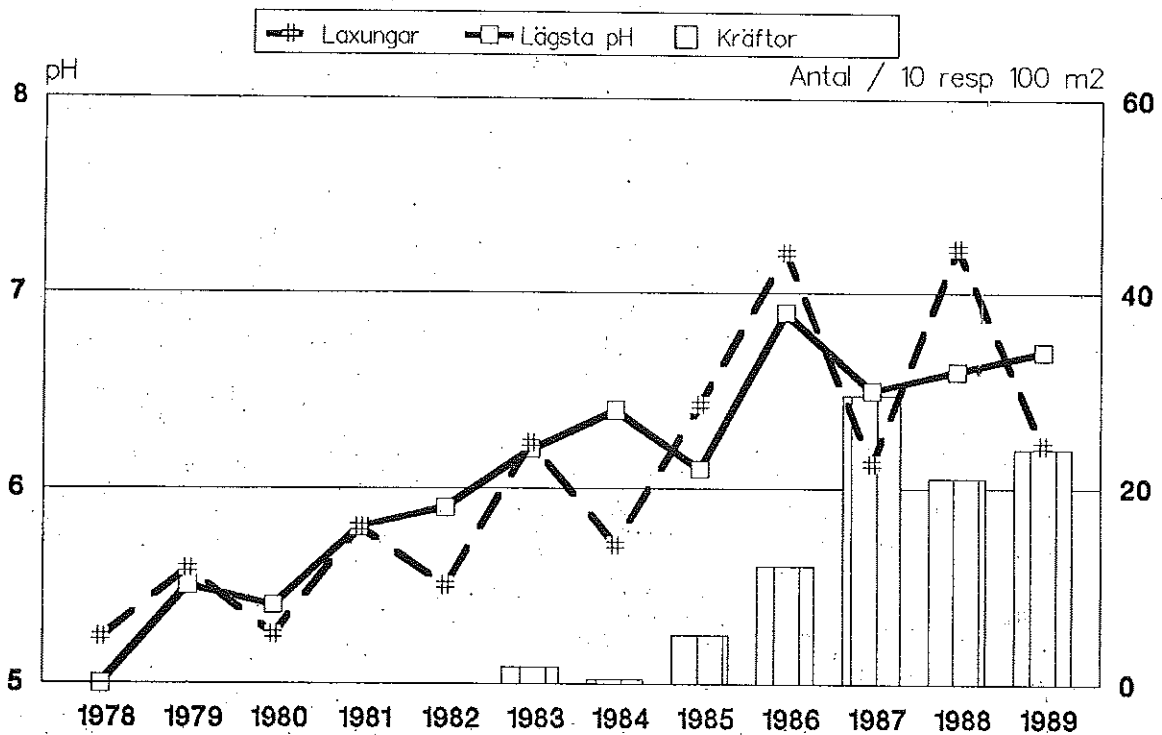




Högvadsån, tre lokaler  
 Antal lax 0+



Högvadsån - kalkad sedan 1978  
 Lägsta uppmätta pH, antal laxungar / 10 m²  
 samt antal flodkräftor / 100 m²



SURTAN, VÄSTERGÖTLAND, BORÅS OCH MARKS KOMMUNER

Huvudvattendrag: 105 - VISKAN , biflöde (636987-130245)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 210                      Längd (km): 35                      Fallhöjd (m): 70  
Sjö%: 3                                      Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 15.5

Bakgrund

Surtan utgör ett biflöde till Viskan och avvattnar ett område sydväst Borås. Avrinningsområdet är i huvudsak ett sjöfattigt barrskogsområde. Inslag av våtmarker finns, medan jordbruksmark dominerar de nedre delen av dalgången.

Strömsträckor inom Surtans nedre delar utgör reproduktionsområden för havsvandrande lax och öring. På grund av vandringshinder når laxen idag sällan ovan Mølnebacka kvarn, medan havsöring troligen något oftare passerar. Strömlevande öring finns också inom systemet. Genom vandringshinder tvingas den att leva mer eller mindre stationärt i olika sektioner. Denna strömlevande öring kan nå vikter av 1-1.5 kg.

En viss påverkan av kommunala utsläpp föreligger. Under slutet av 1970-talet uppvisade Surtan låg alkalinitet vid vårflod och elfisken i de övre delarna visade att öring saknades på eljest fina sträckor. Samtidigt har mört försvunnit i några av källsjöarna och flodpärlmusslan från åns övre delar.

Surtans vattenkemi, kalkningar och biota har bl a beskrivits av Henrikson et al. (1987) samt av kursen i Vatten och Vattenvård år 1985 vid Göteborgs Universitet. Burexperiment med laxungar nedströms doseraren utfördes 1985 (Lessmark et al. 1986). Kalkningarna har rapporterats av MOVAB och Borås kommun.

Undersökta lokaler

Lokal Stenbron ligger i Surtans östra gren, som länge var okalkad. Övriga lokaler ligger nedströms sammanflödet mellan den västra och den östra grenen. Lokal Skoghem ligger ca 700 m nedströms kalkdoseraren. Lokalerna Mølnebacka och Hajom ligger i jordbruksbygd, medan de övriga ligger i barrskog.

Lokalnamn	Bet	Koordinater	H.ö.h. (m)
Stenbron	ST	638935-130700	85
Strax nedan doseraren	DO	638915-130560	80
Skoghem	SK	638775-130560	75
Hyssna	HY	638605-130410	65
Mölnebacka kvarn	MÖ	638110-130405	45
Hajom	HA	638040-130385	40

Lokalbetkn	Avst(km) till sjö uppstr	nerstr
ST	2	saknas, till havet ca 5 mil
DO	4	=
SK	2	=
HY	4	=
MÖ	3	=
HA	4	saknas, till havet ca 4 mil

Lokalbetekn	Medel- bredd(m)	Medel- djup(m)	Botten- Substrat
ST	4.5	0.25	Sand, sten, block
DO	5.5	0.4	Sten, block
SK	4.5	0.3	Sten, block
HY	8.0	0.35	Sten, block
MÖ	8.0	0.4	Sand, grus, block
HA	3.5	0.3	Sten, grus, block

### Kalkningar

Den östra grenen av Surtan var okalkad fram till 1988. Sjöar och bäckzoner i Surtans västra gren kalkades 1981-82. Dessa kalkningar var dock inte tillräckliga. Sedemera installerades därför en kalkdoserare vid Rya. Kalkslurryn har varit av märket Carbital GX 60. Givan har varit ca  $10 \text{ g/m}^3$  åvatten. Kalkmängden i tabellen nedan är angiven i torrsvikt. I slurryn utgör kalken ca 70% av vikten. Fraktionen på kalken har varit så fin så att 90% är mindre än 10  $\mu\text{m}$ . Doseringen sker datorstyrt utgående från vattenflödet. Avrinningsområdet uppströms doseraren är  $76 \text{ km}^2$  och medelvattenföringen  $1.3 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Henriksson et al. (1987) säger att "man kan med fog påstå att slurrydoseraren visat en mycket dålig driftsäkerhet". Bland de typer av fel som nämns kan nämnas elektroniska fel i mikrodatorn, åsknedslag och pumphaverier. Samma författare säger att den direkta upplösningen av kalken ligger på över 80%.



Plats	Datum	Mängd(ton)	Metod
Rya	1984-09 --	25	Dos
- " -	1985	112	- " -
- " -	1986	199	- " -
- " -	1987	75	- " -
- " -	1988	?	- " -
Våtmarker	1988/87	?	VM
Bäckar o sjöstrandzoner	1981-05--06	1568	SJÖ
- " -	1982-02--03	118	SJÖ

År 1989 var doseraren avstängd.

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats på flera stationer av Marks kommun. Här redovisas station Rya, omedelbart uppströms kalkdoseraren, samt station Mölnebacka långt nedströms. Det föreligger en naturlig skillnad mellan station Rya och Mölnebacka. Före doseraren startade var pH 0.3 pH-enheter högre och alkaliniteten 0.04 mekv/l högre på station Mölnebacka.

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m) samt Totalaluminium (ug/l) på de undersökta kemistationerna. För den sistnämnda parametern finns endast 3 prover per lokal.

	OVAN DOSERAREN		MÖLNEBACKA	
	Medel	(range)	Medel	(range)
pH	6.2	(5-7.4)	6.4	(5.8-7.4)
alkalinitet	0.10	(0-0.78)	0.23	(0.03-0.99)
färgtal	94	(12-180)	79	(13-200)
konduktivitet	7.2	(5-11)	9.8	(6-30)
Totalaluminium	129	(77-190)	135	(66-180)

Ett vattenprov 1987-08-25 (ej med i serien ovan) visade en aluminium-halt på 220-240 omedelbart ovan respektive nedom doseraren. Järn-halten var samtidigt 1.7-1.9 mg/l och Mangan-halten 0.11-0.27 mg/l. Vid burförsök med laxungar fann Lessmark et al. (1986) att halten totalaluminium var 210-400 ug/l omedelbart uppströms och 90-120 omedelbart nedströms doseraren. Överlevnaden hos lax i burar var också god (92-94%) i jämförelse med andra testade doserare.

Vattenprover i källsjöarna visade ett pH av 4.0-4.2 1975-1982 i St Källesjön. Stensjön hade 1975-1982 ett pH av 4.2-5.5. I Eningen var pH under samma period 4.3-5.1. Således var källsjöarna allvarligt försurningspåverkade.

### Elfiskeresultat

På referenslokalen Stenbron ökade öringtättheten med tiden (Figur 1), 0+ ökning var ej signifikant men väl ökningen av 1+ (ANOVA,  $p < 0.01$ ). Detta tolkas som att förbättrade förhållanden på kalkade områden nedströms inneburit att en ökad mängd äldre öring rör sig och etablerar sig även på icke kalkade lokaler.

På lokalen "Strax nedan doseraren" förelåg lägre tätheter av öring åren efter jämfört med före doserarens start. För hela perioden ökade dock öringungar äldre än årsungar signifikant med tiden (linj.reg.,  $p < 0.01$ ). År 1989 ökade tätheten av 0+ ånyo samtidigt som doseraren var avstängd.

På lokalen Skoghem skedde inga signifikanta förändringar av öringbeståndet, som i medeltal utgjordes av 28 st/100 m<sup>2</sup>.

På lokalen Hyssna ökade örningen kraftigt (linjär regr. med tiden för 0+ öring,  $p < 0.01$ , för totalantalet öring  $p < 0.001$ ). Ökningen "tycks" ha startat redan 1984, men var signifikant efter kalkning (ANOVA, 0+  $p = 0.03$ , alla öringungar  $p = 0.032$ ).

Lokalen Mölnebacka saknade laxreproduktion i slutet av 1970-talet. Laxungar påträffades dock efter att kalkningarna startat och 0+ ökade signifikant med tiden (Figur 2). Öring förekom hela tiden på lokalen, om än i låga tätheter som dock ökade något med tiden. Att lax försvann medan den försurningståligare örningen fanns kvar indikerar försurning, och inte exempelvis regleringar eller förgiftningar, som orsak till minskade laxfiskbestånd i Surtan.

På lokalen Hajom i jordbruksbygden fanns laxen kvar redan före kalkning, men ökade efterhand. Öring 0+ minskade signifikant med tiden ( $p < 0.05$ ), vilket kan tolkas som ett tecken på ökad konkurrens med lax.

Uppvandrande ålyngel insamlas vid Värö Bruk vid Viskans mynning, cirka 1 miljon yngel per år. Enligt en ålyngelkompensationsplan transporteras 1.2% av dessa yngel till Surtans vattensystem. Ålyngel kan också naturligt vandra från havet upp till Surtans nedre delar. Tätheten av ål på de olika elfiskelokalerna var från 0 - 4.0 ålar/100 m<sup>2</sup>. Tätheten var högst nedströms i systemet.

Gädda uppvisade i medeltal högre tätheter på de övre lokalerna, speciellt på lokal Skoghem var tätheten hög, i medeltal 2.7 gäddor/100 m<sup>2</sup>.

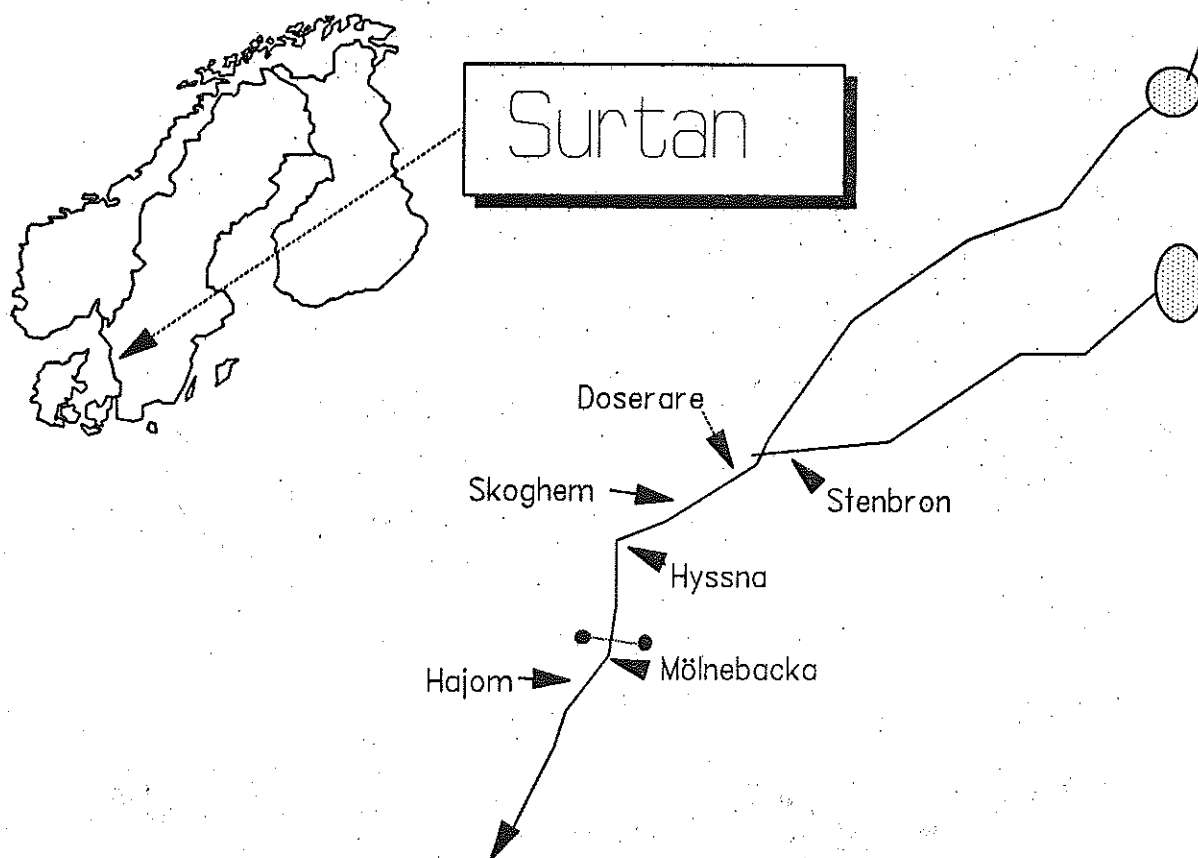
Elritsa förekom tämligen riklig och medeltätheten per lokal var från 4.3 (Doseraren) till 29.9 per 100 m<sup>2</sup> (Hyssna). Tätheten var högre på de nedre lokalerna i vattensystemet. Elritsa ökade signifikant efter kalkningarna på lokal Mölnebacka (ANOVA,  $p = 0.015$ ).

Övriga arter förekom endast enstaka år, som abborre på lokal Skoghem år 1985. Mört påträffades på samma lokal samt på lokal Mölnebacka

1983 respektive 1986. Flodkräfta, troligen ett försök till inplantering, påträffades år 1983 på lokal Skoghem och Signalkräfta åren 1984 samt 1989 på lokal Hyssna. Ån har tidigare ej varit ett "kräftvatten". Bäcknejonöga påträffades enbart på de tre nedre lokalerna och enbart år 1984. En lake fångades år 1986 på lokal Mölnebacka.

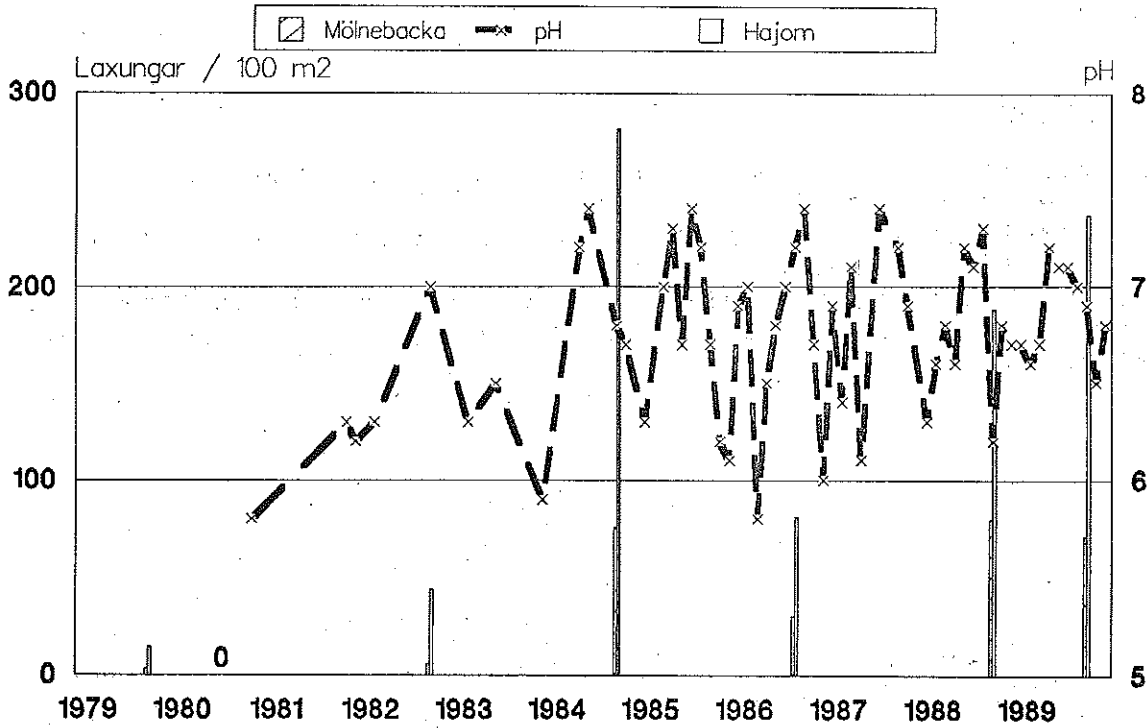
### Sammanfattning

- Surtan västra gren var så försurad att öringtätheten var låg och lax mer eller mindre borta nedströms.
- Efter sjökalkningar och start av en kalkdoserare har laxfiskbestånden samt elritsa ökat signifikant.
- Omedelbart nedströms doseraren var dock öringbeståndet (speciellt 0+) svagt, troligen p g a driftsstörningar och eventuellt metallflockar.

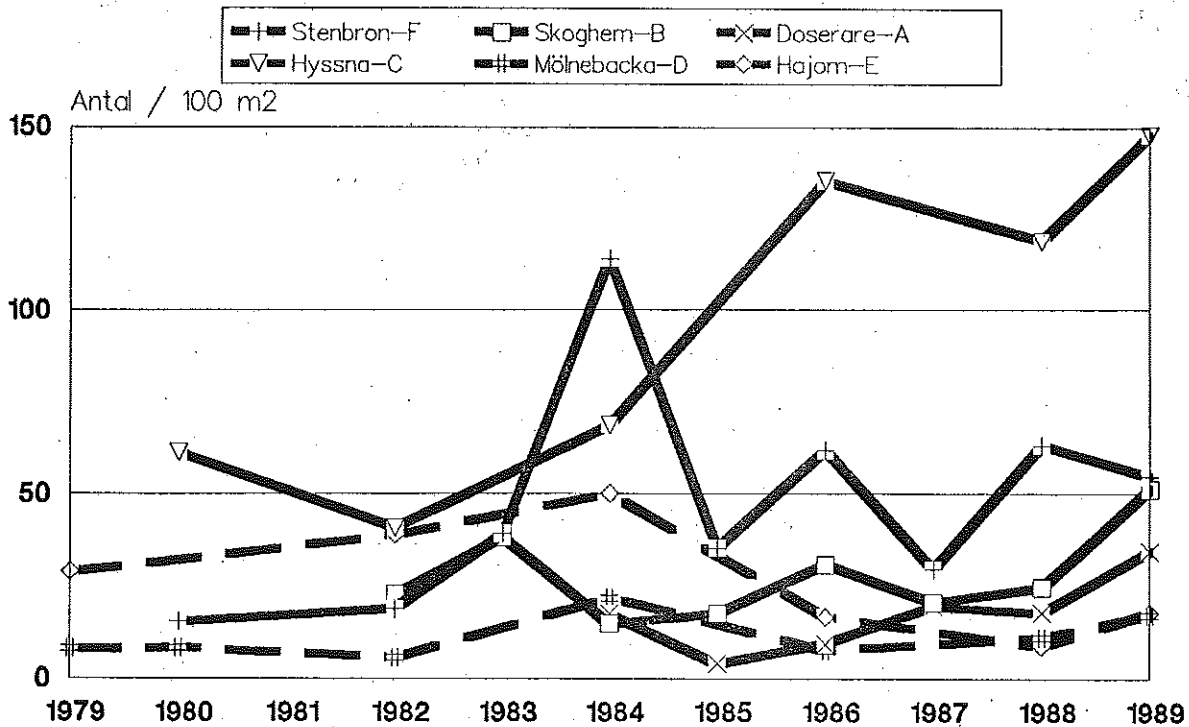




Surtan, lokal Mölnebacka & Hajom  
Kalkad med doserare sedan 1984, men  
sjökalkningar började 1981 uppströms.



Surtan – öringtätthet  
på de sex lokalerna.  
Streckade lokaler hyser också lax.



BRODALSBACKEN, SÖDRA BOHUSLÄN, PARTILLE KOMMUN

Vattensystem: 108 - Göta Älv, Säveån. (640603-127271)

Avrinningsområde: 16.5 km<sup>2</sup>. Fallhöjd: 95 m Sjöandel: 0.2%  
Max.längd: 5.5 km Avrinning: 12 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Brodalsbäcken utgör ett biflöde till den välkända laxälven Säveån. Brodalsbäcken är ett mycket viktigt uppväxtområde för havsöring och har förklarats vara riksintressant enligt Naturresurslagen. Totalt finns 9000 m<sup>2</sup> lekområde tillgängliga för havsöring, efter att en tidigare dammbyggnad raserats. Bäckens är belägen ca 2 mil NO om Göteborgs tätort och är därför kraftigt utsatt för försurande nedfall.

Inga vandringshinder finns nedströms de undersökta elfiskelokalerna. Utefter ån dominerar betesmark och åker, medan de allra översta delarna utgörs av hållmarkstallskog med mycket ringa jordtäckte.

Kalkningarna av bäcken har företagits i regi av Sportfiskarna i Göteborgs och Bohus län. Resultaten från kalkningar, kemiprovtagningar och elfisken har presenterats i flera PM från Sportfiskarna (H. Carlstrand). Dessutom har speciella undersökningar utförts i anslutning till kalkdoseraren; kemi och upplösningsgrad (ex. Tideström 1984) samt elfisken (Lessmark et al. 1986).

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	Avst. upp	Avst. ner
100 m ned sammanfl.	A (C)	2 km	1.5 km
Gamla dämmet	B (IIB)	2 km	1.5 km
Lokalnamn	X-koor	Y-koor	H.ö.h
100 m ned sammanfl.	640925	128210	19 m
Gamla dämmet	640910	128211	17 m
Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat
100 m ned sammanfl.	3.2	0.30	Grus, Sten
Gamla dämmet	3.5	0.25	Sten, block, grus

Lokal A ligger 100 m nedströms där Iglatjärnsbäcken och Brodalsbäckens huvudfåra flyter samman. Lokalen var helt torr i augusti 1983 och elfiske i oktober samma år gav ingen fångst. Lokalen ligger på ängsmark, men med skuggande buskridåer. Öringen på lokalen är havsvandrande.

Lokal B har flyttats något fram och tillbaka under tidigare år, men har legat på samma plats sedan 1981. Lokalen ligger liksom föregående inom ett område med äng och åker. Alldeles invid vattendraget finns skuggande lövsly och alar. Öringen på lokalen är havsvandrande.

### Kalkningar

Olika kalkningsåtgärder har provats i de tre övre delarna (Iglatjärnsbäcken, Tulteredsbäcken, Sandvadsbäcken) av Brodalsbäcken. År 1981 startade kalkningarna och senaste kalkningsdatum var 1988. De olika åtgärderna har utvärderats var för sig av Sportfiskarna. Vid kalkningarna har vanligt kalkstensmjöl 0-0.2 resp 0-0.5 mm använts.

Elfiskelokalerna ligger nedströms bäcksammanflödena och uppvisar en samlad effekt av sjö-, våtmarks-, bäckzons- och doserarkalkning. Sedan 1987 drivs inte kalkdoseraren längre.

Plats	Datum	Mängd	Giva	Plats
Brodalsbäckgrenen	810312	60	?	Bäckzon
- " -	- " -	108	4-32 t/ha	- " -
- " -	811200	15	13.5 t/ha	- " -
- " -	830200	23	4-18 t/ha	- " -
- " -	8305-12	10	6-10 g/m <sup>3</sup>	Doser.
- " -	8401-12	15	7-15 g/m <sup>3</sup>	- " -
- " -	840500	5	12.5 t/ha	Våtmark
- " -	841100	3.5	8.8 t/ha	- " -
- " -	841200	92	7.5 t/ha	- " -
- " -	8501-12	15	9-14 g/m <sup>3</sup>	Dos.
- " -	861015	5	- " -	- " -
- " -	- " -	7.8	?	Våtmark
- " -	871001	5	?	Dos.
- " -	1988-90	300	4-12.5 t/ha	Våtmark
Iglatjärnsbäcken, Lättjärn	810300	5	300 g/m <sup>3</sup>	Sjö
Iglatjärnsbäcken, Iglatjärn	- " -	15	124 g/m <sup>3</sup>	- " -
Iglatjärnsbäcken	- " -	15	6 t/ha	Våtmark
- " -	830200	12	15 t/ha	- " -
- " -	840500	5	10 t/ha	- " -
- " -	841100	3.5	4.4 t/ha	- " -
- " -	841200	50	12.5 t/ha	- " -
- " -, Iglatjärn	- " -	8	66 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	850900	10	12.5 t/ha	Våtmark
- " -	1988-90	35	3-10 t/ha	- " -
- " -, Iglatjärn	- " -	8	50 g/m <sup>3</sup>	Sjö

En omfattande kalkningsinsats, med tonvikt på våtmarkskalkning, genomfördes 1988-90.

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats på ett flertal stationer för att kunna utvärdera effekten av de olika kalkningsåtgärderna. Här redovisas enbart vattenprover från nedre delen av Iglatjärnsbäcken (station



06), nedre delen av Brodalsbäcken uppströms sammanflödet med Iglatjärnsbäcken (station 07) samt från Brodalsbäcken i höjd med den nedre elfiskelokalen (station 08). Dessa stationer benämns i tidigare undersökningar E, F, resp I.

pH i övre delarna av vattensystemet var under 5 under 1970-talet. Uppströms doseraren uppmättes efter en längre torrperiod följt av kraftiga regn i augusti 1985 pH 4.0 och en totalaluminiumhalt av 600 ug/l. Efter liknande torrperioder med åtföljande regn har pH ned till 3.2 uppmätts. På lokal 08, nedströms bäcksammanflödena, uppmättes vid olika tillfällen pH mellan 5.4 och 6.2 under 1970-72 då intensiva studier av havsöringbeståndet skedde. Hösten 1978 var pH 6.5, men surstötter ned till 5.0-5.4 förekom troligen.

Kalkningarna har successivt höjt medel-pH och minskat surstöternas omfattning (Figur 1). Korrelationen mellan år och medel-pH samt lägsta uppmätta pH respektive alkalinitet var positiv ( $p < 0.001$  resp  $p < 0.05$ ). På station 08 har pH under 5.3 ej uppmätts, medan station 07 åren 1981-84 hade surstötter ned till 4.5. Sedan våren 1987 har pH under 6.0 ej uppmätts.

Relativt få aluminiumanalyser finns på dessa nedre stationer. Ofiltrerade totalaluminiumhalter har legat på 22-550 ug/l. Efter de omfattande våtmarkskalkningarna har aluminiumhalterna i systemet sjunkit.

Tabell 1. Medelvärde respektive minsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), totalaluminium (ug/l) respektive konduktivitet (mS/m) på de undersökta stationerna.

	Station 06	Station 07	Station 08
pH	6.4 (5.2-7.4)	5.8 (4.5-7.3)	6.4 (5.3-7.3)
Färgtal	36 (15-100)	39 (17-65)	38 (20-50)
Konduktivitet	9.6	8.6	9.4
Alkalinitet	0.10 (0-0.21)	0.08 (0-0.29)	0.14 (0-0.37)
Tot-aluminium	264 (22-440)	122 (34-210)	304 (52-550)

### Elfiskeresultat

Tätheten av öring var mycket hög på de båda lokalerna i början av 1970-talet. Det är visserligen enstaka värden, men åren 1970-1972 genomfördes ett flertal undersökningar i bäcken för att kontrollera hur en damm som fanns hindrade fiskens vandring. Det har varit svårt att exakt lokalisera de tidigare elfiskelokalerna, men genomgående har elfiskeresultatet varit av samma storleksordning. Således har tätheten av öringar vid ett flertal tillfällen varit över 100-200 per 100 m<sup>2</sup> i början av 1970-talet.

Därefter sjönk tätheterna under 1970-talet och 1978 erhöles nästan uteslutande äldre öringar och totaltätheten av öring på lokalerna var 33.8 (inga årsungar) resp 27.9 per 100 m<sup>2</sup>.

På lokal B förelåg en successiv ökning av antalet öringungar från och med 1981 då kalkningar startade. Enda ordentliga undantaget var år 1988 då vattenföringen var extremt låg i augusti och dödligheten var stor. Ett tidigare torrår- 1983, manifesterades på lokal B i hög andel 1+ öring, medan samtidigt lokal A helt saknade fisk (Figur 2). Lokal A hade också varit helt torr i augusti 1983. Troligen migrerade äldre öringar då nedströms till lokal B, som inte var helt torr. Lokal B har ett något större tillflöde av grundvatten, vilket antyds av något högre alkalinitetsvärden vid torrår. Efter 1982 har andelen årsungar i medeltal varit över 60% på lokal B (Figur 3).

Således styrdes öringtätheten på lokalerna av försurningspåverkan/-kalkning samt vattenföringen sommartid. Någon signifikant korrelation mellan olika åldersstadier av öring eller med andra arter förelåg ej. På båda lokalerna var dock tätheten av 1+ och äldre öring negativt korrelerad med antalet 0+.

Lax uppträdde för första gången efter kalkningarna år 1981 då en 143 mm lång (1+) individ fångades på lokal B. Därefter fångades såväl 0+ som 1+ lax på lokalen från 1986. Laxpopulationen nådde ingen hög täthet (0.4-4.3 st/100 m<sup>2</sup>).

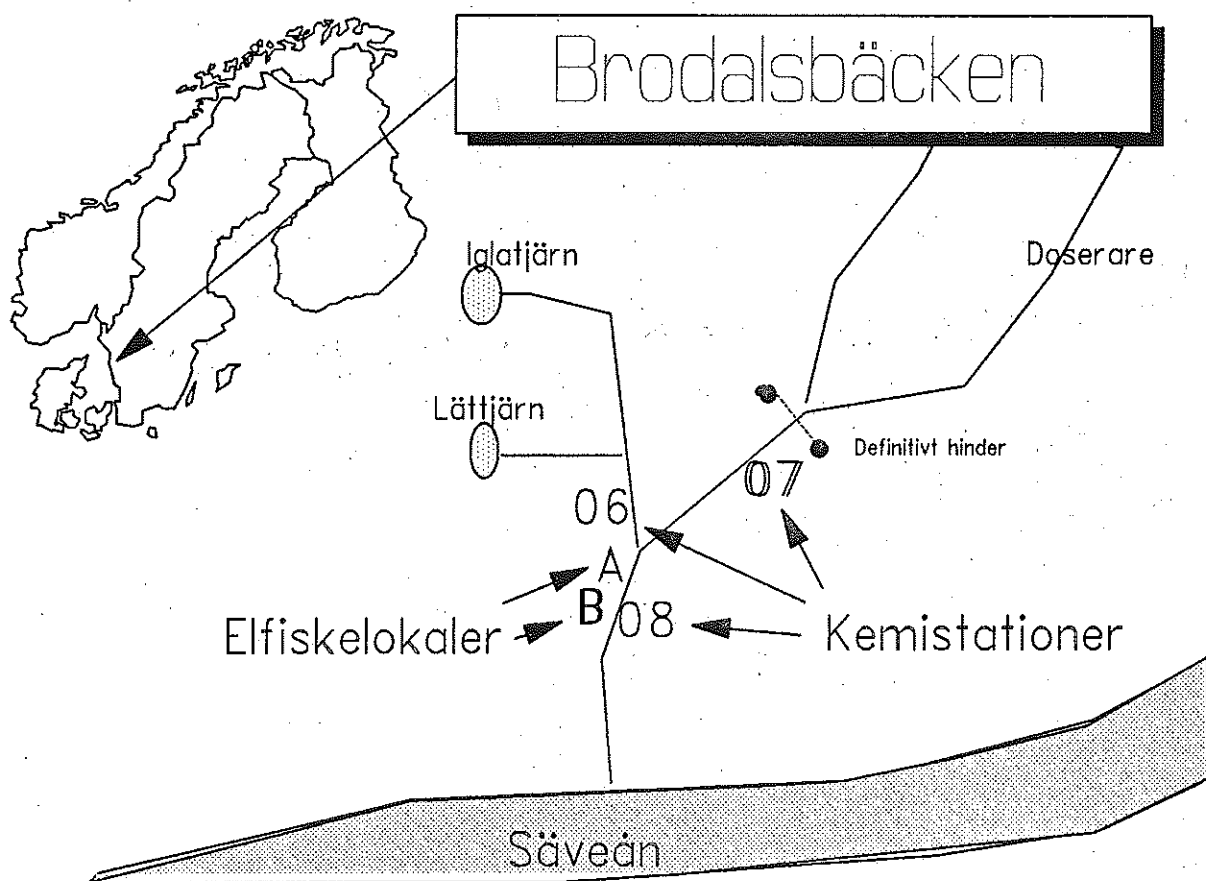
Bäcknejonöga förekom i stor mängd på båda lokalerna vid elfisken 1971 och 1972. På lokal A skattades tätheten till 31.7 och på lokal B till 3.5 per 100 m<sup>2</sup>. Därefter har arten ej påträffats på lokal A, men enstaka individer förekom på lokal B ännu 1978.

Ål påträffades, en individ, på lokal A 1972, varefter arten ej fångats. Gädda har uppträtt med enstaka exemplar på lokal A. En 170 mm lång gädda fångad 1982 hade en öringunge i magen.

Långt uppströms de presenterade lokalerna utfördes elfiske sommaren 1986 omedelbart upp- resp nedströms kalkdoseraren (Lessmark et al. 1986). De därvid elfiskade lokalerna ligger uppströms ett definitivt vandringshinder. Inga fiskar fångades och ned till vandringshindret observerades ingen fisk. Denna del av Brodalsbäcken har enligt uppgift hyst åtminstone elritsa, men har troligen blivit fisktom på grund av försurningen. Under senare år 1987-88 har leköring lyfts upp till dessa områden för att kunna utnyttja de kalkade arealerna uppströms vandringshindret.

### Sammanfattning

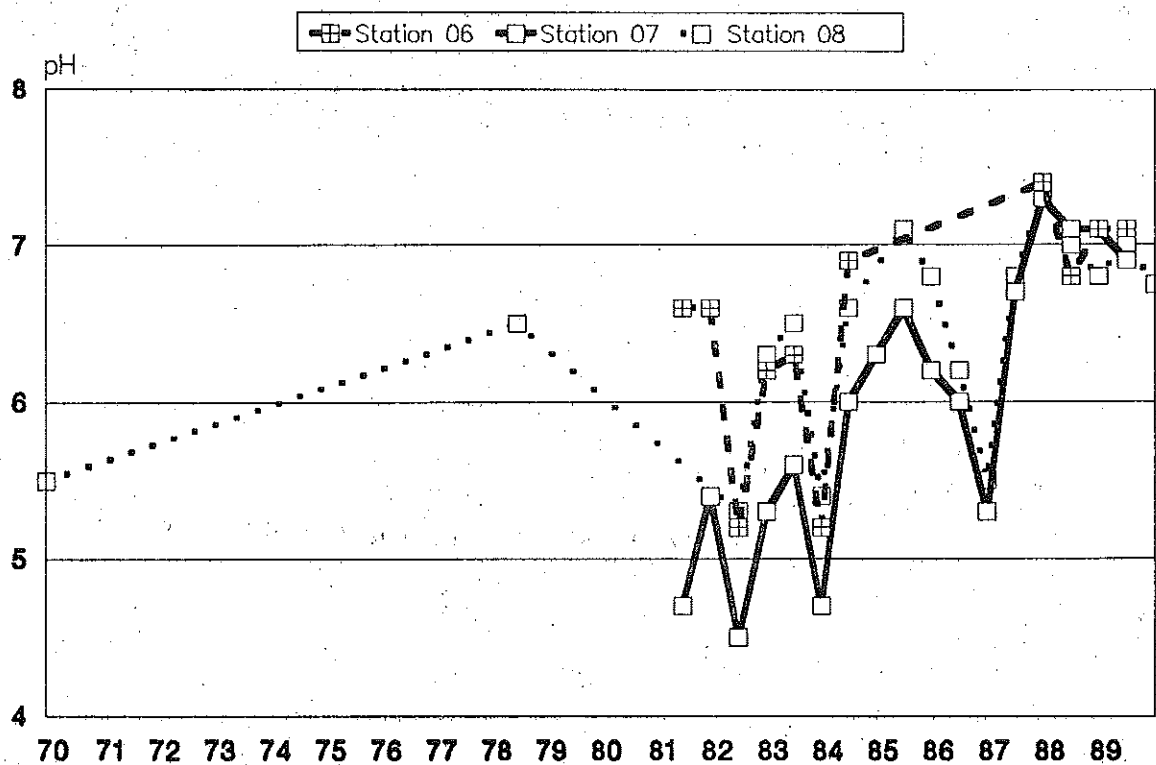
- Åns fiskfauna var kraftigt försurningsskadad.
- Sammansatta kalkningsinsatser, med tonvikt, på våtmarkskalkningar har minskat försurningspåverkan.
- Havsöringbeståndet har ökat, men ej nått de tätheter som förelåg före försurningen,
- eventuellt på grund av torrår som minskar livsutrymmet i bäcken, samt oxiderar sulfat i marken och ger extrema pH och aluminiumhalter vid regn.





# Brodalsbäcken

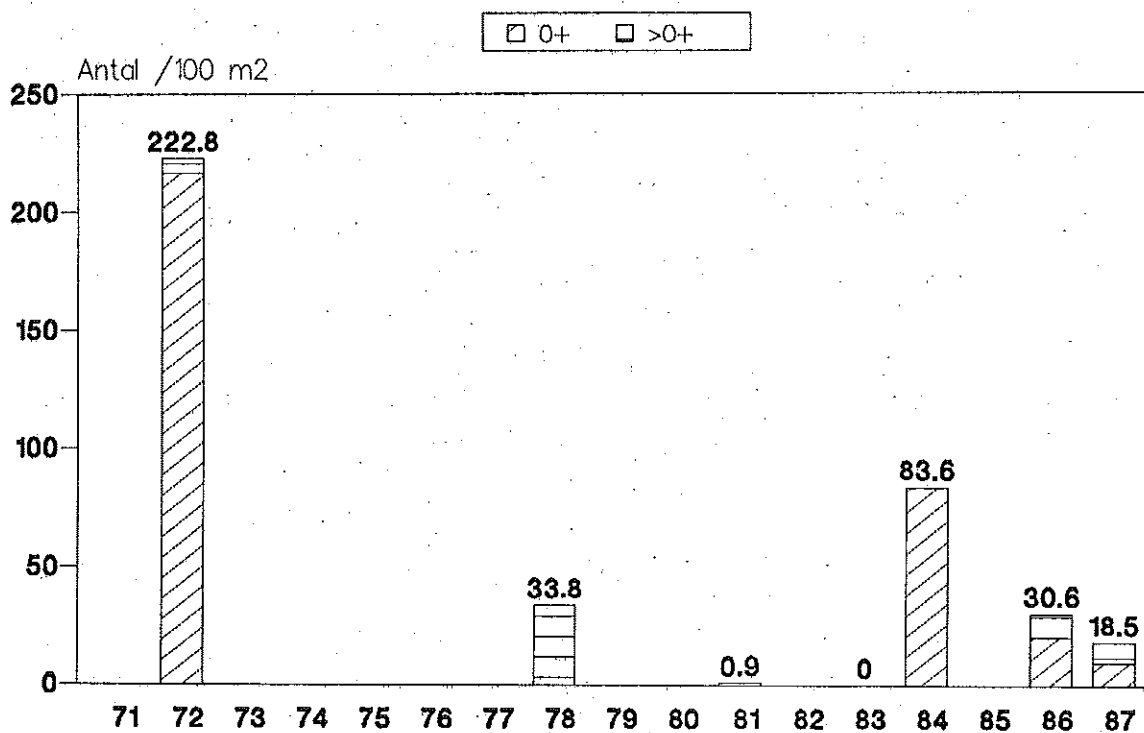
## Vattenprovtagning på 3 stationer



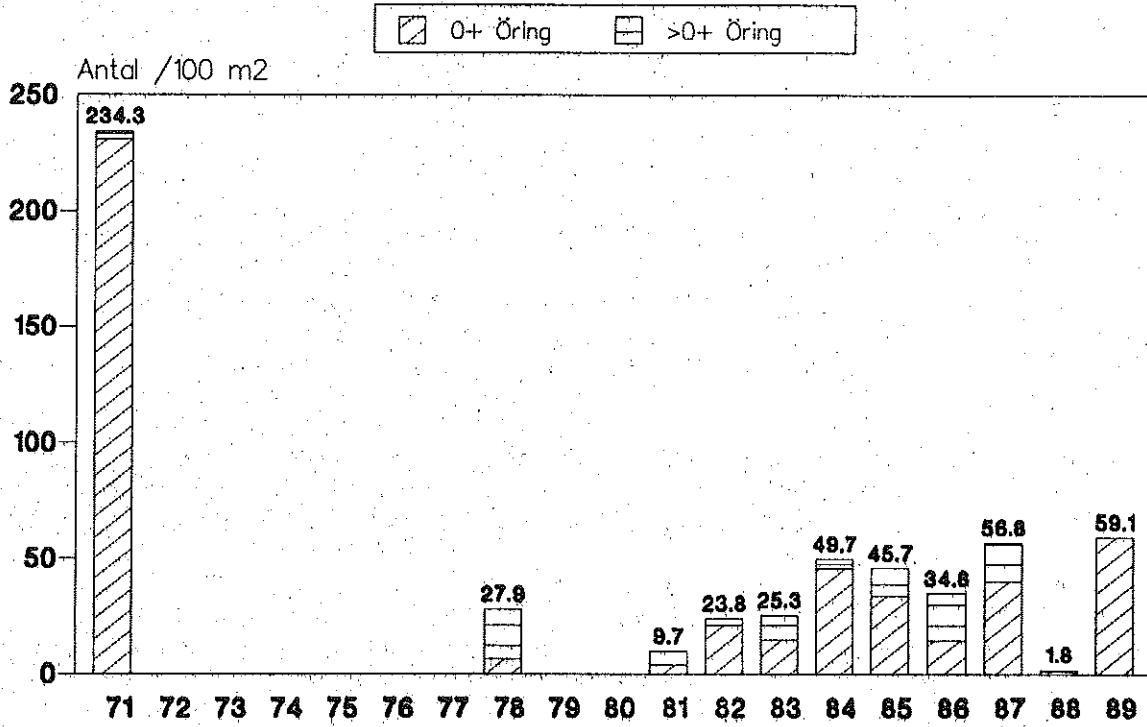
# Brodalsbäcken

## Lokal A – Oring

### Fiskad sju gånger



Brodalsbäcken  
Lokal B- Öring  
Kalkning startade 1981



SOLBERGSÅN, SÖDRA BOHUSLÄN, KUNGÄLVS KOMMUN

Vattensystem: 108 - Göta älv, biflöde (643111-127972)

Avrinningsomr.: 20 km<sup>2</sup>      Sjöandel: 3.5%  
 Max. längd: 10 km      Fallhöjd: 120 m      Avrinning: 12 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Solbergsån utgör ett litet biflöde till Göta älv cirka en mil uppströms Kungälv. Ån avvattnar delar av det kraftigt försurade Svartedals-området. I källområdet ligger 21 små sjöar. Ån hyser havsöring och strömlevande öring. Fram till 1986 förelåg ett definitivt vandringshinder vid en kvarndamm ca 2.5 km från mynningen i Göta älv. Föreningen Kungälvs Sportfiskare har med statsbidrag byggt en fiskväg förbi dämnet, vilket medför att ytterligare 7 km av ån är tillgängliga för havsvandrande fisk.

På grund av försurningen var öringproduktionen ytterst ringa i slutet av 1970-talet och Sportfiskeföreningen har genomfört stödut-sättningar av öringungar uppströms kvarndammen fram till 1985.

Brodde Almer inventerade ån i slutet av september 1970 och noterade förekomst av gädda, abborre och mört på de nedersta 1.5 km. Upp-ströms detta område fann han enbart öring, men noterade att abborre, gädda, ål och öring förekom i källsjöarna.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h
Braseröd	A	643595	128055	50
Stinnerödsån	B	643524	127935	68
Mariedal	C	643415	128004	34
Kvarndammen	D	643224	127935	9

Lokalnamn	Avst. upp	Avst. ner	Bredd	Djup
Braseröd	4	6	2.3	0.2-0.6
Stinnerödsån	1.5	7.5	1.8	0.13-0.3
Mariedal	3	4	4.4	0.17-0.5
Kvarndammen	4	2	3.5	0.14-0.4

Lokalnamn	Substrat
Braseröd	Block, sand, lera
Stinnerödsån	Block, sten, grus
Mariedal	Sten, block, grus
Kvarndammen	Sten

Lokalernas lämplighet för öringungars uppväxt har subjektivt bedömts i fält av Key Höglind (Fiskenämnden 1987). Lokalerna klassades då som dålig, god samt mycket god som uppväxtlokal för



öringungar. Lokalerna A-D i Solbergsån erhöll skattningen god, god, god-mkt god samt god-mkt god. Närmiljön utgjordes av skuggande trädridåer (alm, ask, gran, al, lönn) på samtliga lokaler.

### Kalkningar

Ån kan grovt delas i tre delar; huvudfåran med St. Grötevatten som dominerande sjö, Stinnerödsbäcken med Storsjön samt Plommerödsbäcken från Ingelsvatten. Samtliga grenar har kalkats. Den första kalkningen januari 1982 utfördes längs sjöarnas strandzoner och mycket av kalken hamnade på fastmark, varför effekten på vattenkvaliteten blev ringa. År 1983 omkalkades sjöarna med hjälp av helikopter. Källsjöarna har därefter haft god vattenkvalitet, men tillrinnande vatten från skogsmarker nedströms har medfört att surstötter trots allt uppträtt i ån. Förnyade mindre kalkningar skedde 1985, 1987, 1988 och 1989 i de nedre källsjöarna för att motverka surstötter. Sommaren 1990 kommer hela systemet att omkalkas, varvid 42% av kalken avses att spridas på våtmarker. Den använda kalkstensfraktionen har genomgående varit 0-0.2 mm.

Plats	Datum	Mängd	Giva	Metod
Källsjöarna	8201??	195 ton	10-15 t/ha <sub>3</sub>	Mark
- " -	8309??	224 ton	60-160 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	8511??	36.3 t	(Lägre)	Sjö
- " -	870407	73.1 t		Sjö
- " -	880412	26.0 t		Sjö
- " -	881217	26.0 t		Sjö
- " -	891207	31.3 t		Sjö

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats vid samtliga elfiskelokaler (stationer 1-4), samt dessutom i Stora Grötevattnet (station 6), som utgör nedersta källsjön i huvudfåran. Detta vattensystem har varit allvarligt försurningspåverkat i källområdet och surstötter har säkerligen påverkat hela ån.

Från stationerna 1-4 finns inga kemidata från perioden före kalkningen. Från station 6, St Grötevatten, finns däremot uppgifter från 1977 och framåt (Figur 1). pH i sjön var 4.3-5.0 före kalkning. Efter den första kalkningen erhöles en mycket ringa ökning av pH (5.3), men sjön saknade fortfarande alkalinitet. Efter kalkningen i september 1983 var pH 7.4 och alkaliniteten 0.41 mekv/l, men redan påföljande vår uppmättes pH 5.0 i smältvattnet. Orsaken var att smältvattnet ej blandat sig med sjövattnet, som fortfarande höll hög alkalinitet (0.22 mekv/l påföljande höst). Fortsatta kalkningar har minskat surstöternas omfattning och styrka, men alltså föreligger perioder med dålig vattenkvalitet.

Vattenkvaliteten på de övriga fyra stationerna har i stort följt samma mönster (Figur 1). Dock var pH högre nedströms i systemet. Lägsta uppmätta pH perioden 1982-1989 var 4.9 på station 3, 4.4 på station 2 och 5.6 på station 1.

Tabell 1. Medelvärde samt lägsta/högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) på de fem undersökta kemistationerna efter första kalkningen (1982-1989).

	Stat 1	Stat 2	Stat 3	Stat 4	Stat 6
pH	6.3 (5.6-7.2)	6.0 (4.4-7.1)	5.9 (4.9-7)	5.8 (4.3-7)	5.4 (4.3-7.4)
Färgtal	54 (30-80)	57 (30-90)	63 (35-130)	49 (30-90)	45 (15-90)
Alk.	0.065 (0.004-0.203)	0.043 (0-0.15)	0.032 (0-0.14)	0.036 (0-0.13)	0.049 (0-0.41)
Kondukt.	6.6 (4.7-8.2)	6.3 (4.4-7.1)	6.2 (4.5-8.0)	6.0 (4.6-7.8)	5.9 (4.7-8.4)

Länsstyrelsen genomför grumlighetsmätningar i åarna och i vattendraget har grumligheten (mätt i NTU) varierat mellan ca 1 och 17. Störst grumlighet förelåg vid vårprovtagningarna 1985, 1986 och 1987, samt vid höstprovtagningen 1986. I samband med att en fiskväg byggdes förbi kvarndammen grumlades ån betydligt och på elfiskelokal D, 100 m nedströms, noterades kraftig pålagring av fint material. De redovisade vattenproven visade dock ingen säker tendens vad avser grumling. Jämför man grumligheten på lokal 1 och 2, den senare belägen uppströms de grumlande arbetena, så var grumligheten naturligt högre på den nedre lokalen, men grumligheten på lokalerna samvarierade. Grävningensarbetena har således medfört en direkt sedimentpålagring på lokal D, men endast en kortvarig grumlande effekt.

### Elfiskeresultat

Vid elfisket 1981, dvs före kalkning, fångades endast 3 årsungar (0+) av öring sammantaget för samtliga lokaler. Med andra ord hade reproduktionen av öring i det närmaste upphört. På lokalerna A, C och D ökade därpå reproduktionen snabbt, medan lokal B saknade öring helt 1982 och årsungar uppträdde inte förrän 1984 (Figur 2). Detta trots att utsättning av öringungar skett på lokalen fram till 1985.

I och med att elfisket bedrevs relativt sent, i slutet av september-början av oktober vid 6.5-12 graders vattentemperatur, förekom en del vuxen lekfisk bland öringungarna. Speciellt märkbart var detta på lokal D, dit havsvandrande öring hela tiden haft tillgång. Flera öringar över 40 cm har fångats på denna lokal. Den största fångade individen var en hane på 55 cm. Före etableringen av fiskvägen, dvs åren 1981-1985, var de största fångade öringarna

på de övriga lokalerna; 37 cm på lokal A och 31.2 cm på lokal C, medan ingen öring äldre än 1+ fångades på lokal B.

Successivt med de fortsatta kalkningarna och den förbättrade vattenkvaliteten ökade öringbeståndet på samtliga lokaler, men med stora fluktuationer mellan åren på grund av att mängden 0+ var stor torrår och därmed mängden 1+ stor påföljande år. Fiskvägen har åren 1987 och 1988 medfört att lekbeståndet av öring varit större än normalt på lokal C, vilket torde vara en bidragande orsak till de relativt höga tätheterna av öringungar. Tätheten av årsungar (0+) samvarierade signifikant på lokalerna A-C (korr. koeff. 0.76-0.86,  $p < 0.01$ ). Lokal D följde i stort samma mönster.

Öringbeståndens utveckling följde det ökade pH och alkalinitet, på lokal C var årsungars antal signifikant korrelerad med alkaliniteten ( $p < 0.05$ ) (Figur 3), på lokal B var alla öringungar sammataget positivt korrelerat med pH ( $p < 0.05$ ) (Figur 2).

På lokal D förelåg, som nämnts ovan, påverkan av grumling på grund av arbeten i ån. Detta resulterade i drastiskt sänkta tätheter av fisk åren 1986 och 1987, medan en viss återhämtning skedde 1988 och 1989 (Figur 4). Totalpopulationen öring på lokal D var 119 per 100 m<sup>2</sup> år 1985 och sjönk till 13.0 (11%) år 1986.

De öringtätheter som noterats på lokalerna har genomgående varit lägre än vad som kan förväntas på icke försurade bra uppväxtlokaler i Bohuslän (Degerman et al. 1985), vilket inte är förvånande med tanke på de surstötter som förekommer. Fortsatta kalkningar kommer säkerligen att medföra att öringtätheten ökar ytterligare.

På lokal D uppträdde laxungar 1984 i stora tätheter; 157 st årsungar per 100 m<sup>2</sup>. Följande år var tätheten av årsungar 179 per 100 m<sup>2</sup> och även 1+ laxungar förekom. Liksom öring drabbades laxen av grumlingarna 1986 och populationen sjönk drastiskt till 14.6/100 m<sup>2</sup>. I motsats till öringen har laxen ej återhämtat sig utan populationen minskade successivt och år 1989 fångades ingen lax. Att lax uppträdde på lokalen 1984 berodde säkerligen på att stora laxsmoltutställningar genomförs i Göta älv. Dessa laxar vandrar som lekfisk upp i olika småbäckar eftersom de saknar prägling till ett lämpligt lekvattendrag. Den förbättrade vattenkvaliteten gjorde det möjligt för laxarna att etablera sig. Hur stor lekpopulationen varit är ej känt, men med tanke på att en laxhona kan ge upphov till 80 utvandrande smolt, behöver det endast röra sig om ett fåtal honor som lekt på lokalen. Vid avelsfiske efter havsöring åren 1984-85 noterades dock förhållandevis mycket lekmogen lax i åns nedersta del.

Bäcknejonögon har fångats från och till på de olika lokalerna, undantaget lokal B där enbart öring påträffats. På lokal A fångades enbart en individ. Således var förekomsten av bäcknejonöga begränsad på de övre lokalerna. Tätheten av bäcknejonögonen kan inte bestämmas med säkerhet då de inte räknats kvantitativt. Tätheterna har dock varit låga; cirka 1-10 st/100 m<sup>2</sup>. Den relativa tätheten samvarierade ej med vattenkvaliteten.



En abborre på 53 mm, dvs en 0+, fångades år 1983 på lokal A. Möjligt är att sjökalkningarna givit upphov till förbättrad abborrekrytering i uppströms sjöar. Överskottet av dessa abborrar utvandrar i vattensystemet.

En individ av lake fångades 1987 på lokal D. Arten är ovanlig på västkusten och förekommer regelbundet enbart i Göta älvs, Bäveåns och Örekilsälvens vattensystem i Bohuslän.

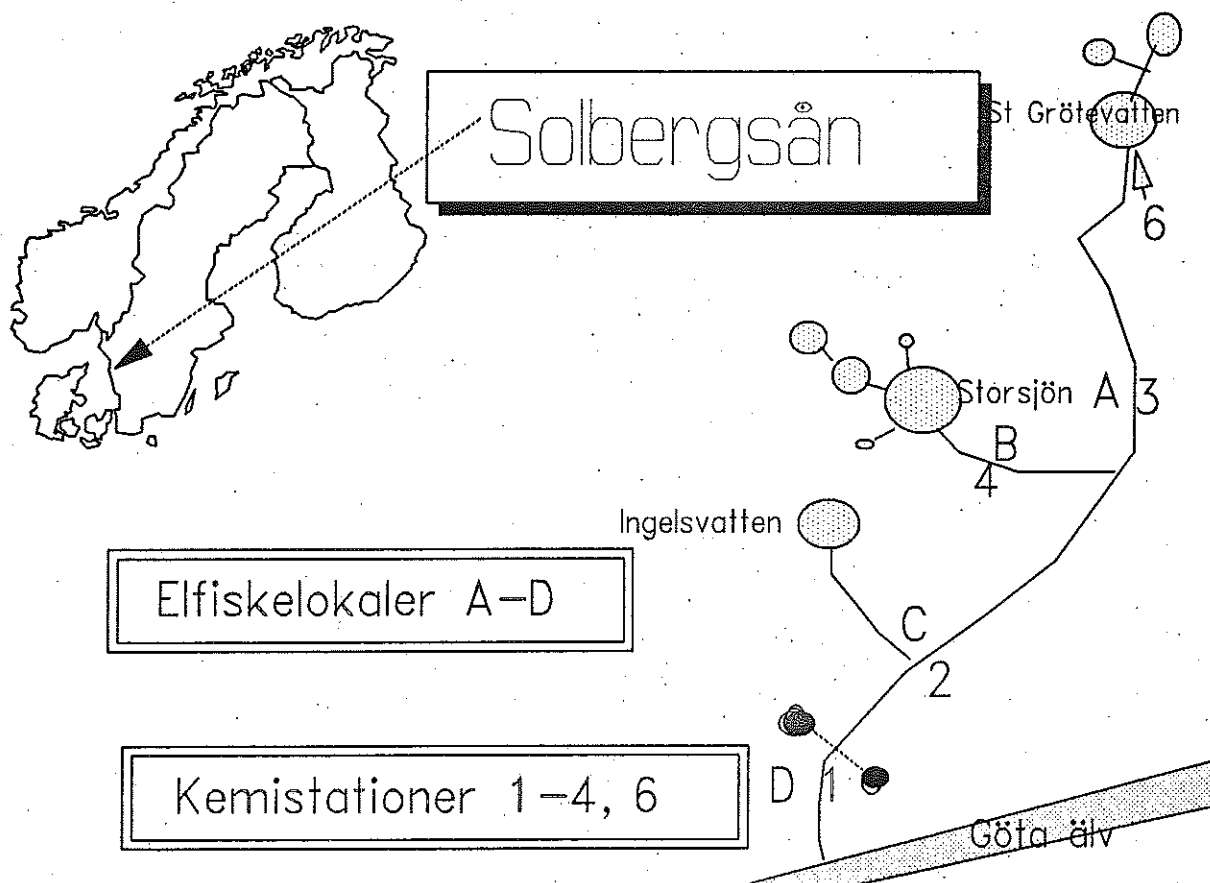
På lokal D har också elritsa fångats. År 1981, före kalkning, förekom inga elritsor, medan årsungar (35 mm) fångades år 1982. Därefter har äldre (större) elritsor fångats vissa år (1983, 1984, 1985 samt 1987).

Enstaka gäddor har fångats på lokal D.

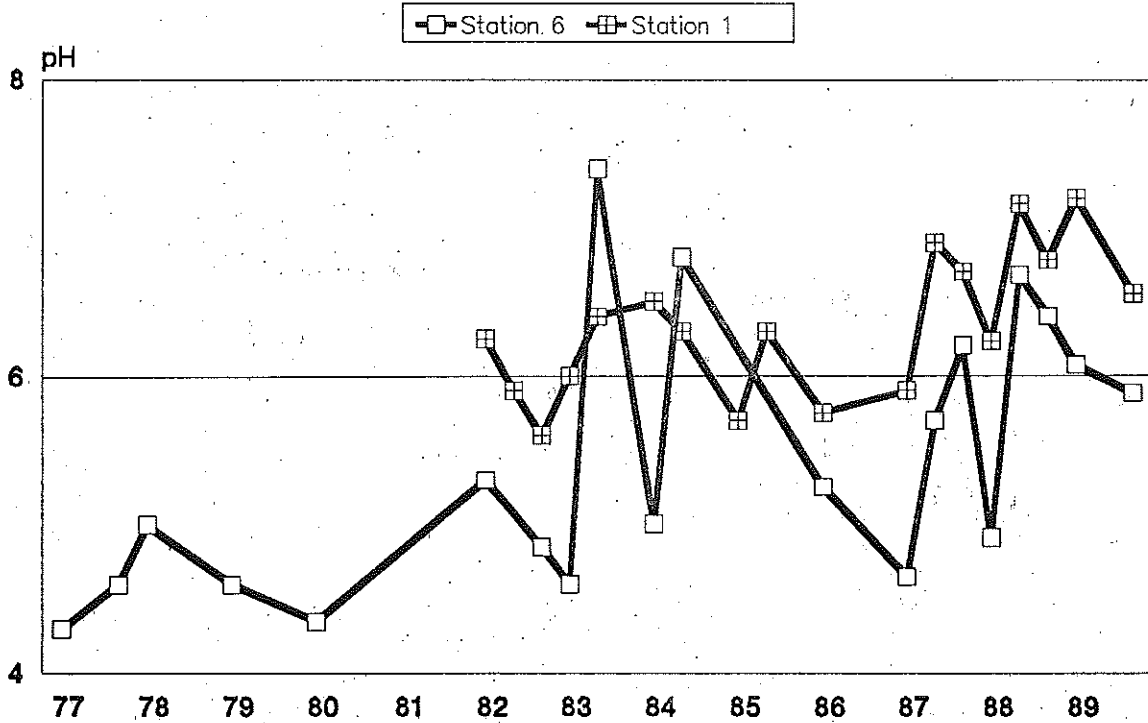
Lax, lake, elritsa och bäcknejonöga noterades ej av Almer 1970 då ån redan var sur i källområdet.

### Sammanfattning

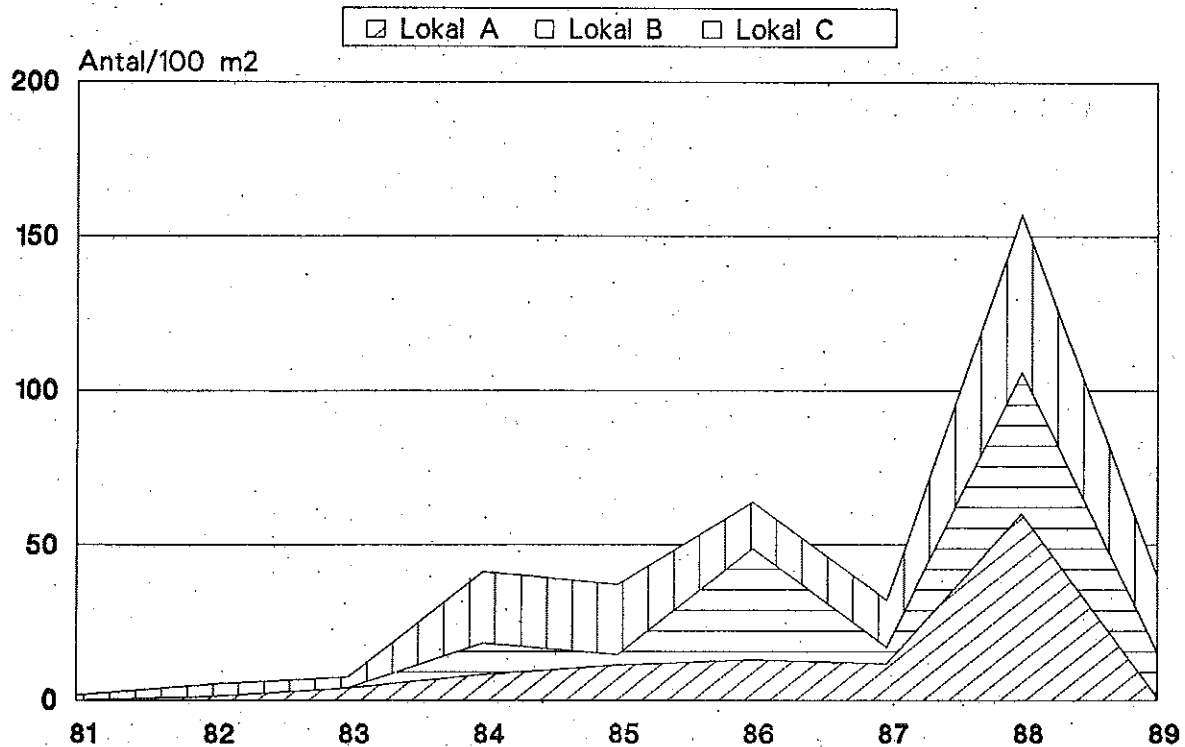
- Vattensystemet var kraftigt försurat före kalkning.
- Sjöalkningarna har inte lyckats förhindra surstötter.
- Öringbeståndet har ökat signifikant som en följd av kalkningarna.
- Lax etablerade sig under några år efter kalkningarna.



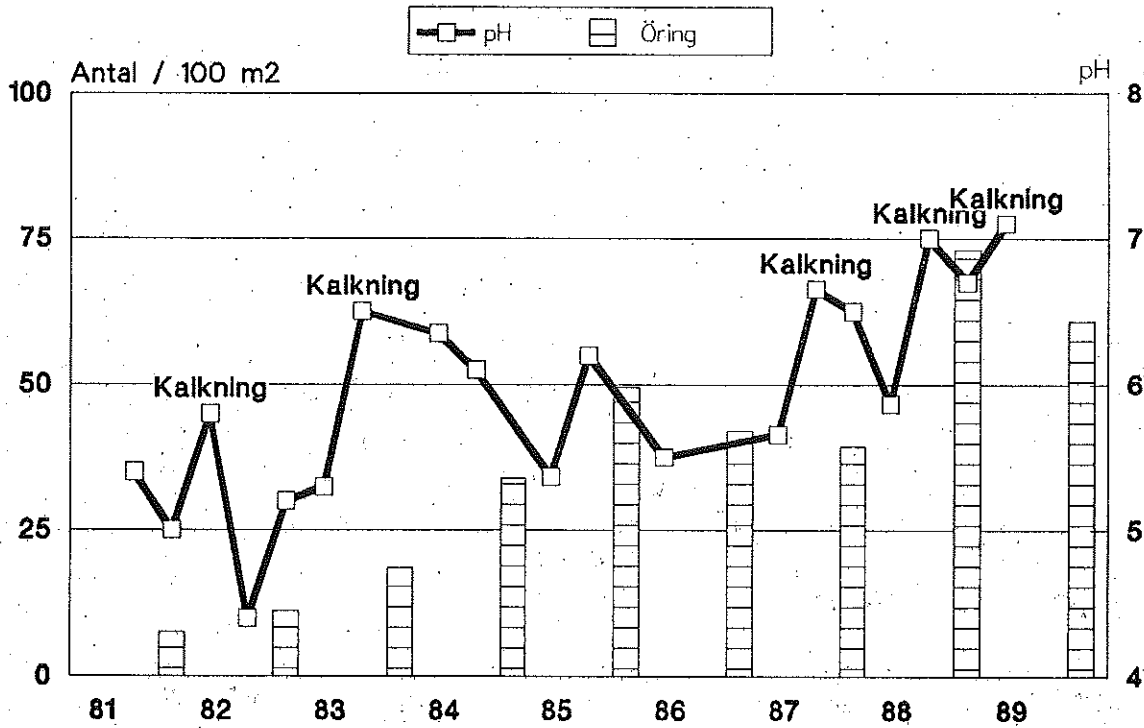
Solbergsån  
pH på kemistationerna 1 och 6.  
Kalkningar startade 1982.



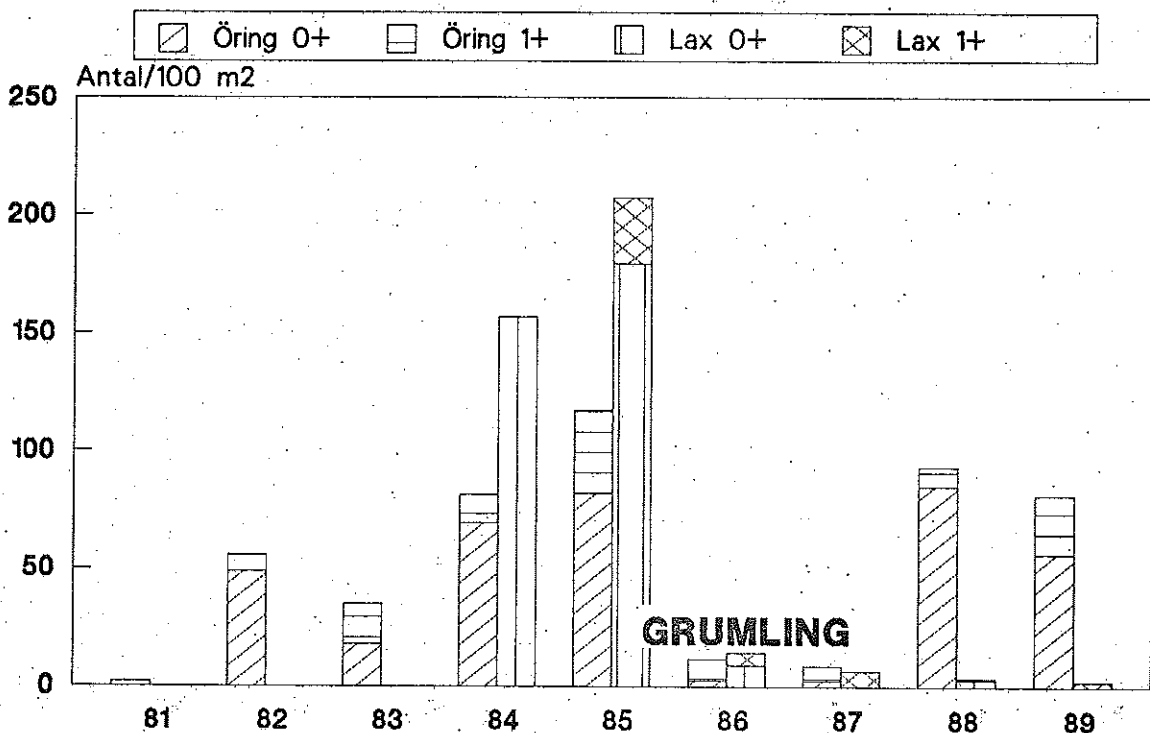
Solbergsån, lokaler A-C  
Utveckling av öringungar (0+)



Solbergsån, lokal C – kalkad sedan 1982  
Antal öring samt pH i vattendraget.



Solbergsån, lokal D  
Inverkan av grumlande arbeten på  
laxfiskbestånden (se text).





GRÖSSBYÅN, SÖDRA BOHUSLÄN, STENUNGSUND & LILLA EDET

Vattensystem: 108/109 - Bratteforsån. (646145-127096)

Avr. område: 17 km<sup>2</sup>                      Andel sjö: 3.5%                      Max.längd: 9 km  
 Fallhöjd: 104 m                              Avrinning: 13 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Grössbyån utgör det största tillflödet till sjön Stora Hällungen och utgör ett viktigt reproduktionsområde för St Hällungens insjööring. År 1990 fångades vid elfiske en öringhane på över 5 kg. Utloppet från sjön, Bratteforsån, hyser bl a havsöring och flodpärlmussla. Bratteforsån har störts bitvis av VOLVO's nya sträckning av E6, varefter naturvårdsverket förklarade ån vara av riksintresse enligt Naturresurslagen. Källområdet är beläget 1 mil NO Stenungsund och är därmed kraftigt utsatt för försurande nedfall.

Avrinningsområdet för hela Grössbyån är 17 km<sup>2</sup>. Det första vandringshindret fanns till sommaren 1989 vid Grössby såg. Till lekvandringen hösten 1989 var trappan klar. Detta innebär att elfiskeresultatet på lokal A inte påverkades 1989.

Åns avrinningsområde består i sina övre delar av ett flertal små sjöar med kort vattenomsättningstid (i regel under 1 år). Avrinningsområdet domineras av mager skogsmark.

Kalkningarna i området startade i regi av St Hällungens fiskevårdsförening. Resultaten från projektet har presenterats i delar genom fiskenämndens och länsstyrelsens sammanställningar. Fiskenämnden redovisade 1987 tidigare och framtida insatser i en kalkningsplan (K. Höglind, Kalkningsplan för Grössbyåns källsjöar 1988-1992, PM från Fiskenämnden). Planerna för fiskvägen har presenterats av Fiskevattenägareförbundet (L. Thorsson, 890712). En provisorisk fisktrappa fanns sedan 1987.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor -	Y-koor	H.ö.h.
BP-macken	A (II)	644935	127525	72
Sågen	B (I)	644797	127355	45

Lokalnamn	Avst. upp	Avst. ner
BP-macken	1 km	2.5 km
Sågen	2.5 km	1 km

Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat
BP-macken	2.7	0.2	Sand, grus
Sågen	3.3	0.2	Sten, block, grus

Lokal A, BP-macken, omges av blandskog, med stort inslag av gran. Sträckan är i huvudsak lugnflytande, med korta forsnackar. Öringen på lokalen är strömlevande.

Lokal B, Sågen, ligger nedströms landsvägen. Nedre delen av lokalen skuggas av lövträd. Sträckan har mycket fina lekbottnar för öring. Öringen är insjövandrande.

Inplantering av öringungar i Grössbyån har skett under 1970-talet. Utsläpp från en cementindustri medför att ett basiskt avloppsvatten tillkommer till ån uppströms elfiskelokalerna. Försumningspåverkan på ån har därmed mildrats tidigare.

### Kalkningar

Vattensystemet kalkades genom sjökalkning i de små källsjöarna 1977-78. Åren 1983-84 upprepades kalkningarna, men nu företogs även våtmarkskalkningar. År 1985 kompletterades sjökalkningarna, medan kalkningsinsatserna åren 1987 och 1988 omfattat såväl sjö- som våtmarkskalkning. Vid den första kalkningen användes grova kalkstensmjölfraktioner (0-1 mm), men från och med 1984 har fraktionen 0-0.2 mm använts.

Plats	Datum	Mängd (t)	Giva	Metod
Sjöar	770300	5	?	Sjö
- " -	7809--11	132	29-64 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	83????	125	?	Sjö
- " -	840412	18	18-26 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	851125	31.5	17-22 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	870331	47	17-22 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	880411	53.5	19-42 g/m <sup>3</sup>	Sjö
Våtmarker	840412	79	?	VM
- " -	870331	42	?	VM
- " -	880411	147.5	5-24 t/ha	VM
Bäckzon	- " -	1	?	TIMA

Kalkningsstrategin kommer framgent att alltmer inriktas på våtmarkskalkning utförd med helikopter. Då det är svårt att förutsäga varaktigheten, bl a på grund av varierande nederbörd olika år, kommer den vattenkemiska övervakningen och beredskapen att snabbt omkalka vara hög.

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats på ett flertal stationer, bla i flera av sjöarna uppströms. Här redovisas enbart resultat från Kvarndammens utlopp (station 1), vilket är den nedersta sjön, belägen 1 resp 2.5 km uppströms elfiskelokalerna (Karta). Dessutom redovisas vattenprover från station B, vilken sammanfaller med den nedersta elfiskelokalen - Grössby såg.

pH i detta gravt försurade vattensystem var lågt i slutet av 1970-talet. Enstaka pH-värden under 4 har uppmätts i källsjöarna. I Kvarndammen uppmättes pH i utloppet vid ett tillfälle 1977 till 3.8. Båda kemistationerna hade pH under 5 innan kalkningarna startade. Station 2 ligger i marina avlagringar och pH-situationen har efter kalkning varit bättre. pH under 6 uppmättes inte förrän 1983, medan station 1 (Kvarndammens utlopp) inte uppvisade pH över 6 under samma period. Efter kalkningarna 1983-84 har pH i huvudsak varit över 6 på station 2 och successivt förbättrats på station 1 (Figur 1).

Totalaluminiumhalterna har enbart analyserats vid två tillfällena (861027 samt 870304) på stationerna. På station 1 var halterna 305 resp 520 ug/l, medan halterna var 445 resp 2060 på station 2. Den extremt höga halten på station 2 var en effekt av att suspenderad lera fanns i vattnet, varvid därtill bundet aluminium kommer med i analysen.

Tabell 1. Medelvärde resp lägsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) på de undersökta stationerna i Grössbyån.

	Station 1 (Kvarndammen)	Station 2 (Sågen)
pH	5.5 (3.8-7.5)	6.4 (4.6-7.7)
Färgtal	69 (40-90)	60 (40-100)
Alkalinitet	0.05 (0-0.25)	0.20 (0-0.54)
Konduktivitet	7.8 (6.4-10.4)	11.9 (8.5-17.0)

#### Elfiskeresultat

På lokal A, strömlevande öring, var tätheten relativt hög 1978 efter kalkningarna (Figur 2). Senare fisken har givit varierande tätheter, med ofta god tillgång på äldre fisk. Andelen årsungar (0+) har från och med 1981 varit 17-51%. Såväl tätheten av 0+, äldre fisk samt all öring sammantaget var positivt, men ej signifikant, korrelerad till år efter kalkning, dvs ökade successivt.

Tätheten av öring var låg 1977 på lokal B och dominerades av fisk äldre än årsungar. Redan år 1978 hade tätheten och andelen årsungar ökat på lokalen. Senare fisken har givit tätheter i huvudsak mellan 50-100 öringar per 100 m<sup>2</sup>, med enstaka undantag, som år 1982 då antalet årsungar (0+) var osedvanligt högt (Figur 1). Såväl tätheten av 0+, äldre fisk samt all öring sammantaget var positivt, men ej signifikant, korrelerad till år efter kalkning.

De torra somrarna 1983, 1988 och 1989 avvek inte tätheten av öring eller andelen årsungar på lokalerna från andra år. Således kan vattenföringen i detta sjörika vattensystem ha varit tillfyllest även torrår. Vattkemien (hög alkalinitet och konduktivitet torr-somrar) antyder för lokal 2 att grundvattentillflöde förekommer.

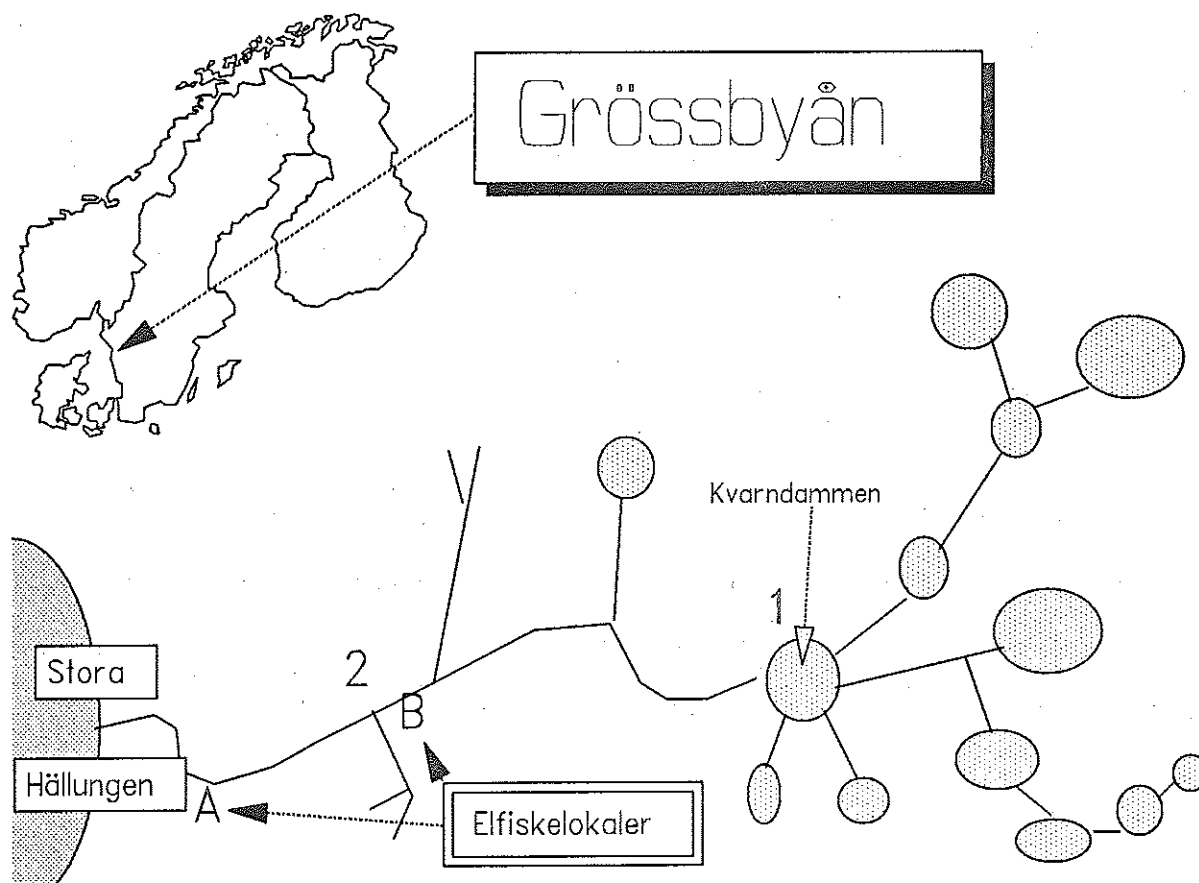


Inga andra fiskarter har fångats på lokalerna, undantaget bäcknejonöga som noterats, men tyvärr ej räknats, såväl före som efter kalkning. År 1989 angavs förekomsten av arten som riklig på lokal B.

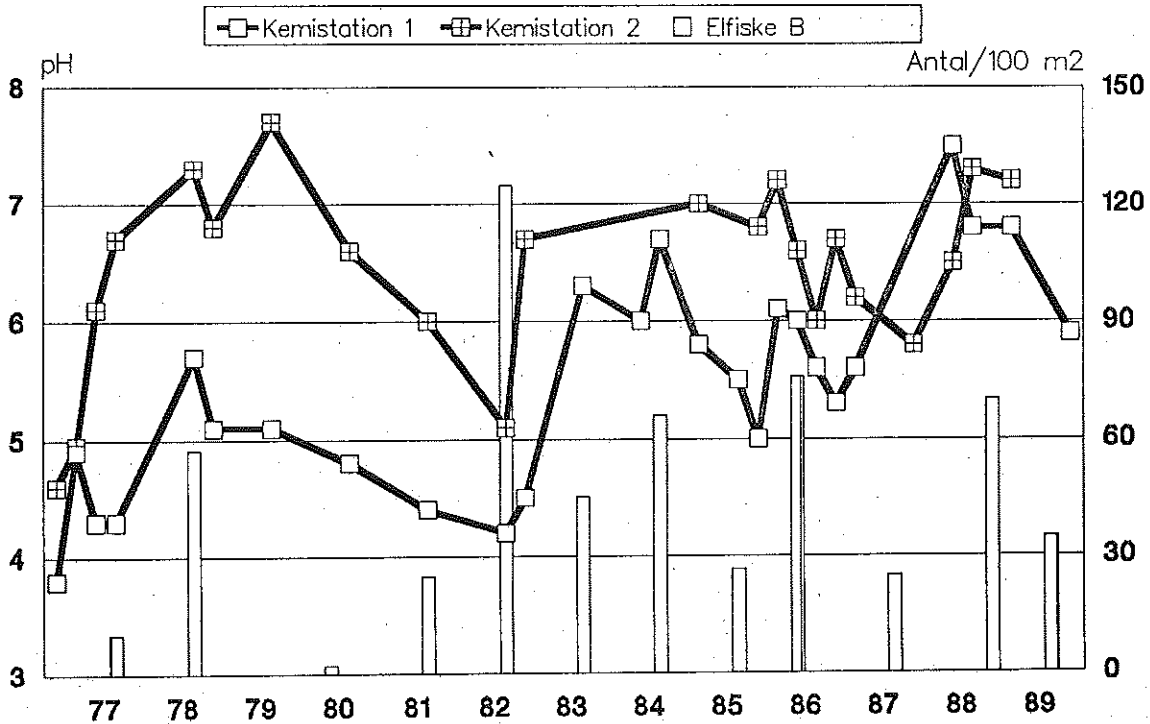
Provfisken med översiktsnät i Kvarndammen uppströms gav i maj 1977 ingen fångst, medan ett motsvarande provfiske i augusti 1983 resulterade i en fångst av 1.7 abborrar per nät. Fiskbeståndet var således i det närmaste utslaget, men hade återhämtat sig något efter kalkning. I sjön Djupevatten, längre uppströms, saknades fisk i sjön såväl före som efter kalkning vid motsvarande provfisken. I Brurevatten ökade fångsten av abborre från 3.1 per nät till 9.1 och rekryteringen av abborre hade åter lyckats, även enstaka sutare förekommer. Möjligen är det abborrar från denna sjö som spritt sig nedströms till Kvarndammen. Fiskbeståndet i sjösystemet var således mycket allvarligt skadat av försurningen.

### Sammanfattning

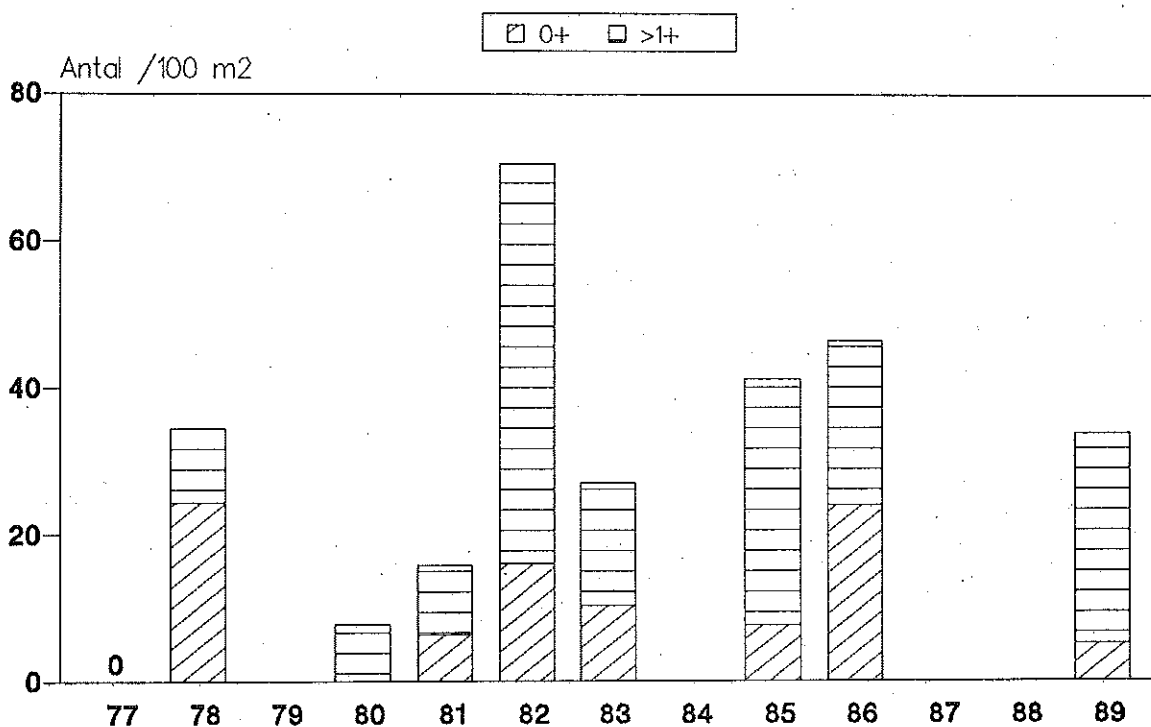
- Källsjöarna var kraftigt försurade och pH under 5 förekom regelbundet på elfiskelokalerna.
- Sjöalkningar uppströms har successivt förbättrat vattenkvaliteten.
- Tätheten av öring har successivt ökat och arten återkoloniserade en lokal.



Grössbyån  
pH samt Antal 0+ öring  
på Lokal B



Grössbyån  
Öring på Lokal A  
Ej fiskad 1979, 1987-88



SKREDSVIKSÅN, MELLERSTA BOHUSLÄN

Vattensystem: 108/109 - Skredsviksån

Avrinningsområde: 28 km<sup>2</sup>                      Max. längd: 19.2 km  
 Avrinning: 12 l/s/km<sup>2</sup>

Uppgifter om biflödet Gunnerödbäcken.

Avrinningsområde: 4.5 km<sup>2</sup>                      Sjöandel: 6%  
 Max.längd: 4.5 km                      Fallhöjd: 22 m

Bakgrund

Skredsviksån mynnar i Gullmarsfjorden ca 1 mil från Taskeås utflöde. Ån är en viktig havsöringproducent, av länsintresse, och har därför undersökts inom kontrollprogrammet för det tilltänkta naturreservatet/-vårdsområdet Gullmarsfjorden. Karteringar av vattendraget har givit vid handen att ca 1.6 ha av åns botten har goda lekområden för öring och havsöringsmoltproduktionen antas uppgå till 3200 individer per år (Thörnelöf 1983a). Cirka en tredjedel av avrinningsområdet utgörs av åker eller äng.

Elfiske har bedrivits på tre lokaler, här presenteras enbart resultatet från lokalen i "Gunnerödsbäcken", då denna ågren ej påverkas av reningsverket i Hogstorp. Avloppsvattnet från reningsverket pumpas sedan 1988 till Uddevalla varför ån är betydligt avlastad numer. Överst i Gunnerödsbäcken ligger tre små sjöar och nedströms den nedersta sjön föreligger ett vandringshinder. Sjöarna är mycket näringsrika och starkt igenväxta.

Skredsviksån har ej varit föremål för kalkning och är med i denna skrift som referensvattendrag. Tidigare elfisken har presenterats av Thörnelöf (1983a,b) samt av Sjöstrand (1989, 1990) i rapporter till länsstyrelsen.

B. Almer inventerade ån 1970 och fann då förekomst av öring, ål samt storspigg.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	X-koor	Y-koor	H.ö.h.		
Station III	647890	125880	12 m		
Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat	Avst.upp	Avst. ned
Station III 1.8		0.1-0.2	Lera, Sand	1.5	2.5 km

Elfiskelokalen är belägen där ån kantas av en smal remsa ängsmark. Skuggande buskage och träd (al, björk, gran, tall) omger ån. Tyvärr avverkades skogen 1984, men redan påföljande år fanns skuggande buskage. En förnyad rövning genomfördes 1987.

## Vattenkemi

Då ån ej kalkats har vattenprover endast insamlats sparsamt. Två höstprov från elfiskelokalen 1981 samt 1982 föreligger. Därefter finns ett prov per år från 1984 som ett led i länsstyrelsens och fiskenämndens övervakning av vårflodens surhet. Höstproven visade på pH 6.8-7.4 med en alkalinitet över 0.4 mekv/l. Vårproverna vid högvattenföring har givit pH mellan 6.4 och 7.0 och med en alkalinitet över 0.13 mekv/l (Figur 1). Således är vattenkvaliteten ur försurningsaspekt mycket god för fisk.

Brodde Almer mätte vid sin inventering 1970(06-09) pH utefter ån och fann pH av 6.5-7.5 vid en vattentemperatur av 19-22 C.

Endast två aluminiumprov har tagits och halterna var då 800 resp 1525 ug/l. Dessa höga halter torde bero på det aluminium som finns i de uppslammade lerpartiklarna. Kalciumhalterna var 4.7-11.0 mg/l vid vårproverna.

Tabell 1. Medelvärde samt lägsta/högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) och konduktivitet (mS/m) på den undersökta elfiskelokalen.

	Medelvärde	Range	
pH	6.8	(6.4-7.4)	
Färgtal	65	(30-120)	(n=5)
Alkalinitet	0.21	(0.14-0.43)	(n=7)
Konduktivitet	12.0	(7.4-27.0)	(n=7)

## Elfiskeresultat

Trots stora fluktuationer mellan åren har tätheten av 0+ Öring successivt ökat (ej signifikant, linjär regression  $p=0.16$ ,  $r^2=0.22$ ) (Figur 2). Öring på lokalen utgjordes nästan uteslutande av årsungar (0+). I medeltal för samtliga fisken utgjorde 0+ 87% av totalpopulationen öring. Noterbart var att öringtätheten inte uppvisade något samband med de pH-mätningar som förelåg, ej heller med temperaturen (8-14 C) vid eller tidpunkten (september-oktober) för fiske. Således kan antas att pH över 6.4 inte inverkat negativt på öringungarna och att resultatet ej störts av att elfisken skett vid olika tidpunkter. Högst tätheter noterades torrår; 1982, 1986 och 1988, medan tätheten av årsungar påföljande år var betydligt lägre. År 1989 som var ett ytterligare extremt torrår utgör ett undantag. Troligen genom att det var det andra torråret i rad. År 1988 års 0+ hade blivit en rik årsklass 1+, och tätheten av 1+ öring var något förhöjd. Således visade denna lokal att populationsstrukturen styrs av vattentillgången (torrår) som gynnar 0+ på 1 + bekostnad, medan rika årsklasser av 1+ tidigt på året troligen är negativt för 0+.



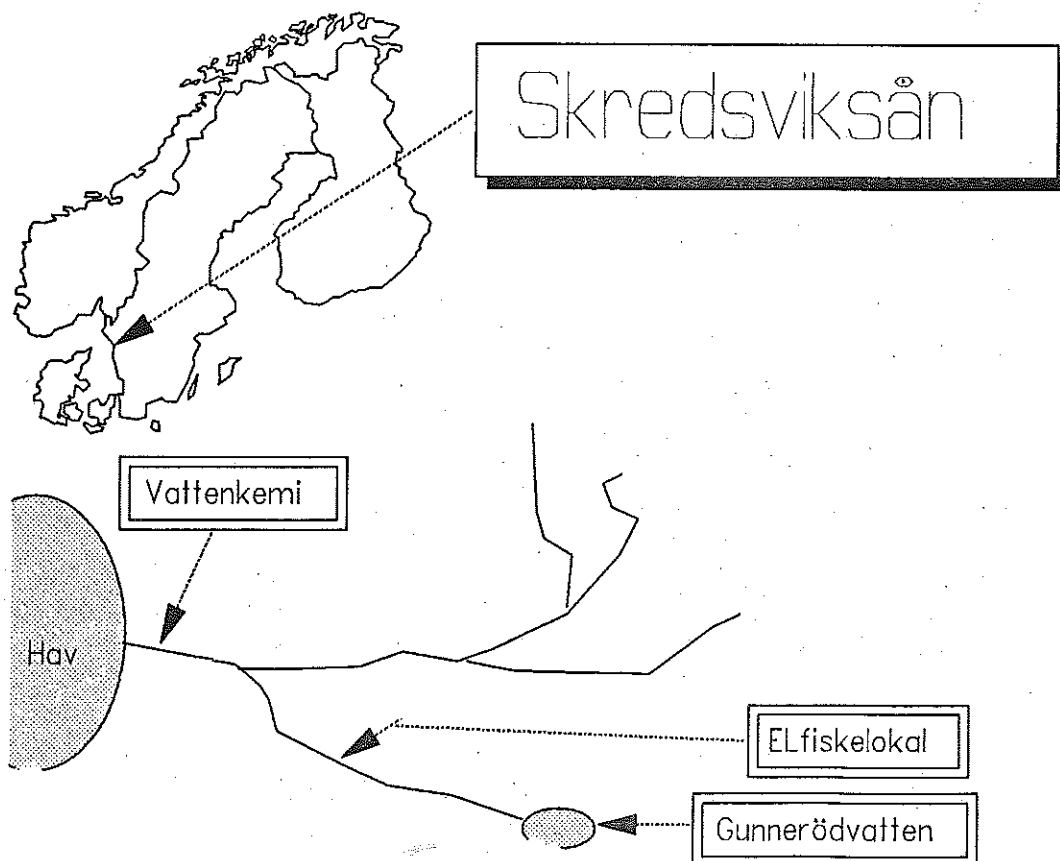
Enstaka ålar fångades på elfiskelokalen, utom år 1982 då 5 ålar fångades. Samtliga ålar var uppvandrande ung gulål på 6-11 cm. Just år 1982 var ett extremt torrår och ålungarna hade därför ansamlats på lokalen, vidare uppvandring var försvårad på grund av vattenbrist. Samtidigt var ålarna detta år osedvanligt små, 6-8 cm, mot 8-11 cm andra år och vid samma tidpunkt i slutet av september. Detta var eventuellt en effekt av den minskade vattenföringen som medför minskad födotillgång.

Bäcknejonöga fångades, en individ, endast år 1987.

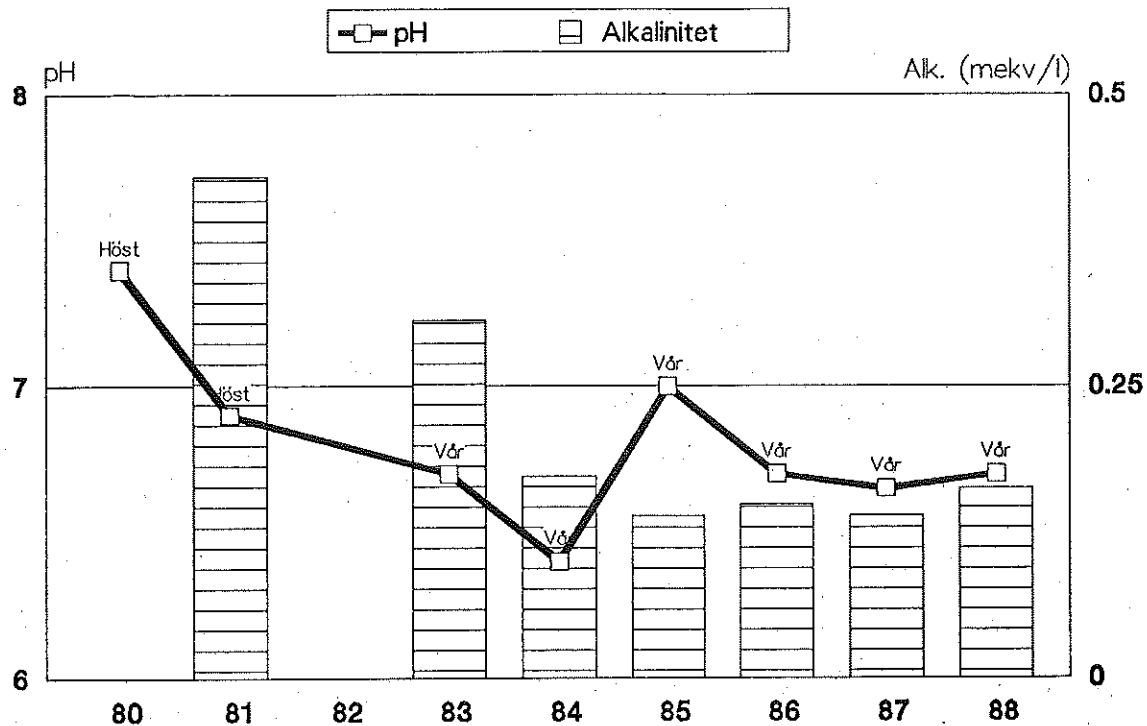
Fiskfaunan i ån överensstämde med den som rapporterades av Almer 1970, undantaget att ett bäcknejonöga dessutom fångats. Almer rapporterade även storspigg, men detta var i den nedersta delen (0-600 m) av huvudfåran Skredsviksån. Arten är katadrom och uppträder i regel bara i åmynningsområden.

#### Sammanfattning:

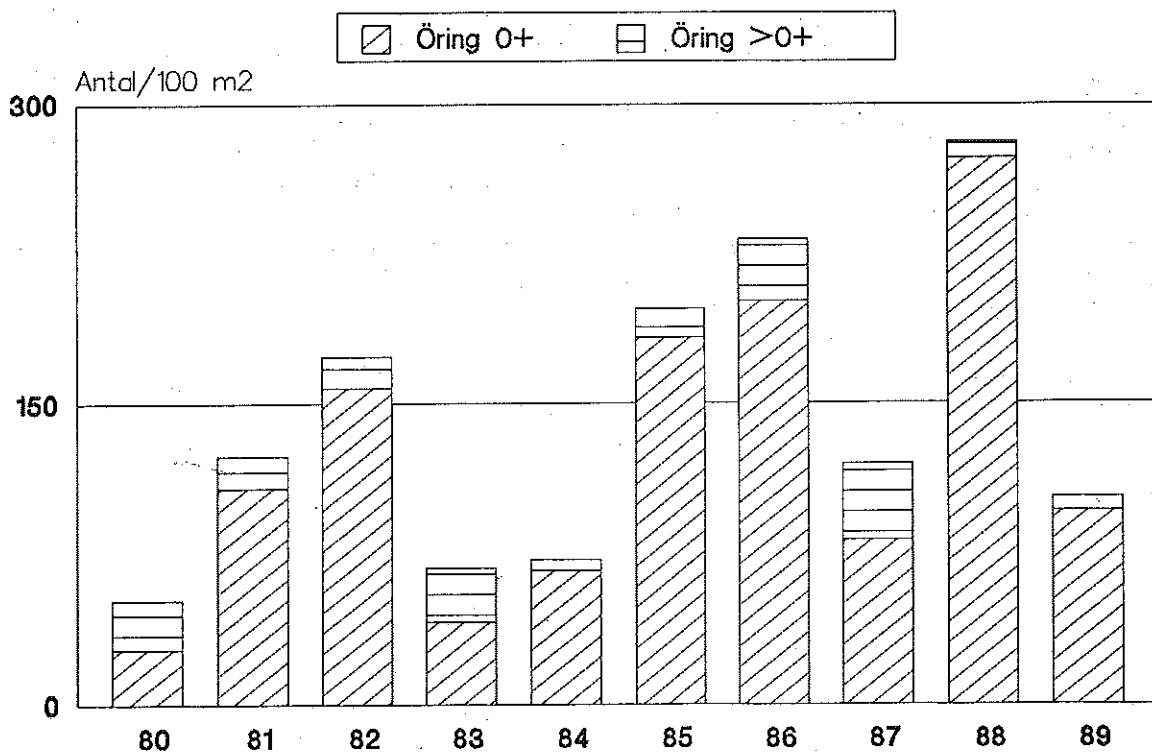
- Ån var ej förurningpåverkad och utgör ett okalkat referensvattendrag.
- Stora variationer förelåg i öringabundans mellan åren i detta lilla vattendrag.
- Torrår med låg vattenföring sommartid var avgörande för fiskfaunan.
- Tätheten av årsungar av öring ökade successivt under 1980-talet.



Skredsviksån  
 Vattenkemi – få prover.  
 Observera provtagningstillfälle.



Skredsviksån  
 Antal öringungar / 100 m<sup>2</sup>



TASKEÅ, MELLERSTA BOHUSLÄN, UDDEVALLA KOMMUN

Vattensystem: 108/109 - Taskeå (648629-126044)

Avr. omr.: 30 km<sup>2</sup>. Sjöprocent: 2% Max.längd: 14 km<sup>2</sup>  
 Fallhöjd: 125 m Avrinning: 13 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Taskeås nedre delar har klassats vara av riksintresse för naturvård och det rörliga friluftslivet enligt NRL. Ån har på grund av sin havsöringproduktion varit föremål för undersökningar sedan 1970-talet. I början av 1980-talet företogs ytterligare undersökningar inför en planerad naturreservatsbildning i inre Gullmarsfjorden (Thörnelöf 1983a, Thörne 1988). Undersökningar har också utförts för att kontrollera effekterna av en förbättrad fiskväg genom en kulvert under järnvägen 1986 (Thorsson, 1986).

Totalt har 60% av Taskeås huvudfåra, motsvarande 25000 m<sup>2</sup> bottenarea, bedömts ha goda lek- och uppväxtområden för öring (Thörnelöf, 1983b). Cirka 50% av vattendraget var lugnflytande, ca 49% strömmande partier och endast 1% forsande. De partier som bedömdes som bäst för öringungar låg i partier av ån med en vattendragslutning av cirka 2% (Thörnelöf 1983b).

Vid en försurningsinventering år 1983 elfiskades åtta lokaler i ån (Inf. fr. Sötvattenslab, nr 1, 1985). Även de lokaler som visuellt bedömdes som sämre för öringungar, dvs områden med mjukbotten, svag ström och ingen skuggande vegetation, hade höga tätheter av öring. Öring påträffades på samtliga lokaler i systemet och ån är en viktig öringproducent. Skattningar ger vid handen att inemot 7000 havsöringsmolt kan produceras i Taskeå med biflöden (Thörnelöf 1983b).

Inga kommunala eller industriella utsläpp sker i ån. De övre delarna utgörs av skogsmark, medan andelen jordbruk ökar utmed vattendraget nedströms. Ängs- och åkermark utgör ca 15% av avrinningsområdet. I huvudfåran finns en liten damm (gammal kvarn) vid den nedersta sjön Buvattnet. Provfisken i Buvattnet 1980 gav fångst av abborre och gädda. I biflödet Hensbackabäcken ligger sjöarna Skarnhällsjön och Åsanesjön. Provfisken i dessa sjöar 1980 gav gädda, abborre och sarv. Provfiskeresultatet antyder att åtminstone Buvattnet hade ett försurningsskadat fiskbestånd år 1980, ty troligen har mört/sarv dött ut.

B. Almer inventerade Taskeå i juni 1970 och konstaterade förekomst av öring, storspigg (mynningen) samt gädda.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h.
Mynningen	A	648610	126065	3
Kohagen	B	648315	126960	57
Bråten	C	648240	126470	83
Hensbackabäcken	D	648610	126150	30

Lokalnamn	Avst. upp	Avst. ner	Bredd	Djup
Mynningen	13.5	0.2	4.1	0.3
Kohagen	6	8	1.6	0.25
Bråten	2	12	1.0	0.2
Hensbackabäcken	1.5	3.5	1.8	0.2

Lokalnamn	Substrat	Vattenhastighet
Mynningen	Sand, grus	0.1-0.3
Kohagen	Sand, grus	0.1-0.3
Bråten	Sand, lera	0.1-0.2
Hensbackabäcken	Grus, sten	0.1-1.0

Kalkningar

Ån kan delas i tre grenar, dels huvudfåran med Buvattnet som viktigaste källsjö, dels biflödet från Duglasjöarna, dels biflödet från Åsaneshön-Skarnhällsjön. Kalkningar av källsjöarna har företagits 1980, -85, -87 samt 1989. Successivt har kalkningarna flyttats från sjöar och fastmark runt bäckraviner till våtmarker. Kalkfraktionen var 0-1 mm år 1980 och har sedan 1985 varit 0-0.2 mm.

Plats	Datum	Mängd	Giva	Metod
Buvattnetsjöarna	801209	84.0	29-77 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	45	5.3-50 t/ha	TIMA
- " -	870306	39.5	32 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	2.2	?	TIMA
- " -	890420	22.0	18 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	15.5	?	TIMA
Duglasjöarna	801209	3.0	30-100 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	40.0	5.9-9.5 t/ha	Bäck
- " -	850216	2.1	40 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	870307	2.3	35 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	11.5	?	TIMA
- " -	890420	2.1	32 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	10.1	?	TIMA
Åsaneshön m. fl.	801209	26.5	17-90 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	11.5	3-10 t/ha	Bäck
- " -	- " -	4.5	?	VM
- " -	870307	15.5	34 g/m <sup>3</sup>	Sjö



## Vattenkemi

Vattenprover har sedan 1984 insamlats i fiskenämndens regi (Höglind 1984, 1985, 1987) på ett flertal (10) stationer i ån under högvatten för att studera surstötter. Sedan 1975 finns enstaka mätvärden från mynningen, där också den nedersta elfisklokalen är belägen. B. Almer mätte pH i juni 1970 och fann pH 5.5 i ågrenen från Douglasjöarna. I ån i övrigt var pH längre ned 6.5-7. De stationer för vattenprovtagning som redovisas nedan (nr 1, 2, samt 5 och 6) ligger i anslutning till de fyra elfisklokalerna i ån.

Vattenkemin på de fyra stationerna samvarierade starkt (Figur 1). Speciellt under vårflod, medan skillnaderna var större sommartid då grundvattenpåverkan skiljde mer mellan lokalerna. Generellt var pH och alkalinitet högst längst ned i systemet. Medan förnyade kalkningar medfört en successivt förbättrad vattenkvalitet på station 2 (ågrenen från Åsanesjön), så hade återförsurning drabbat station 6 (nedströms Buvattnet) i slutet av 1980-talet.

Långtidsutvecklingen på station 1, mynningen, visade på avsevärda fluktuationer i alkalinitet (Figur 2). Detta berodde av att grundvatteninflytandet varit starkt de torra somrarna 1983 och 1984. pH på station 1 har pH ej varit under 6 efter kalkning, medan pH strax under eller på 6 noterades vid vårfloden 1987 på samtliga övriga stationer. Även på station 2 syntes ett stort grundvatteninflytande, medan stationerna 5 och 6 varierade mindre i vattenkvalitet.

Tabell 1. Medelvärde samt högst/lägsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), och konduktivitet (mS/m) på de undersökta stationerna.

	Stat 1		Stat 2	
pH	6.9	(6.2-7.5)	6.6	(5.7-7.5)
Färgtal	99	(40-180)	121	(45-260)
Alkalinitet	0.27	(0.05-1.46)	0.13	(0-0.66)
Konduktivitet	8.7	(5.1-22.3)	6.1	(4.3-10.1)
	Stat 3		Stat 4	
pH	6.5	(5.7-6.8)	6.2	(5.9-6.6)
Färgtal	84	(40-160)	71	(45-160)
Alkalinitet	0.08	(0.03-0.12)	0.05	(0.02-0.09)
Konduktivitet	6.3	(4.7-9.0)	5.9	(4.7-8.8)

pH i källsjöarna Åsanesjön och Buvattnet var åren 1980-84 vid enstaka tillfällen nere i pH 5.0-5.4.

Totalaluminium (ofiltrerat) har enbart mätts vid två tillfällen, i april och oktober 1989, på respektive station; halterna var 1535 resp 495 ug/l på station 1, 440 resp 320 på station 2, 1390 resp 520 på station 5 samt 750 resp 340 ug/l på station 6. Aluminium ingår i de marina lerorna och aluminiumhalterna kan därför bli mycket höga när vattnet är lergrumlat.

Totalfosforhalten vid tre mättillfällen på station 1 har varit 76 till 204 ug/l.

### Elfiskeresultat

Före de första kalkningarna i december 1980 var tätheten av öring generellt lägre på de 3 stationer (A-C) där elfiskeresultat finns från 1970-talet (Figur 3). För lokal A var medeltätheterna före kalkning 79/100 m<sup>2</sup> och efter kalkning 119/100 m<sup>2</sup> (ej signifikant). På lokal B var tätheterna 64 resp 153 per 100 m<sup>2</sup> (t-test, p<0.01). På lokal C var tätheten före kalkning 29 och efter 47 per 100 m<sup>2</sup> (ej signifikant). Totaltätheten av samtliga öringar fångade per lokal ökade signifikant för hela ån efter kalkning (p=0.011, ANOVA, 2-vägs på före resp efter kalkning, samt med hänsyn till skillnaderna mellan lokalerna).

Mängden årsungar (0+) fluktuerade kraftigt efter kalkning på lokal A, som lägst noterades 13.8/100 m<sup>2</sup> och som mest 240.8, åren 1983 resp 1982 (Figur 4). Den ringa tillgången på årsungar 1983 kan ha berott på konkurrens med äldre öringungar som var talrika detta år.

Åren 1982-84 var vattenföringen låg och torra uppträdde på lokalerna uppströms. Nära lokal B förekom fiskdöd på grund av torkan i juli 1982 och avsaknaden av fisk på lokal C samma år torde bero av torkan. Successivt efter torråret 1982 byggdes öringbeståndet på lokal C upp igen. År 1983 förekom enstaka årsungar, men ingen äldre fisk. År 1984 och 1985 uppvisade intermediära tätheter, dvs i paritet med de värden som förelåg före kalkning. Från och med 1986 har tätheten av öringungar ej understigit 60 per 100 m<sup>2</sup>.

Försurningspåverkan förelåg uppenbarligen i systemet och en positiv effekt av kalkning på öring noterades, men i samband med torrår minskade öringbestånden drastiskt.

Lax noterades ej vid elfisken före kalkning. År 1981, direkt efter kalkning, noterades de första laxungarna på lokal A. Därefter har lax (0+ resp 1+) påträffats de flesta år på eller i direkt anslutning till lokal A. Tätheten av lax har dock genomgående varit liten, 0.5-13.5 st /100 m<sup>2</sup>.

Skrubba påträffades vid samtliga elfisketillfällen på lokal A. Tätheterna har inte alltid bestämts så noggrant, men har varierat mellan 4.5 och 32 individer/100 m<sup>2</sup>. Dessa skrubbor utgjordes nästan uteslutande av 0+ (4-8 cm), men enstaka äldre (1+, på 14 cm) förekom. Tätheten av skrubba var högre vid högre vattentemperatur, vilket kan vara en indikation på att skrubba successivt utvandrar till de marina grundområdena under hösten. Lokal A ligger 3 m ovan havet och vattnet i vattendraget är rent sötvatten.

Ål har enbart påträffats i enstaka exemplar från 8 cm (uppvandrande) till 61 cm (utvandrande). Frekventast fångades ål på lokal A, vanligen en eller två individer. På lokal 2 fångades ål vid hälften av elfisketillfällena, medan arten ej påträffades på lokalerna C och D.

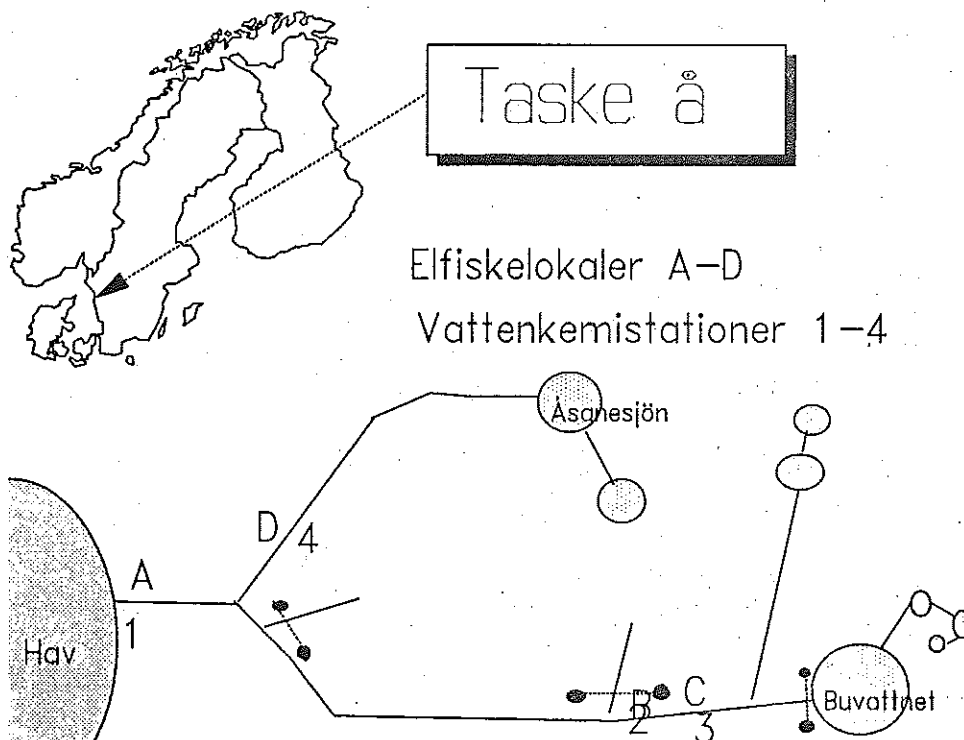
Bäcknejonöga förekom enligt vattendragsinventeringen 1983 på samtliga lokaler och sträckorna däremellan. Tyvärr har vi slarvat med att notera förekomst och relativ täthet av arten. Enligt fältprotokollen skulle arten ej ha fångats 1981 och 1988 på lokal A, medan tätheten övriga år skattats till 0.5-158 individer/100 m<sup>2</sup>. Likaså på lokal B saknades arten vissa år enligt anteckningarna och uppvisade eljest tätheter av 0.4 - 115. På lokal C saknades arten 1982, vilket troligen är en korrekt uppgift (torråret). På lokal D var tätheten 0 - 52.4/100 m<sup>2</sup>. Så stora fluktuationer har troligen ej förelegat och inga säkra slutsatser kan dras om arten i Taskeåsystemet. Arten har dock en komplicerad biologi och är säkerligen svår att observera under sina första år.

Storspigg vandrade liksom unga skrubbor mellan Gullmarsfjordens vegetationsklädda bottenar och Taskeå. Arten fångades enbart på lokal A och då i tätheter av 0.5-4.5 individer/100 m<sup>2</sup>. De var enbart adulta exemplar då reproduktionen sker i havet (katadromt beteende).

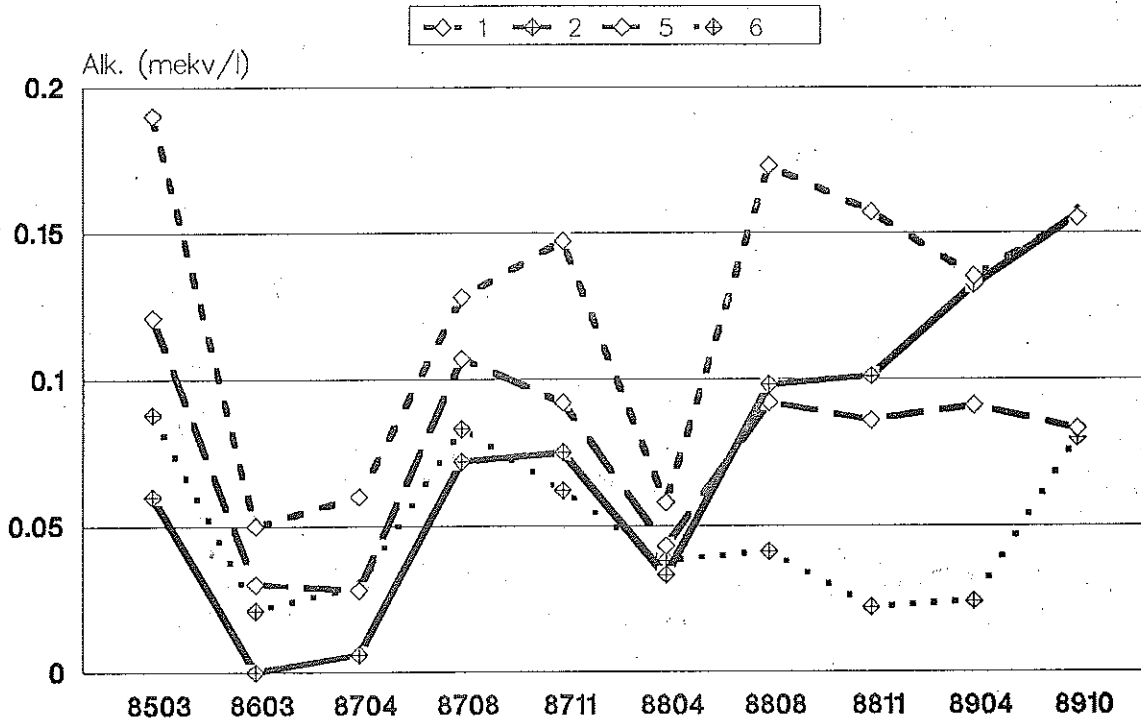
Lake förekommer endast i ett fåtal vattendrag på västkusten, bl a i Göta älv och i Örekilsälven. Under de sammanlagt 45 elfisketillfällena som redovisas här har enbart en lake påträffats. Denna individ hade säkerligen vandrat ut från Örekilsälven och upp i Taskeå - en sträcka i havet på 1.5 km. Saltkälleffjorden, Gullmarens innersta del, har under kortare perioder 0 promilles salthalt, vilket kan ha underlättat för sötvattensfisken lake att migrera.

### Sammanfattning

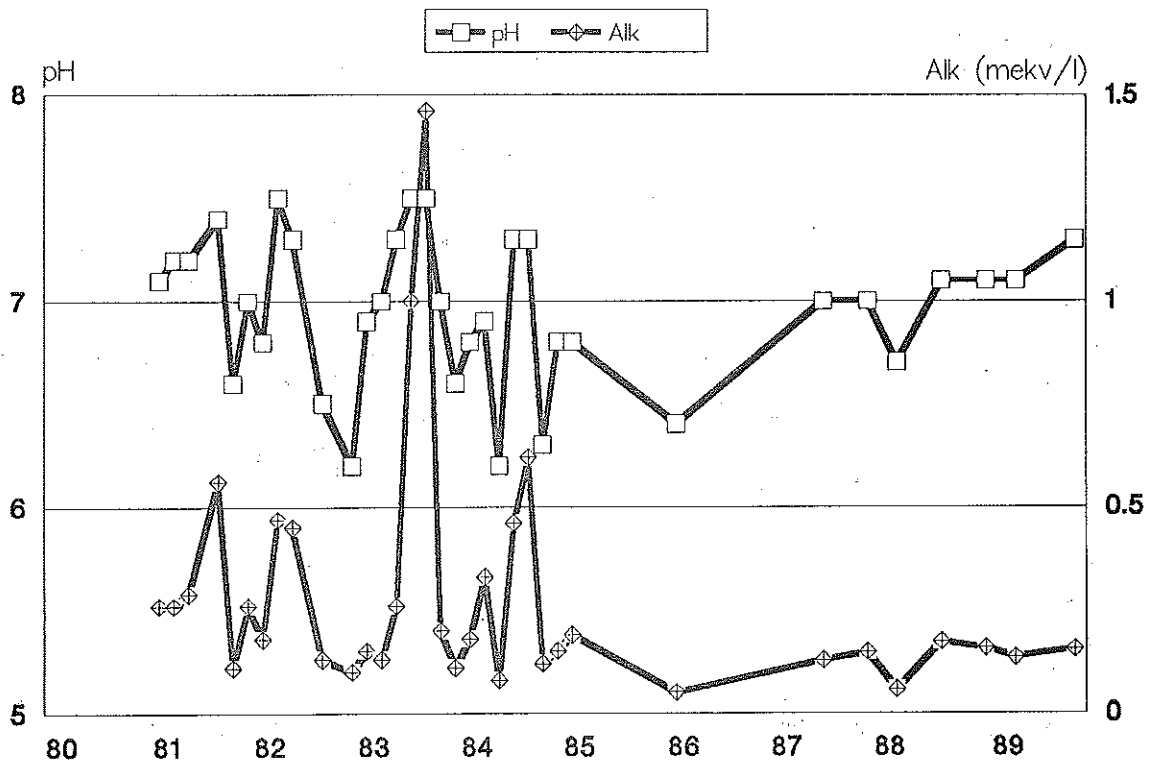
- Försurningspåverkan var måttlig och utgjordes främst av surstötter.
- Sjö- och markkalkningar har successivt eliminerat surstötter.
- Signifikant ökad täthet av öring föreligger i hela systemet.



Taskeå , fyra kemistationer (1, 2, 5, 6).  
 Jämförelse av alkalinitet (mekv/l).  
 År-månad anges på x-axeln

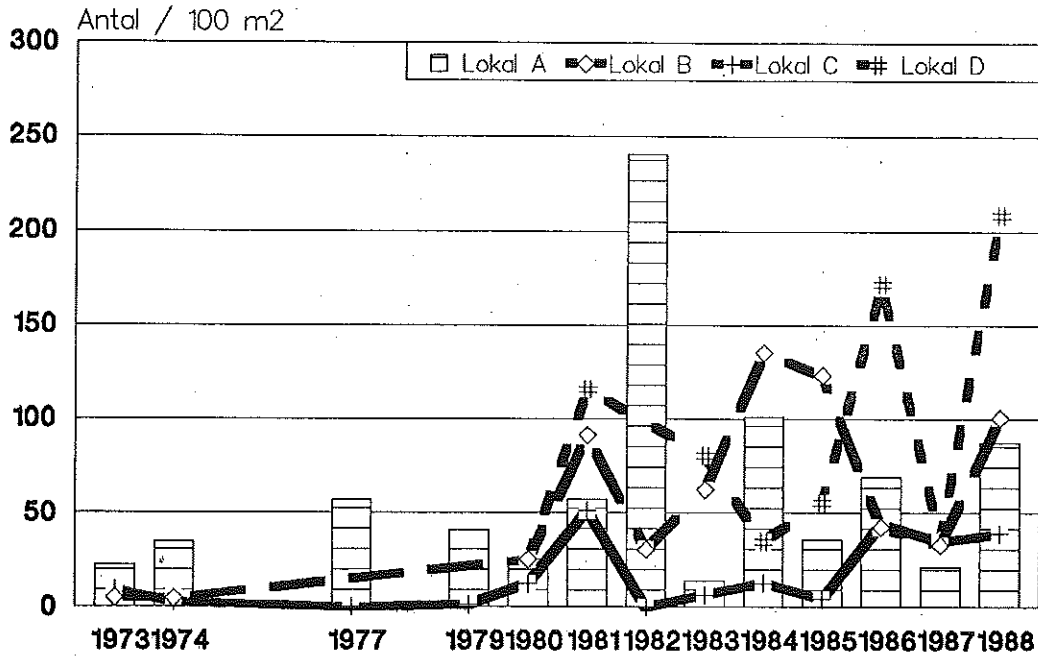


Taskeå  
 Vattenkemistation Mynningen

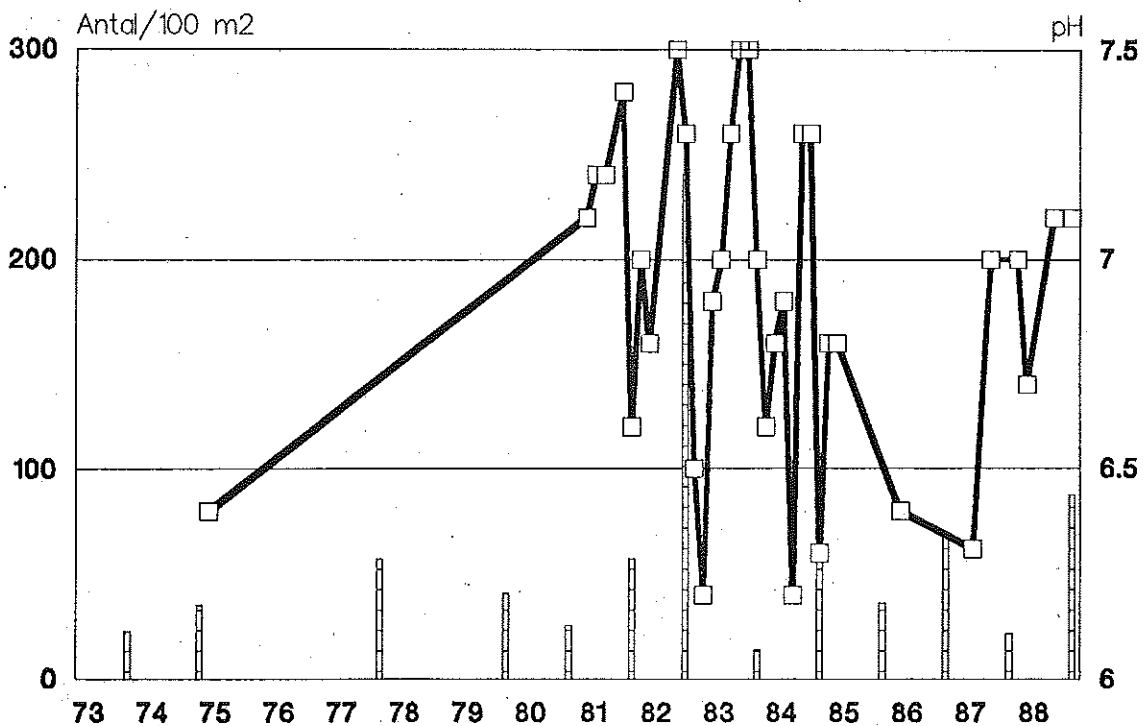




Taskeå – fyra lokaler  
Täthet av öringungar  
Kalkningar startade 1980



Taskeå  
Antal öring 0+ (staplar) samt pH  
på lokal A, mynningen.



ÖREKILSÄLVEN, MELLERSTA BOHUSLÄN, MUNKEDALS KOMMUN

Huvudvattendrag: 110 - ÖREKILSÄLVEN, (648677-125928)

TILL MUNKEDAL

Avr omr (km<sup>2</sup>):1321 Längd (km): 100 km Fallhöjd (m): 200  
 Sjö%: 4.1 Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 14  
 Lutningen från Mynningen till Kärnsjön=0.5% (Laxsträckan 1%)

Bakgrund

Laxbeståndet i Örekilsälven anses vara genuint och de nedersta 9 km av vattendraget upp till Kärnsjöns utlopp är tillgängligt för lax. Efter 7 km finns dock ett svårpasserat hinder - Brålandsfallen. Elfiskelokalen (Skäret) ligger i huvudfåran nedströms Brålandsfallen och uppströms Munkedalsälven inflöde. Munkedalsälven har varit kraftigt nedsmutsad från en pappersindustri. Sulfitmassatillverkningen upphörde dock 1966, varefter en förbättring inträtt. Huvudfåran är utsatt för reglering vid Kärnsjön och detta anses ha påverkat laxproduktionen. Minimitappningen är 1 m<sup>3</sup>/s, medan årsmedelvattenföringen naturligt är 11 m<sup>3</sup>/s. Sedan 1974 har flödesregimen ändrats så att flödessvängningarna är större och sommarlågvattningsperioden längre.

Cirka en tredjedel av avrinningsområdet utgörs av åker & betesmark, medan sjö utgör 4% och resterande del skog.

Trots att älvens övre delar rinner genom allvarligt försurade marker anses älven nedströms Kärnsjön ej vara utsatt för för biota påtaglig försurning och älven är med som referensvattendrag trots att kalkningar skett i flera vatten långt uppströms. Kärnsjön har dock visat på en fallande alkalinitet.

De 9.7 hektaren, inkluderande även bigrenen Munkälven, med goda uppväxtområden anses kunna avkasta 30.000 laxsmolt årligen (Appelberg et al. 1989).

Flertalet studier finns av fiskfaunan älven bl a inom kontrollprogrammet för pappersbruket, inför det tilltänkta bildandet av ett marint reservat i Gullmarsfjorden, i samband med regleringen av Kärnsjön och slutligen i Östen Karlströms studier av lax- och öringungar på 1960-70-talen.

Undersökta lokaler

Fem lokaler har elfiskats mer eller mindre regelbundet. Här redovisas endast en som anses opåverkad av föroreningar och där en längre serie föreligger.

Lokalnamn	Bet	Koordinater	H.ö.h. (m)
Skäret	S	649030-125923	7
Avstånd (km) till närmaste sjö			
	uppströms	nedströms	
	4	5	
Medel- bredd(m)	Medel- djup(m)	Botten- Substrat	
15.3	0.17	Sten, grus	

Lokalen är en god laxungebiotop med sparsamt med Fontinalis på botten. Maxdjupet uppgick 1982 till 0.4 m.

### Kalkningar

Kalkningar har ej förekommit på den undersökta sträckan. Kalkningar har dock förekommit i de försurade övre delarna.

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats sporadiskt vid Kärnsjöns utlopp av Lysekils kommun samt månatligen via Naturvårdsverkets PMK-program sedan februari 1972 i höjd med Munkedal, dvs 4 km uppströms resp 1.5 km nedströms elfiskelokalen. Då den senare vattenstationen är påverkad av vattnet i biflödet Munkedalsälven nyttjas här kemidata från Kärnsjöns utlopp trots att denna serie inte är lika omfattande. Totalt finns 31 vattenprover sedan 1975.

På lokal Munkedal (ej redovisad) har pH under 6 ej registrerats perioden 1972-1988 och alkaliniteten har som lägst varit nere i 0.057-0.07 mekv/l; december 1972, februari 1974, januari-februari 1983 samt januari 1986.

Lägsta pH på stationen vid Kärnsjöns utlopp 1975-1990 var 6.1 och medel-pH var 6.4 (Figur 1). Alkaliniteten var som lägst 0.05 mekv/l med ett medelvärde av 0.10 (Tabell 1).

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) på den redovisade kemistationen vid Kärnsjöns utlopp.

	Medel	Range
pH	6.44	(6.1-7.1)
Färgtal	62	(30-100)
Alkalinitet	0.104	(0.05-0.196)
Konduktivitet	7.8	(6.0-10.1)

### Elfiskeresultat

Tyvärr har endast resultatet för laxfiskungar (öring och lax) gått att få tag på för hela serien. Övriga arter har ej noterats åren 1974 och 1978. Känt är dock att mört, elritsa, färna, havsnejonöga samt ål fångats på lokalen. Kärnsjön uppströms är artrik och hyser gös, lake, gädda, abborre, mört, braxen, nors, gers, benlöja och troligen ål. Tidigare lär insjövandrande öring ha förekommit. Det är därför möjligt att även andra arter än de uppräknade kan ha fångats vid enstaka tillfällen på lokal Skäret. Ingen av dessa arter uppvisade någon trend under perioden. Tätheten av ål varierade mellan 0 och 8 per 100 m<sup>2</sup> och mängden elritsa var 0-10 per 100 m<sup>2</sup> de olika åren. Färna och mört fångades enbart enstaka år, och fångsten av havsnejonöga utgjordes av en individ fångad 1987.

Åren 1969-1989 har i medeltal 167 st laxfiskungar fångats per 100 m<sup>2</sup>. I medeltal utgjorde lax 0+ 130, lax 1+ 33, öring 0+ 3.1 samt äldre öring 0.4 per 100 m<sup>2</sup> av detta. Medan öring (0+, 1+) och lax 1+ minskat signifikant med tiden (linj. reg.  $p < 0.05$ ), har lax 0+ successivt ökat; dock ej signifikant (Figur 2). Lax 0+ var således negativt korrelerad med lax 1+ samt öring. Totalantalet laxfiskungar har inte förändrats signifikant under perioden, men en viss ökning föreligger.

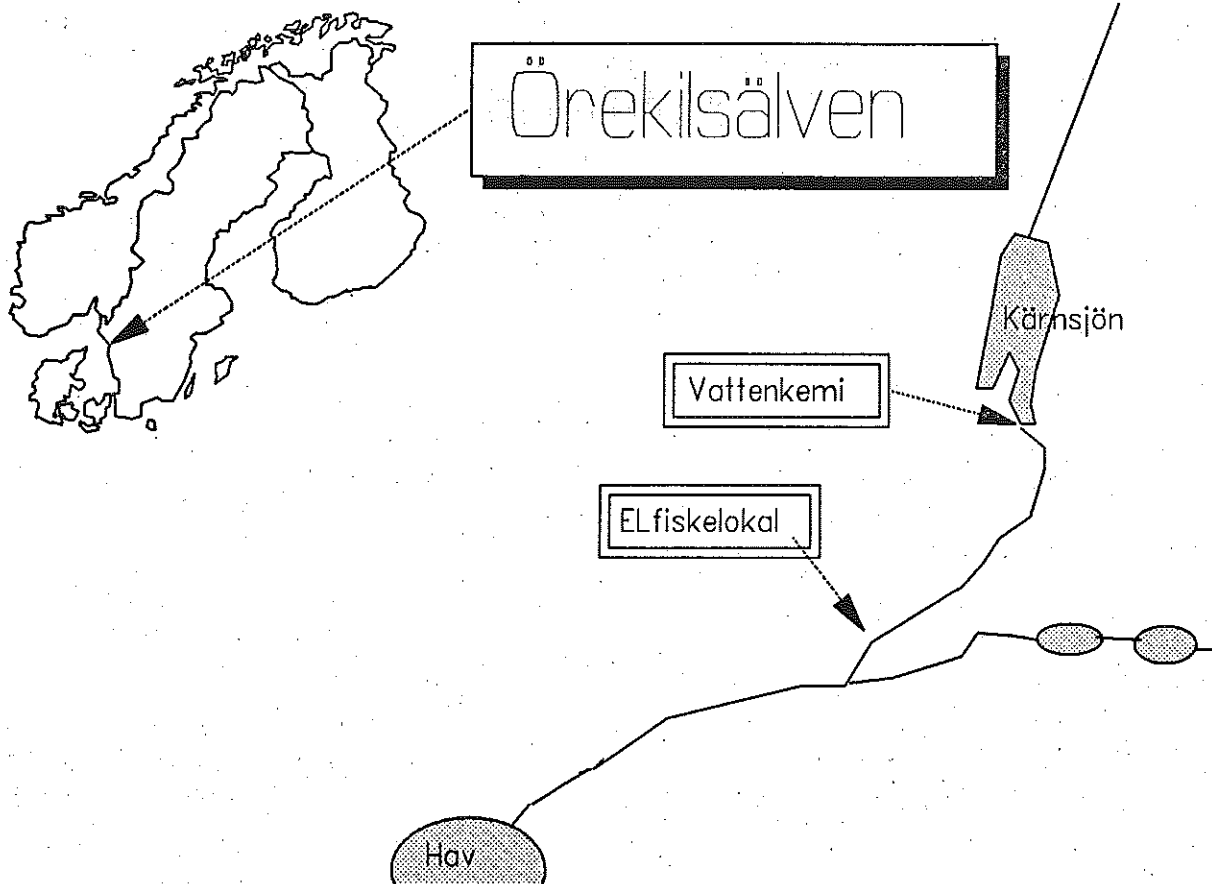
Inga korrelationer mellan täthet av laxfiskungar med pH, alkalinitet, färgtal eller konduktivitet förelåg.

Troligt är att laxfiskungar 0+ gynnats av minimitappningen och den långa sommarlågvattnen i relation till andra arter på lokalen. Lokalen är mycket grund och äldre laxungar torde migrera till andra och djupare områden.

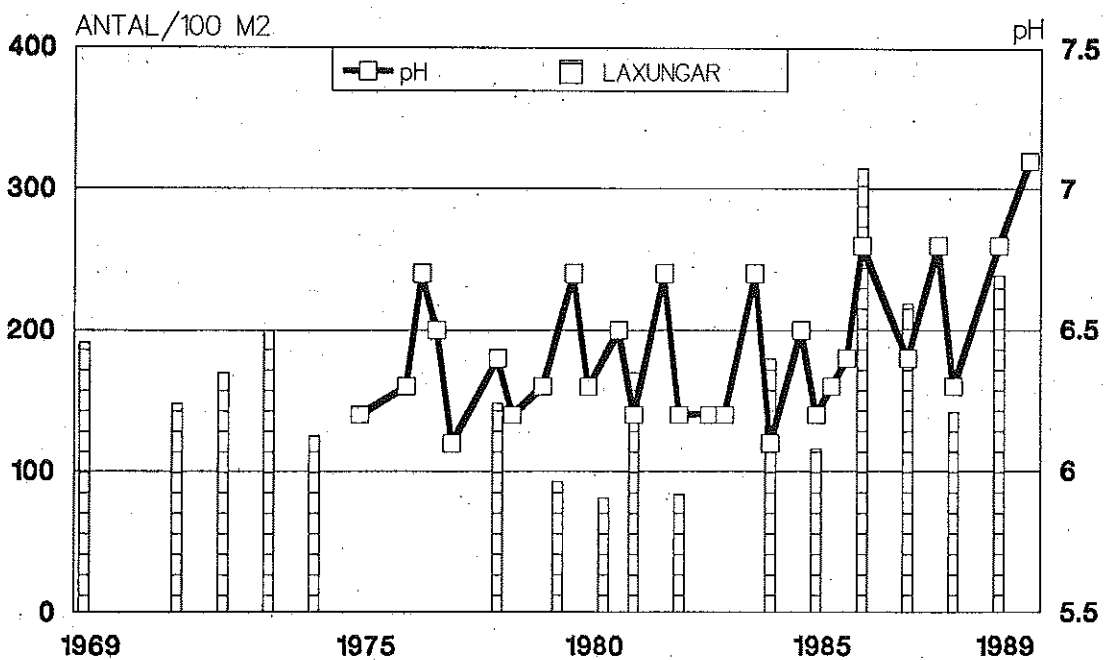
### Sammanfattning

- pH har troligen ej understigit 6 på denna referenslokal.
- Årsungar av lax har gynnats relativt andra laxfiskungar under 1969-1989, troligen till följd av vattenreglering.
- Beståndet av laxfiskungar har ej förändrats signifikant under perioden.



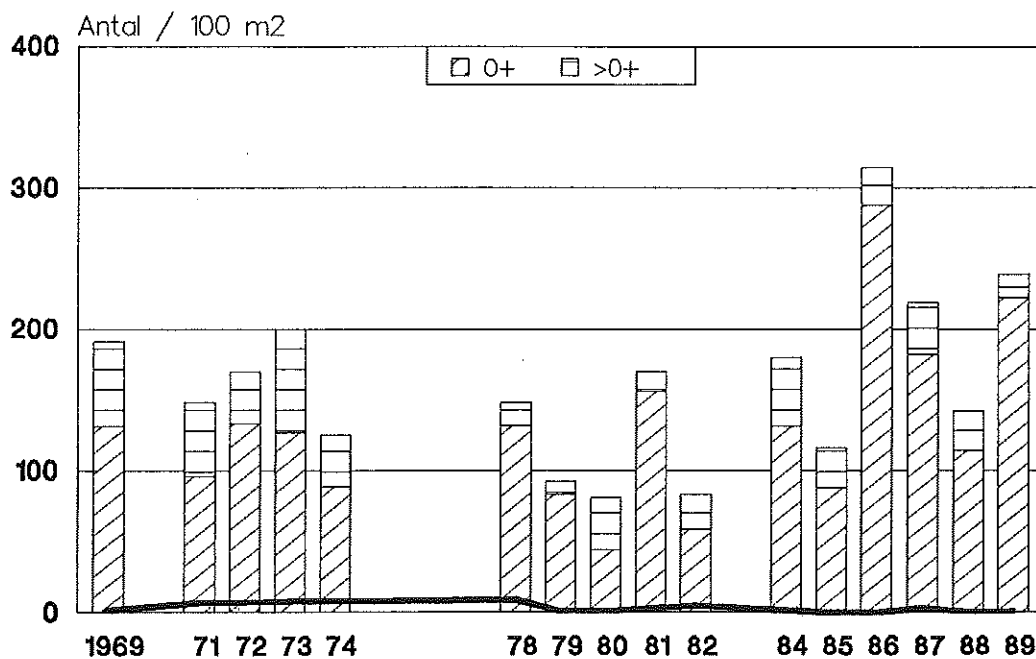


### ÖREKILSÄLVEN LOKAL SKÄRET LAXUNGAR



## Örekilsälven

Laxungar – fördelat på 0+ resp >0+ samt öringungar (linje).



RESTEÅN, MELLERSTA BOHUSLÄN, UDDEVALLA KOMMUN

Vattensystem: 109/110 - Resteån.

Avr.omr: 15.5 km<sup>2</sup>      Sjöandel: 3%      Fallhöjd: 90 m  
 Max.längd: 11 km (inkl. sjöar)      Avrinning: 10 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Cirka 3 km av Resteåns nedre delar utgör goda uppväxtområden för havsöring och totalt 6 km från mynningen är direkt tillgängligt för havsvandrande öring. Vattendraget var tidigare klassat som länsintressant ur fritidsfiskesynpunkt och nyligen som ett regionalt objekt av stort intresse enligt Naturresurslagen. Vattendraget har två sjöar, överst Restevattnet på 16 ha och med en omsättnings-tid av ca 1.6 år och nedom Häljerödssjön på 27 ha och med en vattenomsättningstid av 0.2 år. I de nedre delarna omges ån av odlad mark, medan de övre delarna utgöres av barrskog med stora mossar. Bergrunden domineras i dessa delar av röd och grå gnejs, med vissa inslag av pegmatit. Marina avlagringar finns ända upp till Restevattnets utlopp och dessa borde bidra till att minska effekterna av den sura nederbörden. Trots den stora andelen sjöar i avrinningsområdet övre del är dessa delar drabbade av torra med jämna mellanrum (se huvuddokumentet angående torra). År 1955 och 1968 förekom stor fiskdöd på grund av låg vattenföring. Sjöarna hyser gädda, abborre, mört, braxen, benlöja, sarv, sutare och ål. Öring förekommer i bäcken mellan sjöarna och enstaka öringar kan också uppehålla sig i sjöarna. Medan Restevattnet är oligotroft är Häljerödssjön något näringsrikare.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h.
Resteån, E6	A	646660	127100	27 m

Lokalnamn	Avst.upp	Avst.ner	Bredd	Djup
Resteån, E6	2.0 km	4.0 km	2.7 m	0.2-0.3 m

Lokalnamn	Substrat
Resteån, E6	Sten, grus

Elfiskelokalen är belägen ca 200 m uppströms den punkt där ån rinner under Europaväg 6. Ån är här omgiven av lövträd (al och ask) samt enstaka granar. Lokalen utgör en mycket fin biotop för öringungar.

Kalkningar

Kalkningar startade 1981 och sjöarna var vid detta tillfälle måttligt försurade, med pH över 6 sommartid men med lägre värden vid höst- och vårflod. Fram till och med 1985 nyttjades kalkstensmjöl med fraktionen 0-0.5 mm, varefter 0-0.2 mm använts.

Plats	Datum	Mängd (ton)	Giva (g/m <sup>3</sup> )	Metod
Restevattnet	811130-1203	66.2	57	Båt
- " -	820322	8.9	8	Båt
- " -	890214	25.0	21	Båt
Häljeredssjön	811130	115.3	136	Båt
- " -	820322	15.4	22	Båt
- " -	850217	7.0	10	Båt
- " -	861221	7.0	10	Flyg
- " -	890214	22.0	32	Båt
Bäckzon	850325	5.0	?	Bil
Våtmark	890214	38.5	?	Flyg

Den kalkade bäckzonen samt våtmarken är belägna mellan sjöarna.

Häljeredssjön återförsuras relativt snabbt, medan Restevattnet med en betydligt längre vattenomsättningstid håller vattenkvaliteten bättre. De fortsatta kalkningarna kommer att koncentreras på sjö- och utvidgade våtmarkskalkningar.

Vattenkemi

Vattenprover har insamlats på tre stationer, de båda sjöarna samt vid elfiskelokalen. Längst serie föreligger från Häljeredssjön, vilken tillsammans med uppgifterna från elfiskelokalen presenteras nedan. Provtagningsfrekvensen har efter kalkning varit ca 2 gånger per år, vår och höst.

Data från Häljeredssjön föreligger från 1970 (Figur 1), medan data från elfiskelokalen endast föreligger från 1985 och framåt. De båda stationerna samvarierade dock, avvikelser i pH har vid sex mättillfällen ej överstigit 0.3 enheter (högre på elfiskelokalen) och avvikelser i alkalinitet har ej överstigit 0.02 mekv/l. Färgtalet var dock ibland upp till 50 mg Pt/l lägre i Häljeredssjön än på elfiskelokalen. Färgtalet ökade från 1975 till 1987 i Häljeredssjön. Detta torde framför allt vara en effekt av den ökade vattenföringen under denna period (se huvuddokumentet).

Före kalkning uppmättes som lägst pH 5.4 i Häljeredssjön. Efter kalkning har pH endast två gånger understigit 6 (5.7 resp 5.8). Det lägsta uppmätta pH på elfiskelokalen var 5.9.



Tabell 1. Medelvärde resp lägsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) på de två undersökta stationerna.

	Häljeredssjön	Elfiskelokalen
pH	6.2 (5.4-6.9)	6.4 (5.9-6.6)
Färgtal	49 (15-100)	68 (50-100)
Alkalinitet	0.10 (0.02-0.32)	0.04 (0.04-0.14)
Konduktivitet	8.4 (5.4-12.3)	-

Närsaltsmätningar av länsstyrelsen 1981-85 har visat på totalfosforhalter av i medeltal 74 ug/l och totalkväve 1030 ug/l i åns mynningsområde. Således var dessa nedre delar starkt påverkade av jordbruket.

### Elfiskeresultat

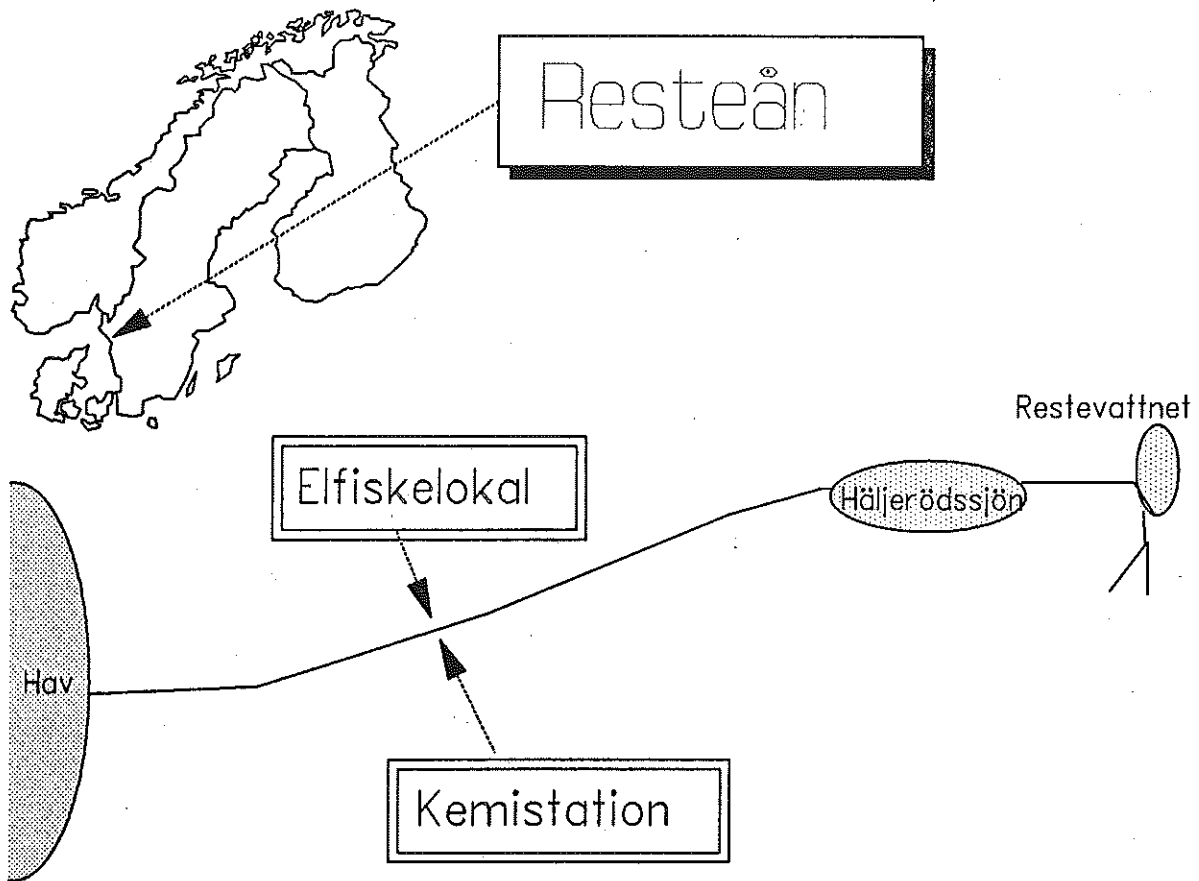
Elfiskena bedrevs under oktober-november vid en vattentemperatur av 6-10 C. Enbart öring har fångats på lokalen och Brodde Almer som inventerade ån 1970 noterade enbart förekomst av öring i ån, medan intilliggande åar även hyste arter som ål, spigg och elritsa.

Tätheten av öring var låg år 1981 före kalkning, men årsungar förekom. Efter kalkning ökade tätheten av årsungar till över 100 per 100 m<sup>2</sup> vilket är i paritet med de bästa värdena för havsöringbäckar på västkusten. Även påföljande år förelåg höga tätheter av öring, medan elfiskeresultatet 1984 var sämre (Figur 2). Vattenföringen var hög 1984 vilket kan ha bidragit till den ringa fångsten av 0+, men noterbart är att den första registrerade surstöten under pH 6 förekom våren 1984. Åren 1985-86 efter förnyade kalkningar ökade örings-tätheten åter, för att sedan minska efter en surstöt våren 1987. Örings-tätheten har således varit starkt korrelerad till vattenkvaliteten; årsungar gynnades år med högt pH (linj. regr.,  $r^2=0.56$ ,  $p=0.05$ ).

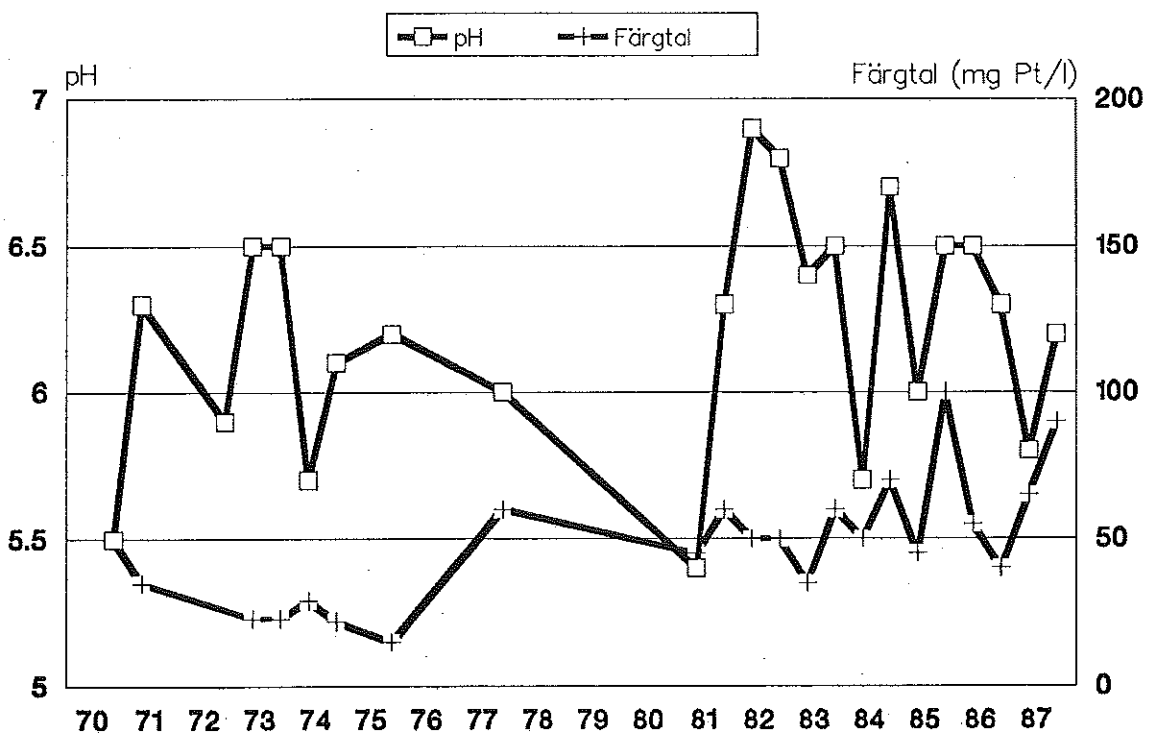
Elfiskena har i regel utförts sent på säsongen, huvudsakligen i oktober, varför även en del vuxen lekfisk ingått i fångsten. Mest lekfisk erhöles år 1987 när elfisket utfördes 2/11 vid en vattentemperatur av 6.4 C. Tätheten av lekfisk var då 18.9/100 m<sup>2</sup>. Dessa lekfiskar bedömdes i fält utgöras av 23 hanar och en strömlevande hona på 25 cm. Hanarna var 10 st havsvandrande individer i storlekar på 29-45 cm, medan 13 bedömdes vara strömlevande. Dessa var 21-30 cm.

### Sammanfattning

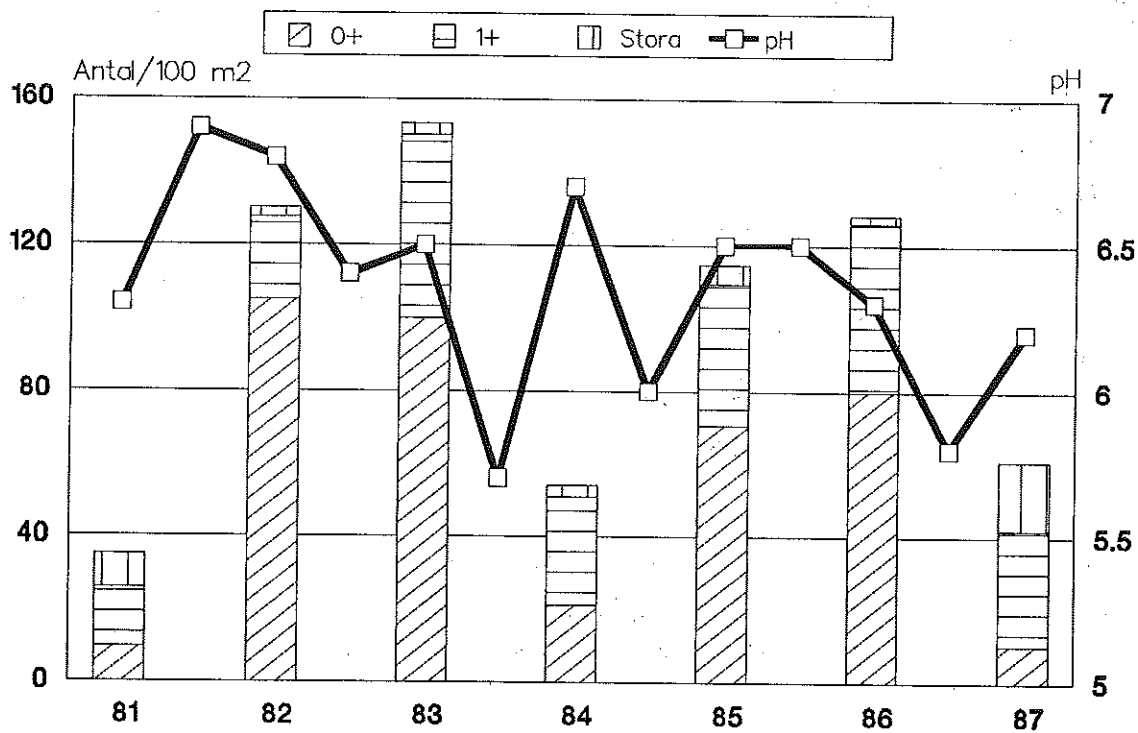
- Ån var måttligt försurad.
- Enstaka surstötar har uppträtt långt nedströms sjökalkningarna.
- Komplettering med ytterligare våtmarkskalkningar krävs.
- Tätheten av öring (fr a årsungar) var korrelerad till pH.



Resteån  
pH samt färgtal (mg Pt/l)  
i Häljerödssjön (station 1).



Resteån  
 Öring (0+, >0+, lekfisk)  
 mot pH i Häljerödssjön (station 1).



EKELIDSBÄCKEN, NORRA BOHUSLÄN, STRÖMSTAD & TANUM.

Vattensystem: 111 - Strömsån (654453-123326).

Avrinningsområde: Ekelidbäck vid lokal D = 4 km<sup>2</sup>  
 Avrinning: 13 l/s/km<sup>2</sup>

Andel sjö: Ekelidbäcken vid lokal D= 7%

Max.längd-Ekelidbäcken till Strömsån= 8 km Fallhöjd: 90 m

Bakgrund

Detta sjösystem har, tillsammans med Vammsjöarna-Skuggälven, sedan länge haft goda bestånd av insjööring. Orsaken till den goda öringtillgången är troligen avsaknad av gädda på grund av vandringshinder nedströms. Öringen i sjöarna blir som störst 1-1.2 kg. Öringbeståndet minskade under 1960-talet. Orsaken till förändringarna var att pH i sjöarna sjunkit till runt 5 på grund av försurning under 1960-70-talen. Inga direkta utsläpp sker i sjöarna och fisket är måttligt.

Avrinningsområdet vid Ekelidvattnets utlopp är 2.8 km<sup>2</sup>.

Försurningspåverkan på fisk, kalkningar och effekterna av kalkningar har tidigare beskrivits i en rapport 1981 från Fiskenämden och Statens Naturvårdsverk (E.Thörnelöf med flera, "Preliminär redovisning av resultat från kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän"). År 1987 kom en rapport från Fiskevattenägareförbundet om resultaten från perioden 1982-87 (L. Thorsson, "Redovisning av kalkningsprojekt Vammsjöarna m.fl").

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h.
Ekelidbäcken	A	653654	124745	134

Lokalnamn	Avst.upp t. sjö	Avst.ned t. sjö
Ekelidbäcken	700 m	>10 km

Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat
Ekelidbäcken	2.0	0.3	Sand, Grus, Sten

Elfiskelokalen i Ekelidbäcken är belägen i barrskog och ligger omedelbart nedströms ett bäcksammanflöde. Öringen på lokalen är i huvudsak nedströmslekande insjööring, men stationära öringar förekommer också. Uppströms lokalen har lekande insjööring fångats för transport till andra försurade vatten med utslagna öringbestånd.



Totalaluminiumhalterna var höga före kalkning, men minskade sedan med ökat pH. Under återförsurningen (1975-1982) ökade aluminium ånyo, för att successivt minska som en följd av de fortsatta kalkningarna (Figur 1).

I Ekelidvattnet följde kvoten mellan aluminium och färgtal pH utom när extremt låga eller höga pH uppmättes. Vid extrema pH ökade kvoten, dvs troligen förelåg aluminium inte som normalt bundet till humusämnen. I Ekelidvattnet noterades den absolut högsta totalaluminiumhalten direkt efter kalkningen 1983 då pH var över 9. Det är troligt att sedimenterad aluminium åter gått i lösning i samband med de höga pH som uppkommit.

pH och aluminium följde varandra väl under tiden efter den första kalkningen, men efter 1982 har aluminiumhalterna minskat i systemet trots att färgtalet ökat. Orsaken torde stå att finna i att pH hållits över 6 och inte minst att våtmarkskalkningarna intensifierats.

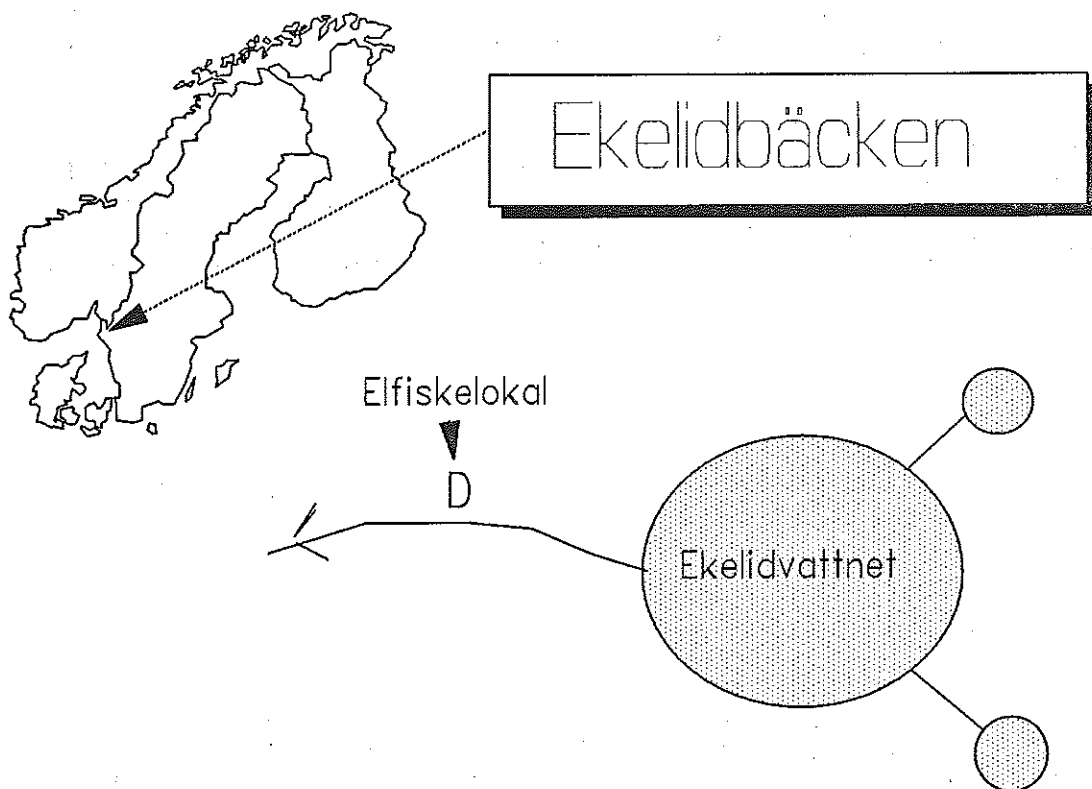
#### Elfiskeresultat

Enbart öring och abborre har fångats på elfiskelokalen. Öring-abundansen har i medeltal varit 43 per 100 m<sup>2</sup> och har följt utvecklingen av pH och alkalinitet (Figur 2). Korrelationen mellan medelalkalinitet samt minsta uppmätta alkalinitet och abundansen av 0+ öring var signifikant (linj. reg.,  $p < 0.05$ ). Äldre öring har tenderat att minska efterhand som mängden årsungar ökat. Efterhand har öringbeståndet ökat i takt med fortsatta kalkningar och att pH hållits över 6.

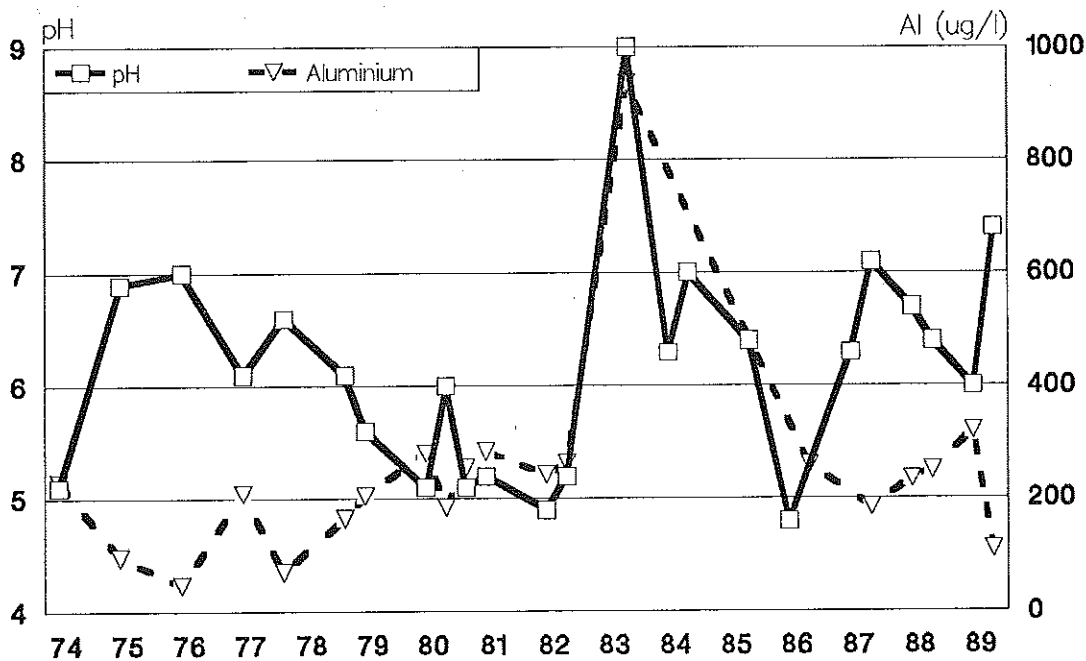
Abborre fångades enbart 1983 då vattentemperaturen var hög och vattenföringen låg.

#### Sammanfattning

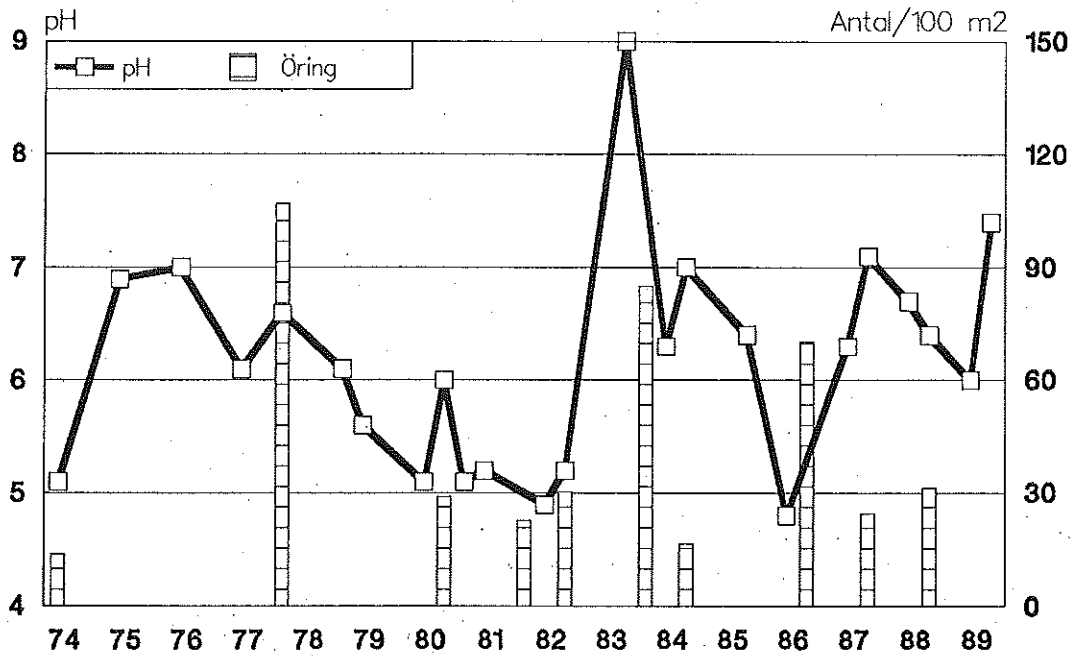
- Systemet var kraftigt försurat, men sjökalkningar gav god vattenkemi. Tyvärr hann viss återförsurning ske mellan första och andra kalkningen.
- Öringtätheterna har väl följt alkalinitets-utvecklingen och har successivt ökat efter den andra kalkningen.
- Årsungar har gynnats relativt äldre öring.



Ekelidbäcken  
Totalaluminium (ug/l)  
samt pH i Ekelidvattnet



Ekelidbäcken  
Totalantalet öring / 100 m<sup>2</sup>  
mot pH i Ekelidvattnet



SKUGGÄLVEN, NORRA BOHUSLÄN, STRÖMSTADS KOMMUN.

Vattensystem: 111 - Strömsån. (654453-123326)

Avrinningsområde: Skuggälven vid elfiskelokal C = 11 km<sup>2</sup>

Andel sjö: Skuggälven till lokal C= 16%

Max. längd-Skuggälven till Strömsån= 13 km Fallhöjd: 128 m

Avrinning: 13 l/s/km<sup>2</sup>Bakgrund

Detta sjösystem har sedan länge haft goda bestånd av insjööring. Orsaken till den goda öringtillgången är troligen avsaknad av gädda på grund av vandringshinder nedströms. Öringen i sjöarna blir som störst 1-1.2 kg. Öringbeståndet minskade under 1960-talet och stödutsättningar genomfördes. Samtidigt försvann elritsa från sjösystemet. Orsaken till förändringarna var att pH i sjöarna sjunkit till runt 5 på grund av försurning under 1960-70 talen. Inga direkta utsläpp sker i sjöarna och fisket är måttligt.

För elfiskelokalerna i Skuggälven föreligger definitiva vandringshinder ca 1 resp 5 km nedströms Nordvammssjöns utlopp i Skuggälven. Fiskarter som gädda och elritsa kan därför inte vandra upp från Strömsån nedströms. Mellan Nordvammssjön och uppströms belägna sjöar finns ett mindre (partiellt) vandringshinder och ett liknande hinder finns mellan Sörvammssjön och Ejjdesjön. Ovanför lokal C ligger 11.8 km<sup>2</sup> avrinningsområde.

Försurningspåverkan på fisk, kalkningar och effekterna av kalkningar har tidigare beskrivits i en rapport 1981 från Fiskevattenägareförbundet och Statens Naturvårdsverk (E.Thörnelöf med flera, "Preliminär redovisning av resultat från kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän"). År 1987 kom en rapport från Fiskevattenägareförbundet om resultaten från perioden 1982-87 (L. Thorsson, "Redovisning av kalkningsprojekt Vammssjöarna m.fl").

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckn.	X-koor	Y-koor	H.ö.h.
Blötevattbäcken	A	653590	125015	145
Ejjdebäcken	B	653750	125008	140
Skuggälven	C	653918	124853	97

Lokalnamn	Avst. upp till sjö	Avst. ned till sjö
Blötevattbäcken	120 m	1 m
Ejjdebäcken	150 m	5 m
Skuggälven	20 m	>10 km



Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat
Blötevattbäcken	1.4	0.20	Sand, Sten, Grus
Ejgdebäcken	1.5	0.15	Sand, Sten, Grus
Skuggälven	3.3	0.60	Sand, Grus

Elfiskelokalen Blötevattbäcken (A) (Karta) ligger i barrskog med lövinslag. Sträckan har några mindre fall/forsar. Lokalen slutar omedelbart uppströms utloppet i Ejgdesjön och utgör lekområde för Ejgdesjöns insjööring.

Elfiskelokalen Ejgdebäcken (B) ligger också i lövblandad barrskog, ca 5 m uppströms utloppet i S. Vammsjön. Insjööringbestånd i Sörvammsjön utnyttjar lokalen för lek.

Elfiskelokalen Skuggälven (C) har granskog på ena sidan, och en grusväg på andra. Lokalen ligger några tiotal meter nedom N. Vammsjöns utlopp. Lokalen ligger i en djup del av ån och den exakta lokalen har flyttats (1987) på grund av svårigheter vid fiske. Lokalen utgör lekområde för det nedströmslekande insjööringbeståndet i Nordvammsjön.

### Kalkningar

Kalkningar i vattensystemet utfördes 1974-75, 1982-83 samt 1987-89. Vid de första två tillfällena användes T-kalk, en löslig industrirestprodukt. Fortsatta kalkningar bedrivs med vanligt kalkstensmjöl. Kalkningarna har i huvudsak utförts i sjöarna, men vissa våtmarker har också åtgärdats.

Plats	Datum	Mängd (t)	Giva	Metod
Blötevattnen	7403--7406	40	24 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	40	?	Våtmark
- " -	821112	101.5	60 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	880607	45	27 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	37	10 t/ha	Våtmark
- " -	- " -	2	?	Bäck
Ejgdesjön	7403--7406	70	13 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	90	?	Våtmark
- " -	821130--1206	250	47 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	880607	81	15 g/m <sup>3</sup>	Sjö
Vammsjöarna	7403--7406	98	19 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	95	?	Våtmark
- " -	821113--16	190	36 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	880609	64	15 g/m <sup>3</sup>	Sjö
- " -	- " -	49	10 t/ha	Våtmark

## Vattenkemi

Vattenprover har insamlats på tre stationer; Norra Blötevatnet (1), Ejjdesjön (2) samt i Nordvammssjön (3) (Karta). Samtliga stationer således i sjöar (eller sjöutlopp). Förutom pH, alkalinitet, konduktivitet samt färgtal har även totalaluminium (samt flera andra parametrar) analyserats.

pH ökade markant från värden kring 5 till över 7 efter den första kalkningen (Figur 1). Det relativt höga pH som uppstod berodde av den lättlösliga T-kalken. Efterhand minskade pH och var under 6 redan 1979, men omkalkning företogs inte förrän 1982-83. Efter omkalkning, med höga givror av T-kalk, uppkom onormalt höga pH 1983. Efterhand minskade pH till värden över 6 utom i samband med enstaka surstötter.

Halten av Kalcium+Magnesium har pendlat kring 0.12-0.24 mekv/l, vilket genomgående har inneburit kalciumhalter överstigande 3 mg/l efter kalkning.

Färgtalet har generellt ökat i vattensystemets klara sjöar (N. Blötevattnet och Ejjdesjön) efter kalkningen 1982. Således finns en större mängd organiskt kol tillgängligt för fytoplankton. Efterhand har också siktdjupet i sjöarna minskat. Före den första kalkningen var siktdjupet i Ejjdesjön 8.4-10.5 m för att minska till 4.1-7.8 efter kalkning.

Tabell 1. Medelvärde respektive lägsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), totalaluminium (ug/l, ofiltrerad) respektive konduktivitet (mS/m) efter kalkning i tre av de sjöar där vattenprov togs (Stationer 2-4).

	Ejjdesjön	Nordvammssjön
pH	6.5 (4.6-9.0)	6.3 (5.0-7.1)
Färgtal (mg Pt/l)	12 (0-30)	28 (5-50)
Konduktivitet (mS/m)	6.5	6.1
Alkalinitet (mekv/l)	0.11 (0-0.43)	0.08 (0-0.28)
Totalaluminium (ug/l)	137 (40-522)	158 (38-400)

Totalaluminiumhalterna var höga före kalkning, men minskade sedan med ökat pH. Under återförsurningen (1975-1982) ökade aluminium ånyo, för att successivt minska som en följd av de fortsatta kalkningarna (Figur 2).

Totalaluminium och färgtalet var signifikant positivt korrelerade i Nordvammssjön, som också var den brunaste sjön i vattensystemet samtidigt som pH aldrig varit extremt lågt eller högt i sjön. I Ejjdesjön och Norra Blötevattnet följde kvoten mellan aluminium och färgtal pH utom när extremt låga eller höga pH uppmättes. Vid extrema pH ökade kvoten, dvs troligen förelåg aluminium inte som normalt bundet till humusämnen.

pH och aluminium har följde varandra väl under tiden efter den första kalkningen, men efter 1982 har aluminiumhalterna minskat i systemet trots att färgtalet ökat. Orsaken torde stå att finna i att pH hållits över 6 och inte minst att våtmarkskalkningarna intensifierats.

Totalfosforhalten i Ejgdesjön har följt pH och som lägst varit 3 ug/l och som mest 10 ug/l (efter kalkningen 1982).

### Elfiskeresultat

Öringabundansen på de respektive lokalerna har följt utvecklingen av pH (Figurer 3-5). Efterhand har öringbestånden ökat på samtliga lokaler i takt med fortsatta kalkningar och att pH hållits över 6. Abundansen av 1+ eller större öring på lokal C (Skuggälven) var väl korrelerad med fångsten av vuxen öring i provfiske i Nordvammssjön uppströms. Fångsten vid provfiske i sjön dominerades av öring på 3-5 år. Tillväxten var måttlig - en sammanställning av data från Thörnelöf m. fl. (1981) och Thorsson (1987) visade att öring i hela vattensystemet tillväxte bra som årsungar och 1+, varefter tillväxten avtog när öringen uppehöll sig i sjöarna:

0+ öring vanligen var	6-9 cm	(september-december, elfiske)
1+ öring vanligen var	10-15 cm	(- " -)
2+ öring vanligen var	14-17 cm	(- " -)
3+ öring vanligen var	16-20 cm	(augusti-september, provfiske)
4+ öring vanligen var	21-26 cm	(- " -)
5+ öring vanligen var	24-26 cm	(- " -)
6+ öring vanligen var	28-34 cm	(- " -)
7+ öring vanligen var	34 cm	(- " -)
8+ öring vanligen var	35-40 cm.	(- " -)

För samtliga lokaler förelåg en svag negativ korrelation mellan 0+ och äldre fisk, men signifikanta korrelationer med abundansen av 0+ förelåg på lokal B med pH ( $p=0.01$ ,  $r^2=0.50$ ) och totalaluminium ( $p=0.04$ ,  $r^2=0.39$ ). På lokal A var korrelationen mellan pH och 0+ också signifikant ( $p=0.03$ ,  $r^2=0.49$ ). Vanligen förelåg högre korrelationskoefficienter mellan 0+ och pH än mellan 0+ och aluminium.

I takt med ökad abundans av 0+ öring minskade abundansen av äldre öring på lokalerna, medan totalabundansen öring ökade. 0+ öring utgjorde i medeltal 91%, 82% respektive 51% av antalet öring på lokalerna A-C.

I huvudsak förekom enbart öring på elfiskelokalerna. Abborre uppträdde i enstaka exemplar under torrår (1983, 1988, 1989) då vattenhastigheten på de elfiskade lokalerna var lägre. Storleken på dessa abborrar var 78-196 mm. Enstaka ålar fångades på den nedersta lokalen i Skuggälven, lokal C. Dessa ålar var 230-500 mm.

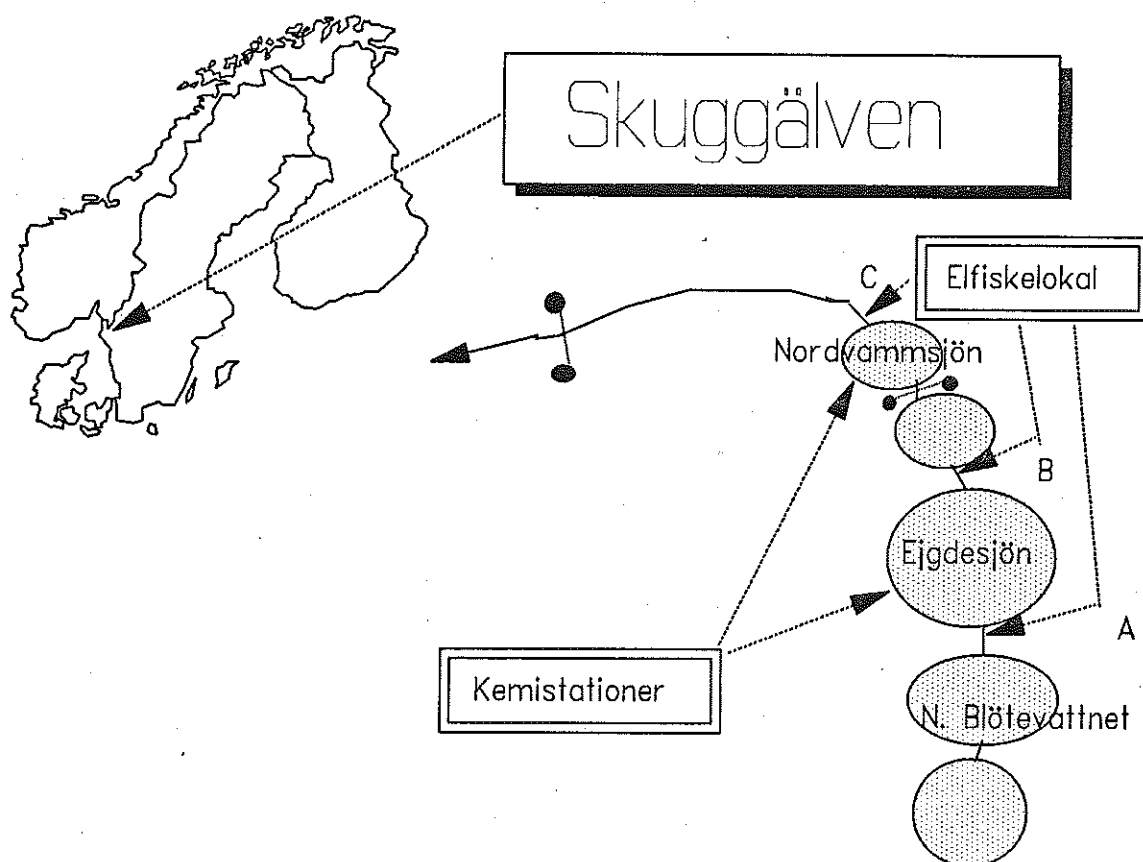
Mört har inte funnits i vattensystemet tidigare men etablerades i Nordvammssjön i början av 1980-talet, troligen som en följd av att mört använts som agn vid vinterfiske. Vid nätprovfiske fångades de

första mörtarna 1981. Vid elfiske på lokal C 1983 fångades en årsunge (0+) av mört för första gången. Efterhand har mörtpopulationen i sjön och i utloppsbacken ökat (Figur 6). I takt med det ökade mörtbeståndet på lokal C har också mängden 0+ öring ökat. Längre nedströms förekommer inte mört på samma lokaler som öring. Elfisken 1989 på lokaler 0.5 respektive 3 km nedströms gav enbart öring. Mörten var således koncentrerad till utloppet av Nordvammssjön, där ju troligen djurplanktontillgången var hög.

Elritsa har inte lyckats att återkolonisera vattensystemet på grund av de vandringshinder som finns nedströms.

### Sammanfattning

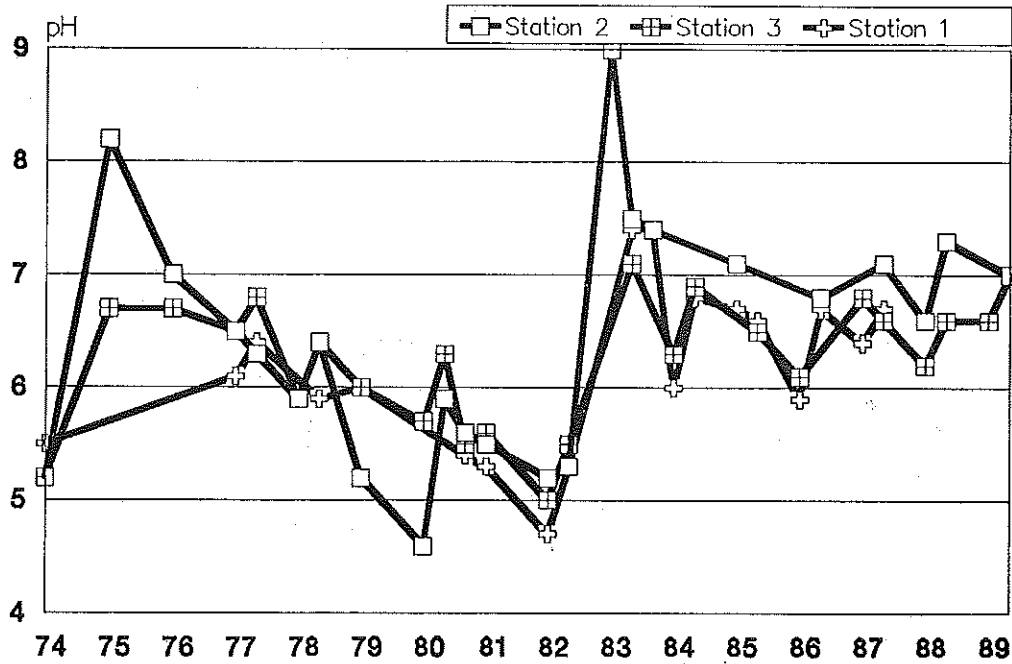
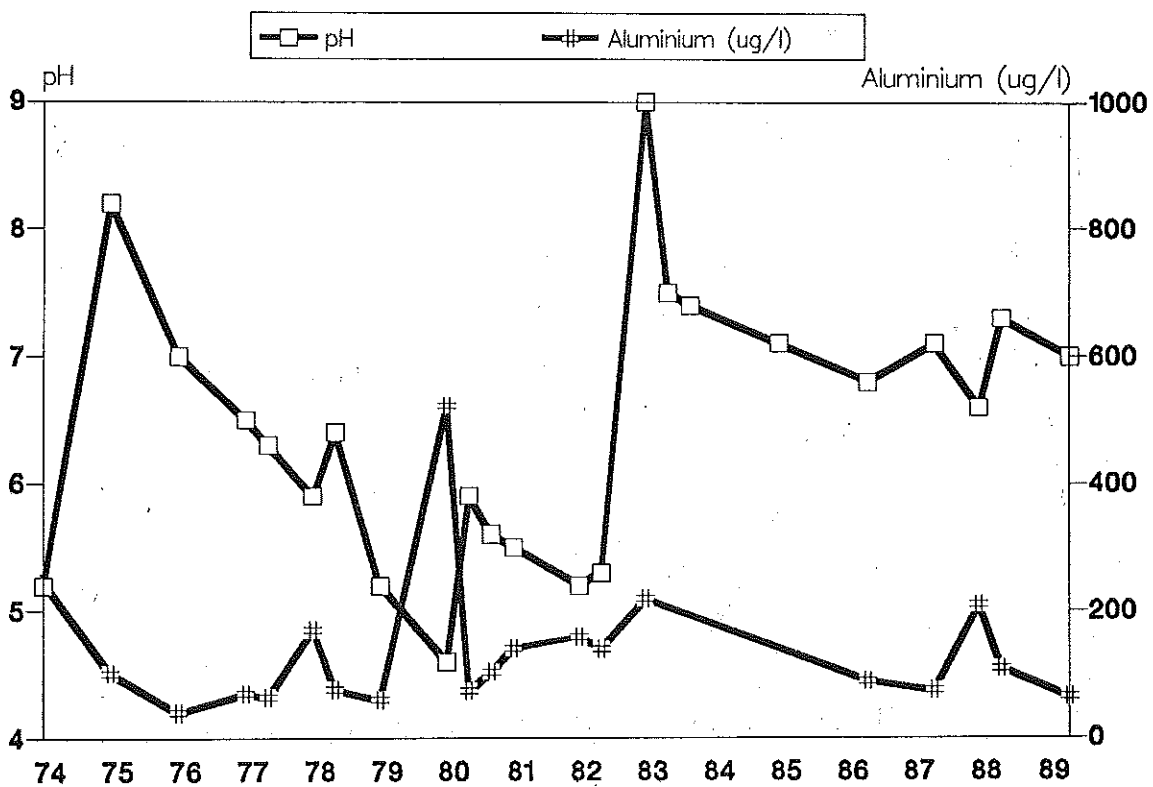
- Sjösystemet var kraftigt försurat, men sjökalkningar gav god vattenkemi. Tyvärr hann viss återförsurning ske mellan första och andra kalkningen.
- Öringtätheterna har väl följt pH-utvecklingen och har successivt ökat efter den andra kalkningen.



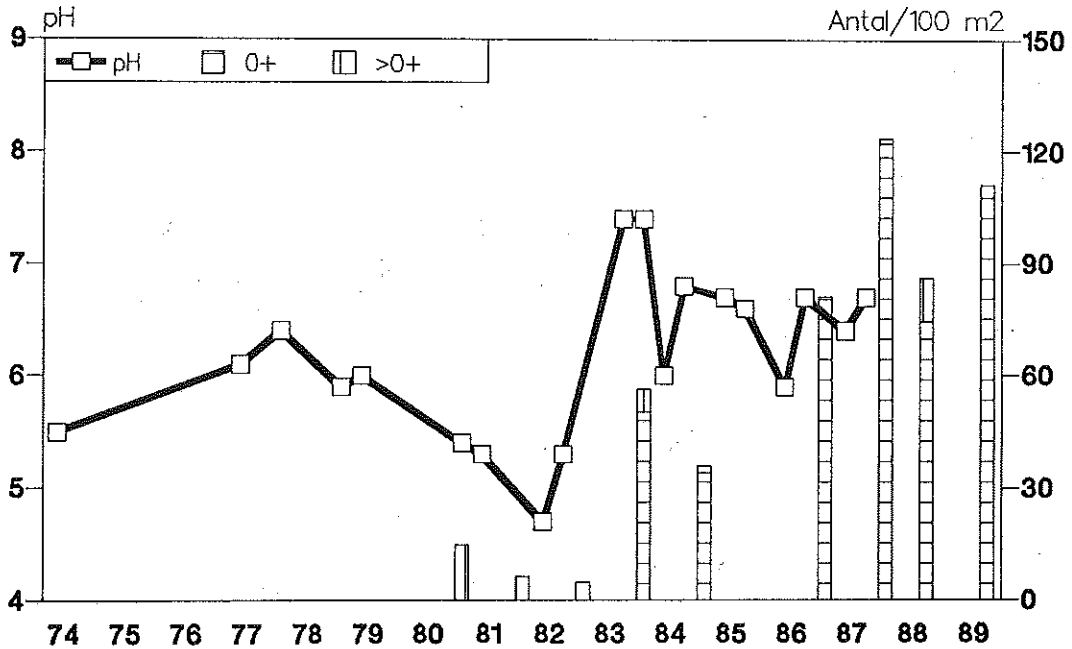


## pH i de tre sjöarna

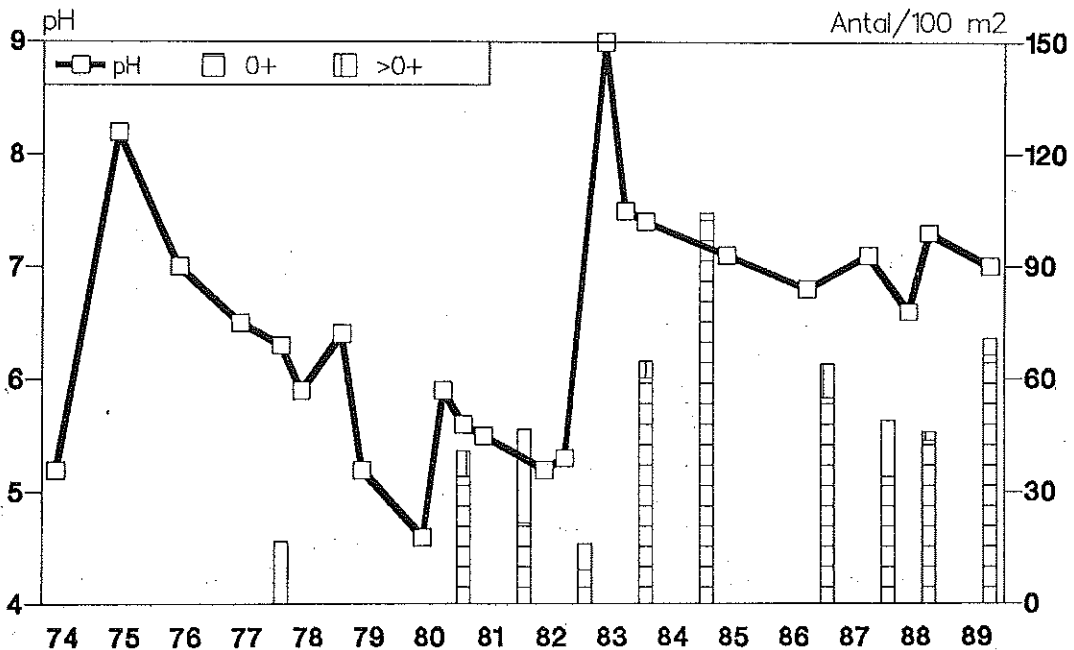
Eigde-, Nordvammssjön, Norrablötevattnet

Eigdesjön  
pH och Totalaluminium

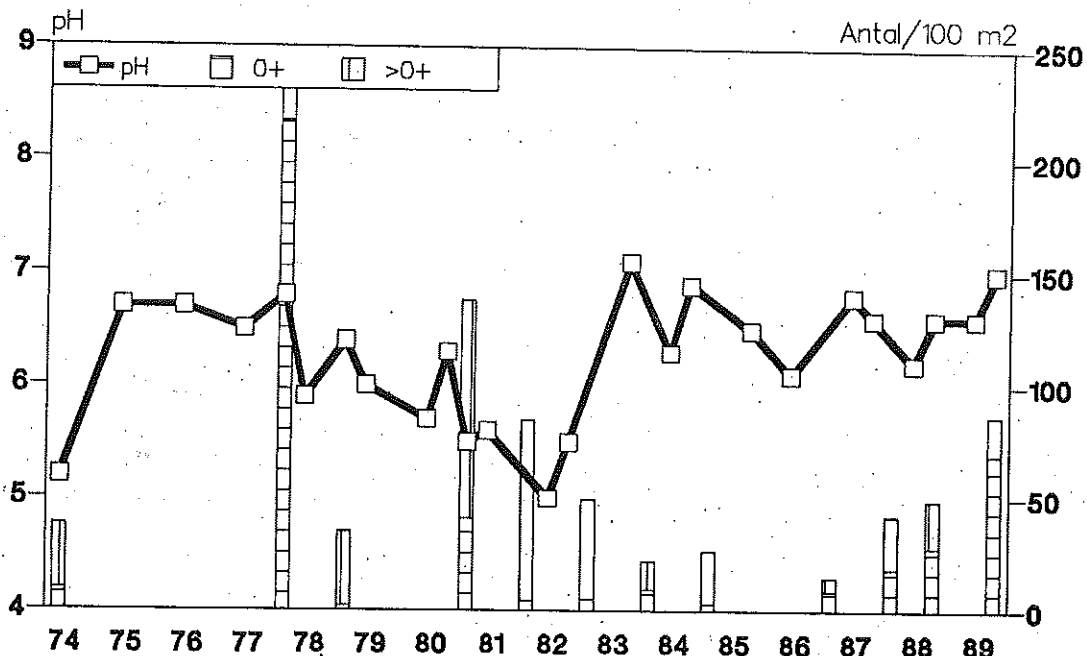
Utvecklingen av öringbeståndet  
Elfiske på lokal A  
samt pH i Norra Blötevattnet.



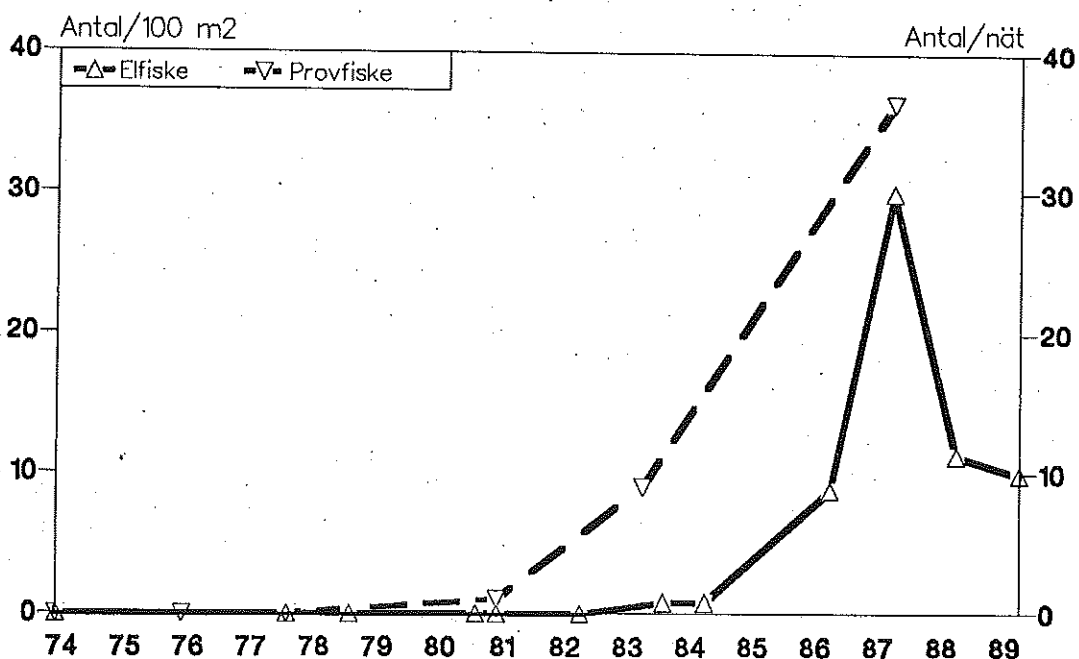
Utvecklingen av öringbeståndet  
Elfiske på lokal B  
samt pH i Eijgdesjön.



Utvecklingen av öringbeståndet  
Elfiske på lokal C  
samt pH i Nordvammssjön.



Utvecklingen av mörtbeståndet  
Elfiske på lokal C  
provfiske i Nordvammssjön.



GRISSELEÅN, JÖNKÖPINGS LÄN, JÖNKÖPINGS KOMMUN

Huvudvattendrag: 101 - NISSAN , Biflöde (640015-138278)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 25  
Sjö%: 8Längd (km): 11      Fallhöjd: 136 m  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 11Bakgrund

Grissleån avvattnar Elsabosjön och Mulserydssjön, vilka i sin tur mottager surt vatten från stora moss- och myrmarker, bl a Komosse, på gränsen mellan Småland och Västergötland. Källområdet ligger högt för sydsverige, 350 m.ö.h., på gnejsberggrund. Komosse utgör ett naturvårdsområde, vilket medför att våtmarkskalkningar inte kommit ifråga för stora delar av avrinningsområdet.

Mulserydssjön har provfiskats av Sötvattenslaboratoriet vid två tillfällen under 1980-talet och sjön hyser gädda, abborre, mört, siklöja, braxen, ål, sik och lake. Ålutplanteringar sker regelbundet i sjön. Enstaka öringar har fångats av kringboende, men något egentligt sjööringbestånd finns ej.

Undersökta lokaler

Två lokaler redovisas från Grissleån, dels en lokal 2 km nedströms Elsabosjön, dels en lokal 7 km nedströms Elsabosjön, omedelbart uppströms Mulserydssjön. Uppströms den nedersta lokalen tillkommer ett surt biflöde direkt från Komosse, varför vattenkvaliteten är sämre.

Lokalnamn	Bet	Koordinater	Avst(km) till sjö	
			uppströms	nedströms
Landsvägsbron	A	639840-137920	2	5
Kvarnstugan	B	639955-138100	7	0.1

Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat	H.ö.h (m)
Lokal A	2.5	0.2	Sand, grus	275
Lokal B	4.5	0.3	Sten, block	198

Lokal A, landsvägsbron, är skuggad av lövträd och omges av lövrik granskog. Bottenvegetationen är sparsam.

Lokal B, Kvarnstugan, är skuggad av lövträd och omges av granskog med lövinslag.

### Kalkningar

Kalkningar har skett i Elsabosjön uppströms, samt i Mulseryddsjön nedströms (de senare ej redovisade).

Plats	Datum	Mängd(ton)	Metod
Elsabosjön	1985	142	Flotte
- " -	1987	135	-"-
- " -	1988	52	-"-
- " -	1989	52	-"-

### Vattenkemi

Vattenprov har insamlats i Elsabosjön uppströms. Enstaka vattenprov har också tagits på elfiskelokalerna.

Det första provet är från 1977 då pH uppmättes till 4.4. Successivt har pH ökat redan före kalkningar. Men före kalkning var medel-pH under 6, för att efter kalkning vara över 6. Lägsta uppmätta pH i Elsabosjön har i huvudsak legat mellan 5 och 6 efter kalkning.

Ökningen av pH, alkalinitet samt konduktivitet efter kalkningarnas start var signifikant ( $p < 0.01$ ,  $p < 0.01$  resp  $0.05$ ).

Vattenkemin på elfiskelokal A torde överensstämma relativt väl med förhållandena i Elsabosjön, medan lokal B kan ha haft sämre förhållanden på grund att biflödet från Komosse.

Tabell 1. Medelvärde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), Total-aluminium (ug/l) samt konduktivitet (mS/m) i Elsabosjön 1977-1990.

	Medelvärde	Range
pH	6.0	(4.4-7.4)
Färgtal	111	(40-250)
Alkalinitet	0.06	(0-0.38)
Konduktivitet	4.4	(3.1-7.5)
Total-Aluminium	85	(40-230)

Elsabosjön var relativt humös och i bäcken nedströms ökade färgtalet på grund av tillflöden från mossmarker.

### Elfiskeresultat

På lokal A var antalet årsungar (0+) av öring ca 30 per 100 m<sup>2</sup> år 1983 för att sedan minska 1984 och 1985. År 1986, efter kalkning, ökade antalet årsungar något, men det kalla och sura året 1987 minskade ånyo 0+. Fortsatta kalkningar och, inte minst, gynnsammare klimat, medförde betydligt ökade tätheter av årsungar och därmed öring totalt 1988 och 1989 (Figur 1).



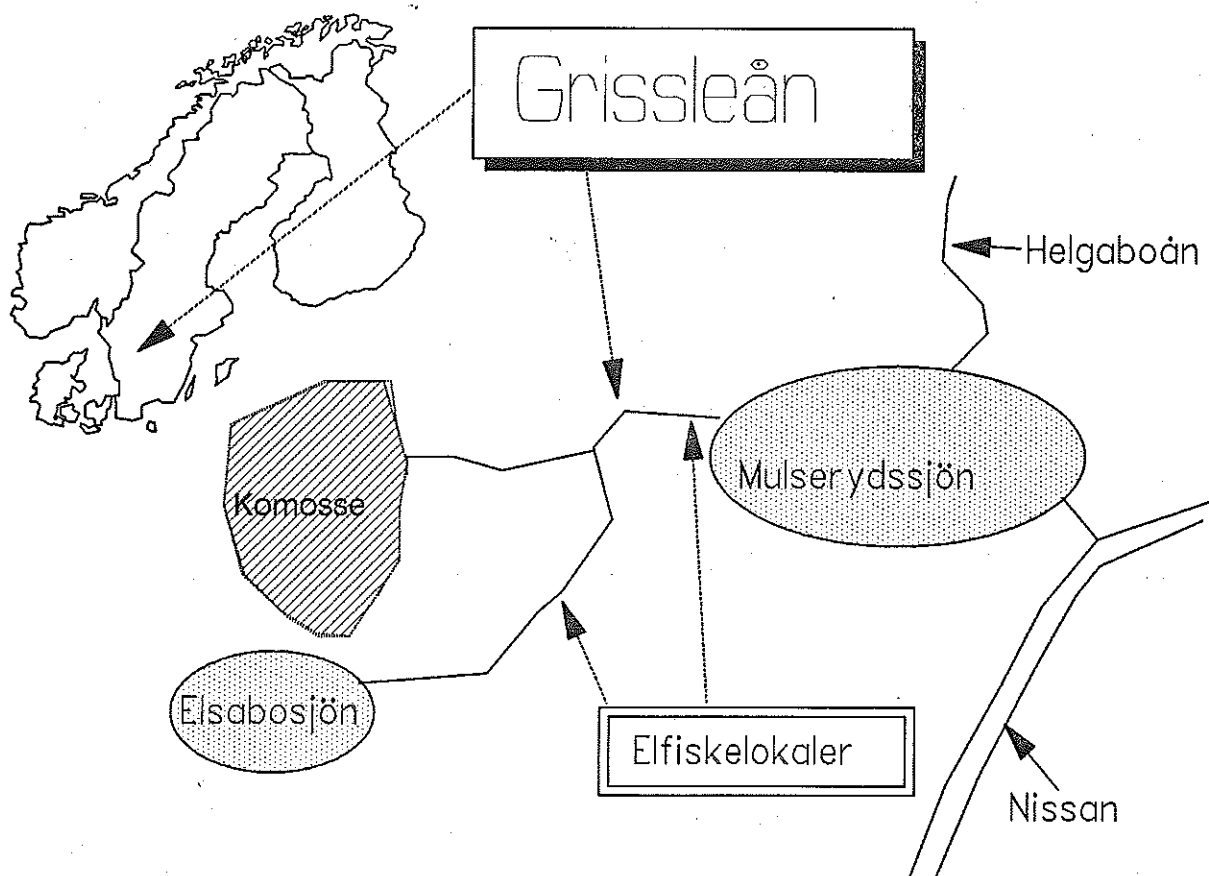
Lokal B, som utsätts för en sämre vattenkvalitet, har visat en liknande trend, men har inte haft samma täthet av öring. Som mest har antalet årsungar av öring varit 19 per 100 m<sup>2</sup>.

På lokal A har enstaka gäddor och abborrar fångats. Gäddorna har ibland haft årsungar av öring i magen.

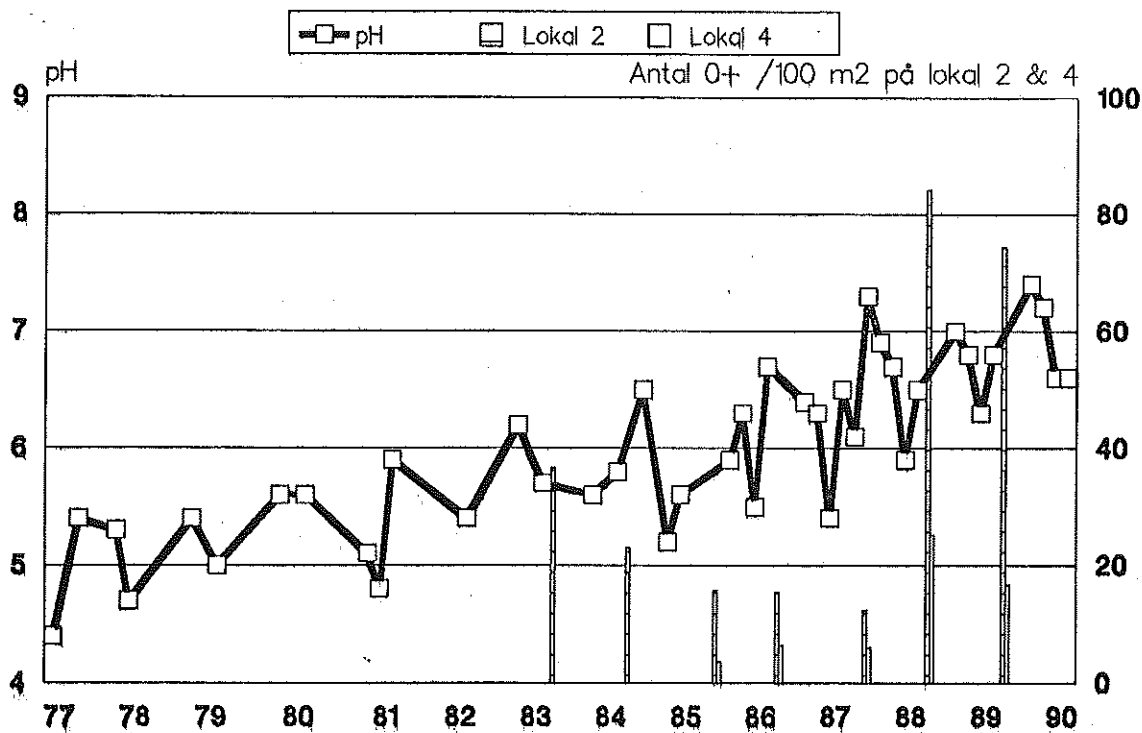
På lokal B, som ligger omedelbart uppströms Mulserydssjön, har flera fiskarter fångats; mört, lake, ål, elritsa, gädda och abborre. Ingen av dessa arter har dock uppträtt regelbundet eller i nämnvärd täthet (Figur 2).

### Sammanfattning

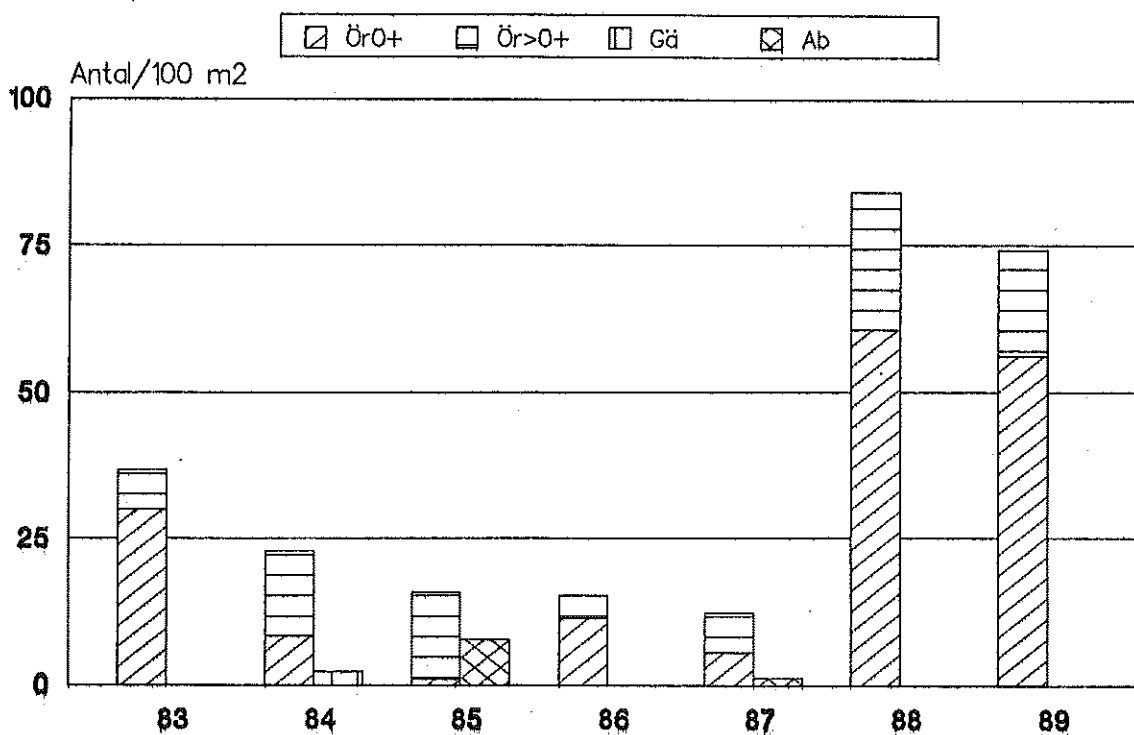
- Försurningspåverkan före kalkning medförde ej utslagning av fisk, men väl minskade tätheter.
- Sjöalkningarna gav måttlig effekt 2 km nedströms, men ringa effekt 7 km nedströms.
- Sjöalkningarna har därför inte varit tillräckliga för fisk i rinnande vatten, fränsett de klimatiskt gynnsamma åren 1988-89.



Grissleån  
 Antal 0+ /100 m2 på lokal 2 & 4  
 samt pH i Elsabosjön uppströms.



Grissleån  
 Antal/100 m2  
 Vägbron = lokal 2



HELGABOÅN, JÖNKÖPINGS LÄN, JÖNKÖPINGS KOMMUN

Huvudvattendrag: 101 - NISSAN , Biflöde (640015-138278)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 9      Längd (km): 4      Fallhöjd: 126 m  
 Sjö%: 0      Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 11

Bakgrund

Helgaboån utgör ett okalkat referensvattendrag till Grissleån. Helgaboån avvattnar stora moss- och myrmarker på gränsen mellan Småland och Västergötland. Ån saknar sjöar och mynnar i Mulseryds-sjön. Avrinningsområdet domineras av gnejser.

Mulserydssjön har provfiskats av Sötvattenslaboratoriet vid två tillfällen under 1980-talet och sjön hyser gädda, abborre, mört, siklöja, braxen, ål, sik och lake. Ålutplanteringar sker regelbundet i Mulserydssjön. Enstaka öringar har fångats av kringboende, men något egentligt sjööringbestånd finns ej.

Helgaboåns bottenfauna undersöktes 1984-85 av Henrikson et al. (Länsstyrelsen 1985). De fann en låg djurtäthet och bedömde att ån var försurningspåverkad. År 1990 bedömdes dock åns bottenfauna ej vara försurningspåverkad (M. Medin, opubl).

Undersökta lokaler

Endast en lokal har elfiskats under en följd av år, medan ytterligare fyra lokaler uppströms har besökts enstaka tillfällen. Samtliga lokaler hade en likartad fiskfauna vad avser artsammansättning, medan tätheterna varierade.

Lokalnamn	Bet	Koordinater	Avst(km) till sjö	
			uppströms	nedströms
Nedom bron	A	640080-13814	-	0.5
Höjd.ö.h (m)		Bredd (m)	Medeldjup (m)	Substrat
210		3.5	0.2	Block, sten

Lokalen är skuggad av lövträd och omges av lövrik granskog. Bottenvegetationen är sparsam.

Kalkningar

Kalkningar har inte skett.

## Vattenkemi

Vattenprov har insamlats genom länsstyrelsens försorg invid elfiskelokalen. Provinsamling startade 1984 och endast 13 prover finns fram till våren 1990.

Ibland dominerade grundvatten i ån och pH var 6.9 med en alkalinitet av 0.43 mekv/l, samtidigt som konduktiviteten var hög (9.3 mS/m) och färgtalet lågt (50 mg Pt/l). Surstötar uppträdde vid vårflod, exempelvis 1985 då pH var 5.6. Lägsta uppmätta pH var 5.4.

Tabell 1. Medelvärde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), Total-aluminium (ug/l) samt konduktivitet (mS/m) i Helgaboån 1984-1990.

	Medelvärde	Range
pH	6.4	(5.4-6.9)
Färgtal	92	(45-160)
Alkalinitet	0.18	(0.005-0.43)
Konduktivitet	7.1	(5.2-9.3)
Total-Aluminium	164	(95-220)

## Elfiskeresultat

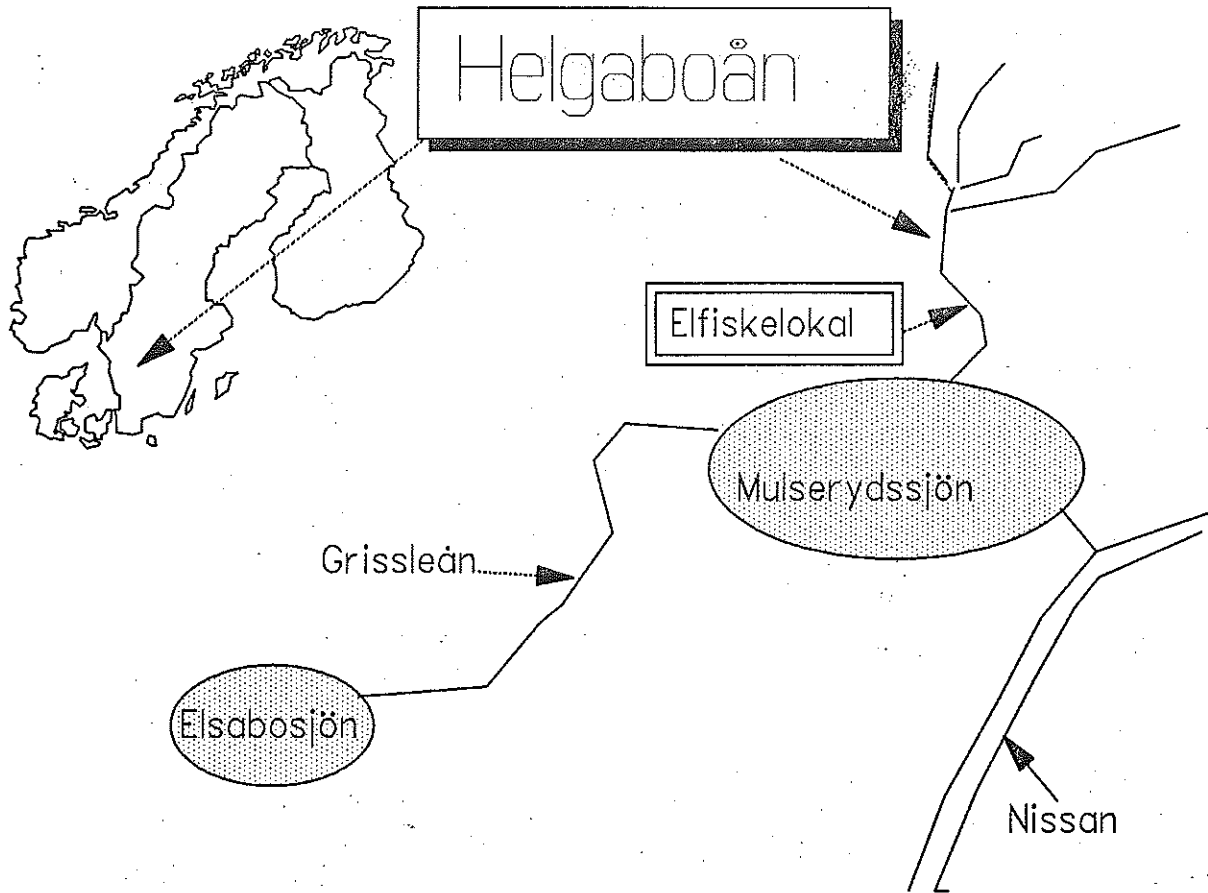
På lokalen fluktuerade tätheten av årsungar (0+) av öring betydligt. Exempelvis det nederbördsrika och kalla året 1987 erhöles inga årsungar. Samtidigt var tätheten av bergsimpa hög. Bergsimpan leker sent på våren, troligen efter det att vårfloden passerat. Äggen kläcks snabbt och arten klarar därför en tid att leva i vattendrag som drabbas av surtstötar, men eljest har hygglig vattenkvalitet. De år då öringrekryteringen misslyckats tycks tätheten av bergsimpa ha varit speciellt stor, vilket skulle indikera att arterna normalt konkurrerar något (Figur 1).

Öring äldre än årsungar minskade signifikant med tiden (linj. reg,  $p < 0.01$ ) (Figur 2).

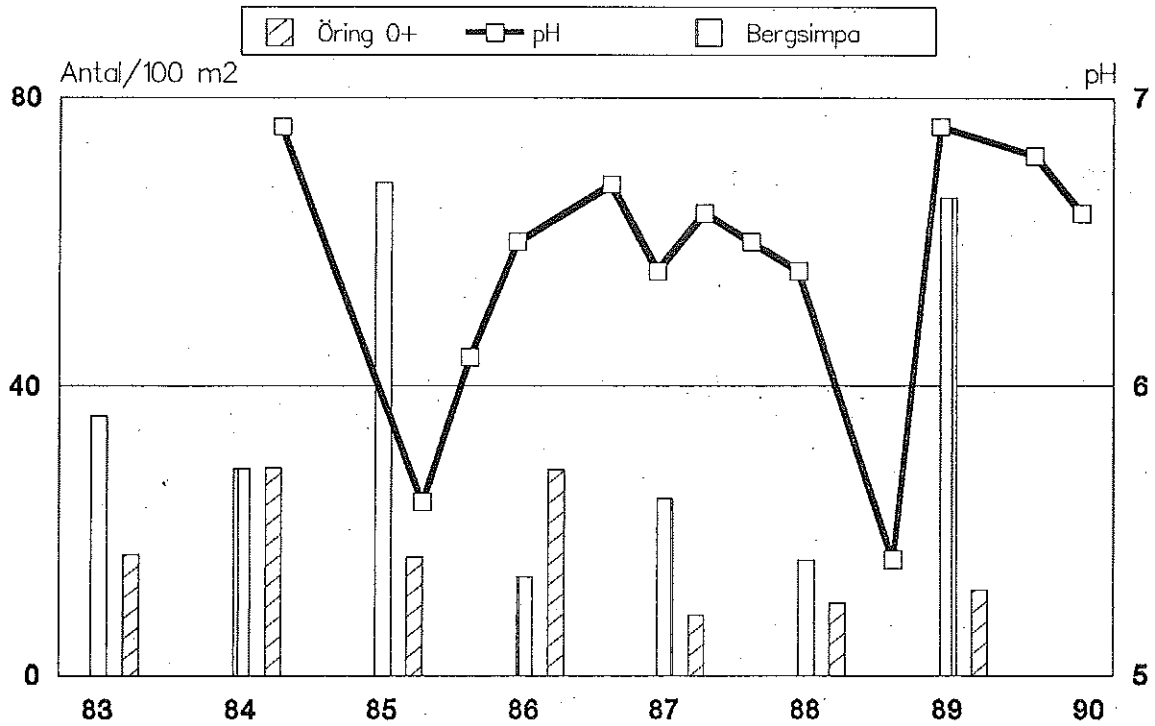
På lokalen har rikligt med bäcknejonöga fångats. Enstaka lakar och elritsor har också erhållits.

## Sammanfattning

- Denna okalkade referenså var utsatt för surtstötar vissa år.
- Förurningspåverkan vid vårflod medförde minskade tätheter av fr a öring, medan bergsimpan klarade sig bättre på grund av att den leker senare.

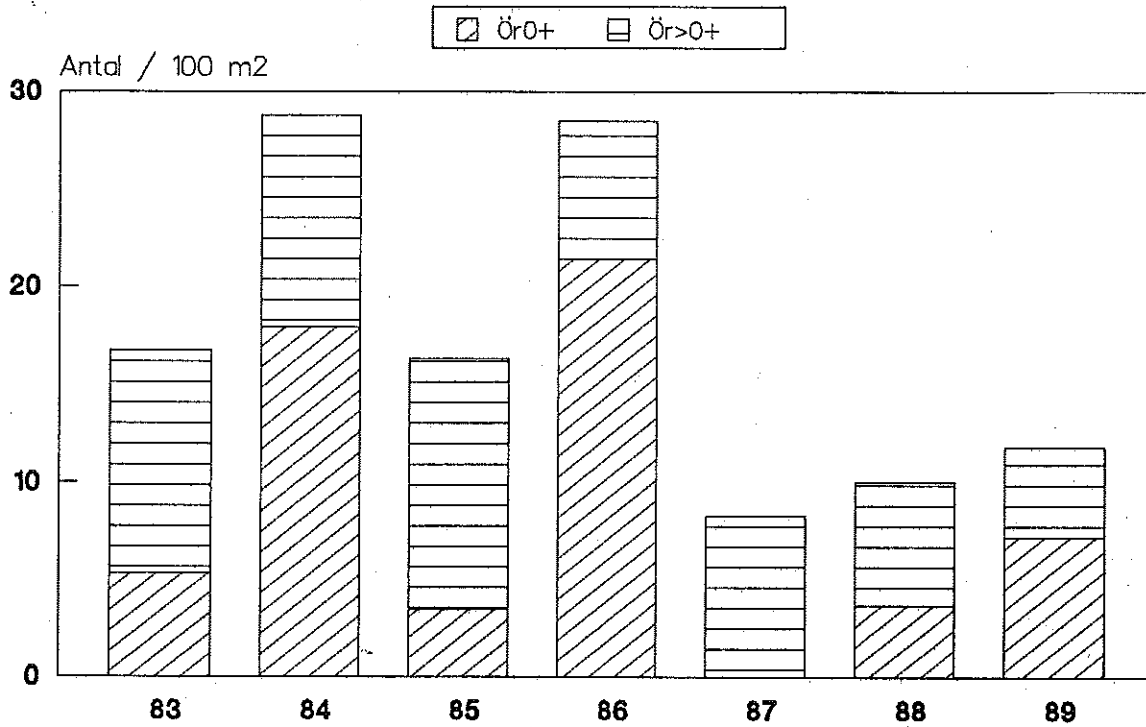


Helgaboån  
 Antal/100 m<sup>2</sup>  
 Öring och bergsimpa





Helgaboån  
Öring, andel 0+ resp  
äldre öring olika år.



GAGNÅN, ÖSTRA SKARABORGS LÄN, HABO KOMMUN

Vattensystem: 067 - Vättern-Motala Ström, (643074-140193).

Avr.område: 32 km<sup>2</sup>                      Andel sjö: 0.2 % Max.längd: 13 km  
 Fallhöjd: 241 m                        Avrinning: 10 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Gagnån utgör ett litet, men mycket viktigt tillflöde till Vättern i och med att ån hyser goda reproduktionsområden för insjööring, flodnejonöga och troligen även harr. Källområdet på 330 m.ö.h. är beläget ca 2.5 mil norr om Jönköping. Mynningen i Vättern är belägen på 89 m.ö.h..

Avrinningsområdets, totalt ca 32 km<sup>2</sup>, övre delar är mager skogsmark med betydande andel våtmarker. De nedre delarna rinner genom mäktiga sandåsar på Vätterförkastningen. Dessa sandåsar har stora grundvattenmagasin.

Systemet är mycket sjöfattigt, endast två små sjöar finns. Skog skuggar i stort sett hela ån. Två definitiva vandringshinder, Karstorpsfallen och kraftverksdammen, i höjd med länsväg 195 gör att endast 2.5 km är tillgängliga för fisk från Vättern (Sjöstrand 1988).

Tidigare, fram till 1979, förekom utsläpp från en ytbehandlings-industri. Ett kommunalt reningsverk släpper renat avloppsvatten i ån ca 3 km uppströms mynningen. Omfattande grustäktsverksamhet förekommer.

Ån har studerats av flera; bottenfauna av Engblom och Lingdell (PM till Habo kommun "Effekter på bottenfauna av kalkningsinsatser", 1986). Vandringshinder och uppväxtområden för laxfisk inventerades av Sjöstrand och Thörne (Fiskevårdsplanering i Vätterbäckar inom Habo kommun, PM från Fiskeristyrelsens Utredningskontor, 1988).

Undersökta elfiskelokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h.
Uppstr Fagerhult	A (tid. 1)	643205	139965	200
Öst Bjälkatorpet	B (tid. 3)	643100	140155	101

Lokalnamn	Avst. upp till sjö	Avst. ner till sjö
Uppstr Fagerhult	-	3.0 km
Öst Bjälkatorpet	-	0.5 km

Lokalnamn	Bredd	Djup	Substrat
Upp.Fagerhult	4.0 m	0.2 m	Sten, Block
Ö.Bjälkatorp	4.0 m	0.25 m	Sand, grus

Elfiskelokal A ligger i början av sandåsområdet och lokal B i de nedre delarna av området. Dessa delar har ständig och riklig grundvattentillförsel och vattentemperaturen i ån är sommartid relativt låg. Lokal A ligger uppströms de definitiva vandringshindren och har således strömlevande fisk, medan lokal B ligger nedströms och har insjööring.

Inplantering av amerikansk bäckröding förekom under 1960?-talet i sjön Fisklösen.

### Kalkningar

Vattensystemet kalkades 1985 genom en våtmarkskalkning, två år senare lades mindre givor i sjön Fisklösen. Våtmarkskalkningen upprepades 1989 efter ingående fältinventeringar.

Plats	Datum	Mängd	Giva	Metod
Stenamossen	850919	219 ton	?	Våtmark
- " -	891031	327 ton	?	Våtmark
Fisklösen	870311	8 ton	?	Sjö

### Vattenkemi

Vattenprover har insamlats på flera platser för att utröna effekterna av markkalkningen 1985, men längre vattenkemiska serier finns enbart från en station vid länsväg 195 - dvs mitt emellan elfiskelokalerna.

Sommartid var pH i regel över 7 då åvattnet helt dominerades av grundvatten, medan vårflod och kraftiga regn sänkte pH till 5.5-6. Vid vårfloden 1982, 1983 och 1984 före kalkning noterades 5.6, 5.8 respektive 5.5. Ett enstaka pH på 4.4 har uppmätts och bestod troligen i huvudsak av regnvatten hösten 1984. Detta värde var dock knappast representativt för åvattnet. Alkaliniteten har varierat mellan 0 och 0.29 mekv/l (Tabell 1).

Totalaluminium har endast analyserats två gånger (1987 resp 1989), varvid 290 resp 110 ug/l uppmättes. På elfiskelokal A var järnhalten 1.8 mg/l i augusti 1987 samtidigt som färgtalet var 300 mg Pt/l.

Tabell 1. Medelvärde respektive minsta-högsta värde av färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) på den undersökta kemistationen vid länsväg 195.

	Medelvärde	Range
pH	6.4	(4.4-7.3)
Färgtal	125	(40-300)
Alkalinitet	0.10	(0 - 0.29)
Konduktivitet	5.3	(4.1-6.3)

Engblom och Lingdell (1986, se ovan) konstaterade att bottenfaunan i Gagnån var "något försurningspåverkad" (ont om arter som kräver pH över 5.5) och att de utförda markkalkningarna inte givit någon direkt påvisbar effekt på bottenfaunan.

### Elfiskeresultat

På lokal A, strömlevande öring, varierade tätheten av öring endast ringa mellan åren. Tätheten av årsungar var något högre de varma somrarna 1988 och 1989. Generellt dominerade fisk äldre än årsungar på lokalen. Den största fångade öringen på lokalen var 195 mm. Även på andra lokaler, ej redovisade, tycks öringen endast i undantagsfall bli över 200 mm. Tätheten av årsungar var signifikant negativt korrelerad till färgtalet ( $p < 0.001$ ), men ej korrelerad till pH eller alkalinitet (Figur 1).

På lokal B varierade tätheterna mer mellan de tre elfisketillfällena; 1984, 1985 samt 1989. Då beståndet på lokalen utgörs av insjövandrande öring dominerade årsungar på lokalen, emedan fisk äldre än 2+ uppehåller sig i Vättern. Noterbart var att till skillnad från andra bäckar i södra Sverige tycks öringen stanna 3 år i vattendraget innan de utvandrar, således ingick 0+, 1+ samt 2+ i fångsten på lokalen de olika åren (Figur 2). I enstaka fall har även större öring fångats vid elfiske på lokalen. En individ om 39 cm fångades på lokalen 1989 den 11 augusti och 1984 fångades exemplar på 23 resp 25 cm.

Biomassan av öring på lokal A var för 0+ 4.5-19 g och för >0+ 13.7-17.9 g.

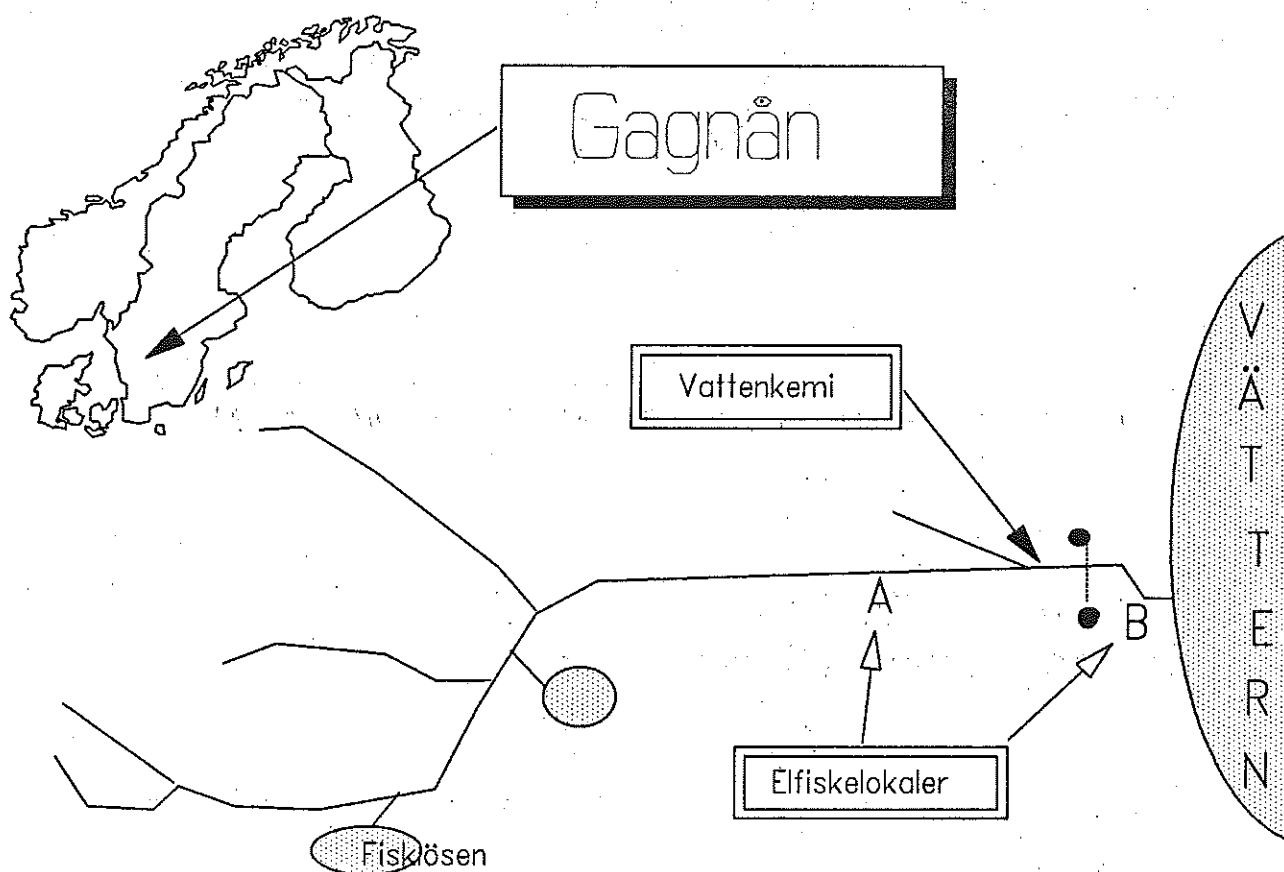
Amerikansk bäckkröding förekommer i ån och vid elfisken på här ej redovisade lokaler uppströms var tätheten som högst 15 individer per 100 m<sup>2</sup>. På lokal A påträffades enstaka individer (0.5-1.0 st /100 m<sup>2</sup>).

Flodnejonöga fångades 1989 på lokal B - 3 individer på 27.5-31 cm.

Inga andra arter har påträffats vid elfisken på de redovisade eller fyra andra lokaler fiskade vid enstaka tillfällen.

Sammanfattning

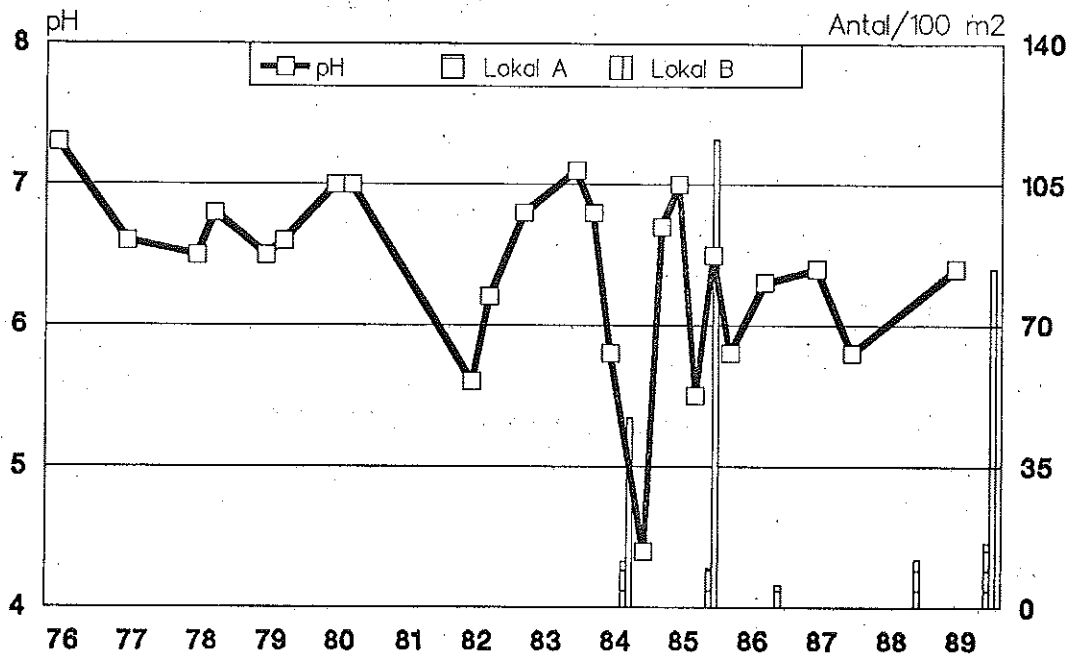
- Ån var försurningspåverkad i de övre delarna före kalkning, men endast ringa påverkad i de delar där elfisken bedrivits.
- Våtmarkskalkningen förbättrade vattenkvaliteten, och endast små pH-sänkningar har förekommit efter kalkning.
- Fiskpopulationen uppvisade ej försurningsskador före eller efter kalkning.





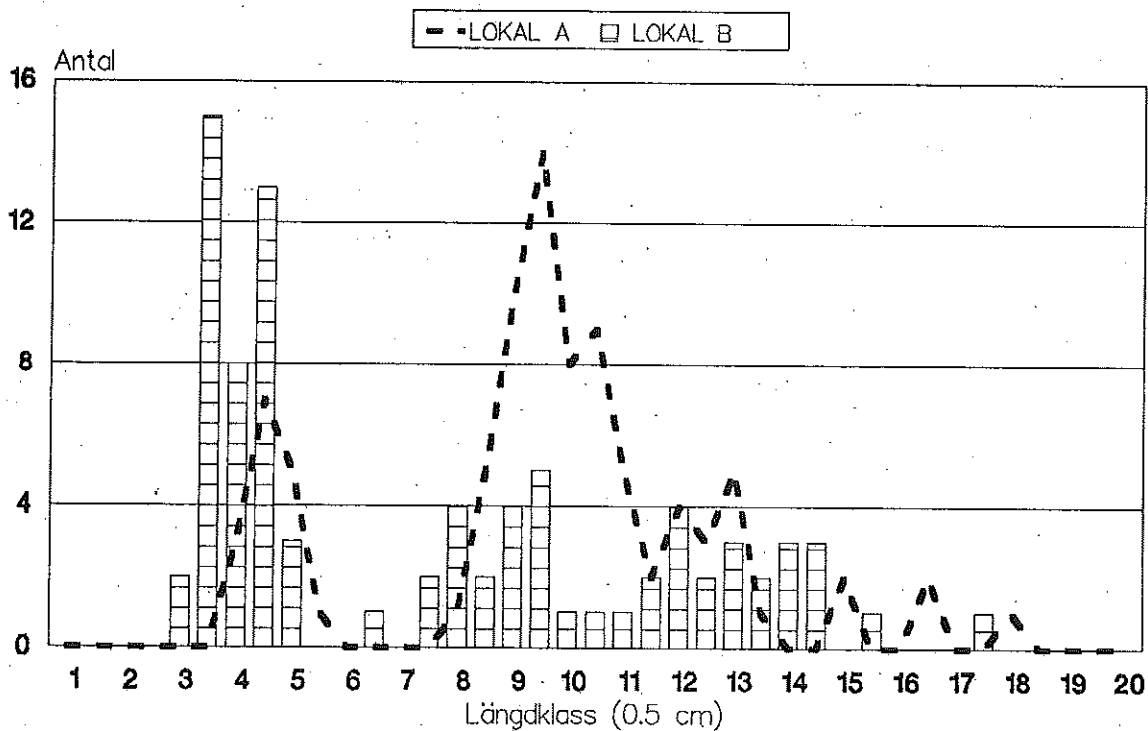
## Gagnån

### Antal årsungar (0+) och pH



## GAGNÅN – 1984

### Öringar under 20 cm



NYKYRKEBÄCKEN, SKARABORGS LÄN, HABO KOMMUN

Huvudvattendrag: 06 - MOTALA STRÖM , biflöde (644635-140703)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 6      Längd (km): 5.5      Fallhöjd (m): 140  
Sjö%: 0      Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 10Bakgrund

Nykyrkebäcken hyser insjööring från Vättern och utgör ett viktigt uppväxtvattendrag trots sin ringa storlek. Även flodnejonöga leker i åns nedersta del. Bäckens nedersta del rinner genom lövskogsklädda sandåsar med rikligt grundvatten, medan större delen av bäcken rinner genom mager skogsmark.

Enligt markägare reducerades öringbeståndet i åns övre delar betydligt under början av 1980-talet. Några större kalhyggen finns i dessa övre delar.

Kalkdoseraren vid Skinnaretorp (RAK 644650-140540) har studerats i arbeten av Engblom & Lingdell (1985) avseende bottenfauna och Lessmark et al. (1986) avseende fisk. Märkräftan Gammarus som förekommer i de flesta intilliggande bäckar har ej påträffats i ån.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	Koordinater	Avst(km) uppstr	till sjö nedstr	H.ö.h.
Ovan doseraren	A	644650-140535	-	2.0	162
Nedom doseraren	B	644650-140540	-	2.0	161
Nykyrke	C	644680-140700	-	0.05	100

Lokalnamn	Medeldjup(m)	Medelbredd	Substrat
Ovan doseraren	0.2	2.0	Sand,grus,sten
Ned. doseraren	0.2	1.5	Sand,sten,block
Nykyrke	0.25	1.3	Sten,sand,block

Lokal A ligger omedelbart uppströms kalkdoseraren och är en lugn till småforsande sträcka, med ringa bottenvegetation. Öringbeståndet är strömlevande.

Lokal B ligger omedelbart nedströms kalkdoseraren och är liksom lokalen ovan lugn till småforsande med ringa bottenvegetation. Öringbeståndet är strömlevande.

Lokal C ligger omedelbart ovan utflödet i Vättern och hyser insjövandrande öring. Lokalen är strömmande till småforsande med ringa vattenvegetation. Lokalen har flera höljor och skuggas av skog.

### Kalkningar

Enligt ett beslut 1984-06-12 skulle en kalkdoserare installeras vid ån och 95 ton kalkstensmjöl (0-0.2 mm, 53% CaO) spridas fram till 1989. Doseraren startade redan i maj 1984, men med stora problem. All avsedd kalk kom ej att spridas. Doseraren stängdes i stort sett av 1987-1988. Istället skedde en omfattande våtmarkskalkning i december 1987, varvid 80 ton (0-0.5 mm) spreds. Doseraren har byggts om och kommer att startas hösten 1990.

Plats	Datum	Mängd(ton)	Giva	Metod
Doseraren	1984-05--1986-12	Ca 60 t	?	Doserare
Myrar	1987-12	80 t	?	Våtmark

### Vattenkemi

Vattenkemiprover har insamlats vid länsväg 195 ca 1,2 km nedströms kalkdoseraren. pH har som lägst uppmätts till 4.4 före kalkningar. Efter start av doseraren sjönk pH vid vårflod till 5.3 1985 och 5.6 1986 (Figur 1). Våren 1987 då doseraren var avstängd uppmättes 5.5. Efter markkalkningen 1987 var pH över 6 till våren 1989 (5.8) och våren 1990 (5.4).

Tabell 1. Medelvärde samt range av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) för den undersökta kemistationen.

	Medelvärde	Range
pH	6.0	(4.4-7.6)
Färgtal	97	(60-140)
Alkalinitet	0.07	(0 - 0.38)
Konduktivitet	8.1	(5.9 - 11.3)

Totalaluminium har endast mätts vid ett tillfälle, våren 1989, och var då 230 ug/l.

### Elfiskeresultat

Undantaget en bergsimpa fångad på lokal C år 1984 har endast öring fångats på de tre lokalerna.

På de övre lokalerna A och B uppträdde årsungar av öring (0+) enbart åren 1986 och 1989 (Figur 1). På den nedre lokalen förekom rikligt med årsungar samtliga år, men lägst var tätheten det kalla och nederbördsrika 1987 - 74 st /100 m<sup>2</sup> jämfört med 115 - 229 st (Figur 2). Tätheterna av årsungar följdes således till del åt på samtliga tre lokaler. Undantag utgör åren 1988 och 1989. År 1988 var klimatiskt gynnsamt för öring och en hög täthet

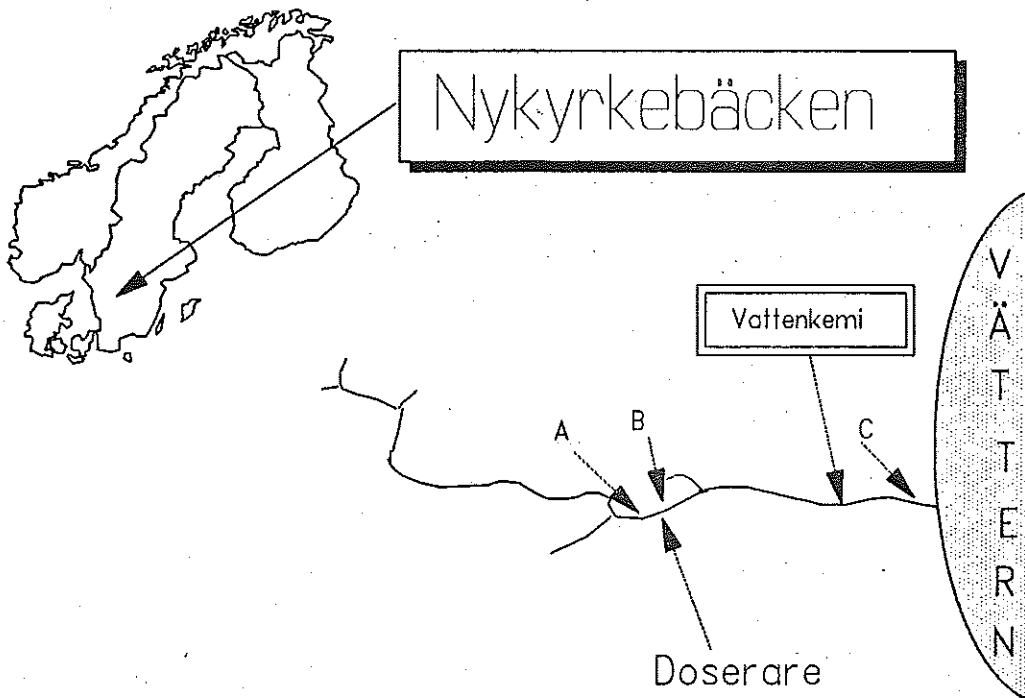
erhölls på lokal C. År 1989 förekom åter årsungar på lokalerna A och B, vilket tydligen var en effekt av en lyckad lek hösten 1988, dvs efter markkalkningarna. Det är troligt att markkalkningarna samt gynnsamma klimatiska förhållanden var orsaken till de höga tätheterna av årsungar på dessa båda lokaler 1989.

Tätheten av årsungar (insjööring) på lokal C var signifikant korrelerad till medel-pH för året i bäcken (linj. reg.,  $p < 0.5$ ,  $r^2 = 0.74$ ), men samvariationen mellan temperatur vid elfiske, vattenföring och pH var så stor att några slutsatser ej bör dras.

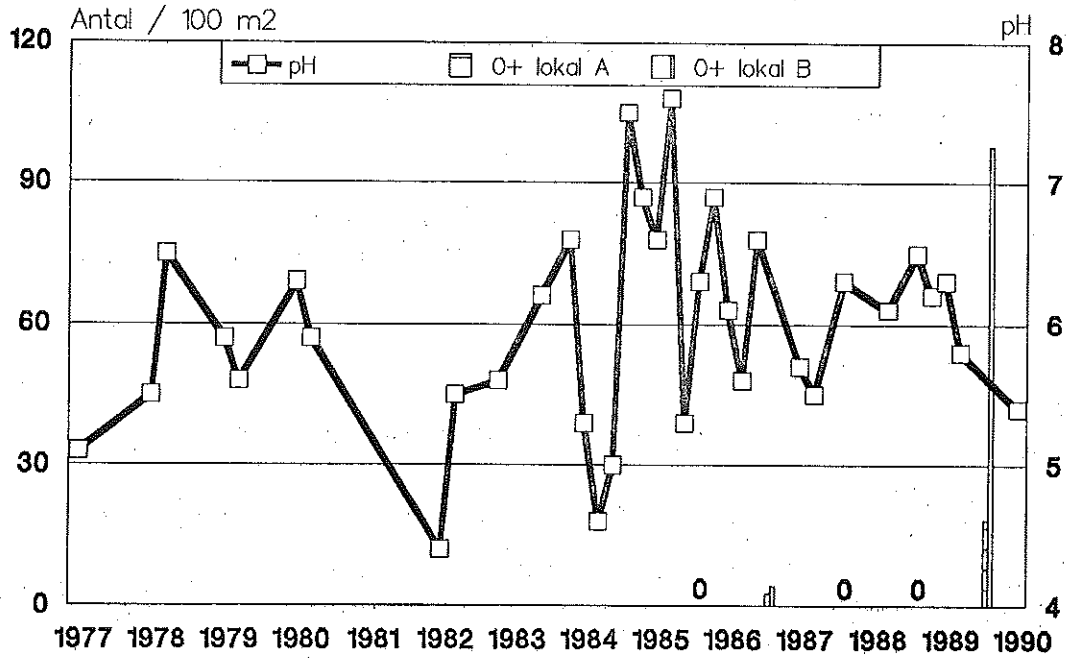
Tätheten av öring var högre på lokal B än A, vilket snarast var en effekt av att den förra lokalen var en bättre biotop för öringungar.

### Sammanfattning

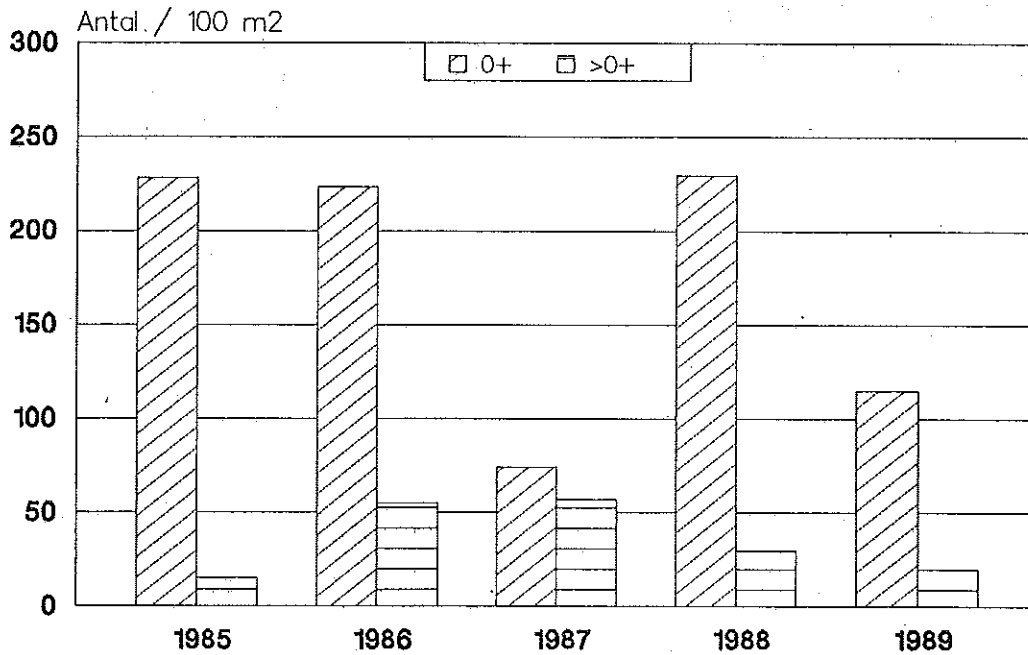
- Ån var kraftigt försurningspåverkad med endast ett restbestånd av öring i de övre delarna.
- Doseralkningar fungerade dåligt, medan en senare markkalkning givit ett gott resultat.
- Den positiva effekten beror till icke ringa del till ett gynnsamt klimat perioden 1988-89, men utan kalkning hade situationen säkerligen varit sämre.



Nykyrkebäcken  
 Årsungar av öring på lokalerna  
 A och B mot pH.



Nykyrkebäcken  
 Nedersta lokalen – Nykyrke  
 Antal 0+ resp äldre öring.





HARALDSJÖÄN, VÄSTMANLAND, RIDDARHYTTAN

Vattensystem: 061 - Norrström, Arbogaån (662341-148103)

Avr. omr: 52 km<sup>2</sup>      Sjöandel: 6.7%      Max.längd: 15 km  
 Fallhöjd: 191 m      Avrinning: 9 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Strax norr om Riddarhyttan vid Malingsbo-Klotens naturvårdsområde upprinner Haraldsjöån, som längre ned bildar Sverkestaån och slutligen Arbogaån. Haraldsjöns avrinningsområde ned till Forsen är sjörikt, med flera stora sjöar bl a Haraldsjön och Lien. Den sistnämnda utgör en unik sanddämd sjö. Lien är välundersökt, den ingår bl a i Länsstyrelsernas och Naturvårdsverkets kvicksilverprojekt och i Sötvattenslaboratoriets långsiktiga uppföljning av kalkning. Resultat från undersökningar i Lien har tidigare presenterats av fiskenämden (P. Ålind, Provfiske i Lien, 1979).

Sjöarna hyser gädda, abborre, mört samt för t.ex. Lien även nors och ibland inplanterad gös. Sjölevande öring förekommer mycket sparsamt. Riddarhyttans fiskevårdsområdesförening bedriver aktiv fiskevård och har en omfattande fisketurism. Flera mindre tjärnar är rotenonbehandlade och hyser öring, röding, groplöja och regnbåge. År 1984, dvs ett år efter att kalkningarna startade i vattensystemet, gjordes biotopvårdande åtgärder i ån omedelbart uppströms Lien, samtidigt som årsungar av Brunnslytteöring sattes ut.

Uppströms Lien sker inga utsläpp i vattensystemet. Liens utlopp utgörs av en damm och är ett definitivt vandringshinder för fisk. Uppströms föreligger smärre vandringshinder och öringen är i huvudsak strömlevande. Öringen i ån omedelbart uppströms Lien är dock sjövandrande.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h.
Laxbäcken	A	663730	148038	204
N. Haraldsjön	B	663655	148780	190
O. Lien	C	663375	148325	165
Hedhammar	D	663055	148510	132

Lokalnamn	Avst. upp	Avst. ner	Bredd	Djup
Laxbäcken	1.5	0.5	2.3	0.15
N. Haraldsjön	0.7	1.5	4.0	0.2-0.5
O. Lien	1.0	0.3	4.0	0.2-0.7
Hedhammar	2.0	2.0	5.0	0.2-0.5

Lokalnamn	Substrat
Laxbäcken	Block, sten, grus
N. Haraldsjön	Sten, block, finsed.
O. Lien	Sten, block, grus
Hedhammar	Sten, grus, sand

Lokal A ligger uppströms en väg och är till stor del relativt oskuggad. Lokal B ligger sedan 1987 i kanten av ett hygge, tidigare fanns en gles barrskog. Lokal C ligger uppströms en väg och nedre delen är oskuggad, medan övre delen är väl skuggad av blandskog. Lokal D ligger väl skuggad av lövskog.

### Kalkningar

Vattensystemets sjöar kalkades 1983. År 1987 kalkades den elfiskade delen av Laxbäcken (bäckravinkalkning). År 1988 upprepades sjökalkningarna.

År 1984 startades en kalkdoserare vid Haraldsjöns utlopp. Doseraren är igång vid behov, dvs vid hög vattenföring året om.

Doser är inte kända.

### Vattenkemi

Vattenprover har i en längre serie enbart insamlats från Lien, men enstaka prover finns från de andra sjöarna och från elfiskelokalerna.

pH i Lien var kring 6.5 i de enstaka prover som föreligger före 1972. pH och alkalinitet sjönk successivt fram till kalkningen 1983. Ett undantag utgör ett prov från oktober 1978. Eventuellt hade sjön vid detta tillfälle kalkats i privat regi. Kalkningarna har successivt höjt pH och alkalinitet (linj. reg. med årtal,  $p < 0.05$ ) över 6 respektive 0.05 mekv/l (Figur 1).

Tabell 1. Medelvärde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l) samt konduktivitet (mS/m) för kemistationen i sjön Lien 1972-1989.

	Medelvärde	Range
pH	6.3	(5.5-7.1)
Färgtal	61	(20-100)
Alkalinitet	0.075	(0-0.15)
Konduktivitet	3.8	(3-5.2)

pH i Haraldsjön i februari (under sjöis) åren 1984-87 var 6.4-6.7 med en alkalinitet av 0.07-0.15 mekv/l. Medelfärgtalet i sjön var

95 mg Pt/l och -konduktiviteten 4.2 mS/m. Med andra ord tycks sjöarna ha haft en likartad vattenkemi efter kalkning.

Vid elfiske i augusti 1984 togs vattenprov på lokalerna B, C samt D. pH var 6.8, 6.3 samt 6.9, med alkaliniteter av 0.15, 0.12 samt 0.21 mekv/l. Inte förvånande hade lokalerna närmast sjöutloppen något högre värden än lokal C. År 1989 i september uppmättes pH 6.4 på lokal A. Så vitt känt finns bara ett aluminiumvärde uppmätt. I augusti förelåg en halt av 190 ug/l på lokal C. Samtidigt var pH 6.6, alkaliniteten 0.16 mekv/l och färgtalet 50 mg Pt/l.

På lokal Laxbäcken var pH vid fisket i augusti 1990 5.7 och alkaliniteten 0.01 mekv/l.

I augusti 1989 hade sjön Lien en totalfosforhalt av 7 ug/l, medan totalkvävet samtidigt var 200 ug/l, dvs sjön är näringsfattig.

### Elfiskeresultat

I ån har vid totalt 22 elfisketillfällen enbart fångats öring, gädda, bäcknejonöga och elritsa. Elfisken finns bara från tiden efter kalkning, varför det inte går att uttala sig om förhållandena före kontra efter kalkning.

Lokal A besöktes 1989 och då fanns 2 individer av 2+ öring på lokalen. Dessa var således födda 1987, med andra ord samma år som bäckravinkalkningen utfördes i Laxbäcken. Således tycks lyckad reproduktion ha förekommit det året. År 1990 påträffades en individ från 1987 (nu 218 mm), samt en årsunge (0+).

Lokal B, nedströms kalkdoseraren vid Haraldsjöns utlopp, utgör en relativt dålig biotop i och med att den är flottledsrensad och att skogen höggs bort 1987. Tätheten av öring var högst 1984 efter den första kalkningen, varefter tätheten varit låg (Figur 2). Årsungar påträffades åter efter sjökalkningen 1988. År 1990 erhöles det bästa resultatet hittills; 5.6 årsungar och 2.4 äldre öringar per 100 m<sup>2</sup>. I Haraldsjön uppströms förekommer bara öring och abborre. En damm hindrar gädda från att ta sig in.

På lokal C, uppströms Lien, utfördes viss biotopvård 1984, men stenuläggningen spolierades ganska snart av vårfloden. Lokalen utgör dock en god öringbiotop. De utsatta 0+ öringarna utgjorde ett markant inslag 1984, men tätheten av vild öring var också god, vilket kan ha varit en effekt av kalkningarna uppströms. År 1987 förekom inga årsungar, medan en sparsam förekomst noterades den torrare och varmare sommaren 1988. År 1989 efter sjökalkningar uppströms tioudbladades tätheten av årsungar jämfört med 1988. En minskning skedde sedan 1990 (Figur 2).

Lokal D nedströms Lien har haft årsungar samtliga år, men tätheterna var högst 1984 och 1989, dvs efter sjökalkningarna.

Temperaturen kunde ej förklara elfiskeresultatet.

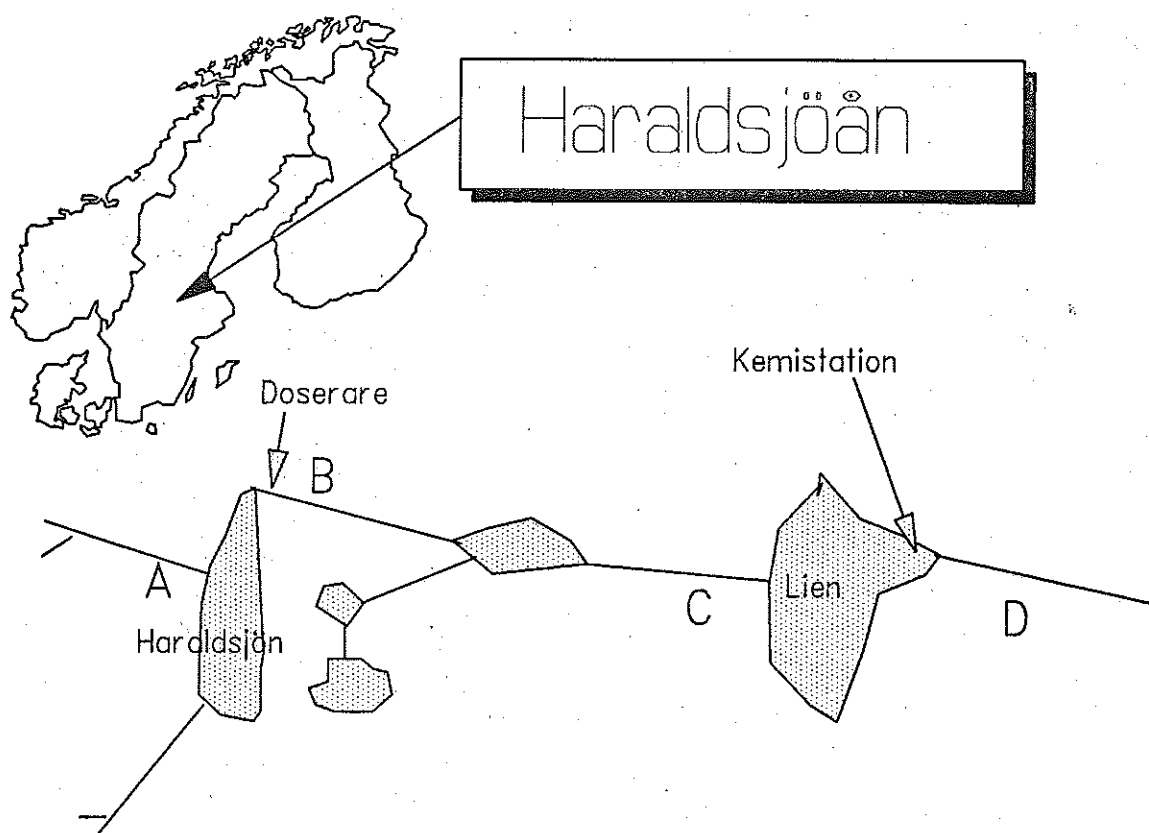
Elritsa fångades 1984, 1987 samt 1990 på lokal D, men har ej noterats på de övriga elfiskelokalerna. År 1984 var elritsorna 23-75 mm, dvs rekrytering hade förekommit. Elritsan som fångades 1987 var 95 mm, dvs en gammal individ.

Gädda fångades enbart 1984 och då på lokal B, nedströms Haraldssjön. Denna individ var 84 mm och torde vara född våren 1984 efter sjökalkningen.

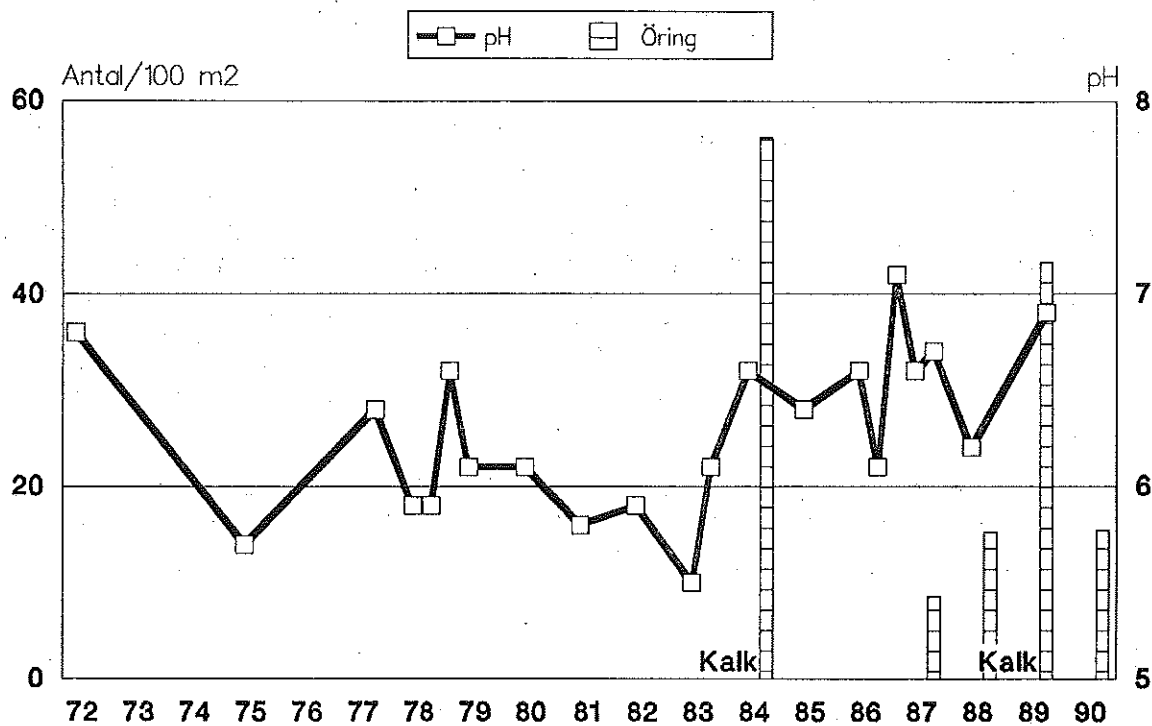
Ett exemplar av bäcknejonöga fångades 1990 på lokal D.

### Sammanfattning

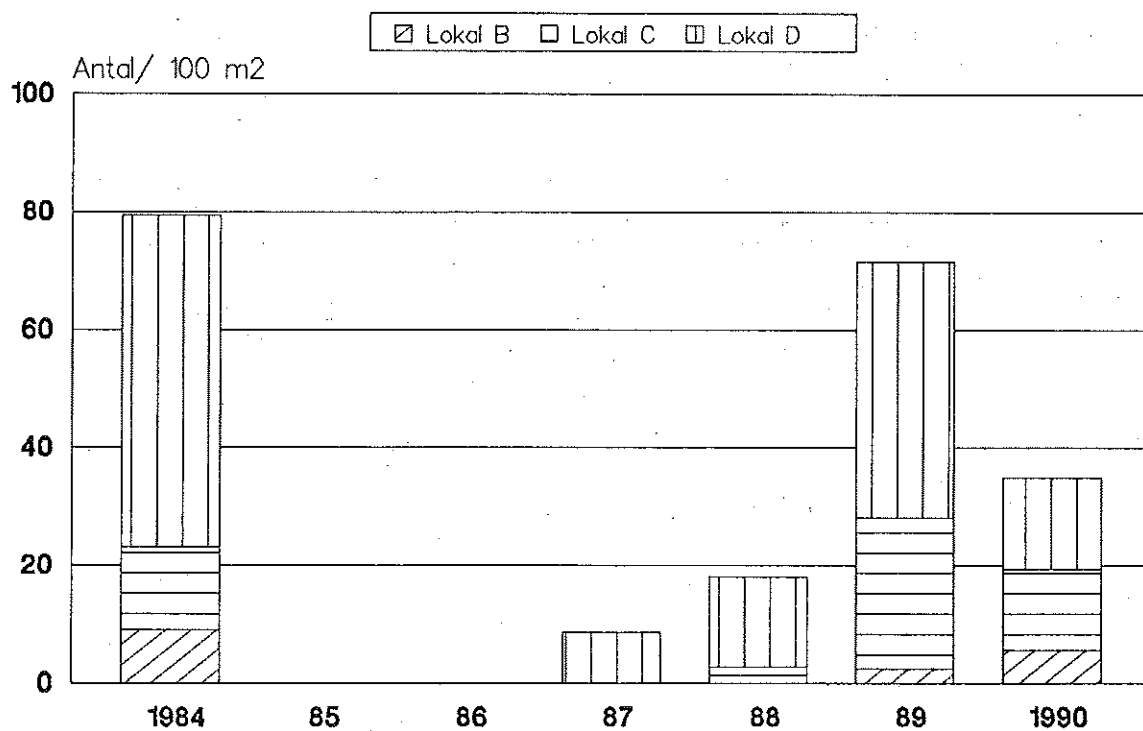
- Försurningspåverkan var måttlig före kalkning, men surstötter och eventuellt höga aluminiumhalter har förekommit.
- Sjöalkningarna har givit god, men kortvarig effekt.
- Fiskfaunan har följt pH-utvecklingen och egentligen bara varit riklig direkt efter sjökalkningarna.



Haraldsjöån  
Öring på lokal D samt  
pH i Lien uppströms



Haraldsjöån, kalkad 1983 & 1988  
Antal 0+ öring på tre lokaler.  
Ej fiskad 1985–86





GLÖTÅN, VÄSTRA HÄRJEDALEN

Vattensystem: 048 - Ljusnan. Härjedalens kommun.

Avrinningsområde: 62 km<sup>2</sup>      Sjöandel: 1.6%      Max. längd: 24 km  
Fallhöjd: 215      Avrinning: 16 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Glötån och Häggingdalsbäcken utgör två okalkade referensvattendrag i Lofsdalsområdet. Glötån ligger i gles barrskog. Undersökningarna i området inleddes i samband med en tilltänkt utbyggnad av Ljusnan i mitten på 1970-talet. Vid dessa undersökningar konstaterades att området var försurningspåverkat och Erik Olofsson, Sveg, har först på eget bevåg och sedermera med stöd från Naturvårdsverket bedrivit omfattande provtagningar i området. Glötån har dessutom undersökts av Engblom och Lingdell (1989, 1990), vilka konstaterat att ån försurats betydligt under 1980-talet.

Från och med 1989 ingår ån i Naturvårdsverkets och Sötvattenslaboratoriets program IKEU för uppföljning av kalkade vattendrag.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h (m)
Glötån	G	688468	138335	543

Lokalnamn	Bredd (m)	Djup (m)	Substrat
Glötån	5.6	0.3	Block, sten, grus

Lokalnamn	Avst.upp	Avst.ner (till sjö)
Glötån	-	0.8 km (Till Lofsån)

Lokal G utgör en okalkad referenslokal och har sjöar uppströms. Den är flottledsrensad och saknar bra ståndplatser för större fisk i själva fåran, medan kanterna erbjuder bra platser.

Inget vandringshinder finns nedströms, dvs Lofsån kan nå från Glötån. Glötån har vissa utsläpp från samhället Glöte.

Kalkningar

Ån utgör referens och har ej kalkats.

## Vattenkemi

Vattenkemiprover har insamlats från ett flertal stationer. Här redovisas fyra provtagningar per år från stationen i anslutning till elfiskelokalen (station 5010, se karta). Proverna har analyserats av Naturvårdsverket, Solna. Under vårflod har ibland prover samlats in dagligen och i regel insamlas ett vattenprov per månad på stationerna.

Surstötarnas amplitud ökade successivt i referensvattendraget Glötån. Halterna av järn och mangan var höga, medan aluminiumhalten var relativt måttlig (Tabell 1). Järn frigjordes från omgivande marker och nådde extrema värden vid vårflod i samband med lågt pH (Figur 1).

Tabell 1. Medelvärde resp minsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), totalaluminium, järn och mangan (samtliga ug/l) på den undersökta stationen.

	Medelvärde	Range
pH	6.6	(5.0-7.5)
Färgtal	63	(10-180)
Alkal.	0.34	(0-0.76)
Kond.	5.1	(1.4-9.5)
Tot-Al	68	(14-172)
Järn	308	(130-842)
Mangan	78	(11-350)

## Elfiskeresultat

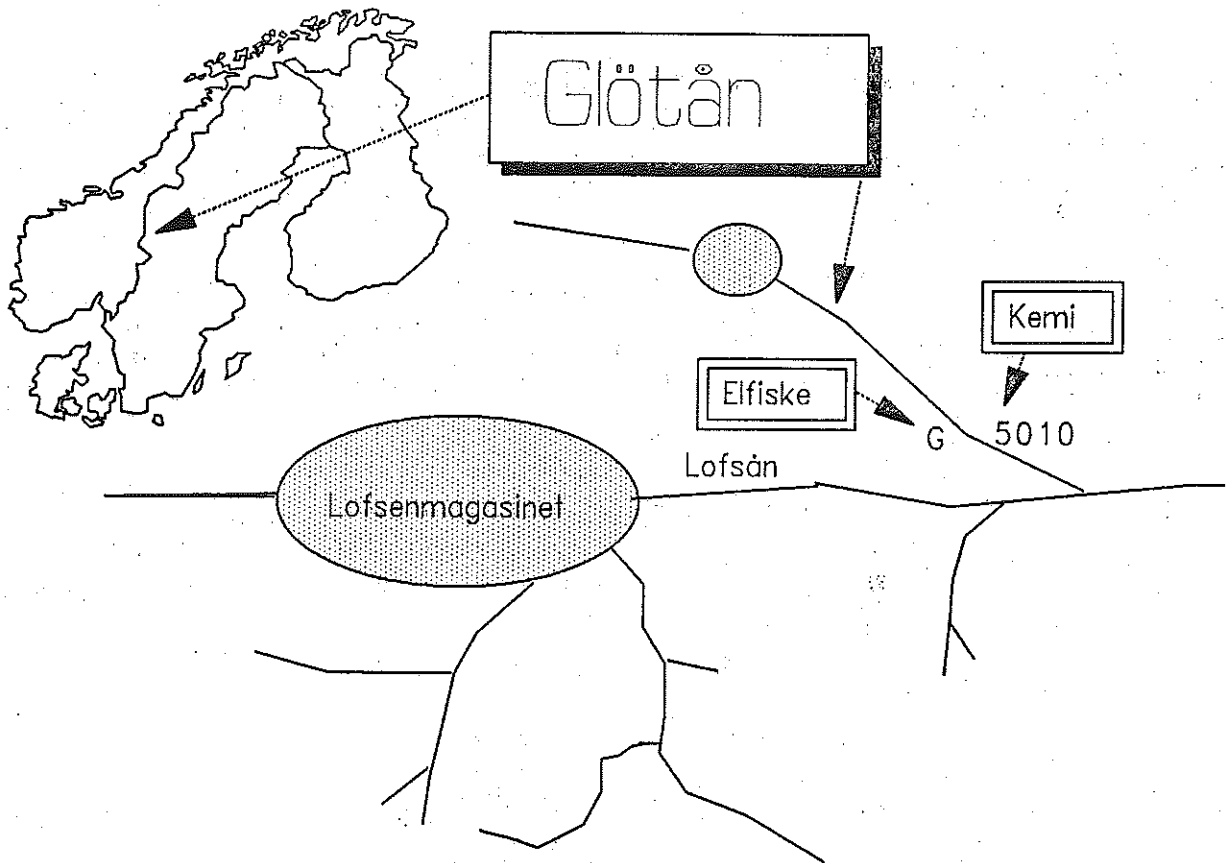
På referenslokalen G, Glötån, startade elfisken 1984 då tätheten var 14.2 öringar/100 m<sup>2</sup>, varav dock endast 0.4 0+. pH var lågt våren 1984 och höga järnhalter uppmättes våren 1985, varefter öringtätheten sjunkit betydligt och som högst varit 1.7 (Figur 2). Enbart en årsunge har påträffats efter 1984.

Laken minskade från två fångade individer 1984 till ingen fångad individ följande år i Glötån.

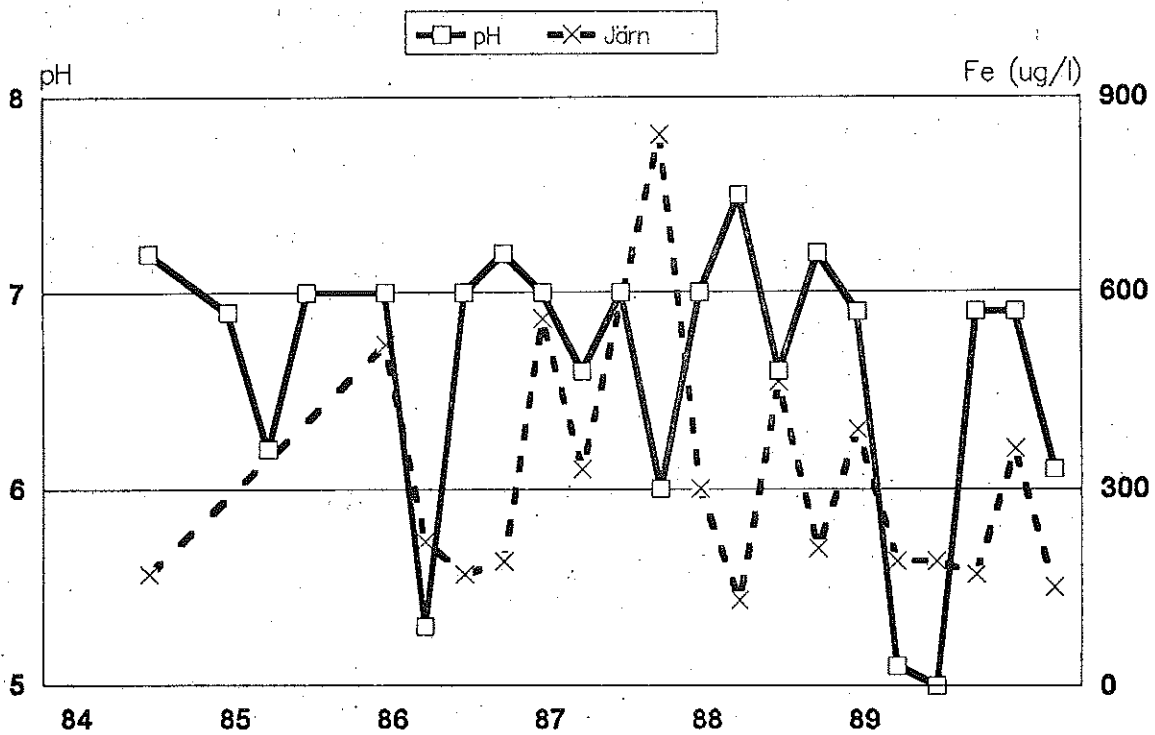
Elritsa uppvisade samma negativa utveckling som övriga arter. (De tre arterna var signifikant korrelerade ( $p < 0.001$ )). Tätheten av elritsa var från 0 - 5.2 / 100 m<sup>2</sup>.

## Sammanfattning

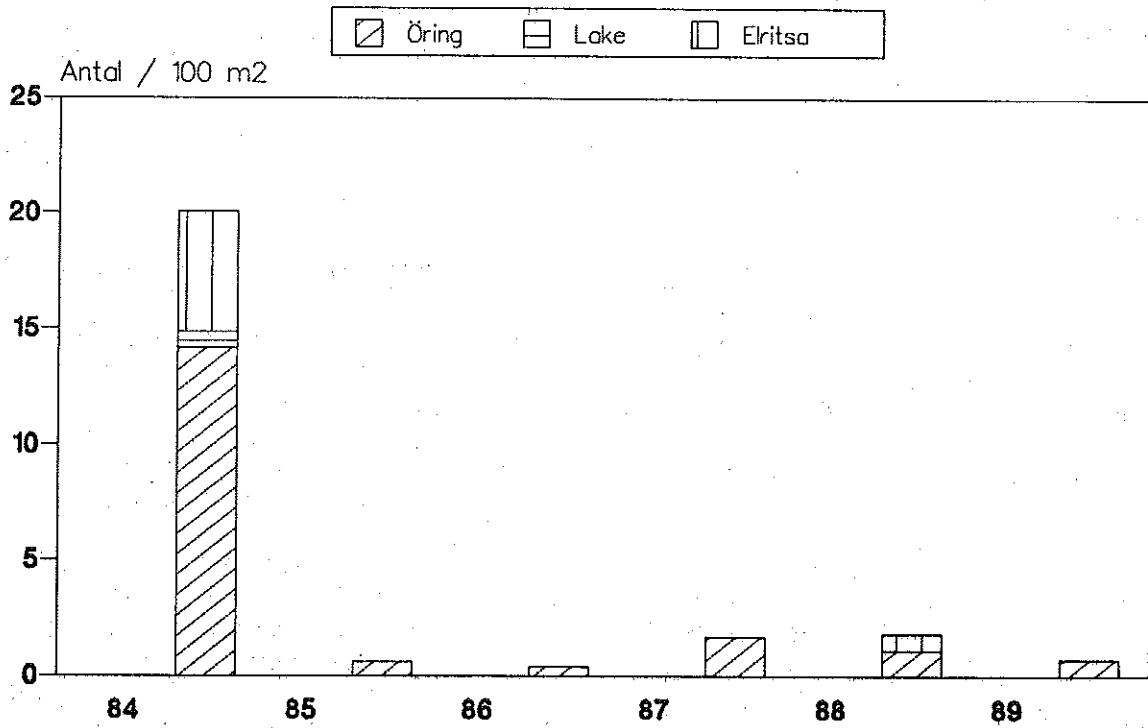
- Området är försurningspåverkat av surstötter.
- I denna okalkade referens minskade fiskfaunan successivt på grund av surstötter vid vårflod.



Glötån, Lofsdalen  
pH och Järnhalter (ug/l)  
Ån är en okalkad referens



Glötån, Lofsdalen  
Antal fiskar per 100 m<sup>2</sup>  
Ån är en okalkad referens



HÄGGINGDALSBACKEN, VÄSTRA HÄRJEDALEN, LOFSDALEN

Vattensystem: 048 - Ljusnan.

För Häggingdalsbäcken (till Häggingån)  
 Avrinningsområde: 14.5                      Sjöandel: 0.4%  
 Maximal längd: 6                              Fallhöjd: 155

Avrinning: 16 l/s/km<sup>2</sup>Bakgrund

Häggingån och dess övre delar, Häggingbäcken, hyser eller hyste stationär och till del sjövandrande öring. Efter reglering av sjön nedströms, Lofsenmagasinet, har förutsättningarna för öringen försämrats. Närliggande Djursvasslan har kalkats och ingår i detta arbete, medan Häggingdalsbäcken är en okalkad referens. Vattendraget rinner upp i fjällhed och mynnar i magasinet efter att i de nedre delarna ha runnit genom barrskog. De övre delarna av avrinningsområdet domineras av stora myrar.

Undersökningarna i området inleddes i samband med en tilltänkt utbyggnad av Ljusnan i mitten på 1970-talet. Vid dessa undersökningar konstaterades att området var försurningspåverkat och Erik Olofsson, har bedrivit omfattande provtagningar i området. Kalkningarna har utförts i forskningssyfte i de andra vattendragen för att prova givor och metodik i ett svårkalkat fjällområde.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h (m)
Häggingdalsbäcken	H	687932	137278	722

Lokalnamn	Bredd (m)	Djup (m)	Substrat
Häggingdalsb.	2.0	0.4	Grus, sand, block

Lokalnamn	Avst. upp	Avst. ner (till sjö)
Häggingdalsb.	-	5.0 km

Lokal H är en okalkad referenslokal uppe på fjällheden. Utefter bäcken växer fjällbjörk, vilket tillsammans med starr erbjuder skugga åt bäcken.

Inga vandringshinder finns mellan elfiskelokalen och Lofsenmagasinet, men bäcken är bitvis starkt forsande.



## Kalkningar

Inga kalkningar har företagits.

## Vattenkemi

Här redovisas fyra provtagningar per år från en station i anslutning till elfiskelokalen (station 5110, se karta). Under vårflod har ibland prover samlats in dagligen och i regel insamlas ett vattenprov per månad på stationerna.

Surstötarnas magnitud beror självfallet av snöns pH, snötäckets mäktighet och hastigheten i avsmältningen. pH i snön var åren 1974-77 5.1-5.3 för att senare sjunka till 4.0-4.5 i slutet av 1980-talet (Erik Olofsson). Snödjupet på 800 m.ö.h. varierade under april månad mellan 52 till 127 cm åren 1974-89.

Sommartid och vintertid dominerades vattendragen av grundvatten, vilket avspeglades av högt pH, hög alkalinitet, lågt färgtal, hög konduktivitet och låga metallhalter. Vid vårflod sjönk pH snabbt med flera enheter och aluminiumhalterna ökade (Figur 1).

Tabell 1. Medelvärde resp lägsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), totalaluminium, järn och mangan (samtliga ug/l) på den undersökta stationen.

	Medel	Range
pH	5.9	(4.7-7.4)
Färgtal	60	(5-160)
Alkal.	0.09	(0-0.44)
Kond.	2.1	(1.0-5.5)
Tot-Al	86	(16-233)
Järn	279	(36-1500)
Mangan	23	(1-160)

## Elfiskeresultat

På referenslokalen H, Häggingdalsbäcken, fångades rikligt med (13 st/100 m<sup>2</sup>) öring 1977, varefter endast en öring fångats 1983-1990 (Figur 2). Det var en lekmogen hane på 248 mm. Öringbeståndet på denna lokal får anses utslaget, men uppvaeringsmöjlighet finns.

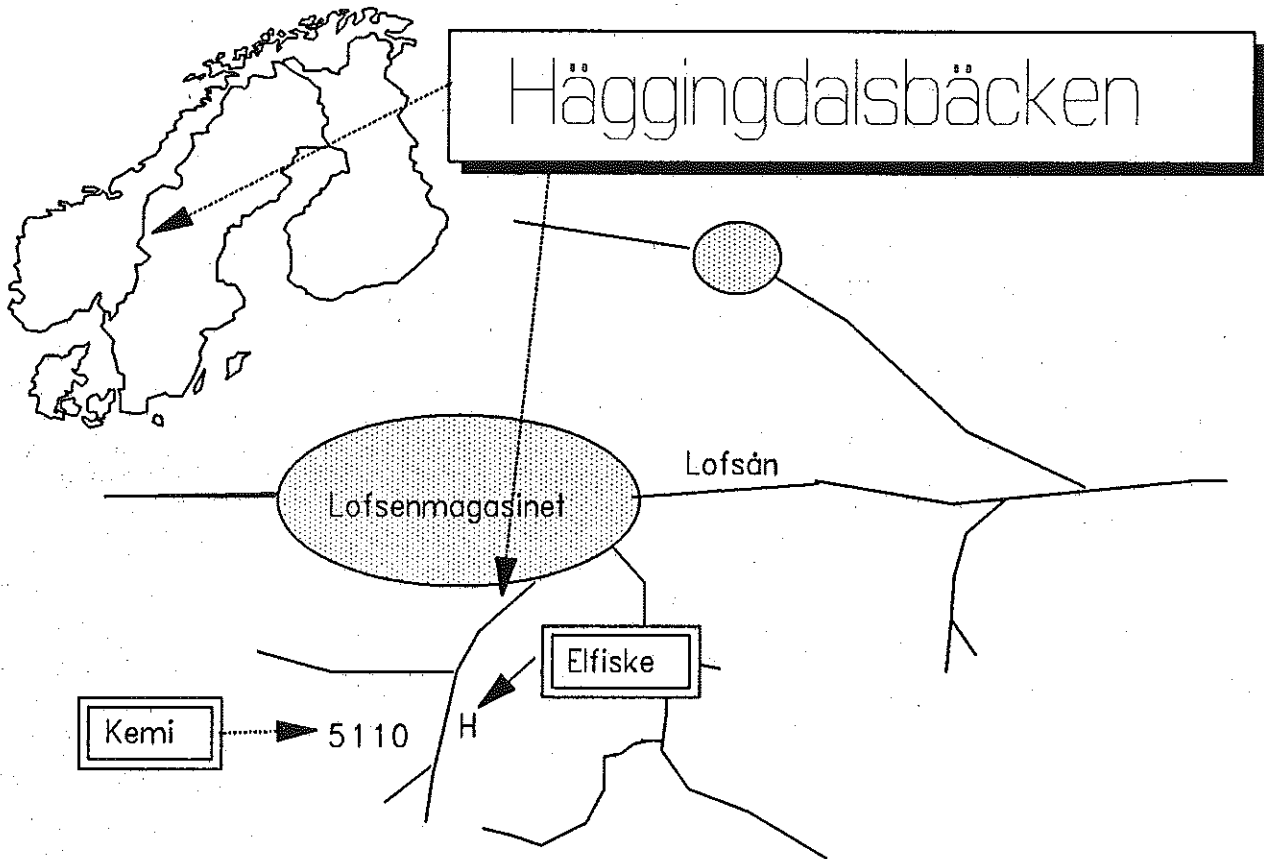
Mört fångades år 1977. Vid senare elfisken har arten aldrig påträffats. Mört finns fortfarande kvar i Lofsenmagasinet trots att omfattande mörtddöd observerats vid låga pH, exempelvis våren 1983 då pH var 5.3-5.4 under 11 dagar (Erik Olofsson). Troligen är mörtbeståndet i Lofsen-magasinet litet eljest torde arten uppträda oftare i de rinnande vattnen.

Elritsa påträffades bara 1977.

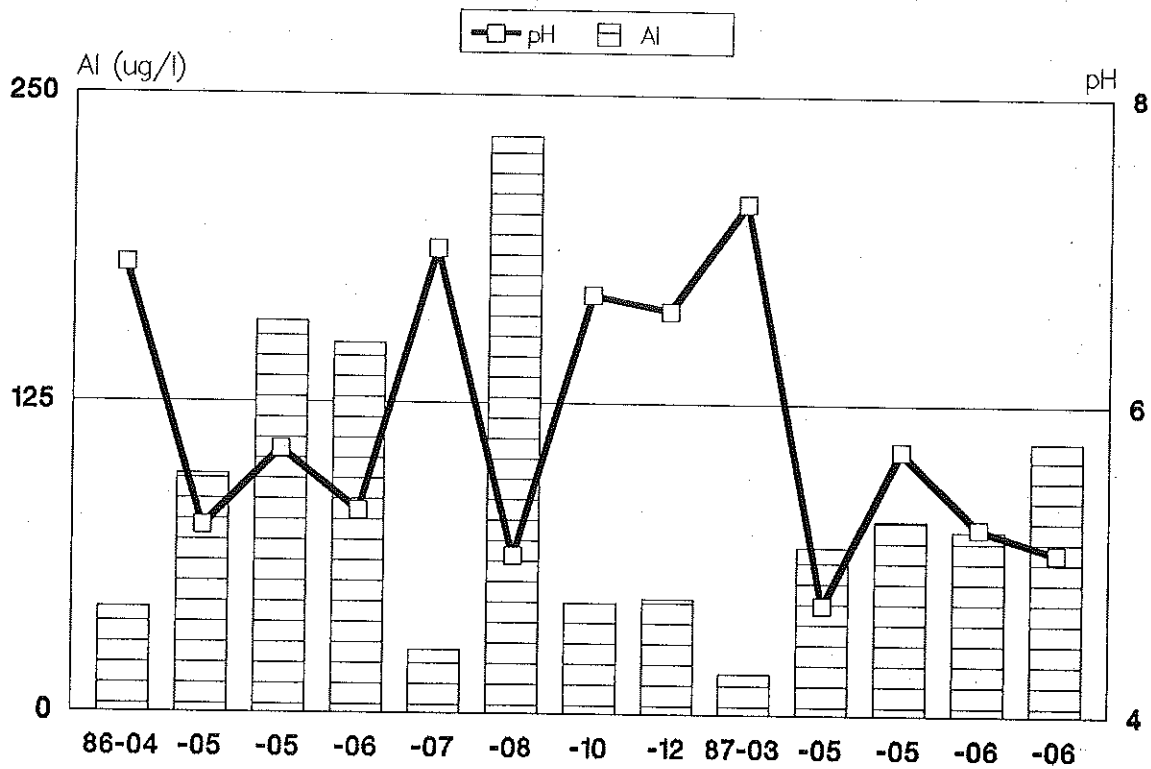
Lake har försvunnit från Häggingdalsbäcken.

Sammanfattning

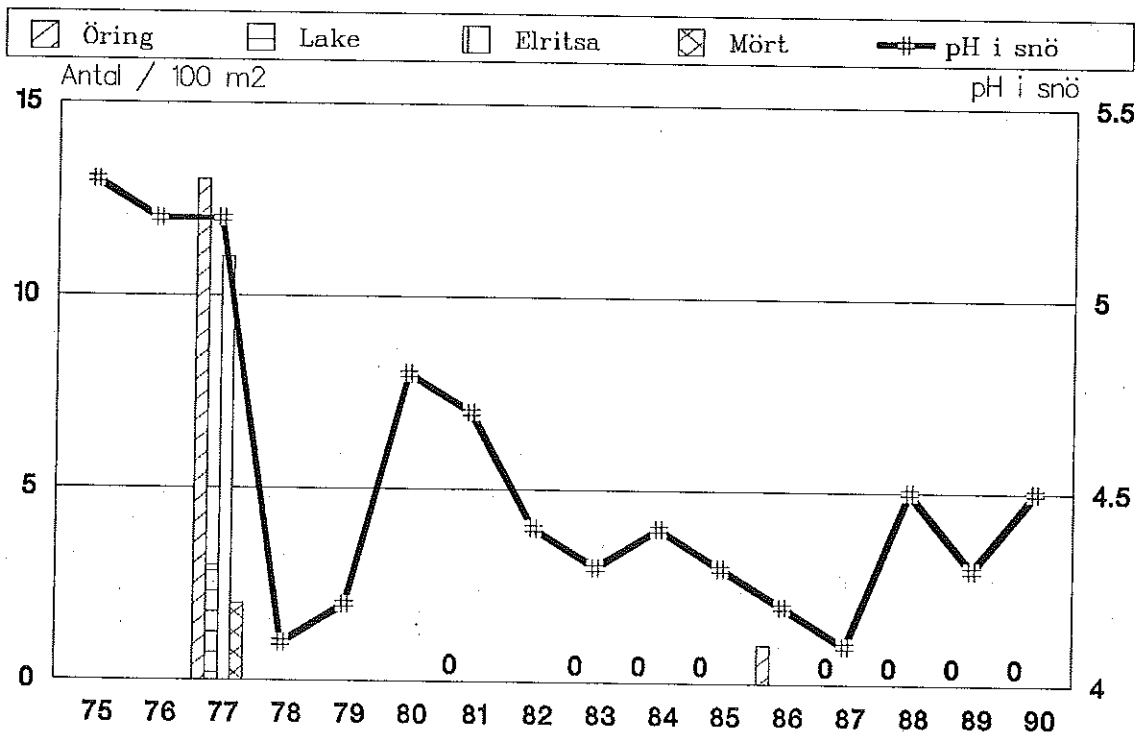
- Området är kraftigt försurningspåverkat av surstötter.
- Då lokalen ej kalkats har fiskfaunan försvunnit från bäcken.



### Häggingdalsbäcken pH och Aluminium



### Häggingdalsbäcken, Lofsdalen Fisktäthet mot pH i snön. Okalkad referens



HAMMARBÄCKEN, VÄSTRA HÄRJEDALEN, LOFSDALEN

Vattensystem: 048 - Ljusnan.

Avrinningsområde: 6 km<sup>2</sup>      Sjöandel: 0.1%      Maximal längd: 6 km  
 Fallhöjd: 105 m      Avrinning: 16 l/s/km<sup>2</sup>

Bakgrund

Djursvasslan samt Lofsån nedströms utgör viktiga uppväxtområden för strömlevande öring. Undersökningar har företagits i Hammarbäcken, som mynnar i Lofsån, nedströms Lofsenmagasinet. Flera av vattendragen i Lofsdalen avvattnar stora myrmarker, speciellt Bjursvasslan, Hammarbäcken och Häggingdalsbäcken.

Kalkningarna har utförts i forskningssyfte för att prova givor och metodik i ett svårkalkat fjällområde. Undersökningarna har sammanställts i flera PM från Erik Olofsson & Elisabeth Melin, samt av Melin (1984), Andersson och Nyberg (1984), Jacks et al. (1986), Nyberg (1988) och Borg (1988).

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h (m)
Hammarbäcken	F	688220	138278	562
Lokalnamn	Bredd (m)	Djup (m)	Substrat	
Hammarbäcken	1.5	0.5	Sten, block, sand	
Lokalnamn	Avst. upp till sjö	Avst. ner (till sjö)		
Hammarbäcken	-	0.7 km	(Till Lofsån)	

Lokal F ligger i gles barrskog och bäcken är kantad av lövsly.

Inget vandringshinder finns nedströms, dvs Lofsån kan nås från Hammarbäcken.

Kalkningar

Kalkningarna i området startade 1983 och därefter har olika delområden kalkats med relativt små givor. Genomgående har kalkningarna bedrivits på våtmarker. Enda skillnaden mellan åren är att kalkningarna först koncentrerades till utströmningsområden för att därefter mer och mer flyttas till inströmningsområden. Kalkstensmjöl med fraktionerna 0-0.2 mm har använts och spridningarna har skett med helikopter.

Plats	Datum	Mängd	Giva(ton/ha)	Metod
Hammarbäcken	1983	140	1.6	Våtmark
- " -	1985	140	1.6	Våtmark

Givan per hektar avser kalkad våtmark, givan per total areal våtmark har varit ca 500 kg.

### Vattenkemi

Vattenkemiprover har insamlats från en station i anslutning till elfiskelokalen (station 5005, se karta). Under vårflod har ibland prover samlats in dagligen och i regel insamlas ett vattenprov per månad på stationerna.

Före kalkningar noterades kraftiga surstötter vid vårfloden, då pH sjönk till 4.5 och alkaliniteten var 0. Efter den första kalkningen uteblev surstötter, men bäcken återförsurades fort och surstötter uppträdde igen 1988-89 vid vårflod. Färgtal och alkalinitet var negativt korrelerade (Figur 1), till stor del beroende på att mangan och järn frisattes vid vårflod (Andersson och Nyberg 1984).

Tabell 1. Medelvärde resp lägsta-högsta värde av pH, färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m) på den undersökta stationen.

	Medelvärde	Range
pH	6.2	(4.5-6.9)
Färgtal	105	(40-180)
Alkalinitet	0.10	(0-0.27)
Konduktivitet	2.3	(1.3-4.2)

### Elfiskeresultat

På lokalen F i Hammarbäcken ökade tätheten av öring mycket snabbt efter kalkning och dessa öringar utgjordes 1983, kalkningsåret, av en årsunge och resten äldre öring. De sistnämnda har troligen vandrat till lokalen på grund av den förbättrade vattenkvaliten. Som mest var öringtätheten 25 per 100 m<sup>2</sup>. Efterhand försämrades vattenkvaliten och mängden öring minskade snabbt (Figur 2). Den största påträffade öringen var 218 mm.

Även elritsa uppträdde på lokalen direkt efter kalkning och förekom åren 1983-84 för att sedan ej påträffas.

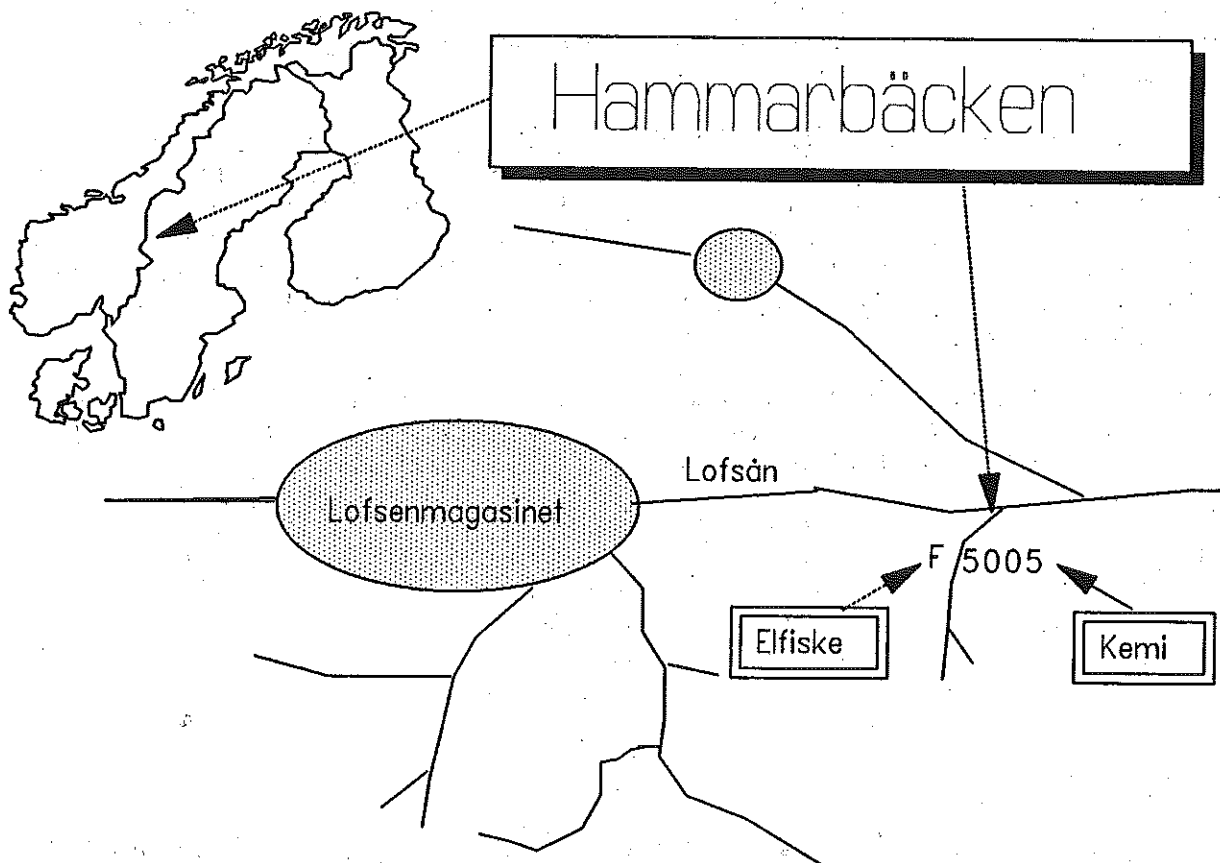
Enstaka lakar (två individer) har också fångats.

Temperaturen vid elfisket uppvisade ingen korrelation med fångsten. Förekomsten av fisk direkt efter kalkning kan ha berott på att vattenkvaliten blev så bra att fisk kunde uthärda, men det kan också vara en vandring till lokalen på grund av att en mängd insektslarver kläckte i samband med att pH ökade.

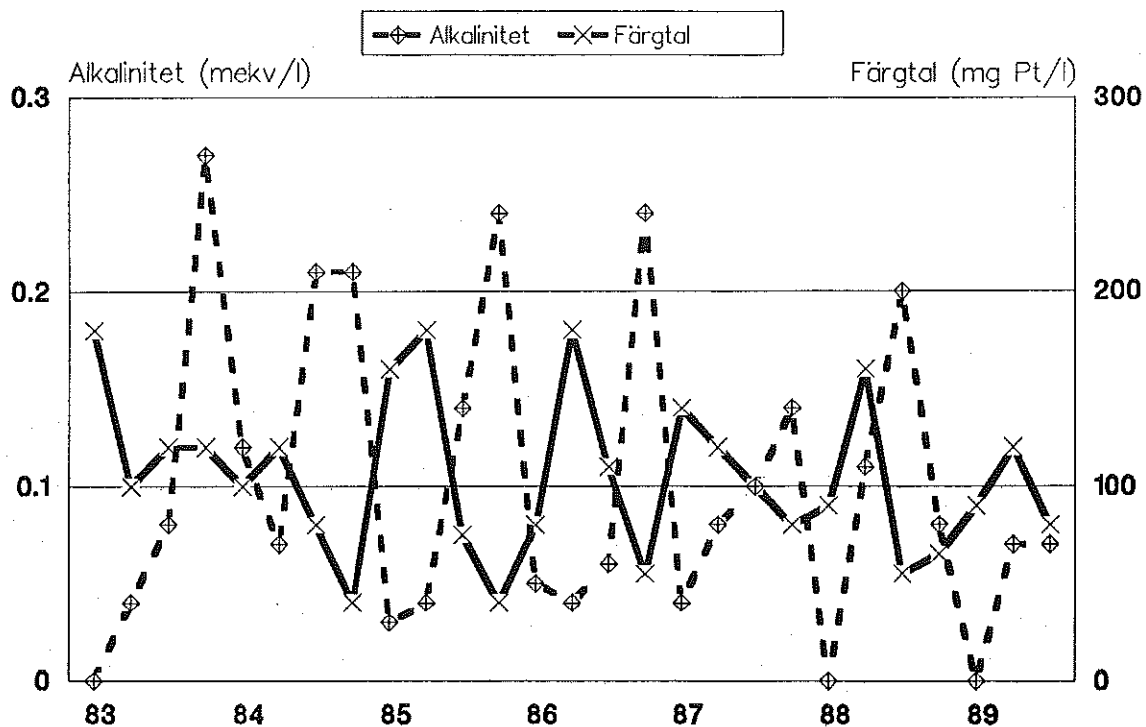


### Sammanfattning

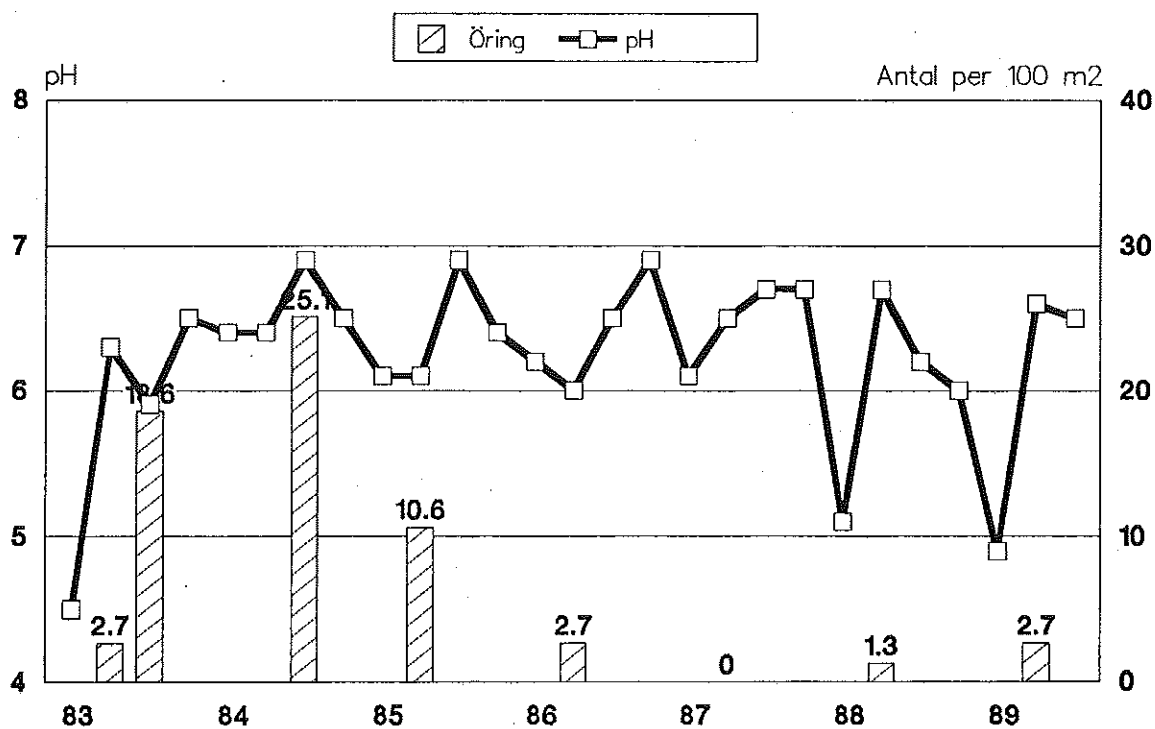
- Våtmarkskalkningen utfördes avsiktligt med låga givor.
- Fiskbestånden återhämtade sig snabbt genom migration till de kalkade områdena, men återförsurning medförde att fiskbeståndet åter minskade.



Lofsdalen  
Hammarbäcken kalkad 1983  
Alkalinitet och färgtal 1983-89



Lofsdalen  
Hammarbäcken kalkad 1983  
Antal öring mot pH



DJURSVASSLAN, VÄSTRA HÄRJEDALEN, LOFSDALEN

Vattensystem: 048 - Ljusnan. (689061-140561)

Avrinningsområde: 30 km<sup>2</sup>

Sjöandel: 0%

Maximal längd: 14 km

Fallhöjd: 223 m

Avrinning: 16 l/s/km<sup>2</sup>Bakgrund

Djursvasslan och dess biflöden, Bjursvasslan och Brändarbäcken, utgör viktiga uppväxtområden för strömstationär och till del sjövandrande öring. Efter reglering av sjön nedströms, Lofsenmagasinet, har förutsättningarna för öringen försämrats. Undersökningar har även företagits i Hammarbäcken, som mynnar i Lofsån, nedströms Lofsenmagasinet. Dessutom har två referensvattendrag - Glötån och Häggingdalsbäcken undersökts (se separata beskrivningar). Vattendragen ligger i fjällhed till tät barrskog med en höjdskillnad av över 150 m mellan högst och lägst belägna lokalen. Flera av vattendragen avvattnar stora myrmarker, speciellt Bjursvasslan.

Undersökningarna i området inleddes i samband med en tilltänkt utbyggnad av Ljusnan i mitten på 1970-talet. Vid dessa undersökningar konstaterades att området var försurningspåverkat och Erik Olofsson, Sveg, har först på eget bevåg och sedermera med stöd från Naturvårdsverket bedrivit omfattande provtagningar i området. Kalkningarna har utförts i forskningssyfte för att prova givor och metodik i ett svårkalkat fjällområde. Undersökningarna har sammanställts i flera PM från Erik Olofsson & Elisabeth Melin, samt av Melin (1984), Andersson och Nyberg (1984), Jacks et al. (1986), Nyberg (1988) och Borg (1988).

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Beteckning	X-koor	Y-koor	H.ö.h (m)
Djursvasslan, övre	A	687890	137910	640
Bjursvasslan	B	687715	137975	640
Brändarbäcken	C	687952	137960	625
Djursvasslan, nedre	D	688175	137882	600

Lokalnamn	Bredd (m)	Djup (m)	Substrat
Djursvasslan	3.0	0.2	Sten, sand, block
Bjursvasslan	1.5	0.4	Grus, sand, block
Brändarbäcken	1.5	0.5	Sand, dy, sten
Djursvasslan	9.0	0.3	Block, sand, grus

Lokalnamn	Avst. upp	Avst. ner (till sjö)
Djursvasslan	-	4.5 km
Bjursvasslan	-	6.0 km
Brändarbäcken	-	3.0 km
Djursvasslan	-	0.6 km

Lokal A ligger i tät granskog och hela bäckfåran är skuggad.  
 Lokal B ligger på fjällhed, med skuggande björksly.  
 Lokal C ligger på en lövklädd myr. Bäckens är mycket kort.  
 Lokal D är trots sin bredd skuggad av en gles skogsridå.

Ingen av bäckarna har vandringshinder nedströms, dvs Lofsenmagasinet kan nås från Bjursvasslan, Brändarbäcken och Djursvasslan.

### Kalkningar

Kalkningarna i området startade 1983 och därefter har olika delområden kalkats med relativt små givor. Genomgående har kalkningarna bedrivits på våtmarker. Enda skillnaden mellan åren är att kalkningarna först koncentrerades till utströmningsområden för att därefter mer och mer flyttas till inströmningsområden. Kalkstensmjöl med fraktionerna 0-0.2 mm har använts och spridningarna har skett med helikopter.

Plats	Datum	Mängd	Giva(ton/ha)	Metod
Bjursvasslan	830000	70	1.4-2.0	Våtmark
- " -	840000	180	1.5	- " -
- " -	850000	360	1.5	- " -
- " - (issjön)	880800	8250	10.0	- " -
Brändarbäck	840000	218	1.95	- " -
Djursvasslan	850000	864	3.0	- " -

Givan per hektar avser kalkad våtmark, givan per total areal våtmark har varit ca 500 kg.

### Vattenkemi

Vattenkemiprover har insamlats från ett flertal stationer. Här redovisas fyra provtagningar per år från stationerna i anslutning till elfiskelokalerna (station 5003, 5002, 5007, 5004 se karta). Under vårflod har ibland prover samlats in dagligen och i regel insamlas ett vattenprov per månad på stationerna.

Före kalkningar noterades kraftiga surstötter vid vårfloden, då pH sjönk till 4.0-4.7 och mycket höga halter av aluminium, järn och mangan uppmättes (Figur 1). Metallerna utgör till stor del sjösediment från den tidigare issjön som låg på fjällryggarna. Efter de första kalkningarna minskade surstötarnas omfattning något i Djursvasslan-systemet, medan fortsatta kalkningar medfört relativt lindriga surstötter 1986-89 (Figur 2). Vattenkemin visar således successivt en förbättring i Djursvasslans vattensystem, medan referensvattendrag och vattendrag som kalkats med avsiktligt låg giva återförsurats.

Det ökade pH och alkaliniteten i Djursvasslan har också medfört minskade halter av metallerna aluminium, järn och mangan i vattnet. Järnhalter över 6 mg/l var vanliga i Bjursvasslan före kalkning, medan halterna efter som mest varit 1-2 mg/l.

Surstötarnas magnitud beror självfallet av snöns pH, snötäckets mäktighet och hastigheten i avsmältningen. pH i snön var åren 1974-77 5.1-5.3 för att senare sjunka till 4.0-4.5 i slutet av 1980-talet (Erik Olofsson). Snödjupet på 800 m.ö.h. varierade under april månad mellan 52 till 127 cm åren 1974-89.

Sommartid och vintertid domineras vattendragen av grundvatten, vilket avspeglas av högt pH, hög alkalinitet, lågt färgtal, hög konduktivitet och låga metallhalter. Exempelvis i Bjursvasslan, station 5002, varierade konduktiviteten mellan 1.1 och 11.8 mS/m och alkaliniteten mellan 0 och 1.09 mekv/l.

Tabell 1. Medelvärde resp minsta-högsta värde av färgtal (mg Pt/l), alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), totalaluminium, järn och mangan (samtliga ug/l) på de undersökta stationerna.

	Stat 5003	Stat 5002	Stat 5007	Stat 5004
pH	6.8 (4.6-8.1)	6.1 (4.5-7.6)	5.7 (4.0-6.4)	6.7 (4.7-7.8)
Fär.	76 (5-160)	114 (10-320)	111 (5-280)	81 (20-160)
Alk.	0.45 (0-1.16)	0.16 (0-1.09)	0.13 (0-0.52)	0.34 (0-0.92)
Kon.	5.4 (0.8-12.5)	3.2 (1.1-11.8)	3.0 (1.5-6.1)	4.9 (1-10.0)
Al	71 (6-200)	114 (18-472)	-	-
Fe	724 (120-3860)	1661 (200-7430)	-	-
Mn	23 (1-160)	156 (21-480)	-	-

### Elfiskeresultat

På de lokaler där elfiskeresultat finns från 1977, dvs före de första stora surstötarna dokumenterades (Andersson och Nyberg 1984), förelåg tätheter av öring om 7 - 16 öringar per 100 m<sup>2</sup> på lokalerna B och D. På lokal A var tätheten före kalkning generellt högre; 3.3 - 36 (Figur 3). De största noterade tätheterna efter kalkning var 9.2 resp 4.1 på lokalerna B och D. På lokal A var den högsta noteringen efter kalkning 21.7. Trots en successiv förbättring från de lägsta värdena vid kalkningarnas början har således öringtätheten ej nått de värden som registrerades före kalkning.

För lokal A förelåg en signifikant korrelation mellan öringtätheten och vattentemperaturen vid fisket ( $p < 0.05$ ) (Figur 4). Vissa år då fisket skett sent har fångsten av ungar varit lägre, troligen dels på grund av att fiskarna är svårare att fånga sent på året samt dels på grund av naturlig mortalitet gör numerären lägst på hösten (medan biomassan är stor). Ingen signifikant korrelation mellan temperaturen och fisk förekom på övriga lokaler. Observera dock resultaten från lokal D vad avser elritsa.

På lokal B har inga årsungar (0+) påträffats utan enbart äldre öringar, vilka är mycket mobila. Stora skillnader i täthet förelåg mellan elfiskena i juni och augusti 1981 resp augusti och oktober 1983. Vattentemperaturen år 1983 var på lokalen 14 resp 5 grader. Variationerna i täthet under säsongen var lägre på lokal A, som dominerades av årsungar, vilka troligen är mer stationära.



Biflödet Brändarbäcken, som kalkades 1984, har successivt erhållit ett högre pH (Tabell 1, station 5007), men medel-pH var endast 5.7. Tätheten av öring har varierat starkt mellan åren och ingen generell trend kunde skönjas. Endast enstaka årsungar har påträffats på lokalen. Årsungar av öring har uppträtt samtidigt som elritsa, vilket indikerar att vattenkvaliteten styrt. Vattentemperaturen visade ingen korrelation med fisk.

På lokal D, Djursvasslans huvudfåra, ökade öring successivt efter att kalkningarna startade, men de tätheter som förelåg 1977 nåddes ej. Framför allt var det årsungar som tenderade att öka i antal, men i medeltal utgjorde årsungar på lokalen bara 0.9 st / 100 m<sup>2</sup>..

Således förelåg goda tätheter av årsungar enbart på lokal A, medan övriga lokaler hyste större och därmed troligen mobilare öring.

Att öringpopulationen ej lyckats återhämta sig bättre torde bero av de surstötter och höga metallhalter som noterats även efter kalkningarna startade, då man med avsikt låtit givan av kalk vara låg och även låtit partier återförsuras avsiktligt. De fortsatta kalkningarna kommer dock att utföras intensivare.

Åldersanalys på öring har visat att individer av 0+ - 6+ (ca 40 - 200 mm) förekommit. Den största fångade öringen var 198 mm på lokal A, 245 mm (lekmogen hona) på lokal B, 241 mm på lokal D. Således maximivärden runt 20-25 cm.

Mört fångades år 1977 på lokalerna A, B och D. Vid senare elfisken har arten aldrig påträffats. Mört finns fortfarande kvar i Lofsenmagasinet trots att omfattande mörtdöd observerats vid låga pH, exempelvis våren 1983 då pH var 5.3-5.4 under 11 dagar (Erik Olofsson). Troligen är mörtbeståndet i Lofsenmagasinet litet, eljest torde arten uppträda oftare i de rinnande vattnen.

Elritsa påträffades bara 1977 på lokal A, åren 1977-1983 på lokal B, och i stort sett samtliga år på lokal D. Tätheterna av elritsa på lokal D varierade starkt under säsongen, 0-80 st/100 m<sup>2</sup>. Förekomsten av elritsa vid elfisketillfället berodde således av elfisketidpunkt och vattentemperatur (Figur 5). Arten migrerar upp i vattendragen sommartid för lek och näringssök. När temperaturen åter sjunker migrerar elritsan nedströms igen. De påträffade elritsorna har varit 0+ - 5+ (40-90 mm) vid de tillfällena åldersgruppering kunnat ske. På lokalen D påträffades 0+ 1981, 1983 och 1984 varefter enbart äldre individer fångats.

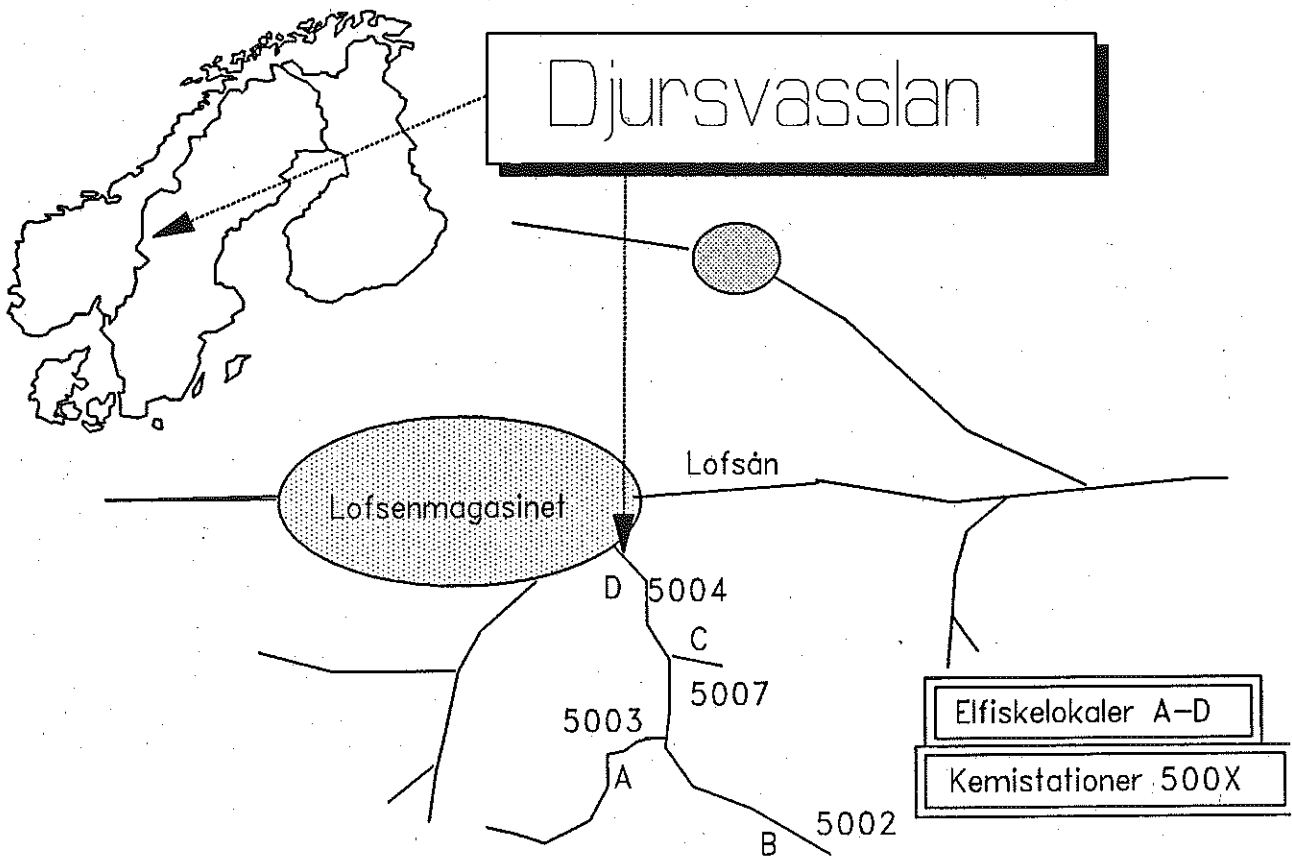
Lake har åldersbestämts i enstaka fall och då befunnits vara 0+ - 3+ gamla. De yngsta har varit kring 53-88 mm, 1+ 99-112, 2+ 120-163 och 3+ 160-208 mm. Efterhand som de blev större påträffades de längre från Lofsenmagasinet. Denna tillväxt är helt i överensstämmelse med vad Johan Hammar funnit för lake i Torrön, en reglerad sjö i NV Jämtland. Årsungar av lake påträffades första gången 1988 på lokal D och påföljande år på lokal B. Tätheten av arten ökade något på lokal D, men har fluktuerat på övriga lokaler. Resultaten antyder dock försurningskänslighet.

Enstaka lakars födoval har studerats i fält och befunnits utgöras av insektslarver och 0+ öring (lakar på 14-20 cm).

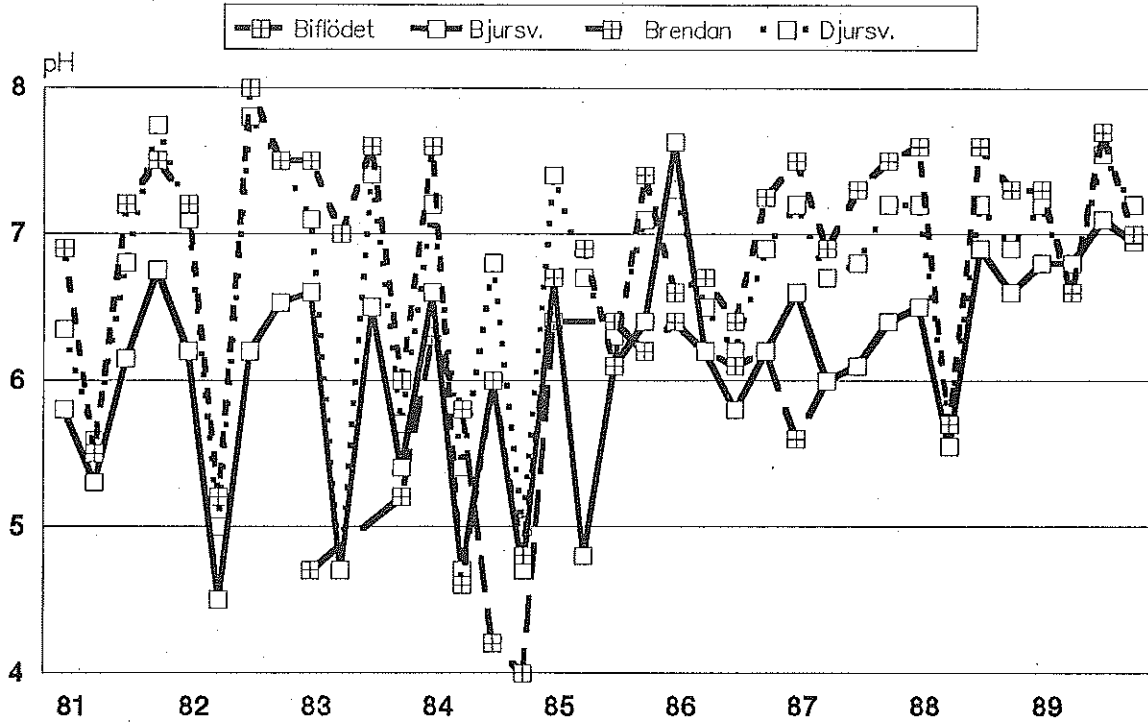
Gädda fångades i enstaka exemplar på två lokaler. På lokal C fångades en 166 mm lång individ 1988 och på lokal D påträffades två individer år 1977.

### Sammanfattning

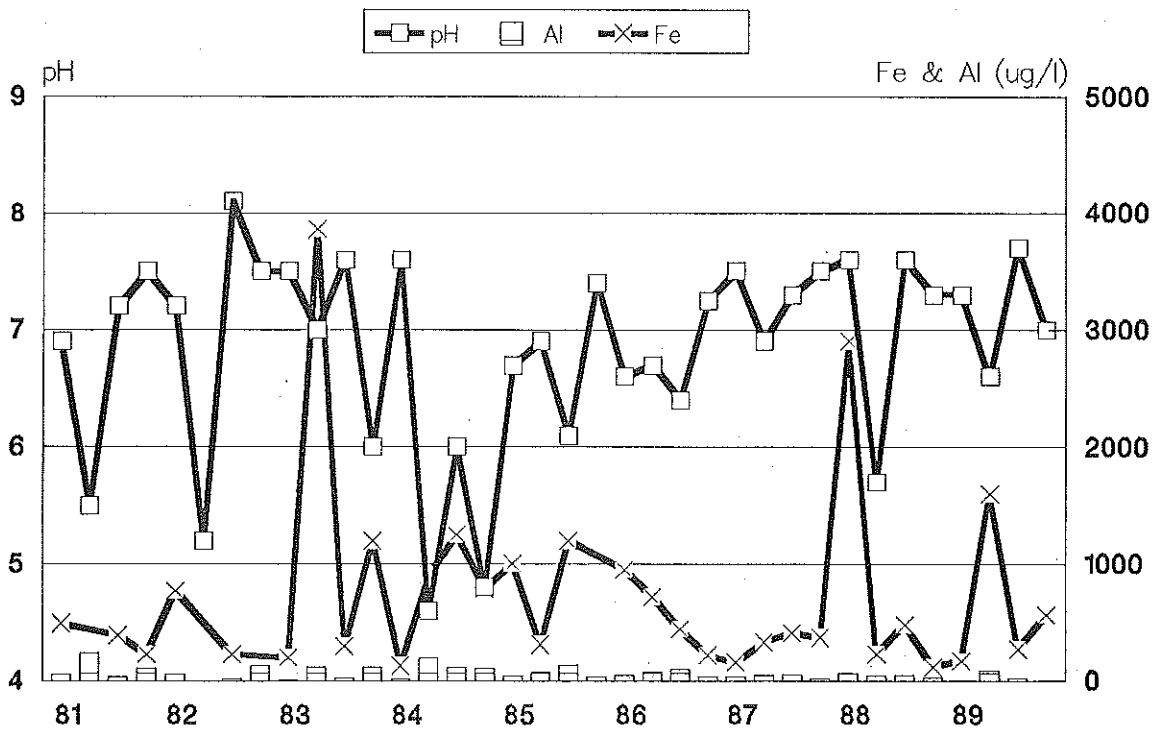
- Området är kraftigt försurningspåverkat av surstötter.
- Våtmarkskalkningar utfördes initialt avsiktligt med låga givor.
- Fiskbestånden återhämtar sig successivt, men har ej nått de tätheter som förelåg före försurningen.



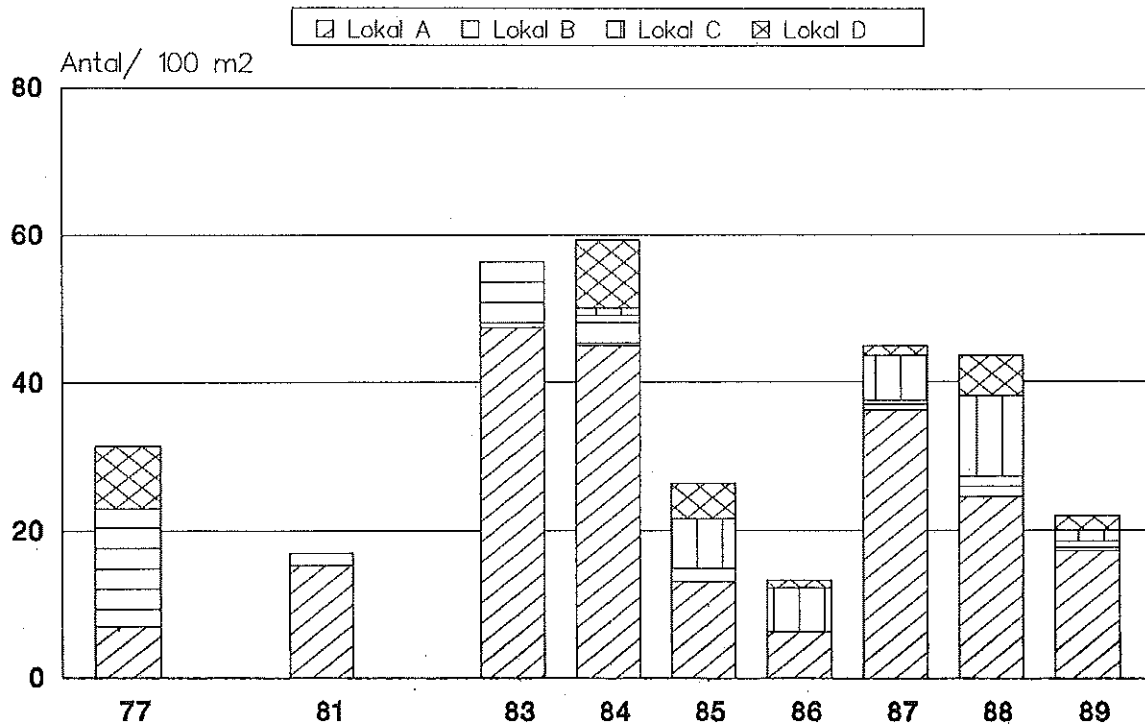
Lofsdalen  
pH i Djursvasslan m. tillflöden  
Kalkningar startade 1983–85



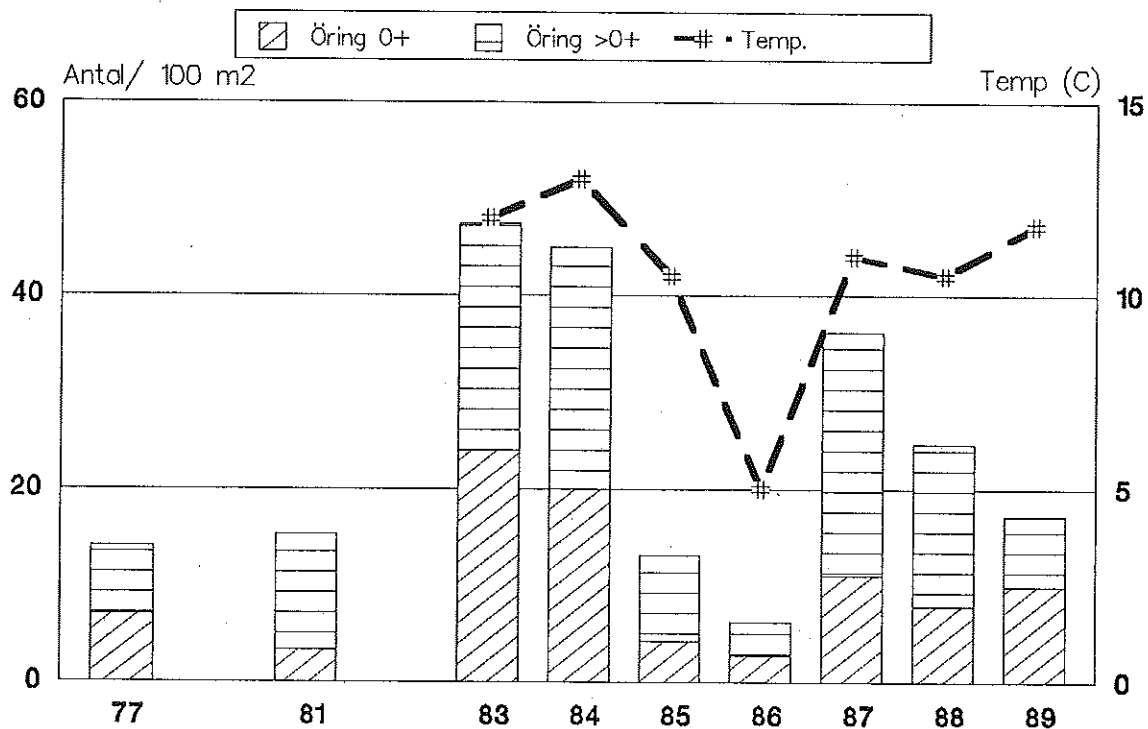
Lofsdalen  
Djursvasslan, biflödet  
Vattenkemi (pH, Al, Fe)



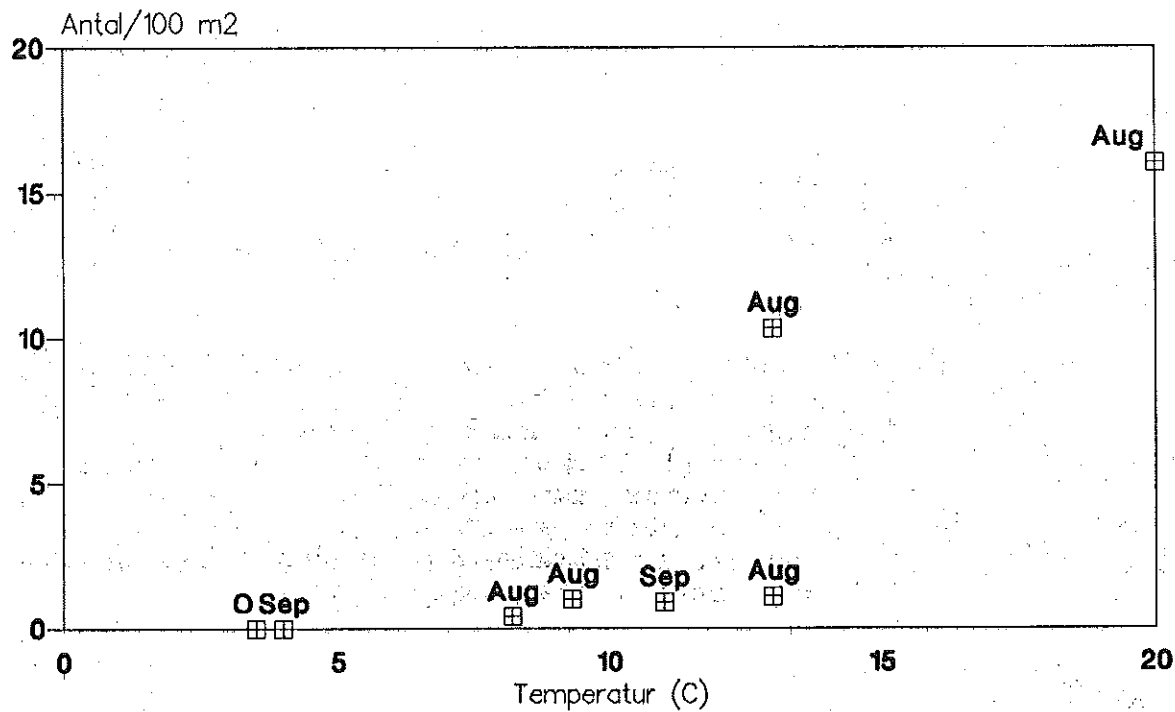
Lofsdalen  
Fyra lokaler  
Antal öring / 100 m<sup>2</sup>



Lofsdalen  
Biflötet, Djursvasslan  
Antal öring / 100 m<sup>2</sup> samt vattentemp.



Djursvasslan, lokal D  
Elritsa mot vattentemperatur  
Månad för elfiske angiven.



BÄNKÅSBÄCKEN, ÖSTRA MEDELPAD, SUNDSVALLS KOMMUN, ALNÖN

Huvudvattendrag: 40/41 , Bänkåsbäcken (691820-158531)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 5.0  
Sjö%: 0Längd (km): 2                      Fallhöjd (m): 35  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 8Bakgrund

På Alnön, strax utanför Sundsvall, mynnar det en mindre bäck i stort sett varje vik. Bänkåsbäcken mynnar i havet på Alnös sydspets i Bänkåsviken. Bäckens är representativ för de flesta bäckarna på Alnön, men har kanske ett något bättre havsöringbestånd än de övriga.

Bänkåsbäcken började undersökas av Nyman och Villner (1988) under en studie av flottledsrensningars effekt på fisk. Efter detta tog Länsstyrelsen upp bäcken som kalkreferensvatten - litet kustmynnande vattendrag med liten sjöprocent (inga sjöar i systemet). Berggrunden består av företrädesvis svårvittrade bergarter. Ytterligare en bäck på Alnön har ingått i kalkreferensprogrammet, och det är Slädabäcken på öns norra del med främst lättvittrade bergarter i avrinningsområdet.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Bet.	Koordinater	Avst(km) till sjö		H.ö.h (m)
			uppströms	nedströms	
Nederst	A	691855-158530	-	0.8 km	8
Mellerst	B	691870-158535	-	0.7 km	15
Överst	C	691885-158530	-	0.5 km	25
Beteckn.	Substrat		Med.djup	Medelbredd (m)	
A	Sten, grus, sand		0.15	1.8	
B	Block, sten, grus		0.15	2.5	
C	Sten, block, sand		0.20	2.6	

De tre lokalerna representerar de tre dominerande biotoperna i bäcken: A - lugn, grund med mycket sand, B - blockig utan större höljor samt C - med större höljor. Samtliga lokaler är goda uppväxtbiotoper för öring. Lokal A har något sämre förutsättningar för öring. Lokal C ingick som den nedre lokalen i Nymans och Willners arbete med flottledsrensning, och är därför elfiskad under fler år än de övriga.

Kalkningar

Bänkåsbäcken har hittills inte kalkats, utan är kalkreferens.



Vattenkemi

Eftersom Bänkåsbäcken inte har några ytvattenreservoarer, så skiftar vattenföringen och vattenkemin mycket både inom och mellan åren. Under låga flöden dominerade grundvatten och under snösmältning dominerade smältvatten. Ur försurnings- och kalkningssynvinkel är det vårfloden som är mest intressant, varför den har provtagits noggrannast. Under perioden 1985-89 har vattenprov tagits 1-2 ggr/vecka och under 1986 togs prov nästan varje vecka under perioden med öppet vatten. Under dessa år var 1986 års vårflod extra sur, men även de övriga åren har gett surstötter med alkalinitet < 0,05 mekv/l och pH ca 6. Under 1986 års vårflod uppmättes pH 5.2 och alkalinitet 0.00. Mätningar 4 dagar före och 3 dagar efter gav pH 6.0 resp 6.1 och alkalinitet 0.06 resp 0.10. Det rör sig alltså om ibland relativt korta sura perioder, som kan vara svåra att hitta med konventionell vattenkemisk provtagning.

Tabell 1. Medelvärde samt range av pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal (mg Pt/l) samt Ca+Mg (mekv/l) vid kemistationen i Bänkåsbäcken.

	Medelvärde	Range
pH	6.8	(5.1-7.5)
Alkalinitet	0.16	(0.00-0.40)
Konduktivitet	5.8	(3.6-9.0)
Färgtal	86	(60-130)
Ca+Mg	0.50	(0.21-0.72)

pH < 6.5 har bara uppmätts vid ett tillfälle förutom 1986 och det var 1989 då pH 5.9 uppmättes. Slädabäcken och andra referensvattendrag visade inte på att 1989 års vårflod skulle vara speciellt svår. Högsta uppmätta pH var 7.5, men pH omkring eller över 7 var vanligt under större delen av året.

Under vårfloderna (utom 1986) sjönk alkaliniteten ner mot 0.05 mekv/l under i allmänhet någon vecka. Övriga delar av året låg alkaliniteten omkring eller över 0.3 mekv/l.

Ca+Mg-halten följde pH bättre än alkaliniteten, och låg vanligtvis omkring 0.5 mekv/l. Vid vårfloden 1986 uppmättes 0.32 mekv/l och vid vårfloden 1989 uppmättes som sämst 0.21 mekv/l. Tendensen var att Ca+Mg-halterna blev lägre för varje vårflod.

Konduktiviteten låg vanligtvis mellan 5-7 mS/m, med extremvärden 3.6 och 9.0 mS/m. Vattenfärgen låg vanligtvis kring 70-90 mg Pt/l, med extremvärden 70-130 mg Pt/l.

Tendensen var att Bänkåsbäckens vattenkemi blev sämre för varje år. Utan att de senaste åren har varit speciellt sura så sjönk lägsta pH med ca 0.7 enheter och lägsta Ca+Mg med mer än 0.10 mekv/l. Håller den här tendensen i sig så är även Bänkåsbäcken snart i behov av kalkningsåtgärder.

### Elfiskeresultat

Bänkåsbäcken är elfiskad av samma person 1983-89. 1983 och 1984 fiskades två lokaler som inte fiskats igen, och som inte ingår här. Fr o m 1986 fiskades 3 lokaler årligen under likvärdiga årstids- och vattenföringsbetingelser. Dessa lokaler representerar väl bäckens olika biotoper (3 olika biotoptyper), och skall därför i första hand jämföras med sig själva mellan åren.

Ungefär 100 m från mynningen finns en vägtrumma, som innebär vandringshinder för annan fisk än öring. Detta får som resultat att det enbart finns öring uppströms vägen - huvudsakligen havsöring.

Öringtätheterna är ganska typiska för en liten Västernorrländsk kustbäck, som inte är gravt försurad. Vanligtvis låg tätheterna på 40 - 80 öringar/100 m<sup>2</sup>. Biomassan öring var 300 - 1200 g/100 m<sup>2</sup>, men vanligtvis 300- 500. Bäckens är liten och kall (temperatur vid elfiske 5-10 grader), varför det inte finns plats att producera mycket mer öring.

Öringreproduktionen var god 1984 samt -87, vilket gav en stor 1+-klass 1988. Biomassan ökade successivt på lokal C 1987-88-89. Eftersom öringen stannar 3 år i bäcken blev det som mest trångt för 0+ 1989, vilket resulterade i en relativt svag årgång då. Denna utveckling sammanföll dock med en vikande alkalinitet, varför även vattenkemin kan ha inverkat (Figur 1). Vårfloden 1986 inverkade troligen på rekryteringen av 0+ samma år.

I denna bäck går det inte att spåra negativa beståndstätheter under år med lågt vatten (främst 1989), eftersom lokal A (som nästan helt saknar partier med djupare vatten) hade sin hittills största biomassa 1989.

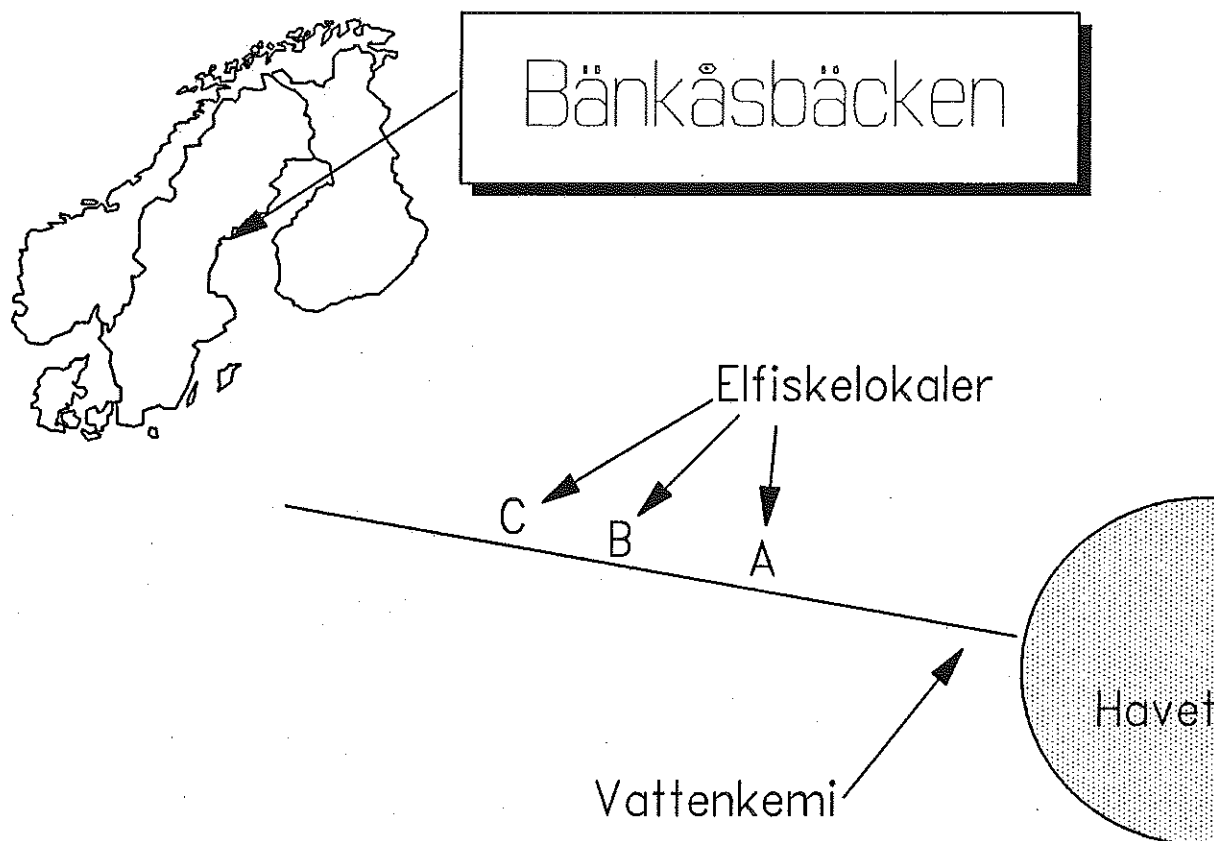
Öringreproduktionen har minskat på lokalerna A och B sedan 1986, medan lokal C inte visar något entydigt mönster. Tendensen för dessa tre lokaler tillsammans är en successiv nedgång i 0+-tätheterna sedan 1986 (Figur 2).

Höga värden på Kalcium+Magnesium har varit signifikant negativt korrelerade (linj. reg.,  $p < 0.01$ ) med låg täthet av äldre fisk (lokalerna A och B) och positivt korrelerade med tätheten av årsungar ( $p < 0.05$  resp  $p < 0.001$ ). På dessa båda lokaler var tätheten av 0+ och äldre öring sinsemellan negativt korrelerade ( $p < 0.05$  resp  $0.01$ ). Kalcium+Magnesium var starkt positivt korrelerat med alkaliniteten. Resultaten kan troligen tolkas så att de år vårfloden varit dominerad av grundvatten och med högt pH så har reproduktionen lyckats.

Det bedrivs ett omfattande nät- och laxfällefiske inte långt ifrån mynningen, vilket kan påverka tillgången på lekfisk.

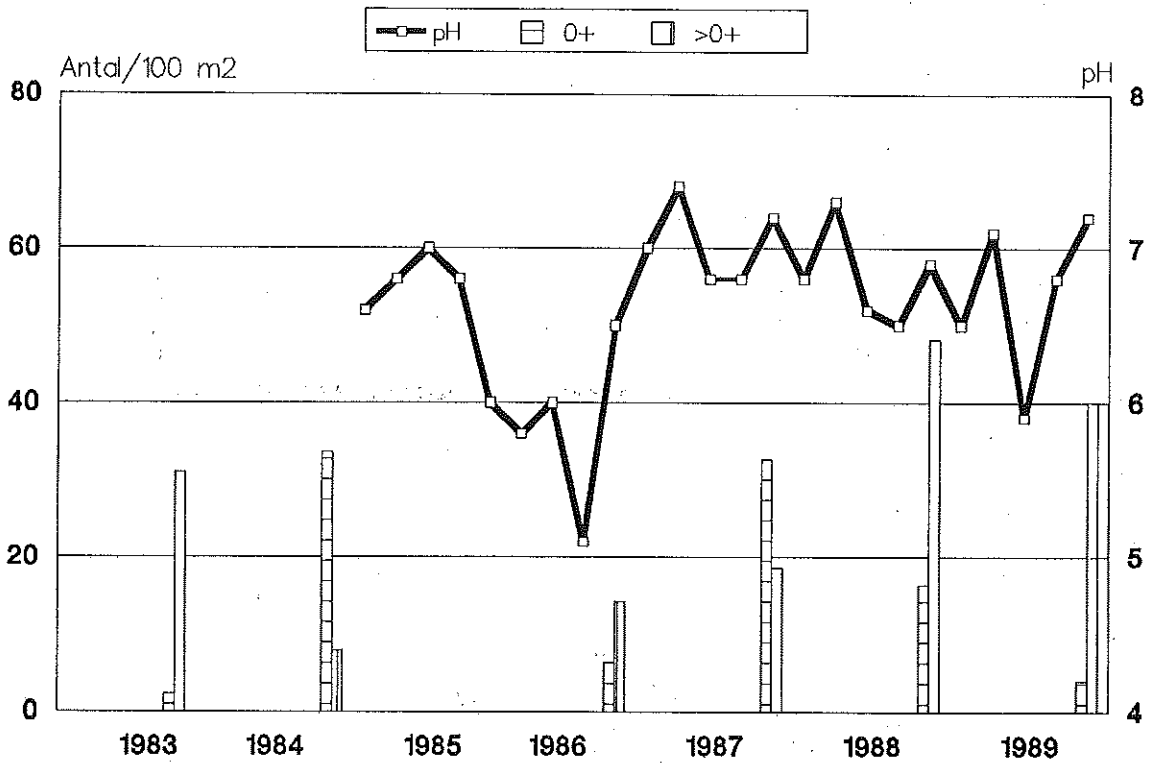
Sammanfattning

- Denna okalkade referensbäck försurades successivt.
- Detta visade sig som dålig reproduktion av öringungar enstaka år med sur vårflod.



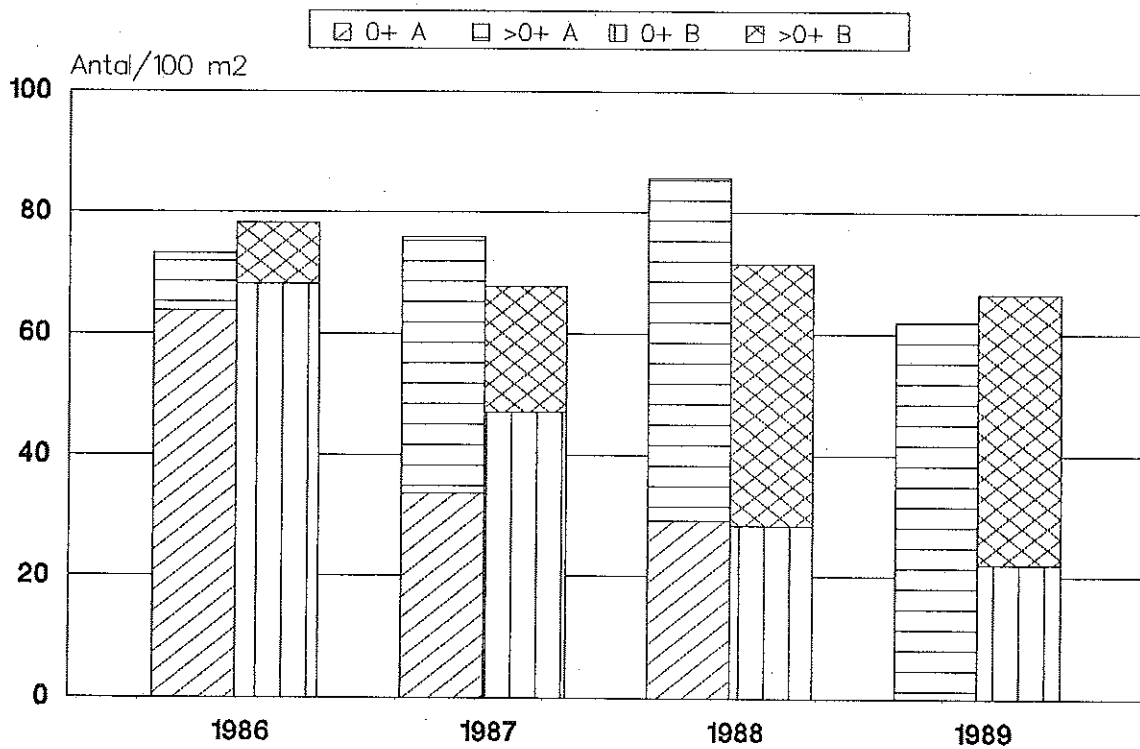
## BÄNKÅSBÄCKEN

Antal öring på lokal C mot pH



## BÄNKÅSBÄCKEN

Öring 0+ resp &gt;0+ på lokal A &amp; B



ÅDALSÅN (695588-156997), MEDELPAD, TIMRÅ KOMMUN

Huvudvattendrag: 40-Indalsälven, Ljustorpsån (693892-158295)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 588  
Sjö%: 0.7Längd (km): 23      Fallhöjd (m): 253  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 10Bakgrund

Ljustorpsån mynnar i Indalsälven nedströms det nedersta kraftverket, och har tack vare detta ett gott havsörings- och harrbestånd, som har betecknats som riksintressant. I stort sett hela vattensystemet är kalkat, med olika metoder beroende på varje grens speciella förhållanden. Det förekommer sjökalkning, iskalkning och våtmarkskalkning. Det har även funnits en doserare under några år, men eftersom vägarna är svåra att använda när doseraren behövdes bäst (vårflod/tjällossning) så togs doseraren ur bruk våren 1989.

Ådalsån är ett biflöde (8-13 m bred) till Ljustorpsån med väldigt få sjöar och utan havsvandrande öringbestånd (en kraftverksdamm är vandringshinder). Ån har kalkats främst med tanke på de nedströms levande/lekande havsöringarna. Avrinningsområdet består av barrskog och kalhyggen -ingen odlad mark. Åns stränder är beväxta med främst al, som ger god skuggning.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Bet	Koordinater	Avstånd (km) till sjö		H.ö.h. (m)
			uppströms	nedstr.	
Talleråsbäcken	E	696320-156575	-	-	287
Överst	D	696000-156850	9	-	190
Näst överst	C	695980-156855	9.5	-	189
Näst nederst	B	695915-156860	13	-	175
Nederst	A	695835-156920	14	-	170

Beteckning	Bredd (m)	Medeldjup (m)	Substrat
E	3.5	0.25	Block, sten
D	11.5	0.2	Block, sten, grus
C	6	0.15	Grus, sten
B	11	0.25	Block, grus, sten
A	9.5	0.25	Block, sten, grus

Elfiskelokalerna är utvalda för att kunna representera olika biotoper av ån. 1984 fiskades den första lokalen (B) och därefter har antalet lokaler utökats till 5 stycken. Den senaste lokalen (E) kom till sedan det uppmärksammats att där fanns öring (i stort sett hela åns sträckning har elfiskats översiktligt 1985 av Dan Jonasson & Jacob Lagercrantz samt 1987 och 1988 av Sjölander, utan att finna öring så här högt upp före kalkningarna startade).

De två nedersta lokalerna (A och B) är likartade med mest stora block, mörk botten och ganska hög vattenhastighet. Lokal C är lugnflytande med ljus grus-sandbotten - lek område i första hand. Lokal D är en kombination av de två typerna med både utrymme för små och stora öringar. Lokalerna A, B och D har större höljor omedelbart nedströms. Lokal E ligger omedelbart uppströms Talleråsbäckens (det största biflödet) inflöde. E är smalare med riklig bottenvegetation och omväxlande bottenstruktur. Lokal E hade ingen öring under sommaren 1988, enligt ett kvalitativt elfiske.

### Kalkningar

Den använda kalkningmetoden är våtmarkskalkning, eftersom avrinningsområdet har så liten sjöandel, relativt stor våtmarksandel och få vägar inom avrinningsområdet. Givan vid 1987 års kalkning var för låg, varför kalkningen fick göras om redan hösten 1989.

Plats	Datum	Mängd (ton)	Giva	Metod
Ådalsån	870820	1151	3,6 ton/ha	Våtmark
Lövsjön	870831	59	? g/m <sup>3</sup>	Sjö
Ådalsån	890814	2912	10 ton/ha	Våtmark

### Vattenkemi

1985-89 har Ådalsån (nedre del) med sitt största biflöde, Talleråsbäcken, provtagits minst en gång per vecka under vårfloden. Under våren-89 utökades programmet med ytterligare en station uppströms sammanflödet med Talleråsbäcken. Vattenkemin på de olika stationerna avvek inte mycket ifrån varandra under vårfloderna, varför den nedre stationen används här. År 1989 startades också IKEU, dvs Naturvårdsverkets Integrerade KalkningsEffektUppföljning, varför det vattenkemiska programmet utökats.

Tabell 1. Medelvärde samt range av pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m) samt Ca+Mg (mekv/l) för vattenstationen i Ådalsån.

	Medelvärde	Range
pH	5.9	(4.7-7.0)
Alkalinitet	0.05	(0.00-0.19)
Konduktivitet	2.1	(1.6-3.0)
Ca+Mg	0.17	(0.08-0.27)

Före kalkningarna sjönk pH under 5 vid vårfloderna. Efter kalkningen 1987, med låg giva, var pH som lägst 6.1 1988 och 5.7 1989. Alkaliniteten sjönk under detektionsgränsen våren före kalkningen (även hösten-85). Efter kalkningsinsatserna har alkaliniteten varit 0.01 mekv/l som lägst.

Ca+Mg-halten har under de här årens provtagning inte vid något tillfälle varit speciellt hög (det högsta uppmätta värdet är 0.26 mekv/l). För varje vår fram till kalkningsinsatserna sjönk Ca+Mg-halten allt lägre, för att våren 1987 vara 0.08 mekv/l.



Konduktiviteten har genomgående varit låg, såväl före som efter kalkningarna har extremvärdena varit 1.6 - 3.0 mS/m. Vid elfiske i omedelbar anslutning till kalkningarna 1989 uppmättes 3.6 - 3.7 mS/m i fält.

Vattenfärgen har varit genomgående hög och flera värden > 200 mg Pt/l har noterats. Medelfärgtalet var kring 150 mg Pt/l.

### Elfiskeresultat

I Ådalsån har 16 kvantitativa och 3 omfattande kvalitativa elfisken utförts. Av dessa har samtliga utom ett översiktsfiske genomförts av samma elfiskare. Översiktsfiskena har genomförts under somrar (juli-aug), medan de kvantitativa har varit mer utspridda under höstarna: från mitten av augusti -89 och -85 till början av oktober-87. Under -87 blev det en månad senare än det näst senaste p g a mycket vatten under hösten.

Under alla elfisken som företagits är det endast ett par bäcknejonögon som fångats förutom öring. Bäcknejonöga har inte fångats eller observerats vid något av de 16 kvantitativa elfisken som genomförts.

1984 genomfördes det första kvantitativa elfisket (lokal B). Det fanns då öring (det hade varit reproduktion det året), men beståndet bestod bara av ett fåtal individer. Reproduktionen lyckades endast vid mycket gynnsamma år och det fanns ingen öring i de övre delarna.

Före kalkningarna hade lokal B (som fiskats längst) ingen reproduktion 1985 och 1987 och endast enstaka 1+ 1987 anger att reproduktionen inte lyckats bra 1986 heller (Figur 1).

De tre lokalerna som tillkom 1987, A, C respektive D, hade tätheter på 2 - 5 0+/100 m<sup>2</sup>, vilket måste anses som glest med tanke på lokalernas beskaffenhet. Redan året efter kalkningarna hade mängden öring 0+ ökat ordentligt : 5 - 20 0+/100 m<sup>2</sup>. Ökningen syntes också tydligt i biomassen av öring på dessa tre lokaler. Öringbiomassen har ökat markant efter kalkningarna. Före kalkningarna låg öringbiomassen kring 50 g/100 m<sup>2</sup>, men efter så ökade den till 100-200 g/100 m<sup>2</sup> (Figur 2).

E lokalen (den översta) var fisktom vid översiktsfisken under sommaren 1988, men hade gott om öring hösten 1989 (32 0+/100 m<sup>2</sup>).

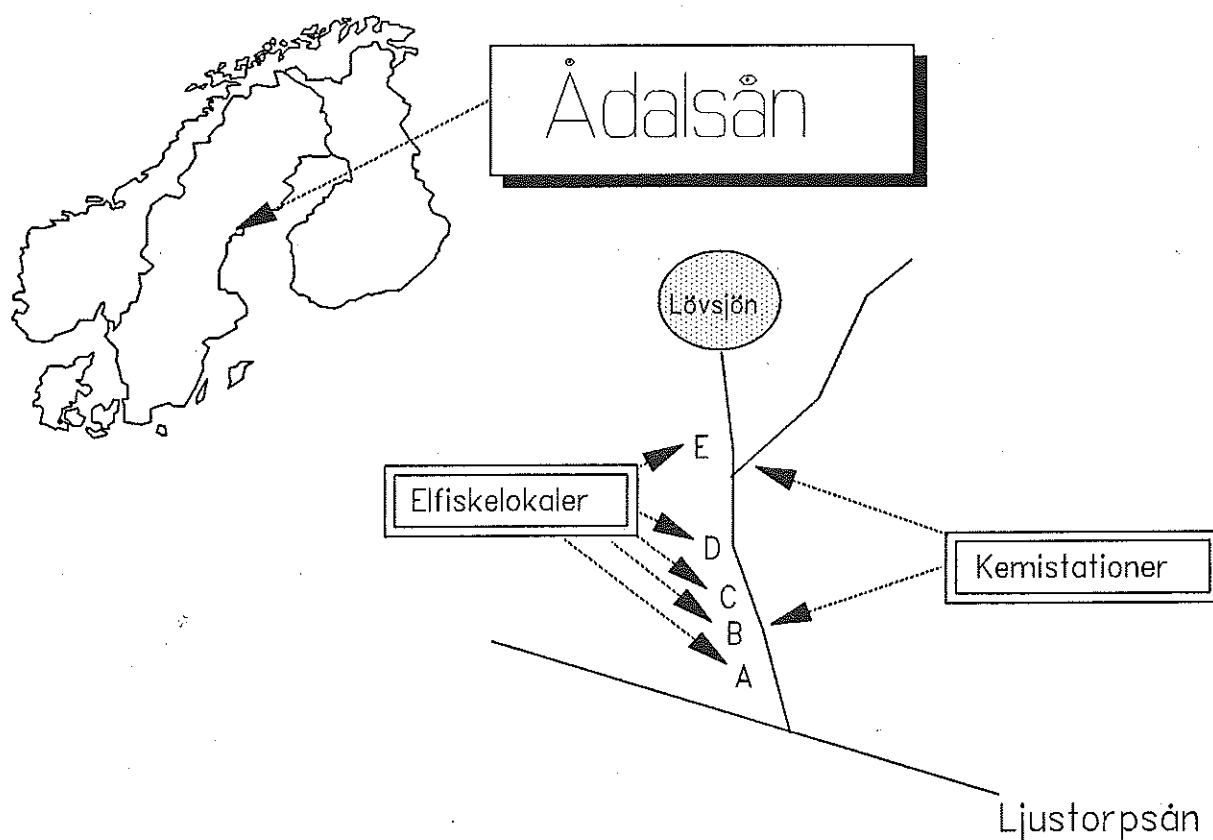
Endast tre-fyra elfisketillfällen föreligger, varför uttalanden om trender blir osäkra. Inga signifikanta korrelationer på 99%-nivån mellan vattenkemiska variabler eller vattentemperatur och fisk förelåg. Öring 0+ på lokal D samt öring större än 0+ på lokal C var signifikant positivt korrelerade med årtal ( $p < 0.01$ ).

Även storleken på öring 0+ har ökat efter kalkningarna, men det var sannolikt också beroende av de varma somrarna. Medelvikterna har i alla fall ökat i takt med att tätheterna och biomassen har ökat (Figur 3). Detta indikerar att

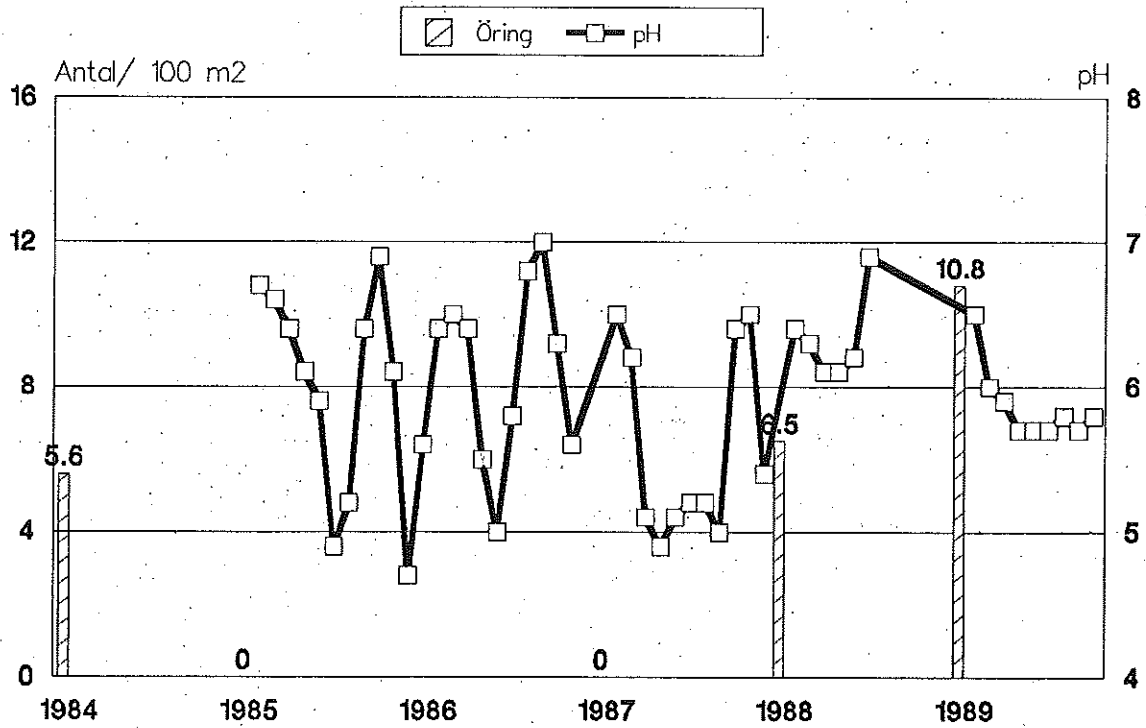
lokalerna inte var fullt besatta. Vore de fullt besatta med öring torde ökade täthet medföra sänkt medelvikt.

### Sammanfattning

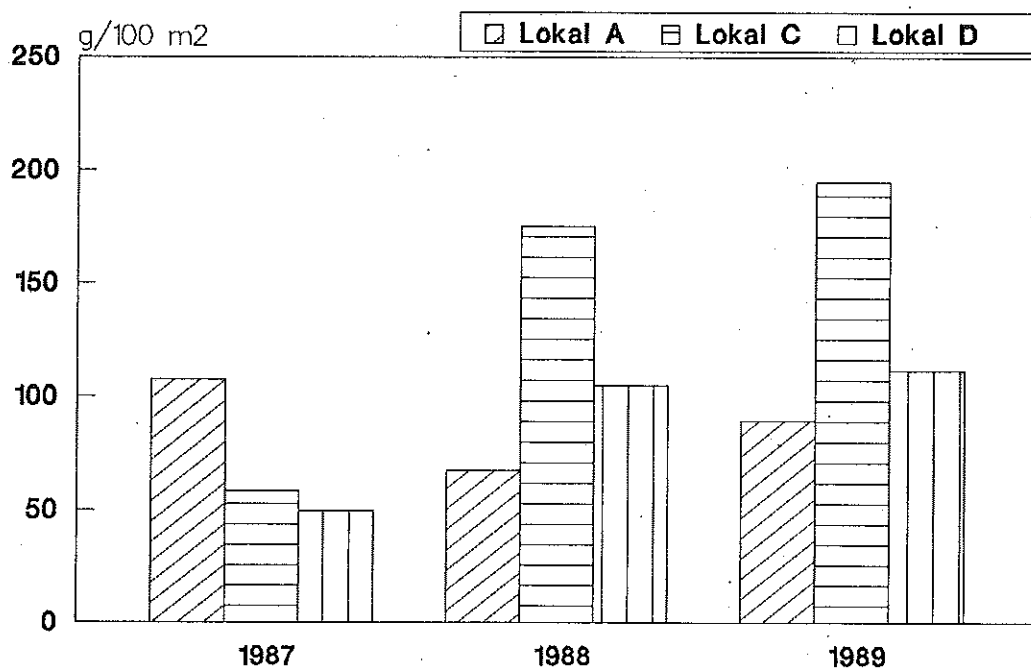
-Ådalsån var påtagligt försurningspåverkad före kalkning  
-Efter upprepade våtmarkskalkningar har öringbeståndet ökat,  
bl a har en fisktom lokal återbesatts.



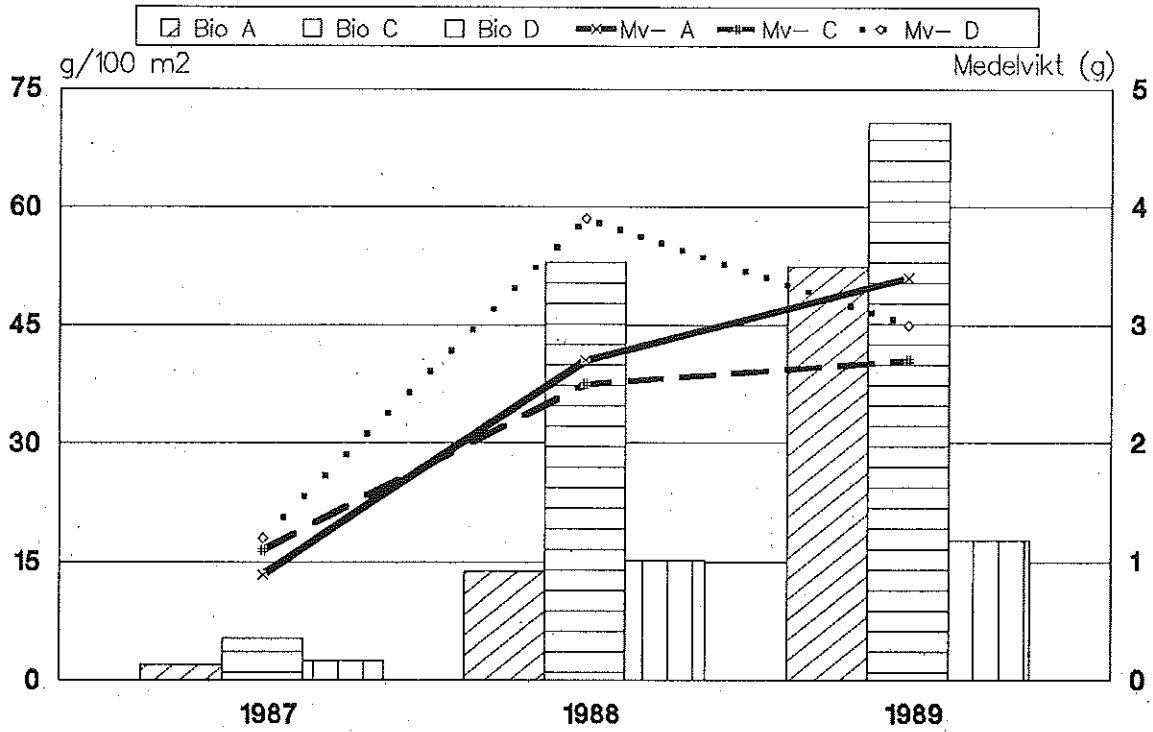
ÅDALSÅN  
Lokal B  
Öring 0+



ÅDALSÅN  
Biomassa i g/100m<sup>2</sup>  
Enbart öring fångat.



ÅDALSÅN  
 Biomassa av 0+ g/100m<sup>2</sup>  
 och medelvikt (g) av 0+



BYÅN, SÖDRA ÅNGERMANLAND, HÄRNÖSANDS KOMMUN

Huvudvattendrag: 39/40 ,Byån (693938-160596)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 40.3  
Sjö%: 5.7Längd (km): 9      Fallhöjd (m): 124  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 8Bakgrund

Byån är en mindre å (5-10 m bred), som mynnar i havet strax söder om Härnösand. Ån började undersökas av Fiskeristyrelsens utredningskontor i slutet av 1970-talet, som en del i en havsöringstudie.

Byån representerar en okalkad mindre å med relativt stor sjöandel (5.7%), vilket gör att de vattenkemiska svängningarna inte blir så stora. Trots detta har det funnits höstar när ån ej har kunnat elfiskas på grund av hög vattenföring.

Det förekommer ett omfattande nätfiske i mynningsområdet, som kan påverka mängden lekfisk.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Koordinater	Avst(km) till sjö uppstr	nerstr	H.ö.h
Mynningen	693950-160580	2	0.2	114

Medelbredd (m)	Medeldjup (m)	Substrat
4.0	0.45	Sten,block,grus

Elfiskelokalen är belägen ungefär 100 m från mynningen, och är en god reproduktionslokal för öring. Nedre delen av lokalen är lugn med grus-sandbotten och ganska gott om högre vattenvegetation. Den övre halvan är smalare med stridare ström och mer blockig botten. Lokalen är inte riktigt representativ för ån som helhet. Upp till den första sjön består botten mest av block och vattenhastigheten är högre än på elfiskelokalen. Uppströms sjön är ån smalare och delar sig i flera mindre biflöden.

Kalkningar

Byån är inte kalkad ännu utan är referenså.

## Vattenkemi

1985-89 har det tagits vattenprov under vårfloden 1-2 ggr/vecka, för att studera vårfloden och jämföra med kalkade vattendrag. Under 1986 genomfördes ett mer omfattande provtagningsprogram med provtagningar under nästan hela året. Den sura vårfloden 1986 kunde påvisas tack vare detta omfattande program (Figur 1). Med en "normal" provtagningsinsats hade denna surstöt knappast kunnat påvisas.

Byåns vattenkemi (i åns nedre delar) karakteriseras av små svängningar både över året och mellan åren.

pH har endast vid ett tillfälle uppmätts under 6.0 (1986). Övriga år var lägsta uppmätta pH omkring 6.3.

Tabell 1. Medelvärde samt range av pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal (mg Pt/l) samt Ca+Mg (mekv/l).

	Medelvärde	Range
pH	6.7	(5.9-7.5)
Alkalinitet	0.13	(0.05-0.24)
Konduktivitet	4.8	(3.7-6.5)
Färgtal	67	(40-95)
Ca+Mg	0.34	(0.26-0.54)

Alkaliniteten var som lägst 1985 med 0.05 mekv/l, men annars var det normalt att vårarnas lägsta alkalinitet låg kring 0.07 mekv/l. Högsta uppmätta alkalinitet var 0.24 mekv/l. Tendensen var att årets lägsta alkalinitet blev något lägre år för år, men ännu var alkaliniteten ej nere i 0 ens under värsta förhållanden.

Ca+Mg-halten låg kring 0.30 mekv/l som lägst under de här 5 åren. Konduktiviteten hade som ytterlighetsvärden 3.7-6.5 mS/m, men låg oftast strax över 4.

Färgtalet var ytterligare en stabil parameter, som vanligtvis höll sig på 60-80 mg Pt/l.

## Elfiskeresultat

Byån har elfiskats kvantitativt 1983-1989 av samma elfiskare. År 1984 fiskades inte på ett dikningsföretag uppströms lokalen som gjorde det vanligtvis klara vattnet till "lervälling". 1988 genomfördes inget elfiske, men denna gång på grund av personalbrist. Elfiskena är under samtliga år genomförda under september.

Tätheterna av öring 0+ har alla år legat kring 10 st/100 m<sup>2</sup> (utom 1986 med 4.2 st/100 m<sup>2</sup>). De större öringarnas antal har varierat något (2-8 st/100 m<sup>2</sup>). Det enda av dessa år då öringreproduktionen inte lyckats bra var alltså leken 1985 med den måttligt sura vårfloden 1986 (pH 5.9) (Figur 1). Det finns inget i själva



elfisket som förklarar den ringa fångsten 1986, utan det måste bero på den sura vårfloden. Vattenföringen våren 1986 var inte exceptionell i förhållande till andra vårar varför någon effekt av bortspolning av rom-yngel ej torde vara för handen. Ej heller var våren speciellt kall, år 1987 var betydligt kallare, varför utvecklingen inte borde ha bromsats av temperaturen. Vinterns längd 1985-86 var normal, men betydligt längre än senare års.

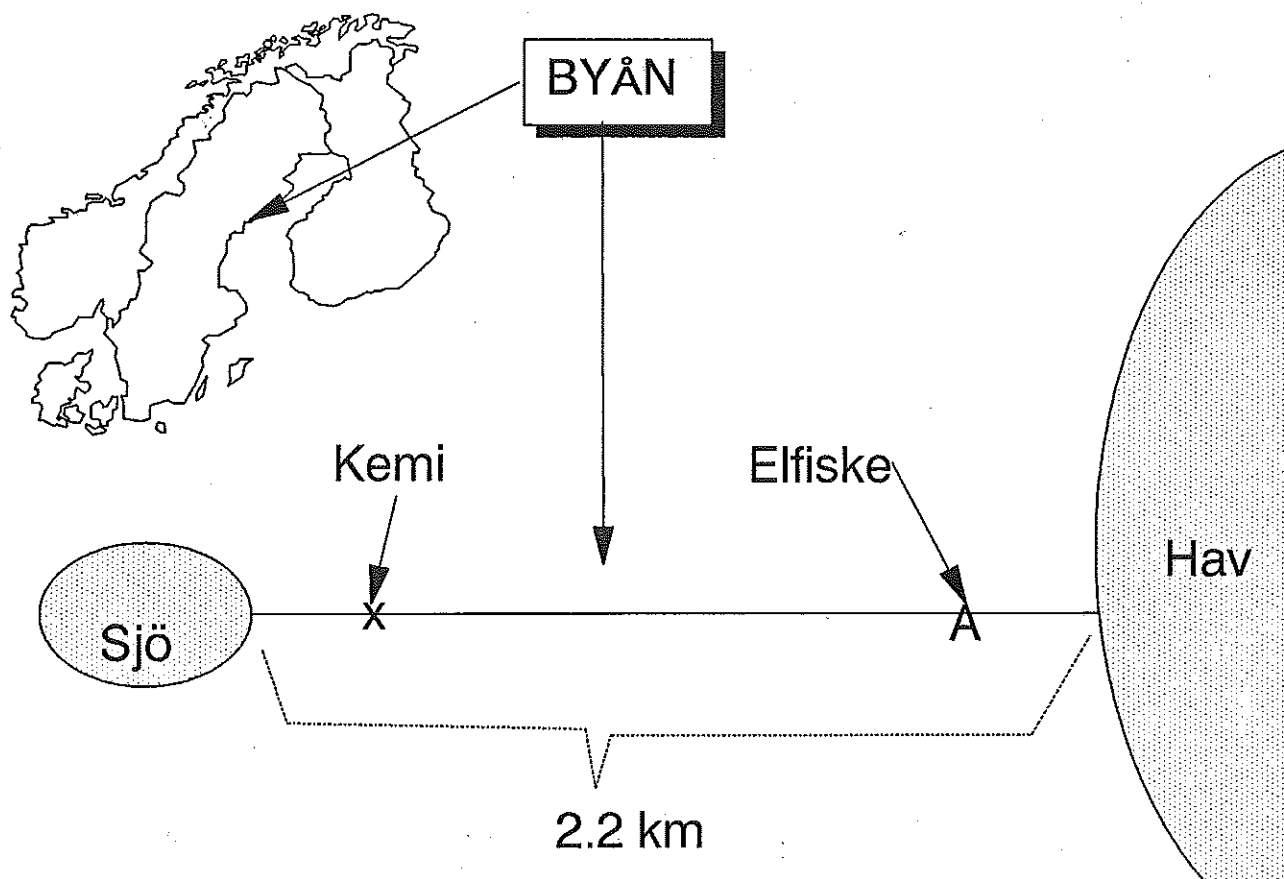
Förutom öring har det vid elfisken här fångats rikligt med stensimpa, enstaka abborre, mört, gädda, lake och benlöja (Figur 2). Det har t o m fångats en laxsmolt 1983 (110 mm, 10 g) och en bäckröding 1989 (288 mm, 225 g). Ingen av dessa senare tvenne fiskar härstammar sannolikt från ån.

Tätheten av lake var 0 - 0.6 per 100 m<sup>2</sup> och av stensimpa 6.5 - 32.4 per 100 m<sup>2</sup>. Gädda fångades vid tre tillfällen - en individ vid vardera. Mört fångades två år i tätheter av 0.3-0.4 per 100 m<sup>2</sup>.

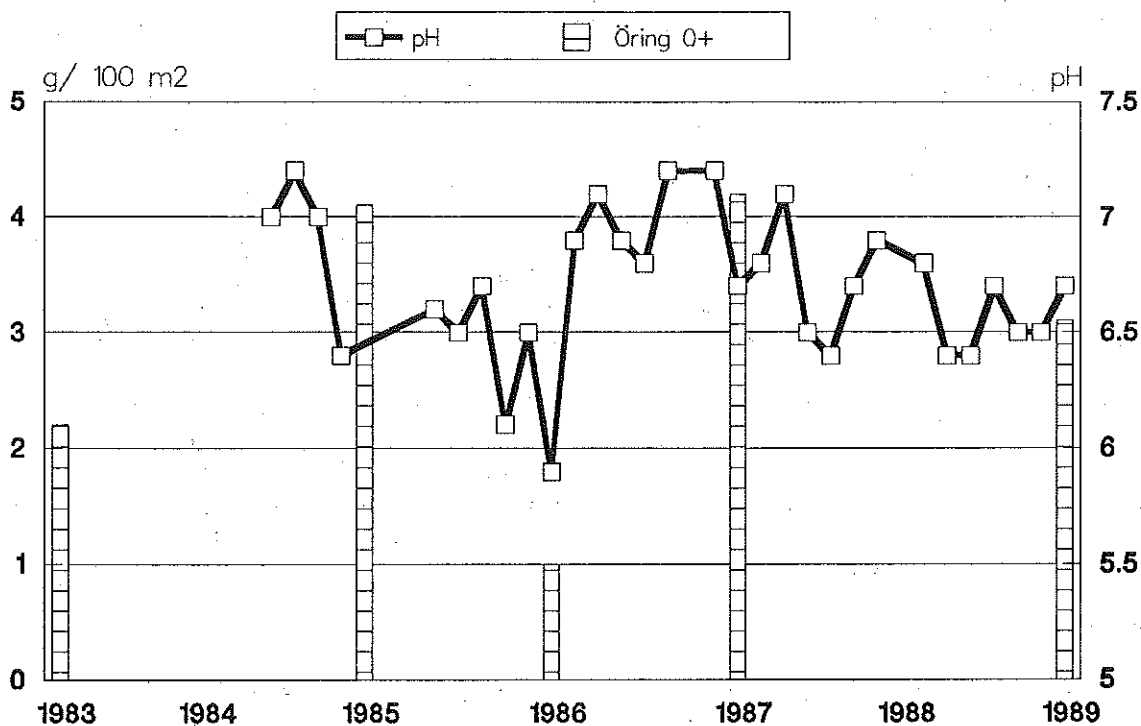
Biomassan öring låg 1983-85 på 150-200 g/100 m<sup>2</sup>. Åren 1986-87 sjönk biomassan till omkring 50 g/100 m<sup>2</sup> för att 1989 vara över 100 g/100m<sup>2</sup> och därmed återigen på väg uppåt. Övriga fiskarter (främst lake och stensimpa) har genomgående haft en gemensam biomassa på omkring 100 g/100 m<sup>2</sup>, utom 1986 då även dessa arter troligen drabbades av vårfloden.

#### Sammanfattning

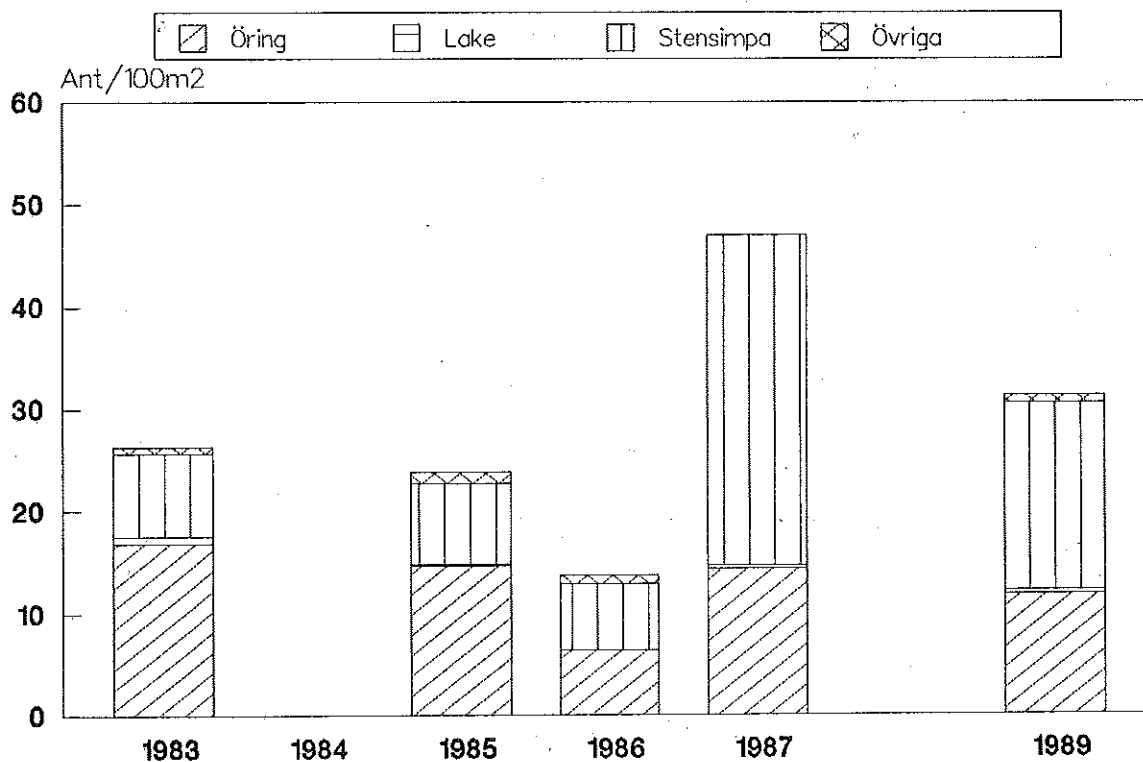
- Denna referenså drabbas vissa år av milda surstötter.
- Alkalinitetsvärdena tenderar att sjunka.
- Fiskfaunan var relativt stabil, undantaget efter sur vårflod.



BYÅN  
Biomassa av 0+ öring  
mot pH.



BYÅN  
Antal per 100 m2 av olika arter.



BJÄSSJÖÅN, MEDELPAD, SUNDSVALLS KOMMUN

Huvudvattendrag: 40-Indalsälven, Bjässjöån (694084-156609)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 56  
Sjö%: 8.1Längd (km): 16 Fallhöjd (m): 274  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 10Bakgrund

Bjässjöån är en mindre å (6-10 m bred) med relativt stor sjöandel i avrinningsområdet. Ån mynnar i Indalsälven uppströms Bergeforsens kraftverk. Åns sista avsnitt mot älven är mycket brant och sannolikt svårt eller omöjligt för till och med öring att forcera (tidigare fanns en fiskvandringssväg). Den uppströms liggande Bjässjön har gott om sommarstugor och många sportfiskare, men öring fångas sällan. Sannolikt är öringpopulationen strömlevande.

Förutom fisk så hyser ån ett flodpärlmusselbestånd, även om detta antagligen är svagt. År 1983 var det enda året då levande flodpärlmusslor i något större antal hittades på elfiskelokalen. Åren därefter har det mest varit tomma skal (även om det fortfarande går att hitta levande musslor).

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Koordinater	Avstånd (km) till sjö		H.ö.h (m)
		uppströms	nedströms	
Vanliga	694330-156953	0.5	-	170

Medelbredd (m)	Medeldjup (m)	Substrat
8.0	0.3	Sand, sten, block, grus

Elfiskelokalen ligger ungefär mitt på sträckan Bjässjön - Indalsälven. Ungefär halva åns längd är ogynnsam för öring, framför allt på grund av den låga vattenhastigheten och rikedom på gädda.

Elfiskelokalen har flera biotoper representerade: ganska lugnflytande med grus-stenbotten ("flodpärlmusselbiotop") och riklig makrofyttvegetation; bred, grund stenbotten och mer strömmande med gott om vattenmossa - "öring 0+-biotop" samt storblockig, smal och djup - "biotop för större öring".

## Kalkningar

Hela Bjässjöans vattensystem var drabbat av försurningen - alla ingående sjöar hade under någon vinter före kalkningarna haft pH 6 eller därunder. Omsättningstiderna för de fem mindre sjöarna är 0.4 - 1.2 år. Gudmundtjärn har kortast omsättningstid och högst vattenfärg, varför kalkgivan följaktligen var störst här. Systemets vatten hade genomgående höga Aluminium-halter - sällan under 0.2 mg tot-Al/l och inte ovanligt över 0.5 mg tot-Al/l.

Under sommaren 1984 startades kalkningen av vattensystemets största sjö, Bjässjön. Denna sjökalkning har följts av både sjö- och iskalkningar i de tillrinnande mindre sjöarna.

Kalkningarna får anses ha uppnått önskad effekt på sjöarna, och fram till vårfloden 1989 även för utloppsån - Bjässjöån. Bjässjön är i behov av omkalkning snart för att inte åns biologi skall drabbas.

Plats	Datum	Mängd(ton)	Giva(g/m <sup>3</sup> )	Metod
Bjässjön	840701	658.8	30	SJÖ
Storsjön	850508	260	30	SJÖ
Lillsjön	850508	43.7	37	SJÖ
Gudmundtjärn	850508	26.0	40	SJÖ
Bäckstjärn	850508	20.8	36	SJÖ
Rönnsjön	850506	25.0	31	SJÖ
Storsjön	880219	17.3	20	IS-SJÖ
Lillsjön	880219	23.2	20	IS-SJÖ
Gudmundtjärn	880218	27.0	42	IS-SJÖ
Bäckstjärn	880218	17.3	30	IS-SJÖ
Rönnsjön	880218	16.2	20	IS-SJÖ
Storsjön	890811	17.7	21	SJÖ
Lillsjön	890811	24.2	21	SJÖ
Gudmundtjärn	890321	27.3	42	SJÖ
Bäckstjärn	890810	17.3	30	SJÖ
Rönnsjön	890810	16.2	20	SJÖ

## Vattenkemi

Vattenprovtagningar i Bjässjön har skett under en längre tid, men i ån har provtagning endast skett under tre vårfloder; 1985-86 och -89. De första två åren togs prover i Bjässjöns utlopp (A) och vid en punkt ca 2 km nedströms A (B). 1989 tog prover i B och en station ungefär 6 km nerströms Bjässjön (C). Stationen B ligger närmast elfiskelokalerna, varför den också är utgångspunkt här.

Generellt kan sägas att station B uppvisade de "bästa" resultaten - mindre fluktuationer och högre värden på pH under kritiska perioder än de två andra stationerna. Det är vid stationerna B och C som de bästa öringbiotoperna finns, varför man kan påstå att kalkningarna har varit lyckade för öringen i åns övre delar (B), men inte fullt lika lyckade i de nedre delarna (C).

På B-stationen har pH sjunkit till 5.7 som lägst, medan de andra stationerna hade minst 0.5 pH-enhet därunder. Under våren 1986 sjönk pH i utloppet till 4.5 som lägst, trots att sjön var kalkad.

Alkaliniteten visade ett liknande mönster med station B som den vattenkemiskt stabilaste och de övriga stationerna klart under som sämst. 1985-86 sjönk inte alkaliniteten vid B under 0.1, medan värdena vid A under båda åren sjönk ner till 0.02 mekv/l. Under våren-89 låg alkaliniteten vid B under 0.1 mekv/l under hela vårfloden (0.06 som lägst), men värdet på station C låg hela tiden 0.03 - 0.05 mekv/l under B.

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal mg Pt/l samt Ca+Mg (mekv/l) för kemistation B i Bjässjöån.

	Medelvärde	Range
pH	6.3	(5.7-7.1)
Alkalinitet	0.14	(0.06-0.24)
Konduktivitet	3.1	(2.4-4.3)
Färgtal	59	(40-80)
Ca+Mg	0.23	(0.17-0.35)

Konduktiviteten visade samma sak, som pH och alkalinitet, att station B var jämnast. På B låg konduktiviteten kring 2.5-3.5 mS/m under vårfloden, medan de två andra stationerna hade ungefär 0.5 mS/m lägre.

Ca+Mg-halten visade samma avtagande trend som alkaliniteten, och även samma mönster mellan stationerna. Station B hade Ca+Mg på 0.2-0.3 mekv/l under våren 1986 och våren 1989 på under 0.2 mekv/l.

Vattenfärgen har under vårarna legat på 40 - 80 mg Pt/l.

### Elfiskeresultat

Bjässjöån är elfiskad under varje år 1983-89 (2 tillfällen 1984 - före och efter kalkningen av Bjässjön) av samma elfiskare. De kvantitativa elfiskena är genomförda under perioden mitten av augusti - början av september, utom före kalkning -84, som genomfördes i mitten av juli.

På lokalen har det fångats öring, stensimpa, gädda samt enstaka flodpärlmussla (oavsiktligt) och bäcknejonöga.

Fram till 1987 förde öringen en tynande tillvaro - 0+-tätheten var 0.4 - 3.5 st/100 m<sup>2</sup>. Från år 1987 ökade 0+-tätheterna, vilket visade att reproduktionen fungerade. År 1989 hade öringtätheten ökat till 31.7 öring 0+/100 m<sup>2</sup>, vilket får anses som en nästan normal täthet. Tätheten av 0+ (och totalantalet öring) ökade signifikant med tiden (linj. reg., p<0.01). Surstötter åren 1983 samt 1986 kan ha påverkat beståndet (Figur 1). Tätheten av 0+ och

Äldre öring var sinsemellan positivt korrelerade. Öring uppvisade inga signifikanta korrelationer till vattenkemi, -temperatur eller andra arter.

Öringens totala biomassa har oftast legat kring 400 g/100 m<sup>2</sup> (1984 före kalkning, 1987-89). De övriga åren har biomassan bara varit hälften. Medelvikten på öring 0+ har minskat efter -85 från 3 - 3.5 g till 2 - 2.5 g, vilket kan vara en indikation på att biomassan på lokalen var så stor det var möjligt (Figur 2). Temperaturen och medelvikten var ej korrelerade. Observera att medelvikten var låg före kalkning då antalet individer var lågt, men också födotillgången och eventuellt stressen på grund av dålig vattenkvalitet. Efter kalkning fanns först få individer, men nu troligen mer föda och bättre vattenkvalitet. Efter hand som beståndet byggts upp har medelindividvikten minskat, men stabiliserats.

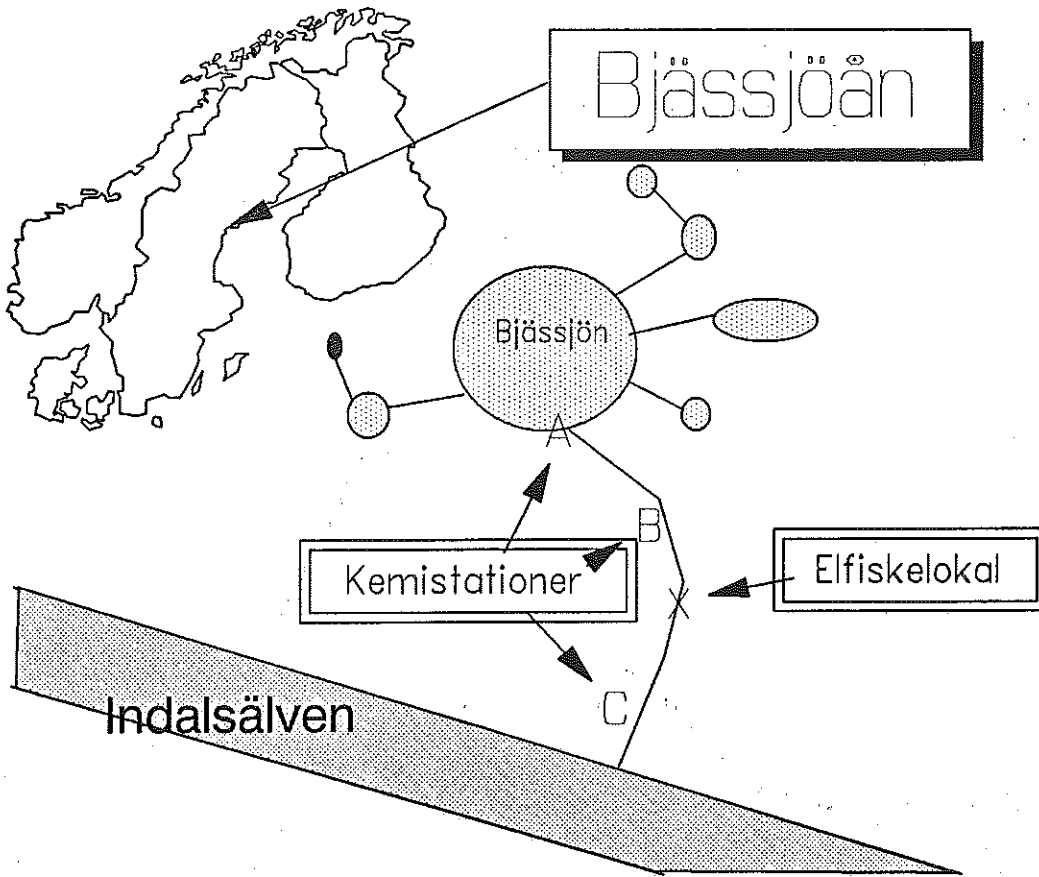
Stensimpa var minst dubbelt så riklig som öringen fram till 1988. År 1989 fanns det fler öring 0+ än stensimpa på elfiskelokalen. Stensimpa och öring var dock positivt korrelerade (Figur 3). Stensimpans biomassa har legat på 50 - 100 g/100 m<sup>2</sup>, trots att antalet har varierat från ca 10 - 75 st/100 m<sup>2</sup>.

Gädda har sällan varit av någon betydelsefull numerär, men utgjorde vissa år upp till 20% av lokalens biomassa. Gäddorna har i allmänhet haft öring i magen. Som mest har biomassan gädda varit 100 g/100 m<sup>2</sup> (1989). Gädda och äldre öring var svagt negativt korrelerade. Ökningen av gädda bestod troligen till stor del av utvandring från uppströms belägna sjö.

### Sammanfattning

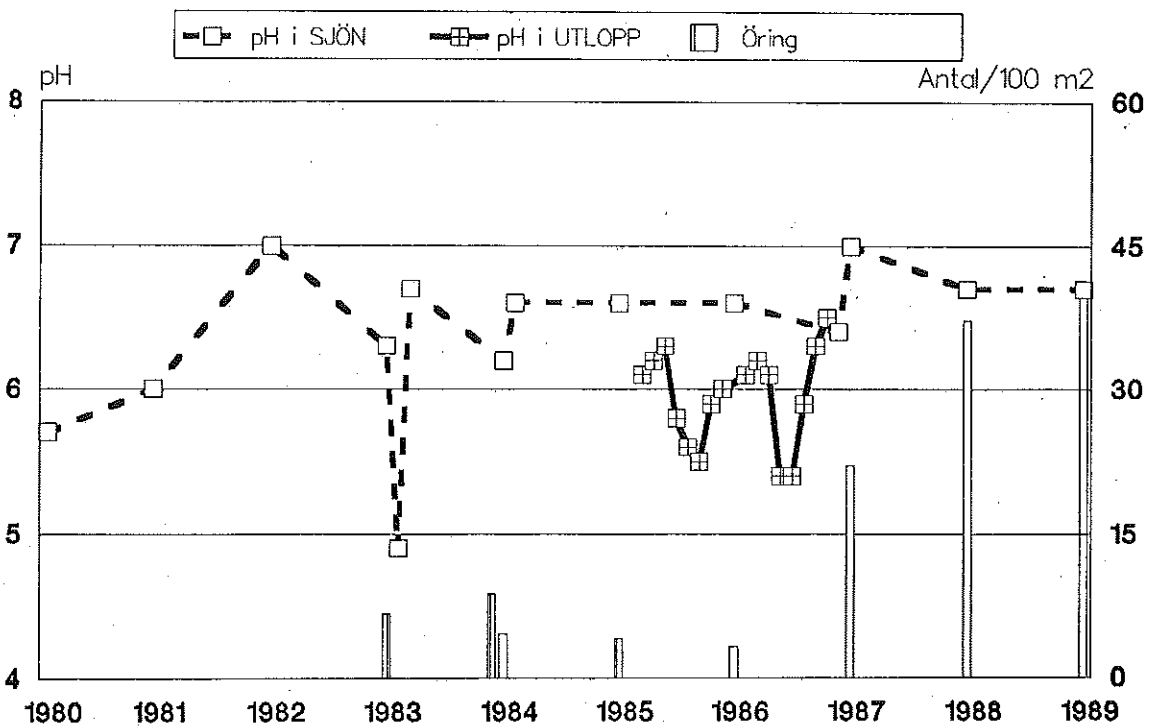
- Bjässjöån var måttligt försurningsurningssskadad före sjökalkningarna.
- Öring och stensimpa ökade markant efter kalkningar.



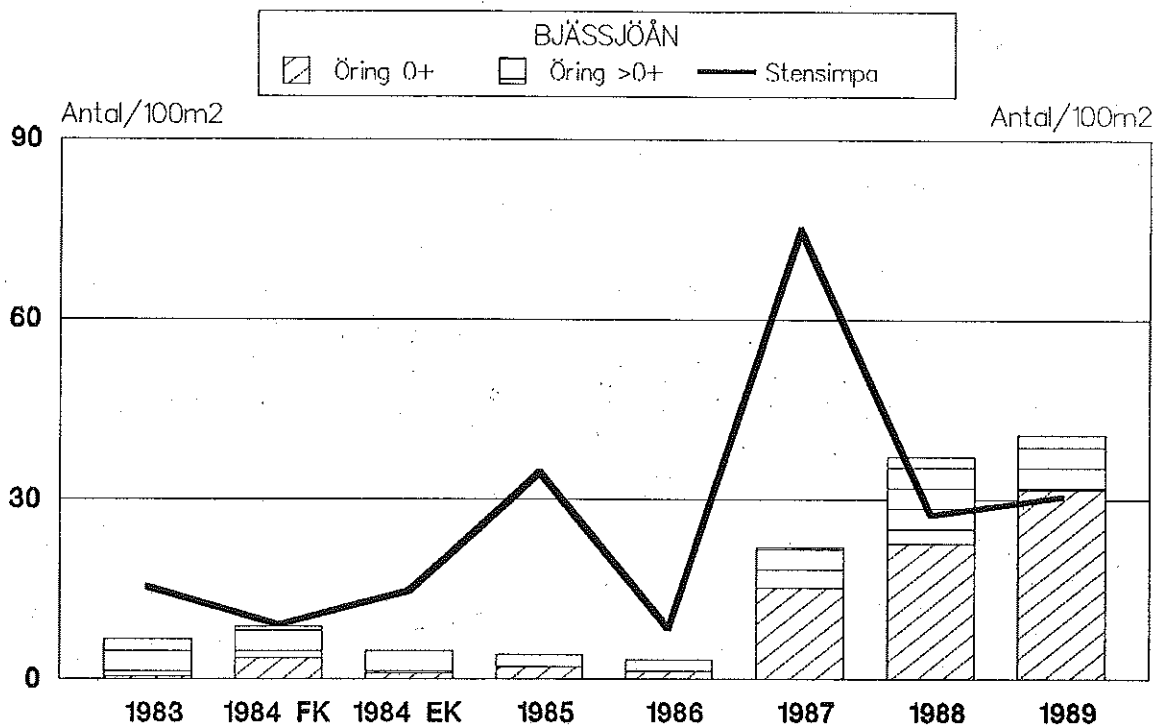


### BJÄSSJÖÅN

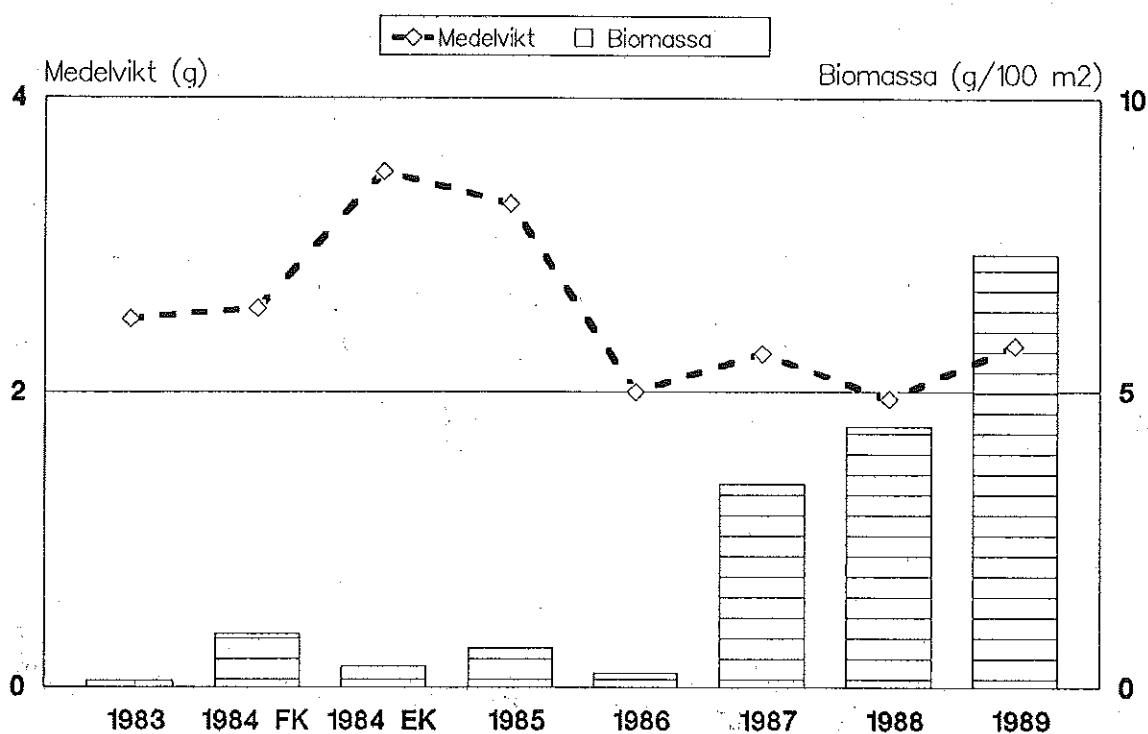
Antal öring mot pH i Bjässjön  
samt i Bjässjöns utlopp.



BJÄSSJÖÅN  
Antal öring och stensimpa  
Före resp efter kalkning 1984



BJÄSSJÖÅN  
Medelvikt (g) samt biomassa (g/100 m<sup>2</sup>)  
av 0+ öring.



VEÅN, ÖSTRA ÅNGERMANLAND, KRAMFORS KOMMUN

Huvudvattendrag: 37/38 , Veån (699760-162940)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 9  
Sjö%: 0.1Längd (km): 6.5 Fallhöjd (m): 190  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 9Bakgrund

Veån är en liten å ( 3 - 5 m bred) som mynnar i havet vid Docksta. Den rinner i utkanten av Skuleskogens nationalpark, i skuggan av Skuleberget.

Veån har inom åtminstone den nedersta km ett utmärkt område för havsöringreproduktion.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Bet	Koordinater	Avst(km) till sjö	
			uppstr	nerstr
Nederst	A	699780-162930	-	-
Nedom E4	B	699820-162910	-	-
N Överst	C	699920-162915	-	-
Överst	D	699930-162915	-	-

Beteckn.	H.ö.h (m)	Bredd	Djup	Substrat
A	12	5.0	0.15	Sten,block
B	27	3.0	0.20	Sten,block
C	54	3.0	0.10	Sten,grus,
D	60	3.0	0.20	Sten,block

Dessa fyra lokaler representerar de olika biotoper och de olika platser där det sommaren 1986 fanns öring 0+ av någon mängd. Alla fyra lokalerna har ett grunt stenigt parti och en djupare del.

Liksom i samband med de flesta våtmarkskalkningar så är det svårt att finna någon referenslokal uppströms de kalkade områdena. I Veån ligger alla lokalerna inom det område som påverkats av kalkningarna.

A ligger ca 100 m från mynningen i havet. Det är en mycket fin lek- och uppväxtlokal för öring

B ligger ungefär 1 km från mynningen och är främst en uppväxtlokal för öring.

C ligger ytterligare ungefär 1,5 km uppströms. C är ganska flack med stor del sten - sandbotten. Den har den finkornigaste botten av lokalerna. 1986-87 fanns ett vandringshinder mellan lokal B och

C. Vandringshindret bestod i sängar, cyklar, julgranar m m som kilat fast sig i trumman under E4, och gjorde det omöjligt för fisk, t o m under högvatten, att passera.

D ligger ungefär 100 m ovanför C. Den här lokalen har mer strid ström och grövre botten än C. Till elfisketillfället 1988 hade skogen kring den här lokalen avverkats, och virket hade fraktats över bäcken så att den inte längre var jämförbar med 1987. Denna lokal är bara fiskad två år 1986-87.

### Kalkningar

Under våren 1986 uppmärksammades att Veåns vattenkvalitet började försämrats. Av det fåtal mätningar som gjordes då, så mättes pH som lägst till 5.8, varför beslut togs om kalkning innan skador skulle uppstå på biota. Den valda metoden blev våtmarkskalkning, eftersom det inte finns några sjöar i vattensystemet.

Plats	Datum	Mängd(ton)	Giva (t/ha)	Metod
Veån	860728	306.8	7.7	Våtmark
Veån	880628	358.4	21.0	Våtmark

### Vattenkemi

Under vårfloderna har viss vattenkemi analyserats 1985-88. Vattenproverna har tagits på två platser - uppströms övre elfiskelokalerna (2) och vid mynningen (1). Båda provtagningspunkterna är inom kalkpåverkat område. Den övre lokalen provtogs inte före kalkningarna 1986. Det är relativt glest med provtagningsstillfällen varför det finns skäl att anta att det lägsta värdena inte finns representerade här.

Våren före första kalkningen uppmättes pH 5.8 vid ett tillfälle i början av maj (Figur 1). Det togs prov två gånger i början av maj, och det andra provet visade 6.1. Med tanke på hur andra vattendrag i regionen reagerade under vårfloden, så finns det skäl att anta att pH i Veån varit ner mot 5 under våren 1986. Efter kalkningarna har bara ett pH-värde under 6.6 uppmätts vid mynningen. Den övre lokalen har inte uppträtt lika stabilt utan här sjönk pH till 5.7 (våren-87) och 6.0 (samma års höst). Under 1988 låg även den övre lokalen omkring pH 6.5 som lägst uppmätt.

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal (mg Pt/l), Ca+Mg (mekv/l) samt totalaluminium (ug/l) för kemistationerna 1 och 2 i Veån.

	Medelvärde		Range	
	Station 1	2	Station 1	2
pH	6.7	6.5	5.8-7.2	5.7-7.0
Alkalinitet	0.13	0.11	0.01-0.36	0.02-0.43
Konduktivitet	6.5	8.0	3.2-17.6	3.1-20.5
Färgtal	52	62	40-80	40-100
Ca+Mg	0.18	0.17	0.07-0.37	0.06-0.41
Totalaluminium	212	246	50-470	160-430

Alkaliniteten uppmättes vid mynningen våren-86 till 0.01 och 0.02 mekv/l. Efter detta tillfälle har ingen alk under 0.05 mekv/l uppmätts vid mynningen. Vid den övre lokalen uppmättes en alkalinitet av 0.02 mekv/l under hösten-87. För övrigt har de båda lokalerna följt varandra vad gäller alkaliniteten.

Aluminiumhalten är mätt som total-Al vid mynningen vid 10 tillfällen under de här åren. Endast få värden under 0.2 mg/l har noterats. Det högsta uppmätta värdet var i slutet av april 1987 (våren efter kalkningen), då total-Al uppmättes till 0.47 mg/l (färgtal 50 mg Pt/l och pH 7.2).

### Elfiskeresultat

Det finns inga referensår före kalkning eftersom kalkningsinsatsen beslutades hastigt. Detta är ett problem som egentligen innebär att det krävs fler uppföljningsår än de fyra som föreligger för att se trender.

Veån har elfiskats kvantitativt av samma elfiskare på tre lokaler under 1986-89. Under 1986-87 ingick ytterligare en lokal, som blev förstörd vid skogsavverkning. Översiktsfisket genomfördes under sommaren och samtliga kvantitativa elfisken har genomförts under mitten av augusti vid en vattentemperatur av 10.8 - 14.3 grader.

Förutom öring (såväl havsvandrande som strömlevande) fångades rikligt med stensimpa, måttligt med elritsa och bäcknejonöga samt enstaka lax vid mynningslokalen. Förutom den nedersta lokalen (A) fångades bara tre arter: öring, stensimpa och bäcknejonöga.

Det är fr a de två nedersta lokalerna (A och B), som är väsentliga som reproduktionslokaler för havsöring, och därmed målområde för kalkningarna. Innan kalkningen hade gett någon effekt (1986) så hade dessa lokaler 5 - 12 st öring 0+/100m<sup>2</sup>, för att året efter öka till 34 - 46 st/100m<sup>2</sup>. Denna kalkning genomfördes med för liten giva varför en ny kalkning genomfördes 1988. Detta år hade öring 0+

på dessa lokaler minskat i täthet till 11 - 18 st/100m<sup>2</sup>. Fortfarande högre än före kalkning, men en sänkning från året innan. Efter den andra kalkningen ökade tätheten på lokal B till 25, medan A:s 0+ öring fortsatte att minska i antal. Denna minskning förklaras troligen till större delen med att uppehållsplatserna för öring 0+ är känsligare för lågt vatten i A än i B (sommaren -89 var extra varm och torr). Under 1988-89 hade lokal A stora tätheter öring >0+, vilket tillsammans med torrsommaren gav mindre utrymme för 0+.

Lokal C och D hade 1986 till -87 minskningar i av öring av alla åldrar: såväl i antal, som medelvikter och biomassa. Vattentemperaturen var klart under det normala den sistnämnda sommaren, vilket sannolikt var orsaken. Därefter har öringen ökat fram till 1989. Före kalkning hade lokal C 28 0+/100m<sup>2</sup> och 1989 hade tätheten stigit till 55.4. Det var alltså en märkbart positiv utveckling, men återigen gör den varma, torra sommaren att detta inte kan ses som en ren kalkningseffekt.

Biomassan öring på de olika lokalerna verkade stabilisera sig till 1989. Lokal A 3-400, B 600, C 600 g/100m<sup>2</sup> (Figur 2).

Stensimpan verkade också ha gynnats av kalkningarna eftersom det har skett en successiv ökning av dess antal på alla lokalerna efter 1986 (Figur 3). Det finns inte motsvarande ökning i biomassa, varför ökningen av stensimpa berodde på en ökad reproduktionsframgång snarare än bättre överlevnad.

Bäcknejonöga förekom på alla lokaler, och även inom övriga områden som var kvalitativt elfiskade. Förutom på lokal B och C får antalet anses ringa, men på dessa två lokaler 10-20 st/100m<sup>2</sup>. Även om bäcknejonögon har ringa vikt stod de för en biomassa på lokaler B och C på 20 - 80g/100m<sup>2</sup>.

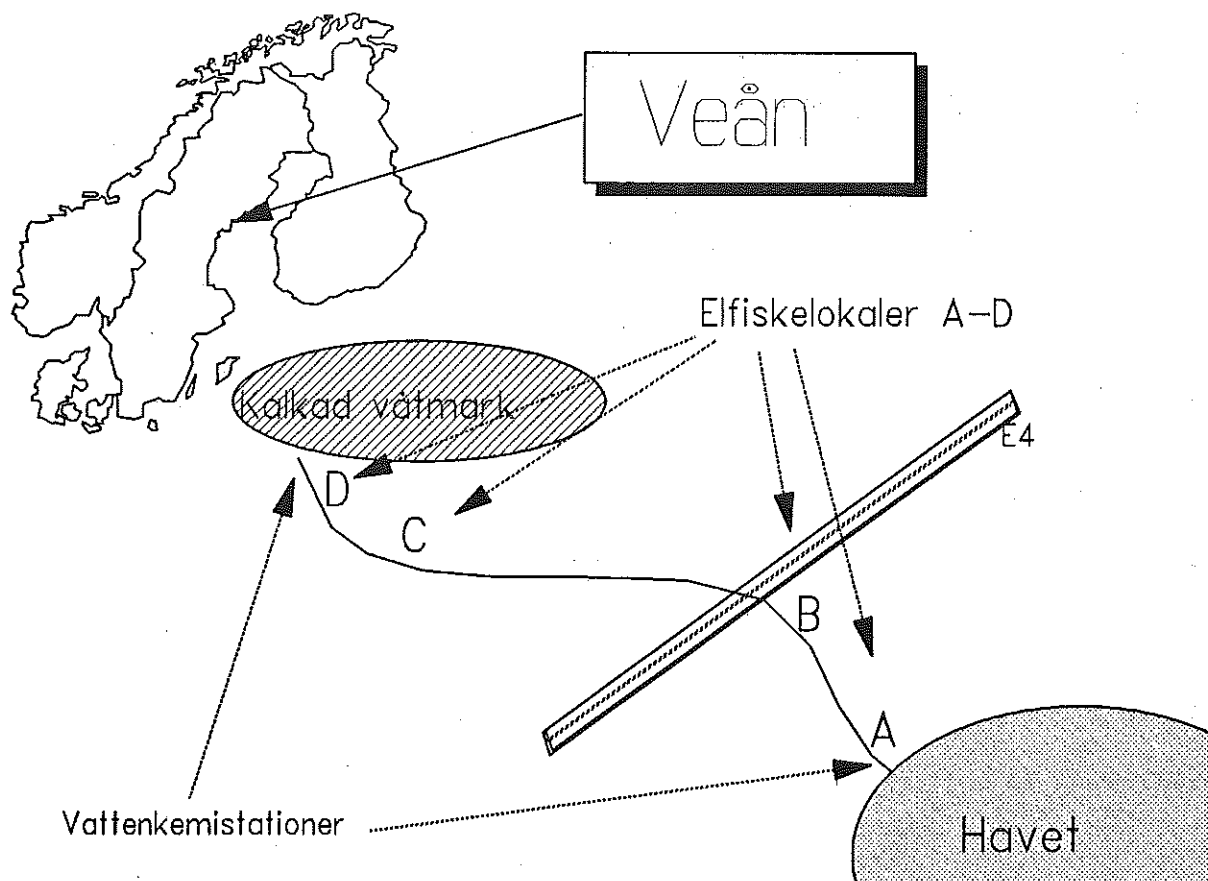
Lax har fångats vid ett tillfälle (1987) på lokal A. Det var 3 st 1+ lax (119 - 131 mm). Ifall dessa är födda i ån eller resultat av kustutsättningar är inte känt.

På A-lokalen förekom elritsa: 5 - 15 st/100m<sup>2</sup>. De förekom endast de första 3-400 m från mynningen.

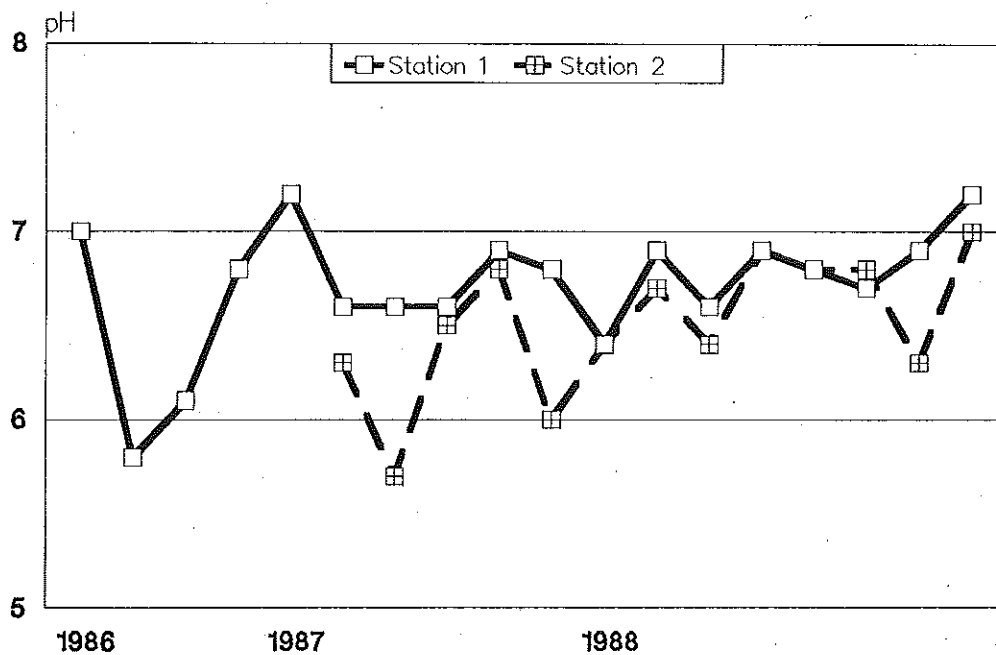
### Sammanfattning

- Veån var måttligt försurningspåverkad.
- Efter kalkningar ökade mängden öring och stensimpa.



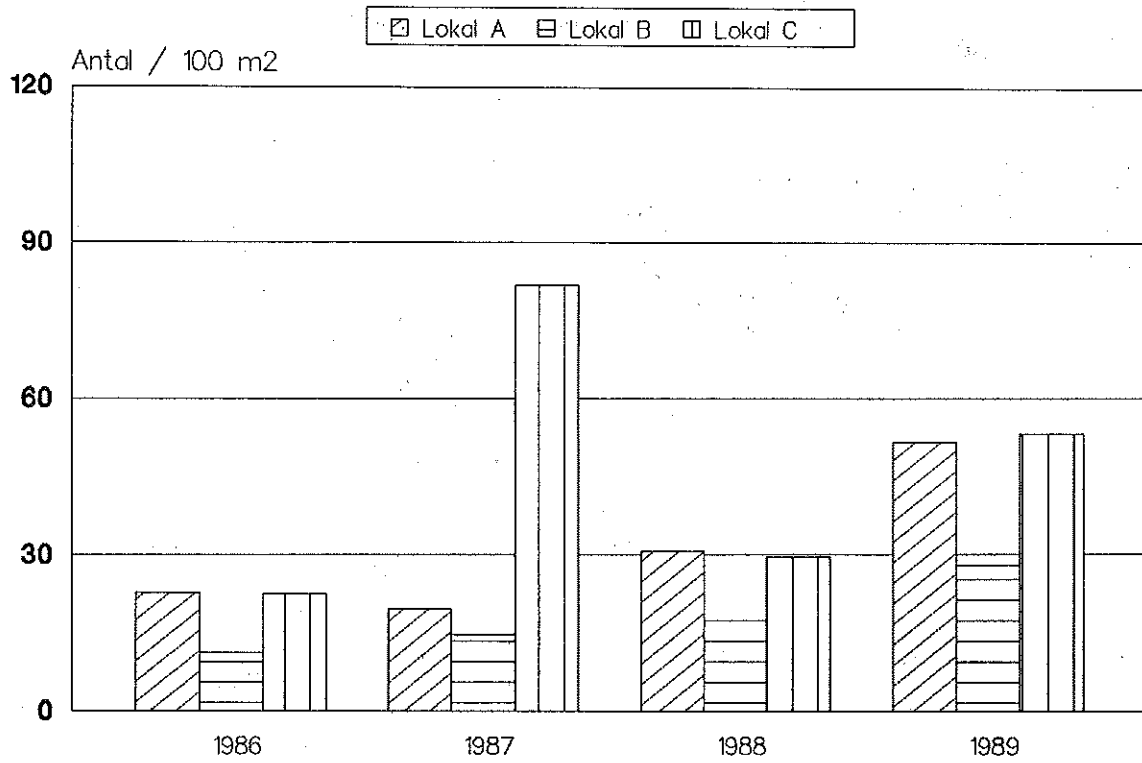


Veån, kemistationerna 1 & 2  
pH under vårflod  
olika antal prov olika år.



## Veån – 3 nedre lokalerna

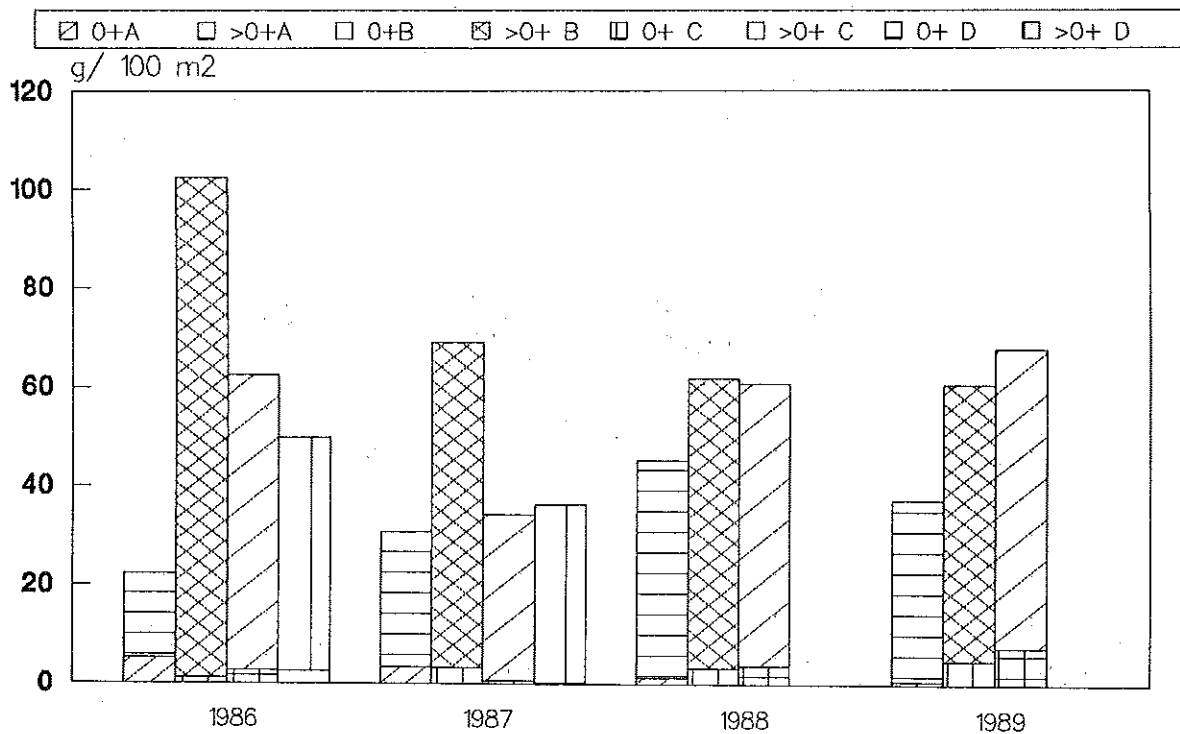
### Täthet av stensimpa



## VEÅN

### Biomassa av öring.

### Lokal D ej fiskad 1988–89



STRINNEÅN, MELLERSTA ÅNGERMANLAND, SOLLEFTEÅ KOMMUN

Huvudvattendrag: 38 -Ångermanälven, Strinneån (700834-158416)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 69  
Sjö%: 5

Längd (km): 24      Fallhöjd (m): 269  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 9

Bakgrund

Strinneån är en liten å (2-5 m bred), med relativt många sjöar i vattensystemet. Eftersom sjöarna har korta omsättningstider blir fluktuationerna i vattenföringen stor. Ån mynnar i Ångermanälven nedströms det nedersta kraftverket, och är känd för sin havsöring-reproduktion.

Strinneån var det första hela vattensystem i Mellan-sverige som kalkades med årliga iskalkningar.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Koordinater	Avst(km) till sjö		H.ö.h. (m)
		uppstr	nerstr	
Mellersta	700980-157970	2,5	-	87
Medelbredd(m)	Medeldjup(m)	Substrat		
8,0	0,25	Block, sten, grus		

Strinneåns nedre delar har mycket stora och snabba fluktuationer i vattenföringen, vilket gör det besvärligt att elfiska kvantitativt med någon säkerhet.

Under 1979-83 elfiskades Strinneån på två alternerande lokaler vid Åslätten, beroende på vattenföring. 1984-89 elfiskades båda dessa varje år. Trots att elfiskeserierna är ovanligt långa för ångermanländska förhållanden, så presenteras de inte här. Orsaken till det är att resultaten mer anger vattenföringen än fiskreproduktionen. Lokalerna ligger i två fåror på varsin sida av en ö. Den högra grenen är grund och uppväxtlokal för öring 0+, men blir under vissa år helt torr, vilket gör den olämplig. Den vänstra grenen är djupare och mer lämpad för större fisk, men blir vid högre vattenföring (normalt höstflöde) nästan omöjlig att fiska kvantitativt.

1984 utökades lokalerna med en "övre" lokal, som ligger närmare de kalkade sjöarna. Denna lokalen är djup och smal, storblockig och med stark ström. Den här lokalen liknar Åslätten vänster så till vida att den blir mycket svår att elfiska kvantitativt under normal höstvattenföring.

Kvar blir den lokal som infördes 1986 och kallas den mellersta. Den ligger ungefär 2,5 km nerströms vattensystemets nedersta sjö, och ungefär 4 km från Strinneåns utlopp i Ångermanälven. Lokalen är ganska bred med måttlig till stark ström, varierande djup och bottensubstrat - god reproduktionslokal för öring och harr. Det viktigaste är att den är ganska representativ för ån, samt går bra att elfiska kvantitativt vid olika vattenföringar (då den heller inte ändrar utseende speciellt mycket). Resultaten följer väl de andra lokalerna vid för dem gynnsamma förhållanden.

### Kalkningar

Kalkningarna startades vintern 1984 med bandvagn på is enligt en då relativt ny metod - iskalkning. Strinneåns alla någorlunda stora sjöar har kalkats årligen med stora variationer i giva. Den årliga iskalkningen kommer sig av att vattendragets sjöar har korta teoretiska omsättningstider - 0.1-0.9 år.

Plats	Datum	Mängd(ton)	Giva	Metod
Skedomsjön	840215	90,7	24	is
Björkingssjön	840200	45,4	16	is
Bergsjön	840200	57,2	77	is
Öster-Skarpsjön	840100	18,4	31	is
Väster-Skarpsjön	840100	32,9	59	is
Västerstvattnet	840300	36,7	24	is
Österstvattnet	840300	30,6	55	is
Mellanvattnet	840300	99,4	31	is
Skedomsjön	850301	39,5	11	is
Björkingssjön	850301	8,3	3	is
Bergsjön	850301	38,5	52	is
Öster-Skarpsjön	850301	6,2	10	is
Väster-Skarpsjön	850301	17,7	32	is
Västerstvattnet	850301	6,2	4	is
Österstvattnet	850301	12,5	22	is
Mellanvattnet	850301	22,9	7	is
Skedomsjön	860325	40,1	11	is
Björkingssjön	860428	8,9	3	is
Bergsjön	860428	39,0	53	is
Öster-Skarpsjön	860428	6,0	10	is
Väster-Skarpsjön	860428	18,0	32	is
Västerstvattnet	860805	7,3	5	sjö
Österstvattnet	860805	13,5	24	sjö
Mellanvattnet	860805	23,9	7	sjö
Skedomsjön	870305	56,9	15	is
Björkingssjön	870305	36,7	13	is
Bergsjön	870306	33,7	45	is
Öster-Skarpsjön	870306	18,4	31	is
Väster-Skarpsjön	870306	18,5	33	is
Västerstvattnet	870217	46,4	31	is
Österstvattnet	870309	15,3	27	is
Mellanvattnet	870216	62,2	20	is

Skedomsjön	880309	41,8	11	is
Björkingssjön	880309	46,2	17	is
Bergsjön	880309	44,0	59	is
Öster-Skarpsjön	880309	8,8	15	is
Väster-Skarpsjön	880309	11,0	20	is
Västerstvattnet	880309	44,0	29	is
Österstvattnet	880309	11,0	20	is
Mellanvattnet	880309	88,0	28	is
Björkingssjön	890329	42,8	15	is
Bergsjön	890329	40,8	55	is
Öster-Skarpsjön	890329	8,2	14	is
Väster-Skarpsjön	890329	10,2	18	is
Västerstvattnet	890329	40,8	27	is
Österstvattnet	890329	10,2	18	is
Mellanvattnet	890329	81,6	26	is

Vanliga iskalkningar var en oprövad metod 1984, varför det inte är anmärkningsvärt att givorna inte blev korrekta genast. Det blev lite för låga givor 1986, före den vårflod som varit svårast i Ängermanland och Medelpad under 1980-talet. Givorna korrigerades till vintern 1987 och därefter har kalkningarna lyckats bra.

### Vattenkemi

Strinneåns vatten är provtaget på flera ställen i vattensystemet under fr a vårarna 1983-89. Den lokal som har störst betydelse här, är en lokal i själva ån - Strinneån I (700915-158115).

pH sjönk före kalkningarna (1983) till 6.1 som lägst. Årets lägsta pH var det samma även 1984-85, för att 1986 (som hade extra sur vårflod) sjunka till 5.7. Åren därefter har inget pH-värde under 6.3 uppmätts.

Tabell 1. Medelvärde samt range av pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal (mg Pt/l) samt Ca+Mg (mekv/l) för station I i Strinneån 1983-1989.

	Medelvärde	Range
pH	6.6	(6.2-7.1)
Alkalinitet	0.14	(0.04-0.24)
Konduktivitet	3.4	(2.2-4.2)
Färgtal	88	(50-130)
Ca+Mg	0.28	(0.20-0.36)

Alkaliniteten har aldrig uppmätts till 0, varken före eller efter kalkningarna. De lägsta uppmätta alkaliniteterna förelåg 1983 före kalkning och 1986 (Figur 1). Därefter har ingen alkalinitet under 0.05 mekv/l uppmätts. Detta trots mängder med vattenprov under de flesta vårfloder.

Konduktiviteten har inte analyserats lika ofta som pH, men det finns ändå en hel del värden. Vanligen har konduktiviteten legat på 2 - 4 mS/m under vårfloderna. Vattenfärgen har varierat mycket - extremvärdena är 50 - 130 mg Pt/l.

### Elfiskeresultat

Denna lokal är elfiskad 1986-89 av samma elfiskare. Parallellt har ytterligare tre lokaler i ån elfiskats kvantitativt under dessa år och några dessförinnan. Sedan -84 har de kvantitativa elfiskena genomförts under mitten av september.

Förutom öring så hyser lokalen en hel del harr (främst 0+), rikligt med stensimpa, samt enstaka gädda och lake.

Tätheten öring 0+ har varit 4 - 12 st/100m<sup>2</sup> under de här åren (Figur 1). Medelvikten 2,9 - 3,6 g (lägst medelvikt -89 då tätheten var störst). Med tanke på biotopens lämplighet borde det finnas fler öringungar. Den totala öringbiomassan har varit 3 - 33/100m<sup>2</sup> (lägst -87) (Figur 2).

Stensimpa var visserligen positivt korrelerad ( $p < 0.05$ ) med vattentemperaturen, men då endast fyra fisken föreligger kan inga slutsatser dras om eventuella samband. Antalet stensimpa ökade från 19-20 st/100 m<sup>2</sup> åren 1986-87 till 28-34/100 m<sup>2</sup> 1988-89 samtidigt som biomassan ökade från 3.8 till 6.5 g/100 m<sup>2</sup>.

Harren varierade i täthet från 0,4 till 6 st/100m<sup>2</sup>, lägst 1987 och högst -89. Biomassan varierade på samma sätt eftersom de flesta harrarna varit 0+.

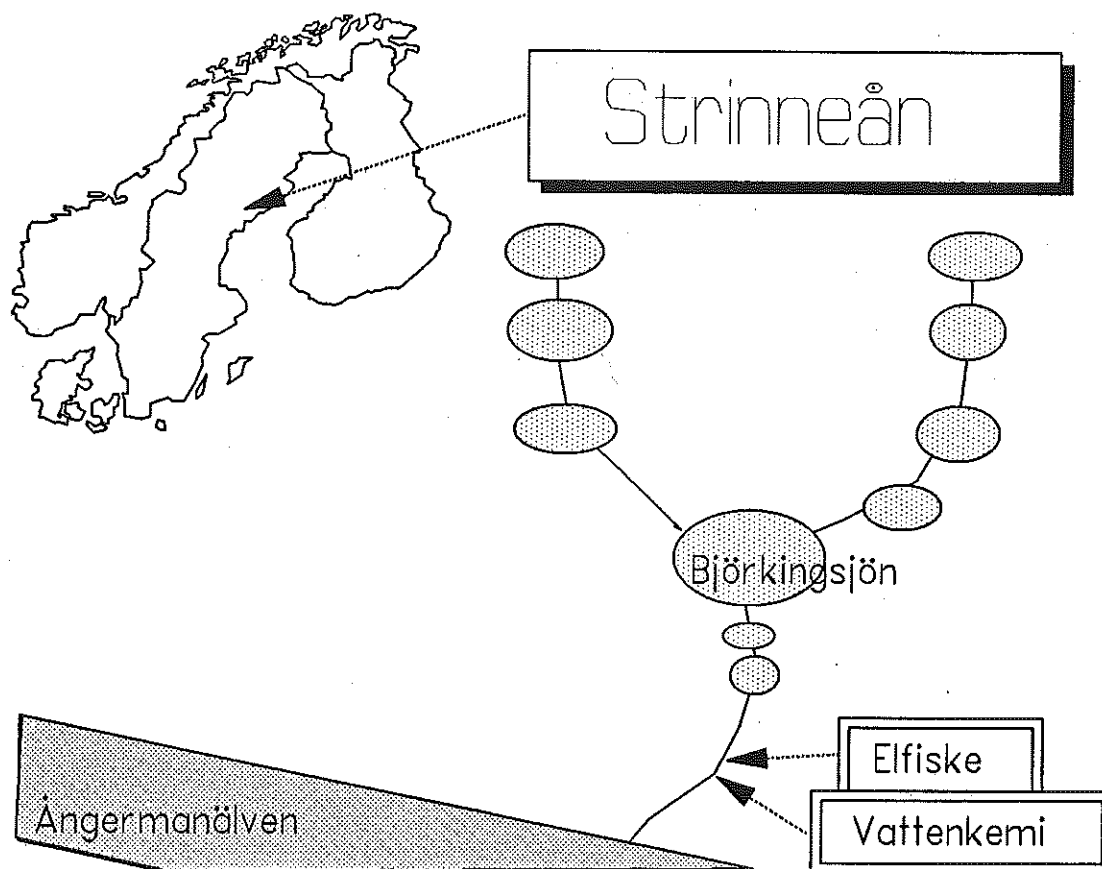
Den totala fiskbiomassan inom den här lokalen har varit 9 - 43 g/100m<sup>2</sup>, minst -87 och mest -89. Fiskbiomassan dominerades av öring.

Elfiske startade två efter kalkningarna varför eventuell positiv effekt som ökad täthet av fisk omedelbart efter kalkning kan ha förelegat, men går då ej att påvisa.

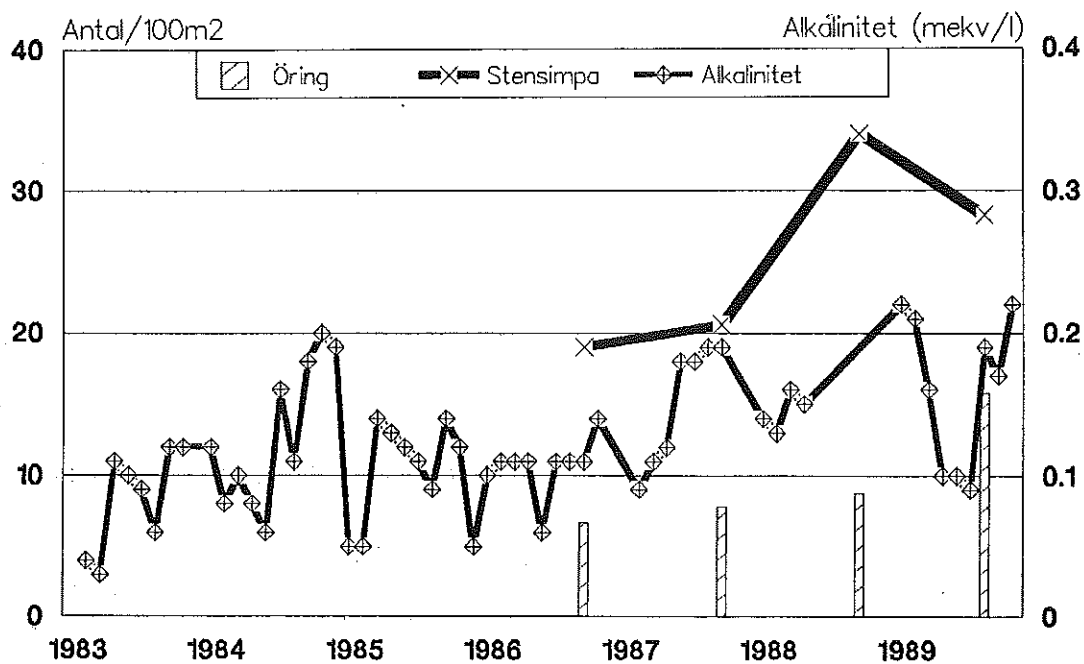
### Sammanfattning

- Ån var måttligt försurningspåverkad.
- Omfattande issjökalkningar har förbättrat vattenkvaliten.
- Fiskbeståndet har ökat, men endast fyra år med undersökningar föreligger varför säkra slutsatser ej kan dras.



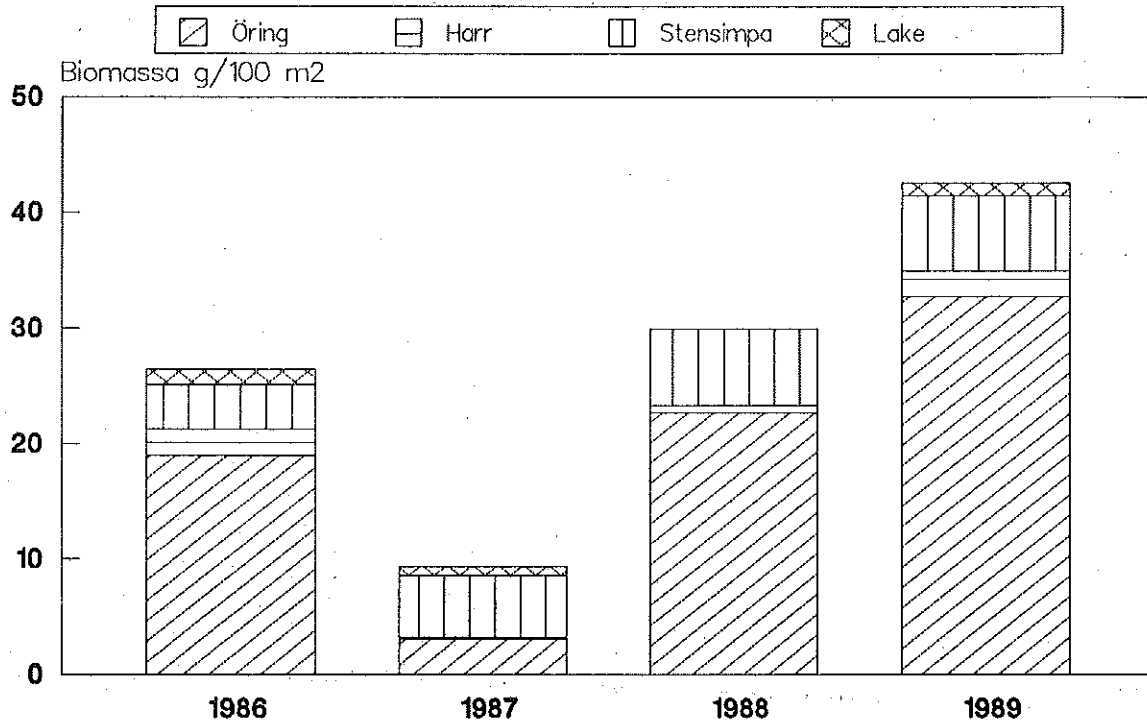


STRINNEÅN – lokal "Mellersta" – kalkad sedan feb. 1984  
 Antal öring och stensimpa samt  
 Alkalinitet (mekv/l)



## STRINNEÅN

Biomassa av dominerande arter.  
Lokal "mellersta"



IDBYÅN, ÖSTRA ÅNGERMANLAND, ÖRNSKÖLDSVIKS KOMMUN

Huvudvattendrag: 35 - Idbyån (702376-165423)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 222    Längd (km): ca 40    Fallhöjd (m): 207  
 Sjö%: 4.9    Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 9

Bakgrund

Idbyån är en medelstor å (ca 15-20 m bred) som mynnar i havet strax norr om Örnsköldsvik. Avrinningsområdet har en relativt stor andel sjöar. Vattensystemets övre delar är till stora delar försurade.

De nedersta 3 km av Idbyån utgörs av fina reproduktionslokaler för havsöring. Den här delen av ån har också omfattande lek av fisk som vandrar upp från havet - id och sik (tidigare också kusharr).

Vidare hyser denna del av ån ett gott bestånd av flodkräfta.

Vid normal höstvattenföring är det möjligt för havsöring att nå ytterligare reproduktionsområden upp till ett par mil från mynningen.

Det förekommer ett omfattande nätfiske utanför mynningen, som kan påverka mängden lekfisk.

Undersökt lokal

Lokalnamn	Koordinater	Avst(km) till sjö		H.ö.h.
		uppstr	nedstr	
Strax uppstr bron	702450-165475	1.0	-	10

Bredd(m)	Medeldjup(m)	Substrat
16	0.30	Block, sten, grus

Elfiskelokalen är belägen ungefär mitt emellan den nedersta sjön (Ovansjösjön) och havet. Lokalen är en god lek- och uppväxtlokal för havsöring. Tack vare den blockiga botten och den partiellt rika vattenvegetationen är det även ett lämpligt tillhåll för flodkräfta. Lokalen är i största laget (740m<sup>2</sup>) med tanke på den rikliga fisktillgången.

Kalkningar

Något hundratal meter ovan Ovansjösjön finns sedan 1984 en kalkdoserare ("Boliden"), som sedan 1987 sköts av Fiskevårdsområdesföreningen. Ovansjösjön fungerar som fällningsbassäng och utjämnare av kalkdoseringen. I likhet med många kalkdoserare så

har även denna drabbats av åtskilliga avbrott, trots god tillsyn. Lyckligtvis för öring och flodkräftor ligger Ovansjösjön mellan doseraren och de väsentligaste områdena för dessa arter.

De övre delarna av Idbyån (främst grenen Kakubölesån) har kalkats med iskalkningar, men dessa kalkningar ger sannolikt inte så påtaglig effekt vid den undersökta lokalen att de bör vara med här. Kalkningseffekten domineras på elfiskelokalen av kalkdoseraren.

Plats	Startdatum	Mängd(ton)	Giva(g/m <sup>3</sup> )	Metod
Idbyån	840401	387,0	6	Doserare
- " -	850401	326,9	5	Doserare
- " -	860322	367,4	5	Doserare
- " -	870105	405,2	6	Doserare
- " -	880320	330,0	5	Doserare
- " -	890101	199,5	3	Doserare

### Vattenkemi

Innan kalkdoseraren togs i bruk hade Idbyån provtagits noggrant under 1982 och vid enstaka tillfällen under 1983. Det vattenkemiska mönstret visade att vattenkemin genomgående var stabilare, men sämre före kalkningarnas början.

pH sjönk inte under 6.2 under mätningarna före doseraren startades 1984, men därefter har pH varit nere i 6.0 under vårfloden 1986. Trots att kalkdoseraren är i bruk så sjönk pH ner mot 6.2-6.3 under varje vårflod. Högsta uppmätta pH före kalkningarna var 6.9, och efter kalkningarna 7.3. Inga signifikanta förändringar av pH förlåg före resp efter kalkning; medel-pH 6.49 resp 6.55.

Alkaliniteten låg före kalkningarna stadigt under 0.1 mekv/l under hela året, med 0.04 som lägst. Efter kalkningarna har alkaliniteten varit ryckigare, med extremvärden 0.04-0.18 (nov-85 resp juli-84). Alkaliniteten ökade dock signifikant efter kalkningarnas start (ANOVA,  $p=0.02$ ) från ett medel av 0.06 till 0.10 mekv/l.

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal (mg Pt/l), total-fosfor (ug/l), total-aluminium (ug/l), kalcium samt magnesium (mg/l).

	Medelvärde	Range
pH	6.5	(6.0-7.3)
Alkalinitet	0.08	(0.04-0.18)
Konduktivitet	4.0	(2.8-7.6)
Färgtal	60	(28-112)
Total-fosfor	22.6	(8-72)
Total-aluminium	322	(90-670)
Kalcium	3.8	(3.2-4.1)
Magnesium	0.8	(0.65-0.9)

Konduktiviteten låg före kalkningarna med extremvärden på 3.2-6.0 mS/m. Efter kalkningarna har variationerna varit större (extremvärden: 2.8-7.6 mS/m). Kalcium och magnesium har bara analyserats efter kalkningarna (under 1989).

Färgtalet låg före kalkningarna i medeltal på 48 mg Pt/l och efter att kalkningarna startade på 65 mg Pt/l. Aluminium har analyserats som total-Aluminium, och uppvisade liknande mönster som de övriga parametrarna, dvs större variationer efter att kalkdoseraren tagits i bruk. Före kalkningarna låg total-Al vanligen på 0.2-0.4 mg/l. Efter kalkningarna har mätningarna varit mindre frekventa, men spridningen har varit stor: 0.09-0.55 mg/l (nov-89 resp maj-86).

Fosforhalten har analyserats som total-fosfor med hög frekvens före kalkningarna och glesare därefter. Sammantaget låg total-P omkring 20 ug/l med extremerna 8-72 ug/l (juni resp sept-72).

### Elfiskeresultat

Idbyån har elfiskats kvantitativt på en lokal åren 1979-80 och 1983-89 varje år. Förutom de första två åren så är det samma elfiskare, som fiskat vid varje tillfälle. Åren 1979, -80, -84 och -85 fiskades i slutet av september-början av oktober. År 1983 fiskades i mitten av november (på högvatten under oktober), medan fisket de senaste åren skett 10 augusti - 9 september.

År 1983 förekom odlad öring (204 - 273 mm stora) i fångsten. Anledningen till att det säkert bedömdes vara odlad fisk var att de hade typiska odlingssskador på fenorna, och dessutom hade de en klart avvikande färgteckning mot den öring som normalt fångas i Idbyån. Den vilda öringen >0+ förekom i en täthet av 0.9 st/100m<sup>2</sup> och den odlade 3.7. Sannolikt kom de odlade öringarna från en kustutsättning, där delar av populationen vandrade upp i Idbyån.

Fram till 1986 (suraste året inom perioden) så var tätheterna av öring varit ganska stabila: 0+ ca 3 st/100m<sup>2</sup> och >0+ ca 2-3 st/100m<sup>2</sup> (Figur 1). Efter 1986 ökade mängden öring 0+ stadigt till 51.7 st/100m<sup>2</sup> 1989. Större öringar har inte haft någon motsvarande ökning. Visserligen tycktes öringbeståndet således öka, men detta kan vara en ren temperatureffekt, dvs bero av när på året elfiske skedde (Figur 2). Tätheten av årsungar var signifikant beroende av temperaturen (linj. reg, p<0.01), liksom för övrigt även tätheten av flodkräfta (p<0.05). Att elfisketidpunkten flyttats tidigare på säsongen har därmed gjort resultaten svåra att tolka.

Storleken på 0+ öring i Idbyån har varit anmärkningsvärt stor. Medellängden har varit 61.3 (1988) - 82.7 mm (1985). De längsta fångade årungarna (0+) av öring har varit 99 mm, vilket är osedvanligt stort för regionen. Medelviktarna har varit 2.4-4.8 g.

Av övriga fångade arter har stensimpa dominerat i antal med upp till 50 st/100m<sup>2</sup> (Figur 1). Vidare har det fångats rikligt med

lake, måttligt med gädda och flodkräfta, samt enstaka lax (1989) och benlöja.

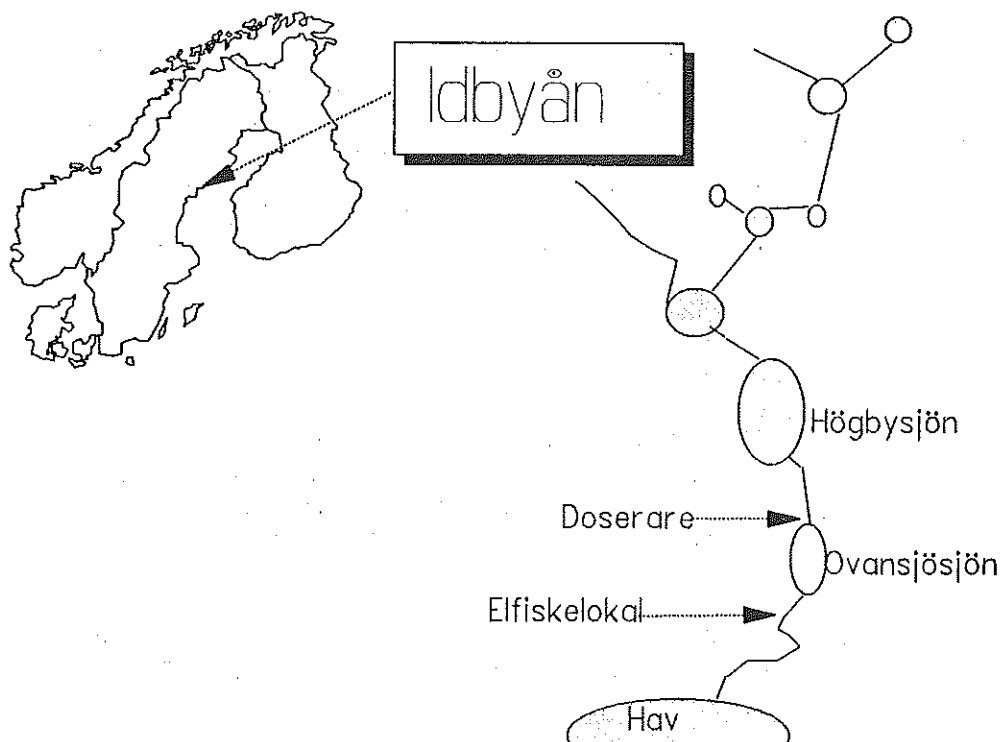
Gädda tycktes ha ökat signifikant i fångsterna efter kalkning (ANOVA,  $p=0.026$ ), men tas även hänsyn till temperaturen vid elfisket framgår att ökningen var chimär (ANOVA med temperatur som covariat).

Flodkräfta fångades med elfiske på lokalen första gången 1986 (1 st). 1987 fångades också endast en kräfta. Åren 1988-89 fångades flera flodkräftor per  $100\text{m}^2$ , trots att de inte på något vis var målgrupp för fisket. Under fr a 1989 fångades flera små kräftor ( $<20\text{mm}$ ). Mängden flodkräfta har dock ej ökat signifikant, då temperaturen vid fiske var den viktigaste parametern (Figur ). Under 10 grader tycks aktiviteten hos flodkräfta vara liten (M. Appelberg, pers. komm.).

Öringbiomassan har varierat mycket  $20\text{ g}/100\text{m}^2$  (1986) -  $300\text{ g}/100\text{m}^2$  (1988). Lakens biomassa låg vanligen kring  $200\text{ g}/100\text{m}^2$ , gäddans och stensimpans kring 10. Ett extremår var 1986 då två stora gäddor (med öring $>0+$  i magen) rubbade värdena. Det är mycket vanligt att småöring förekommer i magarna hos gädda och lake i Idbyån.

### Sammanfattning

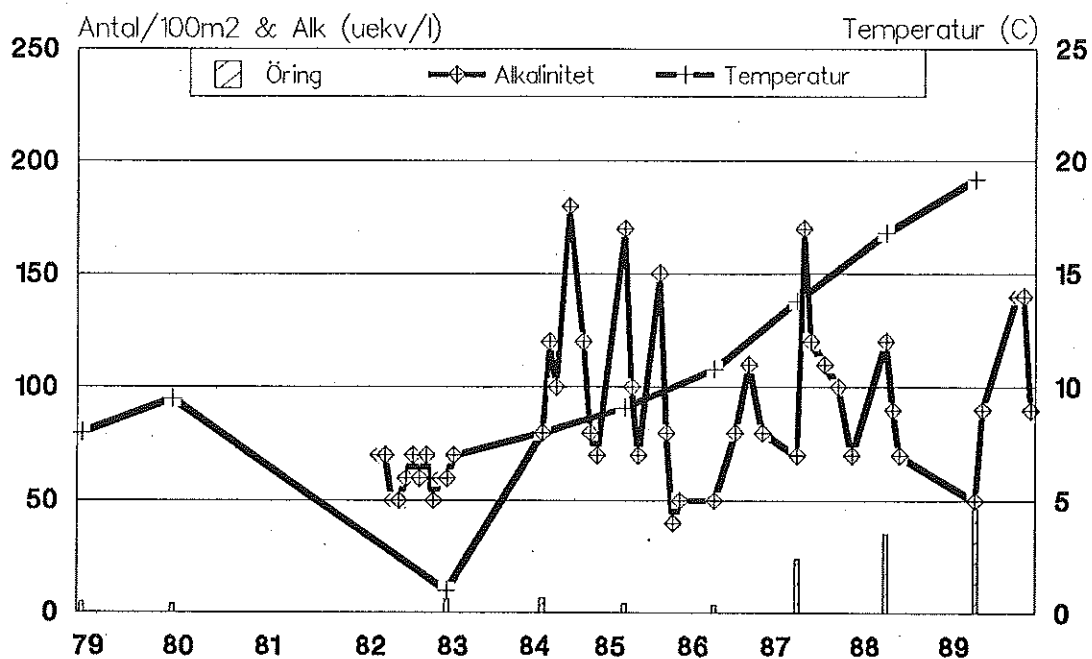
- Idbyån var ej påtagligt försurad före kalkning.
- Kalkningarna har ökat alkaliniteten, men ej pH.
- Någon förändring i fiskpopulationerna efter kalkning föreligger ej - kalkningarna får ses som preventiva, vilket är ovanligt - men välkommet.
- De variationer i fisktäthet som förelåg mellan olika år berodde främst på att elfisket skett vid olika tidpunkt på året.





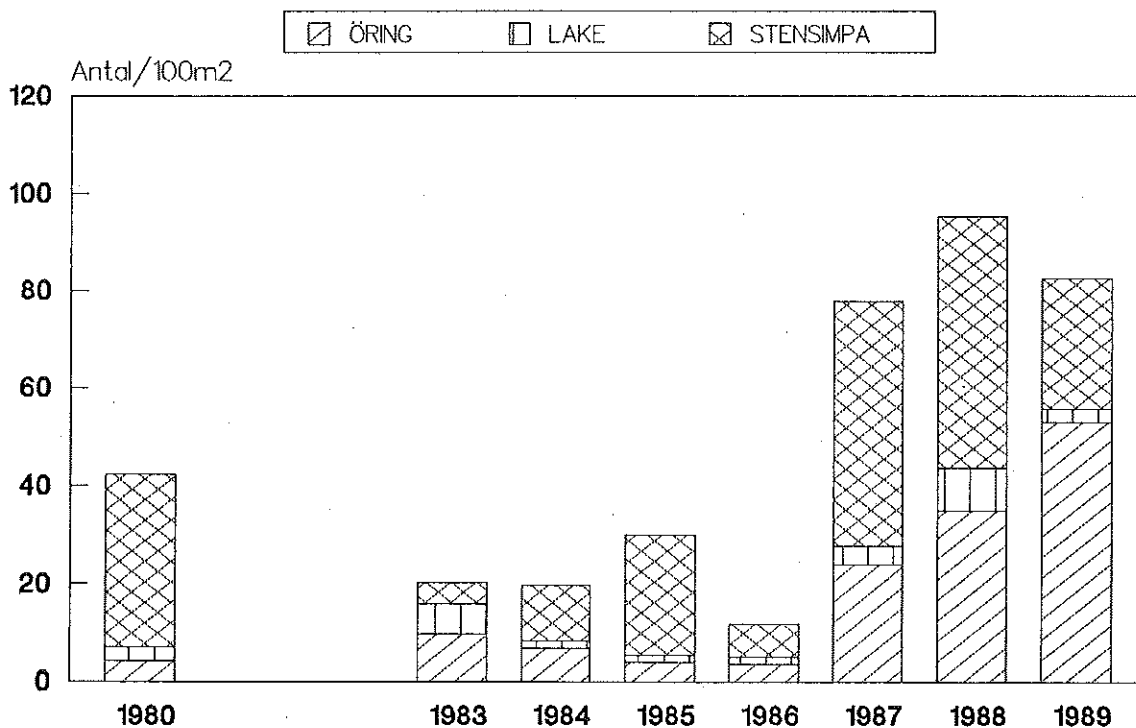
## IDBYÅN

Öring mot alkalinitet (uekv/l)  
samt temperatur.



## IDBYÅN

Täthet av dominerande fiskarter  
Kalkningar startade 1984



FORSÅN, MELLERSTA ÅNGERMANLAND, ÖRNSKÖLDSVIKS KOMMUN

Huvudvattendrag: 36 - Moälven , Forsån (703738-163093)

Avr omr (km<sup>2</sup>): 43  
Sjö%: 9Längd (km): 24      Fallhöjd (m): 230  
Avrinning (l/s/km<sup>2</sup>): 9Bakgrund

Forsån är en medelstor å (6 - 10 m bred) som mynnar i Moälven nedanför det nedersta kraftverket, men ovanför Domsjöfabrikens vattenintagsdamm, som utgör vandringshinder när den är stängd.

Trots den relativt stora sjöprocenten så varierar vattenflödena i Forsån mycket. Under korta perioder under vissa vårfloder ökas medeldjupet mer än 5 gånger.

För sportfiskare i regionen har tidigare den rikliga förekomsten av öring och harr i Forsån varit till stort nöje. Sannolikt har Forsån haft en hel del havsöring tidigare. Nu försöker fiskenämnden och Örnköldsviks kommun tillsammans med fiskevårdsområdet få tillbaka det havsvandrande öringbeståndet genom utsättningar av havsöringsmolt.

Undersökta lokaler

Lokalnamn	Bet	Koordinater	Avstånd (km) till sjö		H.ö.h (m)
			uppströms	nedstr.	
Nederst	C	703660-163500	5,5	-	51
N Nederst	B	703630-163700	3,5	-	98
N Överst	A	703620-163770	3,0	-	106

Beteckn.	Medelbredd (m)	Medeldjup (m)	Substrat
C	6.0	0.3	Block, sten, grus
B	9.0	0.2	- " -
A	6.5	0.25	- " -

Det finns egentligen fyra elfiskelokaler i Forsån, men den översta (ca 1.5 km från sjön) har inte givit någon öringfångst av betydelse, varför den inte presenteras här. De fiskarter som förekommer på denna lokal är huvudsakligen stensimpa och gädda.

Ån har en likartad karaktär på i stort sett hela sträckan Yttergundsjön, som är den nedersta sjön, till Moälven. Åns karaktär är mest storblockig botten med ganska stark ström, som på kortare sträckor avbryts av djupare höljor eller mer flacka, breda partier med finare bottensubstrat. Lokal C är den smalaste, blockigaste med starkast ström och lokal B bredast, flackast med mest sten-grus på botten. Lokal A är snarast ett mellanting mellan de två andra.

Till elfiskena 1987 hade skogsägaren vid lokal B gjort ett hygge ända ned till ån efter hela elfiskelokalens högra sida. De

"skräpträäd" (al med flera) som stod närmast vattnet var inte värda att ta reda på, så de fälldes helt sonika ner i ån. Lokalens karaktär blev självklart påverkad av detta.

### Kalkningar

Det finns flera sjöar som kalkas i Forsåns vattensystem, men det är antagligen endast de två nedersta (Yttergundsjön och Forssjön) som påverkar den undersökta delen av Forsån i någon större utsträckning.

Plats	Datum	Mängd(ton)	Giva(g/m <sup>3</sup> )	Metod
Forssjön	870122	240,4	35	IS-SJÖ
Yttergundsjön	870119	40,1	31	IS-SJÖ
Forssjön	880417	221,4	32	IS-SJÖ
Yttergundsjön	880419	85,0	65	IS-SJÖ
Forssjön	890404	135,8	20	IS-SJÖ

### Vattenkemi

Yttergundsjön är provtagen under stabil vinterperiod årligen 1986-89. Före kalkningarna låg pH på 5.7 och alkaliniteten på 0.03 mekv/l. Första vintern efter den första kalkningen hade värdena bara förbättrats marginellt - pH 6.0 och alkalinitet 0.06 mekv/l. Vintern 1989 däremot märktes kalkningen mer - pH 6.8 och alkalinitet 0.27 mekv/l.

Forsån är provtagen nära utloppet i Moälven (ca 10 km nedströms Yttergundsjön och ungefär 5 km nedströms elfiskelokal C) vid ett tillfälle vår och höst 1979-87. Under 1988 ökades frekvensen till tre tillfällen under våren och inget under hösten. 1989 återgick provtagningen till två gånger per år. En å med så pass lång sträcka utan sjöar och med en så stor variation i vattenflöde blir mycket svår att provta med enstaka provtagningar för att få representativa vattenkemiska värden. Provtagningarna för Forsån representerar de tillfällen de togs och inte några lägsta vår- eller höstvärden.

Tabell 1. Medelvärde samt range för pH, alkalinitet (mekv/l), konduktivitet (mS/m), färgtal (mg Pt/l) samt kalcium (mg/l) vid kemistationen i Forsån.

	Medelvärde	Range
pH	6.2	(5.5-6.8)
Alkalinitet	0.09	(0.03-0.42)
Konduktivitet	3.8	(2.8-7.2)
Färgtal	94	(32-138)
Kalcium	5.3	(3.4-7.3)

Under vårarna före kalkningarna fanns det analysvärden på pH 5.5 - 6.6, men eventuellt har episoder med surare vatten förekommit under perioden. Efter kalkningarna har pH inte uppmätts lägre än 6.2, vilket också kan vara ganska långt ifrån de sämsta som förekommit under dessa år. Osäkerheten är stor och några långtgående slutsatser skall ej dras av enbart två provtagningar per år!

Alkaliniteten före kalkningarna var 0.03 - 0.16 mekv/l. Enligt provtagningsresultaten så har det efter kalkningarna varit en alkalinitet på 0.07 - 0.42 mekv/l (det senare värdet 891019).

Konduktiviteten har legat på 3 - 5 mS/m (utom 891019 då 7.2 mS/m uppmättes). Konduktiviteten förändrades inte efter kalkningarna.

Färgtalet har fluktuerat mellan provtagningstillfällena; 32 - 138 mg Pt/l, med ett medelvärde på 94 mg Pt/l.

Aluminium har analyserats som totalaluminium vid två tillfällena. I maj 1989 erhöles 1.5 mg/l (pH 6.5 och färgtal 60). Det andra värdet var 0.10 mg/l i mitten av oktober-89.

#### Elfiskeresultat

Forsån är kvantitativt elfiskad 1986-89 på tre lokaler av samma elfiskare. De kvantitativa elfiskena har genomförts under augusti - början av september, medan enstaka (ej redovisade) översiktsfisken genomförts sommartid.

De fiskarter som förekommit på elfiskelokalerna var öring, harr, stensimpa, lake och bäcknejonöga.

Öringreproduktionen har lyckats olika under åren. År 1987 var det genomgående bästa året (liksom för de flesta elfiskade vattendragen i Västernorrland - kalkade eller okalkade) (Figur 1). Från 1987 till -89 sjönk antalet öring 0+ på lokalerna C och A från 9.4 resp 5.9 till 0.4 resp 0.6 st/100 m<sup>2</sup>. Något liknande mönster finns inte i andra vattendrag i regionen och det verkar inte bero på konkurrens av andra arter i Forsån. Dessa senare år var också varma och gynnsamma för fisk. Möjligen visar dessa varierande tätheter rekryteringssvårigheter vissa år, dvs är en effekt av att det är svårt att dosera de årliga iskalkningarna (Figur 2). Stämmer detta har öringbeståndet således påverkats av tillfälligt dålig vattenkvalitet utan att detta visat sig vid vattenprovtagningen.

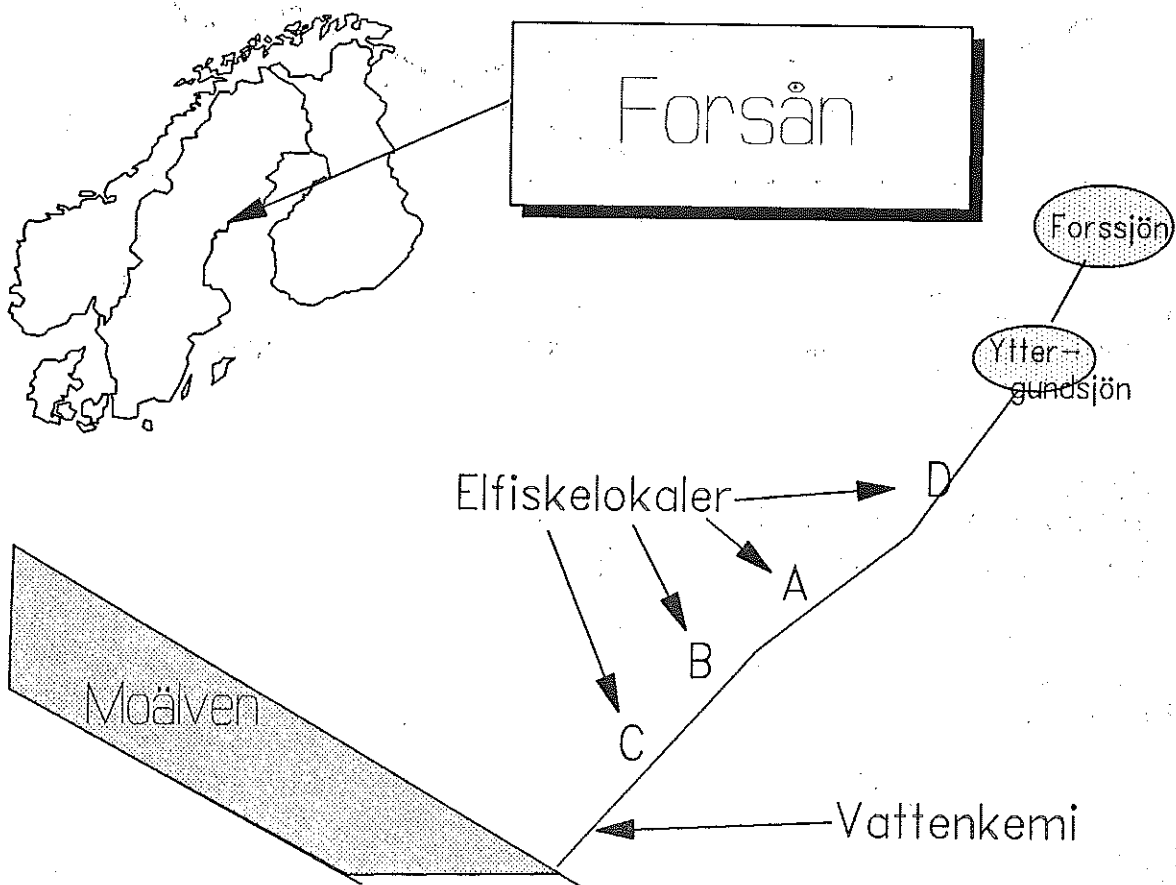
Om man jämför med liknande vattendrag i regionen kan man säga att Forsån har förutsättningar för en mycket rikare öringpopulation. I medeltal var öringtätheten på lokalerna A-C 5.7, 10.4 samt 6.7 per 100 m<sup>2</sup>.

Harr har förekommit sporadiskt, utom på den nedersta lokalen 1986. Harr 0+ förekom då relativt rikligt; 3.5 per 100 m<sup>2</sup>. Tätheten av harr och öring var signifikant negativt korrelerad på lokal C (p<0.05).

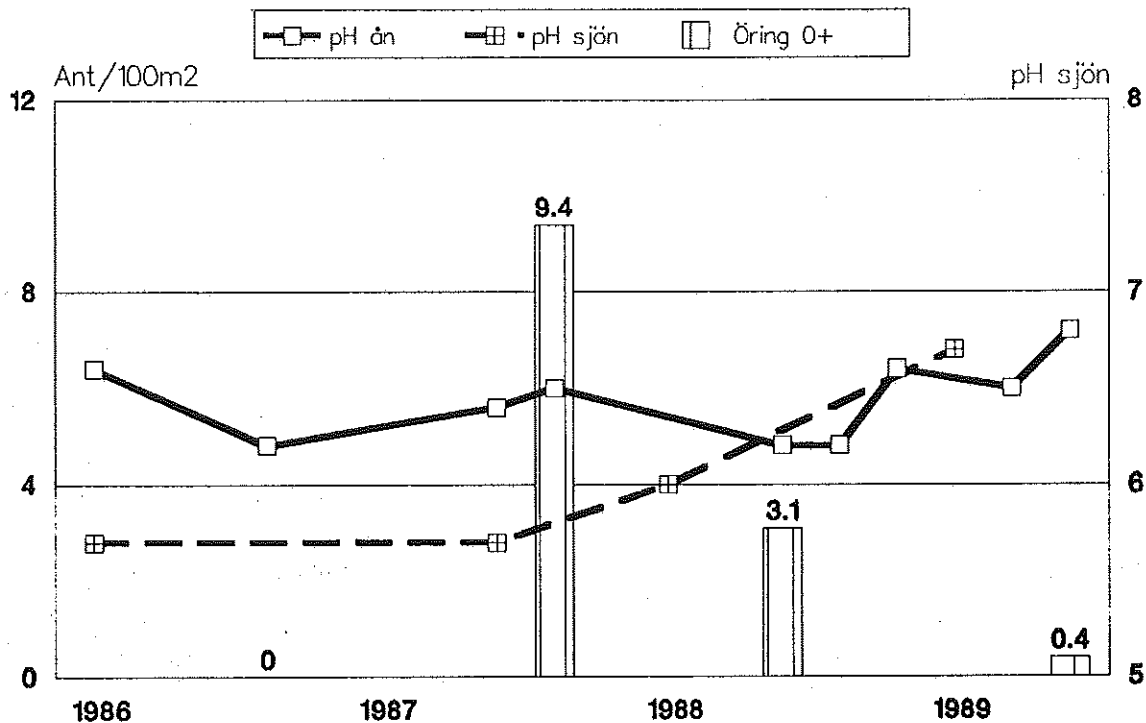
Stensimpa var den art som klart dominerade elfiskelokalerna antalsmässigt och vissa år även vad gäller biomassa. Medeltätheten av arten på lokalerna A-C var 32.0, 28.8 respektive 10.3 per 100 m<sup>2</sup>.

### Sammanfattning

- Forsån är troligen måttligt försurningspåverkad.
- Fiskbeståndet har ej gynnats av kalkningarna, möjligen har dessa varit för små, men elfiskeresultat föreligger enbart från 4 år och säkra slutsatser kan ej dras.



Forsån, Öring 0+ på lokal C  
 pH vid åns utlopp  
 samt i sjön uppströms



Forsån  
 Totalantalet öring / 100 m2  
 på lokalerna C, B och A. (B ej 1989).

