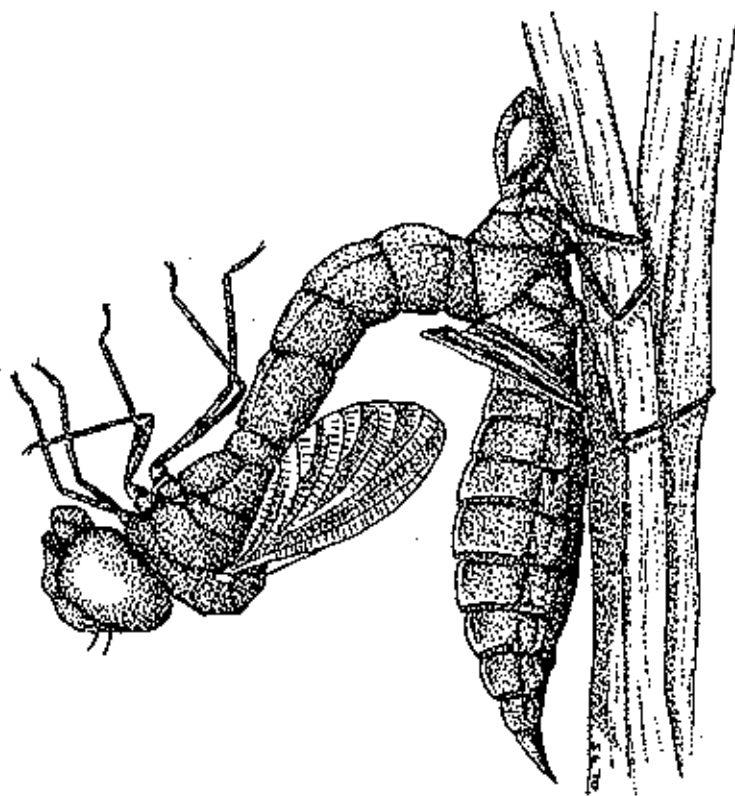


**Vätternvårdsförbundet**

**MILJÖÖVERVAKNING**  
**Vättern**

**Förslag till**  
**Program och**  
**undersökningstyper**



93/94 och 94/95

**Rapport nr 36**  
från Vätternvårdsförbundet 1995

# MILJÖÖVERVAKNING Vättern

## Förslag till Program och undersökningstyper 93/94 och 94/95

Rapport nr 36  
från Vätternvårdsförbundet \*

**Omslagsbild:** Gunnar Lagerkvist.  
Precis som trollsländan, danas en ny  
miljöövervakning ur det gamla skalet.

\*

Rapporterna 1 - 29 utgavs av Kommittén för Vätterns vattenvård  
Kommittén ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som  
fortsätter rapportserien från Rapport 30.

Vätternvårdsförbundet  
Länsstyrelsen i Jönköpings län  
551 86 Jönköping  
Tel 036 - 157092, 157083 Fax 036/157639

ISSN 1102 - 3791

# Innehåll

	sid nr
Inledning (Vätternvårdsförbundet, Broberg)-----	1
Förslag till undersökningsmoment med avseende på fisk i det framtida miljöövervakningsprogrammet i Vättern (Fiskeriverket) Sammanfattning av undersökningsmoment (Nyberg)-----	3
Övervakning av den biologiska mångfalden hos fiskfaunan i Vättern (Nyberg & Degerman)-----	9
Förslag till miljöövervakningsprogram för fisk i Vätterns tillrinnande vattendrag (Sjöstrand)-----	27
Statistik över fisket i Vättern 1914-93 samt förslag till framtida statistik (Nyberg)-----	35
Hydrokustisk kvantifiering av pelagial fisk i Vänern och Vättern (Hansson)-----	59
Övervakningsprogram avseende miljögifter i fisk från Vättern. (Naturhistoriska Riksmuseet, Olsson & Bignert)-----	105
Effekter på embryonalutvecklingen hos vitmärla (ITM, Sundelin & Eriksson)-----	117
Pilotundersökning för eventuell framtida miljöövervakning med meiofauna i Vättern. (Zoologiska inst, Stockholms Universitet, Widbom & Petterson)-----	131
Metoder för insamling och övervakning av glacialrelikta kräftdjur. (Inst ekol zoologi, Umeå Universitet, Leonardsson & Sparrevik)-----	157
Påväxtalgsmetodik för Vättern (Kronborg)-----	173
Programförslag miljöövervakning påväxtalger i Vättern (IVL Aneboda, Bengtsson)-----	205

# Vättern

## MILJÖÖVERVAKNINGSPROJEKT

### Bakgrund

Vätternlänerna har under budgetåren 93/94 och 94/95 erhållit medel för olika miljöövervakningsprojekt i Vättern. Dessa projekt har främst rört programskrivning och anpassning av undersökningstyper till förhållandena i Vättern. Länsstyrelsen i Jönköpings län fungerar som samordningslän. Upphandling samt redovisning av projekten utförs av Vätternvårdsförbundet. I samtliga projekt förutom "Spridningsmodell för kemikalier i Vättern" ingår en skriftlig rapport som en del av upprättade kontrakt. De olika programförslagen publiceras i denna rapport.

I två fall "Meiofanna" och "Miljögifter monoporeia" är metodutvecklingen planerad att omfatta treåriga pilotprojekt. I rapporten redovisat material är resultatredovisning efter ett år.

Syftet med redovisade projekt/metoder är naturligtvis att i första hand kunna skapa en så relevant miljöövervakning av Vättern som möjligt. Förhoppningsvis kan dock vissa av förslagen tillämpas även för miljöövervakning av andra sjöar i landet.

Slutligen ett stort tack till alla inblandade för ett väl fungerande samarbete.

Vätternvårdsförbundet

1995 09 08

  
Ola Broberg

**Miljöövervakningsprojekt 93/94**

Under 93/94 erhöles medel till följande projekt, inom parentes anges utförare :

**Fiskestatistik** (Fiskeriverket) Rapport klar.

**Glacialrelikter** (Kjell Leonardsson) Rapport klar

**Meiofauna** (Bertil Widbom) Rapport klar.

**Spridningsmodell** (SMHI/ Cecilia Ambjörn) Operativ modell klar.  
För närvarande pågår test av denna första modellversion.

**Miljöövervakningsprojekt 94/95**

**Utvärdering "ekoräkning" och program för biologisk mångfald fisk** (Fiskeriverket) Rapport klar.

**Program för elfiske** (Fiskeriverket) Rapport klar.

**Monoporeia proj/miljögift**  
(ITM Brita Sundelin) Rapport klar.

**Metodutvärdering påväxt.**  
För projektet finns två uppdragstagare (Leif Kronborg och Roland Bengtsson, IVL). Båda rapporterna är klara.

**Miljögifter fisk** (Riksmuseet, Mats Olsson). Rapport klar.

**Utvärdering PMK och programskrivning.**  
För projektet beviljades medel på 150 000 kr varav 55 000 avsatts för extraanställd personal och 95 000 för utvärdering PMK inkl programförslag. Arbetet med programskrivning pågår.  
Utvärdering PMK har påbörjats. Kontrakt har tecknats med SLU miljöövervakning, (95 000 kr exkl moms) och en slutrapport för detta projekt lämnas den 28 februari 1996.

Utvärdering av PMK redovisas separat under 1996.



### FÖRSLAG TILL UNDERSÖKNINGSMOMENT MED AVSEENDE PÅ FISK I DET FRAMTIDA MILJÖÖVERVAKNINGSPROGRAMMET I VÄTTERN.

#### Inledning

"Varje svensk sjö är unik. Det betyder att ingen kopia finns. Att säga att Vättern är unik känns otillräckligt. Man frestas - något oegentligt - hävda att Vättern, som varken är landets största eller djupaste sjö, ändå är den mest unika sjö, som finns i vårt land" (Svärdson m fl 1988). Engblom och Lingdell (1994) kom till ungefär samma slutsats grundat på sjöns fauna. Även ett antal av de tillrinnande bäckarna är unika ur faunasynpunkt och utgör även rekryteringsområden för sjöns öring- och harrbestånd.

Vid nätprovfisken i sjön 1973-81 fångades sammanlagt 23 fiskarter. För två av dessa (stensimpa och färna) var dock artbestämningen osäker. Röding, nors och hornsimpa är så kallade glacialrelikter. Lax och regnbåge är inplanterad resp utgörs av rymlingar från odlingar. I Vättern fanns också, fram till 1918, landets mest storvuxna öringbestånd som lekte i Motala Ström. Harrbeståndet är det sydligast förekommande i landet. Sjöns fiskbestånd, främst röding, sik och lax, utgör resurser som beskattas av såväl yrkes- som fritidsfiskare. Vätterns fisksamhälle hyser alltså oerhört stora värden.

Ett av huvudskälen till att generellt inkludera fisk i miljöövervakningen är fiskens roll i ekosystemet. Fisk ingår i stort sett alltid i flera trofnivåer och utgör nästan alltid den enda topppredatorn av betydelse i ekosystemet. Detta innebär att förändringar i miljön, antingen sådana som påverkar lägre trofnivåer eller sådana som påverkar den översta trofnivån (fisk) direkt, kan förväntas påverka fisksamhällets struktur och funktion. Att topppredatorn (fisk) även kan inverka på lägre trofnivåer genom "top-down"-kontroll, medför att det ofta är nödvändigt att veta hur fisksamhället förändras, för att rätt kunna tolka förändringar inom lägre trofnivåer. Detta gäller i högsta grad ett pelagiskt system med fiskarter som siklöja, sik, nors och spigg, vilka är mycket effektiva djurplanktonpredatorer och vars årsklasstyrka, och därmed predationstryck på djurplankton, kan variera avsevärt mellan olika år. Detta är 1992 års klass av siklöja i Vättern ett utmärkt exempel på.

Ett annat skäl att inkludera fisk i övervakningsprogrammen är att man erhåller ett mått på en biologisk variabel som integrerar förhållandena över hela sjön. Detta beror dels på att man utnyttjar fiskens rörlighet och dels att provtagning sker över hela vattenvolymen. Genom att fiskar är jämförelsevis långlivade integrerar variabeln fisk/fisksamhällen även över tid. I ett längre perspektiv är detta av stort värde, då storskaliga variationer/trender skall analyseras.

Ytterligare ett skäl att inkludera fisk, är att fisk är den organismgrupp som allmänheten har störst intresse i. Vättern är totalt sett artrik, vilket medför att fisk kan vara en lämplig grupp även för övervakning av biologisk mångfald. Vättern hyser också några arter, främst hornsimpa och harr, vilka i sig är värda att övervaka. Detta innebär att det är

rimligt att delprogrammen även täcker in dessa arter.

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium och verkets utredningskontor i Jönköping har, på uppdrag av Vätternvårdsförbundet och till största delen på medel som ställts till förfogande av Statens Naturvårdsverk, utfört några samanställningar och utvärderingar samt följande förslag till hur fisk skulle kunna ingå den framtida samlade miljöövervakningen i sjön. I det kortfattade samlade förslaget nedan hänvisas till till dessa PM som bilagor.

## Förslag till undersökningsmoment

### 1. Fisk i ett integrerat program för övervakning av det pelagiska ekosystemet.

#### 1 a. Ekoräkning och trålningar

Ekoräkningar ger ett kvantitativt mått på mängden av främst mindre fisk (siklöja, nors, spigg) i hela sjövolymen, men ger en mindre god uppfattning om mängden stor fisk (röding, sik, lax), p g a att dessa är så få, i relation till de små, att de "försvinner i mängden". Trålningarna utgör i detta sammanhang bara ett komplement, för att få ett mått på storleks- och artsammansättningen.

Genom extrainsatser och p g a intresset att följa den individuella årsklass av siklöja, som uppstod 1992, har Sötvattenslaboratoriet genomfört årliga ekoräkningar 1992-94. I framtiden har dock Fiskeriverket endast ekonomiska resurser för att genomföra dessa studier vartannat år. Undersökningar kommer att fortsätta med hänsyn till Fiskeriverkets ansvar för resursen fiske. Med tanke på de nämnda mellanårsvariationerna i årsklasstyrka och p g a de unga individernas predation på djurplankton, är det i högsta grad önskvärt att ekoräkningarna kan utföras årligen.

Ekoräkningsmetodikerna har utvärderats statistiskt (Bilaga 1) med 1993 års körningar som underlag. Denna utvärdering visar att det inte finns anledning, med hänsyn till precisionen i de erhållna värdena och kravet att kunna detektera vissa grader av förändringar i bestånden, att ändra uppläggning eller undersökningarnas omfattning.

#### 1 b. Statistik från det yrkesmässiga fisket

Fångststatistiken utgör ett komplement till ekoräkningarna, genom att man därigenom kan få ett mått på variationer i de fångstbara bestånden av samtliga kommersiellt fångade arter. De viktigare predatorerna lax, öring och röding påverkar tillgången på bytesfiskarterna spigg, nors och siklöja och kunskap om variationer i predatorbestånden är av stort värde när ekoräkningsresultaten skall utvärderas.

Den nya fångststatistik som infördes 1 januari 1994 är klart förbättrad mot tidigare och innehåller uppgift om fångst, redskapsmängder och fångstplats på månadsbasis. En styrka i miljöövervakningssammanhang är att även den gamla fångststatistiken från 1914-93 är användbar i flera avseenden, bl a yrkesfiskets totalfångster av olika arter och fångsten i lax- och kombifällor (Bilaga 2). Den nya fångststatistiken kommer att redovisas på årsbasis som tidigare av SCB efter att fångstjournalerna kvalitetsgranskats på resp länsstyrelse.

Denna kvalitetsgranskning kräver betydligt större arbetsinsats än tidigare, vilket kan komma att kräva ökade resurser, liksom en bearbetning och utvärdering för att täcka de krav som miljöövervakningen torde ställa.

## 2. Övervakning av beståndet av hornsimpa.

Hornsimpan förekommer endast förhållandevis djupt under större delen av året. Djuptrålning under dagtid i samband med ekoräkningarna är sannolikt en mycket bra metod för kvantitativ uppskattning av beståndets storlek i valda delar av sjön. Hittills har endast pelagiska tråldrag utförts i Vättern, varvid en del hornsimpor fångats. Någon statistisk utvärdering av metodiken har inte kunnat göras. Tillsammans med hornsimpa kan även den s k djuplaken samt gärs fångas. Dessa undersökningar kan utföras till en låg kostnad genom att fartyg och personal finns på plats och att provtagningstidpunkt på dygnet inte kolliderar med ekoräkningarna, som utförs nattetid.

## 3. Övervakning av fisk i Vätterns tillrinnande vattendrag.

Flera av bäckarna som rinner till Vättern hyser osedvanliga naturvärden. Utöver förekomsten av nämnda fiskarter (Bilaga 3), har bottenfaunaarter påträffats, som inte förekommer någon annanstans i denna geografiska region. Tätheten av öringungar utgör inte bara en indikation på tillståndet/förändringar i vattendraget, utan avspeglar till viss del även förhållandena ute i sjön, via uppsteget av lekfisk. Harrungarna upphåller sig kort tid i vattendragen och är dessutom svärfångade med elfiske. Denna art föreslås i stället övervakas genom räkning av fisk i samband med leken. Detta är angeläget, eftersom arten till stor del tappas bort annars, genom att fångststatistiken från fritidsfisket upphört. Det föreslås att även andra vattendrag med vanligare fiskarter samt flodnejonöga bör ingå i övervakningen.

## 4. Fisk som indikator på biologisk mångfald

Fisk uppfyller många av de krav som man bör ställa på en organismgrupp, som används för övervakning av biologisk mångfald. Särskilt användbar kan fisk vara i stora sjöar, som är artrika. Det visar sig efter genomgång av ett antal provfisken i Mälaren och Vättern, att nätprovfiske, i detta sammanhang, är en användbar provtagningsmetod även i stora sjöar (Bilaga 4).

Delmomenten under pkt 1 täcker in behoven för det pelagiska systemet. Den biologiska mångfalden bör i stället övervakas inom grundare, varmare och lite näringsrikare delar av sjön, som är artrikare och till stor del hyser andra arter än Storvättern. Vissa av de i dessa delar av sjön förekommande arterna saknas eller fångas i liten omfattning i det kommersiella fisket (olika karpfiskarter, gös, gärs).

Förslaget (Bilaga 4) innebär nätprovfisken inom två områden i norra delen av sjön, men metodiken kan lätt överföras till andra områden om önskemål och behov föreligger.



## Kostnader

### 1. Fisk i ett integrerat program för övervakning av det pelagiska systemet

#### 1 a. Ekoräkningar och trålningar

Ekoräkningar och trålningar, 2 pers, 2 v, inkl resor	60 000 kr
Bearbetning/årlig rapport	35 000 kr
Utvärdering vart 5:e år	45 000 kr
Material	20 000 kr
 Totalt per år	 66 500 kr

Kommentarer. Kostnaderna för posterna ovan, utom för bearbetning vart femte år, som slagits ut på fem år, har fördelats på två år. Detta med tanke på att Fiskeriverket utför undersökningarna med egen finansiering vartannat år. Fiskeriverket står också under alla år helt för driftskostnader för och personal på forskningsfartyget Ancylus. Dessa kostnader kan uppskattas till 60-70 000 kr per år. Den upptagna materialkostnaden utgör medel för förbrukningsmaterial och medger också att viss del ackumuleras över tiden för nyanskaffning av undersökningsutrustning.

#### 1 b. Statistik från det yrkesmässiga fisket

Bearbetning/årlig rapport	20 000 kr
Utvärdering vart 5:e år	30 000 kr
 Totalt per år	 26 000 kr

Kommentarer. Kvalitetsgranskning av fångstjournaler och dataläggning sker för andra medel. För bearbetning och utvärdering av fångstatistiken tillsammans med övriga moment i ett integrerat pelagiskt program, finns dock ett mindre årligt nedslagsbehov.

### 2. Övervakning av beståndet av hornsimpa

Bearbetning/rapport	5 000 kr
Utvärdering vart 5:e år	15 000 kr
(Initialt materialanslag för extra trål	20 000 kr)
 Totalt per år	 8 000 kr

Kommentarer. Trålningarna äger rum samtidigt med ekoräkningarna och kostar fartygstid, vilket Fiskeriverket står för. Initialt första året behövs dock 20 000 kr för inköp av en extra trål. Bottentrålning medför, till skillnad från pelagisk trålning, risker att fastna i botten med skador på trålen som följd. En reservtrål är därför nödvändig.

### 3. Övervakning av fisk i Vätterns tillrinnande vattendrag

Kvantitativa elfisken inkl årlig rapport	4 000 kr/lokal
Prioritetsgrupp 1, 6 vattendrag	24 000 kr
Prioritetsgrupp 2, 6 vattendrag	24 000 kr
Harrlekstudier, 2 lokaler a' 4 500 kr	9 000 kr
Utvärdering vart 5:e år	20 000 kr
 Totalt per år	 63 000 kr

Kommentarer. I prioritetsgrupp 1 förekommer öring och harr i samtliga vattendrag utom Granviksån, där bara öring konstaterats. I grupp 2 förekommer vattendrag som även hyser andra arter och i Mjölnaån saknas öring. I några av de vattendrag som föreslås utförs elfisken med viss regelbundenhet för andra medel, vilket bör beaktas.

### 4. Övervakning av den biologiska mångfalden hos fiskfaunan i Vättern

Provfiskelöner	0,5 personmånad	12 000 kr
Resor m m		4 000 kr
Bearbetning/årlig rapport		12 000 kr
Material, förbrukning, årligen		4 000 kr
Utvärdering vart 5:e år		30 000 kr
Material, initialt, nyanskaffning		16 000 kr
 Totalt per år		 38 000 kr
(Initialt materialanslag		16 000 kr)

Kommentarer. Förslaget är som framgår av Bilaga 4 baserat på nätprovfisken inom två områden; mellan Motala och Vadstena samt Duvfjärden-Kungsholmenområdet. Djupen inom dessa områden är ca 25 m resp 14 m, varför 3 resp 2 nätters fiske krävs.

Av de fyra delmomenten ovan har moment 1 högsta prioritet, bl a p g a det pelagiska systemets synnerligen stora betydelse i Vättern och att detta moment eller åtminstone delar därav sannolikt blir gemensamt i samtliga fyra stora mellansvenska sjöar.

Bilagor:

1. Hydroakustisk kvantifiering av pelagial fisk i Väner och Vättern 1993
2. Statistik över fisket i Vättern 1914-93 samt förslag till framtida statistik
3. Förslag till miljöövervakningsprogram för fisk i Vätterns tillrinnande vattendrag
4. Övervakning av den biologiska mångfalden hos fiskfaunan i Vättern

Örebro 19950119

  
Per Nyberg

sid f

Hank

# Övervakning av den biologiska mångfalden hos fiskfaunan i Vättern

Per Nyberg & Erik Degerman  
Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Örebro  
1995-01-18

## 1. Inledning

Vättern är en av Sveriges mest unika sjöar genom sin långa vattenomsättning och stora djup. Sjön är kall och naturligt näringsfattig. Trots detta var sjön påtagligt påverkad av eutroficerande utsläpp under 1960-70-talen. Sjön är ytvattentäkt för ett stort antal personer och samtidigt ett viktigt rekreationsområde. Vidare är ca 30 yrkesfiskare beroende av sjön för sin utkomst. Dessa aktiviteter ställer stora krav på att sjöns ekosystem förblir intakt. Vättern har också stora naturvärden idag. Här finns flera av landets rödlistade arter och överhuvudtaget en unik fauna (Svärdson et al. 1988, Eriksson 1992, Ahlén & Tjernberg 1992, Engblom & Lingdell 1994).

I miljöövervakningen förs ofta en diskussion om hur miljötillståndet skall mätas och vilka parametrar som skall ingå. Det är sällan tillfyllest att mäta bara vattenkvalitet och därför kompletterar man med biologiska parametrar. Ofta ingår bottenfauna eller plankton i sådan biologisk miljöövervakning. Fisk torde också vara av intresse ur övervakningssynpunkt, dels direkt för att få en uppfattning om fiskbestånden, dels också genom att flera sällsynta eller hotade arter förekommer. När det gäller fisk så har man också en god kunskap hur ändrad vattentemperatur, näringsnivå, försurning och olika miljögifter påverkar fisk-samhället. Fisken integrerar över hela miljön genom sitt födoval och sin rörlighet.

Fiskbeståndens storlek i sjön kan följas med ekoräkning, varvid man med ekolod kan kvantifiera mängden pelagisk fisk. Detta kan kombineras sedan med den nya fångststatistiken och härigenom kan fiskeintensitet, fångstmängder och den pelagiska fiskens beståndsstatus skattas. Detta innebär dock att det alltså saknas ett mått på den biologiska mångfalden hos fiskbeståndet. Information om denna skulle kunna erhållas genom återkommande provfisken med s.k. översiktsnät i utvalda och avgränsade delar av sjön. Nedan gör vi en ansats till att bedöma tillförlitligheten, precisionen och arbetsinsatsen för att övervaka den biologiska mångfalden genom provfisken med översiktsnät. Data kommer huvudsakligen från Mälaren där kvantitativa provfisken genomförts i större fjärdar. Jämförelser görs också med tidigare stationsfisken i Vättern.

Tyvärr finns det väldigt få jämförbara provfiskematerial från stora sjöar eftersom provfiske med översiktsnät generellt inte rekommenderas i sjöar över 2000 ha. I stora sjöar blir nämligen arbetsinsatsen stor för att få en god statistisk precision. Det vore därför önskvärt att antingen betrakta Vätterns vikar och skärgårdsområden som separata sjöar och välja ut något av dessa mindre områden för undersökning, alternativt att istället för att undersöka hela sjön/bassängen satsa på att undersöka enskilda lämpligt utvalda stationer.

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet, inom ramen för ett samlat övervakningsprogram, utarbetat föreliggande förslag.

## 2. Biologisk mångfald

### 2.1 Definition av Biologisk mångfald

Biologisk mångfald (BM) definierades i Rio de Janeiro juni 1992: 'som variationen bland levande organismer, samt de ekologiska relationer och processer som organismerna ingår i. Detta inkluderar diversitet inom arter, mellan arter och mellan ekosystem'. Biologisk mångfald skulle med andra ord vara: maximalt antal ursprungliga arter, med största möjliga genetiska variation och med arternas normala interaktioner i en opåverkad miljö. BM omfattar således tre nivåer; genetisk variation, variationen mellan arter samt variationen mellan olika biotoper eller ekosystem. För att bevara BM får inte naturliga processer som fotosyntes, kretslopp, byte-rovdjur, parasit-värd, konkurrens etc förändras i ett område.

### 2.2 Hur kan detta mätas?

BM är i praktiken ett ej mätbart begrepp. I ett begränsat område är artantal eller diversitet goda approximationer, men det skall vara olika arter i olika regioner. Och framför allt skall det vara rätt arter, dvs de som skulle vara där utan mänsklig påverkan. I begreppet ligger också att det inte är önskvärt att en glaciärbäck fylls med nya arter, utan den biologiska mångfalden skall vara rätt art, även om det bara är en enda art. På samma sätt är en av människan måttligt eutroficerad miljö kanske extra artrik, men dessa nya arter minskar egentligen bara BM. Därmed syns beteckningen BM vara semantiskt olycklig. Mer korrekt avses maximalt antal ursprungliga arter, med deras normala interaktioner i en opåverkad miljö. Kanske Förväntad Biologisk Mångfald (FBM).

Biologisk mångfald (BM) är en funktion av habitatets storlek, diversitet, stabilitet, ålder och klimat. Variationer i BM därutöver kan tillskrivas miljötillståndet, dvs antropogen påverkan (AP). Det vi önskar kvantifiera är den sistnämnda effekten (AP) satt i relation till den maximala BM.

Gripbara ord i dessa definitioner är diversitet eller artantal. Studier av biologisk mångfald i sjöar kommer därmed närmast att innebära att studera:

- artikedom
- diversitet (proportioner mellan arter)
- förekomst av hotade eller sällsynta arter
- antropogen påverkan

## 3. Att använda fisk som mått på BM

Den organism/organismgrupp som väljs ut för tjäna som ett mått på BM, dvs vara en bioindikator, bör uppfylla vissa krav. Förslagsvis bör följande punkter (REVIR) beaktas när man väljer en grupp av bioindikatorer (Degerman & Lingdell 1993):

### 1. Representativ

- Allmänt förekommande
- Stabil, dvs liten temporal variation
- Integrera effekten av miljön
- Enbart vidmakthållas genom självreproduktion
- Vara en viktig länk/toppnivå för miljögifter

### 2. Enkel grupp

- Vara lätt att insamla
- Lätt att artbestämma
- Helst vara möjlig att provta under en stor period
- Provet bör vara så oberoende av stickprovstorlek som möjligt

### 3. Välkänd

- Ha ett känt och snävt förhållande till AP
- Ha en känd livscykel, utbredning och täthet
- Påverkas minimalt, eller på ett känt sätt, av andra arter

### 4. Intressant

- Ha direkt intresse för avnämare
- Ha en viktig funktion i ekosystemet

### 5. Rik grupp

- Artrikedom möjliggör en mer differentierad respons på AP
- Artrikedom möjliggör nyttjande av kvalitativ provtagning relativt kvantitativ.

Det kan konstateras att ingen bioindikator kommer att uppfylla alla dessa krav. Därför måste flera olika grupper/arter identifieras för olika miljöer. Strategierna kan vara att välja en nyckelgrupp eller att göra ett integrerat mått av flera grupper.

I stora sjöar har flera föreslagit att profundal (djupbotten) bottenfauna kan vara en lämplig indikatorgrupp. Bottenfaunans stationäritet är till fördel i rinnande vatten där vattnet passerar en lokal och faunan är därmed ett integrerat mått på vattenkvaliten. I sjöar är bottenfaunan däremot ett sämre mått eftersom integreringen saknas. Stationäritet innebär här att provet representerar en mindre del av sjön. Bottenfaunan är däremot välundersökt och det föreligger ofta kända responser till AP. En nackdel är dock att bottenfaunan är svår att bestämma. Ett ytterst fåtal experter klarar idag att bestämma profundal bottenfauna till släktes- eller artnivå.

Växt- eller djurplankton kan också utgöra goda indikatorgrupper på eutrofi och försurning. Den förra gruppen är svår att artbestämma, medan den senare gruppen till stor del styrs av fiskfaunans sammansättning.

Fisk har fördelen att den är relativt enkel att artbestämma, samtidigt som gruppen är av direkt intresse för flera avnämare. Fisken uppfyller väl kraven 1-4 ovan. Däremot är

gruppen normalt artfattig i jämförelse med plankton eller evertebrater. I de stora sjöarna är dock fiskfaunan rik i förhållande till mindre vatten. Noterbart är också att för fiskfaunan är miljökraven mycket väl kända (se t.ex. Tabell 1). Fisk är därmed en bra indikatorgrupp för biologisk mångfald i stora sjöar.

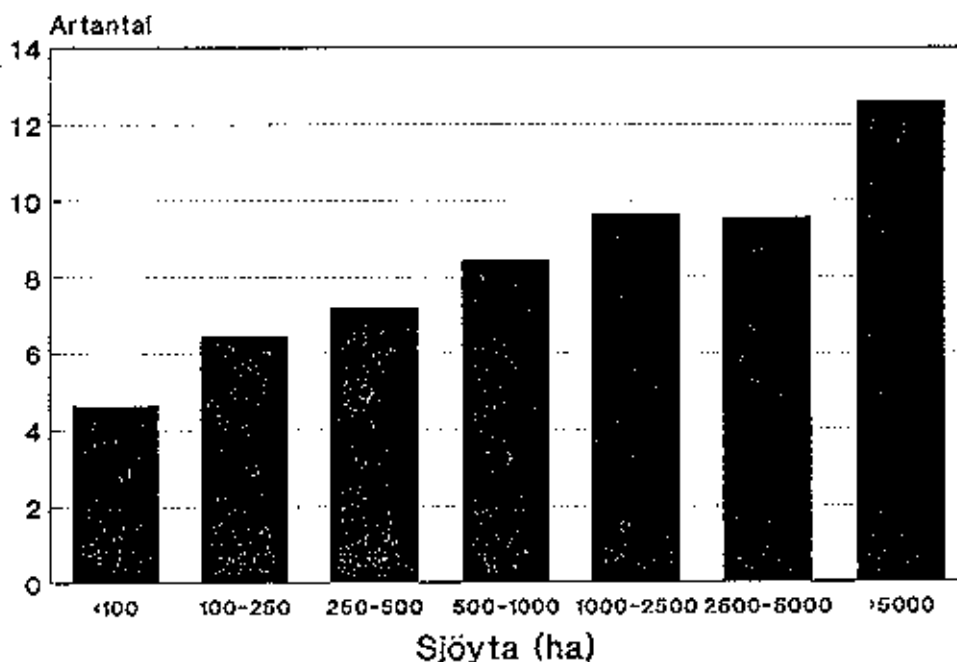
#### 4. Antalet arter av fisk

I Sverige förekommer cirka 50 arter av fisk i sötvatten. Artantalet är större i lågt belägna områden, i näringsrika miljöer och i stora vatten. Detta kan visas utifrån Sötvattenslaboratoriets sjöarkiv med kompletta data från 1471 sjöar spridda över hela Sverige (nedan & Figur 1).

$$\text{Artantal} = (2.4 * \text{Logaritmerad areal}) - (0.0082 * \text{Altitud}) - (0.213 * \text{Siktdjup}) + 3.7$$

(multipel linjär regression,  $r^2=0.56$ ,  $p<0.001$ ).

Sjöars djupförhållanden spelar också in, men till mycket ringa del för det totala artantalet. I Vättern medför dock det stora djupet möjligheter för arterna hornsimpa och röding att existera. Beroendet av höjden över havet är dels en klimateffekt dels en invandringshistoriskt betingad artfattigdom över högsta kustlinjen. Om man utgående från uppgifter om sjöareal, altitud, maxdjup, siktdjup och pH försöker att skatta vilken fiskfauna som förekommer i en sjö kommer stor sjöarea och låg altitud att falla ut som viktiga faktorer för flera fiskarter (Tabell 1).



Figur 1. Antalet förekommande fiskarter avsatt mot sjöareal enligt intervjuundersökning i 1471 sjöar över hela Sverige under 1925-1962. Från Sötvattenslaboratoriets Sjöarkiv.

Tabell 1. Diskriminansanalys av förekomst av enskilda fiskarter avsett mot sjöns areal (logaritmerad), maxdjup (logaritmerat), pH, siktdjup (m) samt altitud (mön). Samtliga diskriminansanalyser  $p < 0.001$ , undantaget för hornsimpa där  $p = 0.01$ . Tabellen visar således vilka omgivningsfaktorer som är viktiga för förekomst av enskilda fiskarter, samt hur väl dessa arters förekomst i sjöar kan förutsägas utgående från uppgift om de fem omgivningsfaktorena.

Art	Förklarande variabler i ordning	Rätt klassade
Hornsimpa	+Areal, +Djup, -Altitud, +Siktdjup, +pH	91%
Gös	+Areal, -Altitud, -Siktdjup, +pH, +Djup	84%
Harr	+Areal, +Altitud, +Siktdjup, +Djup, -pH	81%
Nors	+Areal, +Djup, -Altitud, +pH, +Siktdjup	79%
Sik	+Areal, +Siktdjup, +Djup, +Altitud, +pH	76%
Siklöja	+Areal, +Djup, -Altitud, +Siktdjup, +pH	75%
Gers	+Areal, -Altitud, +Djup, +pH, -Siktdjup	74%
Lake	+Areal, +Djup, -Altitud, +pH, +Siktdjup	70%
Id	+Areal, -Altitud, -Siktdjup, +pH, +Djup	69%
Gädda	-Altitud, +Areal, -Siktdjup, +Djup, +pH	82%
Mört	-Altitud, +Areal, -Siktdjup, +pH, +Djup	78%
Benlöja	-Altitud, +Areal, +Djup, -Siktdjup, +pH	75%
Ål	-Altitud, +Areal, -Siktdjup, +Djup, +pH	75%
Abborre	-Altitud, -Siktdjup, +Areal, +Djup, -pH	86%
Braxen	-Altitud, -Siktdjup, +Areal, +pH, -Djup	79%
Björkna	-Altitud, -Siktdjup, +Areal, +pH, -Djup	78%
Elritsa	+Altitud, +Djup, +Areal, -pH, +Siktdjup	71%
Öring	+Altitud, +Djup, +Areal, +Siktdjup, -pH	68%
Röding	+Altitud, +Siktdjup, +Djup, +Areal, +pH	88%
Flodkräfta	-Altitud, +pH, -Siktdjup, +Areal, -Djup	68%
Sarv	+pH, -Altitud, -Siktdjup, -Djup, +Areal	79%
Ruda	-Altitud, -Djup, +pH, -Siktdjup, -Areal	75%
Sutare	-Altitud, -Djup, +pH, -Siktdjup, -Areal	66%

Detta medför stora sjöar som Vänern, Mälaren och Vättern har bland landets artrikaste fiskfauna. Vättern hyser cirka 60% av de svenska insjöarterna! Bestånden av harr, öring, röding och hornsimpa bör klassas som skyddsvärda. Flera av slätternas eutrofa fiskfauna förekommer också i begränsade vikar, bl.a. bestånd av gös, nors, och sarv tillsammans med de vanligare fiskarterna. Dessutom hyser sjön flera ishavsrelikter och den sällsynta arten nissöga förekommer i utloppet.

## 5. Kvantifiering av artantal och relativ täthet

### 5.1. Antal arter i relation till sjöyta och provfiskeinsats

Antalet fiskarter ökar med sjöarealen (Figur 1). Vid provfiske kommer fångstresultatet därför självfallet att vara avhängigt av hur stor areal som undersökts. Antalet funna arter kan vara lågt i det fall man endast avfiskar en mycket begränsad areal (Bengtsson et al. 1982), vilket bland annat beror på att varje individ kräver ett visst utrymme och ju större yta som avfiskas desto fler individer ingår. En bidragande orsak är också att en liten fiskelokal ibland utgör en enhetlig biotop, medan en större kan innehålla flera biotoper. Ju fler biotop typer som undersöks desto fler arter torde erhållas, till dess en så stor areal



undersökts att samtliga arter som finns i vattnet fångats.

Sötvattenslaboratoriet har en framtagen standardiserad nätprovfiskemetod som bygger på att näten sprids över hela vattnet, dvs med god täckning i såväl ytled som djupled (Nyberg & Degerman 1988). Nätinsatsen bestäms utifrån maxdjup och sjöareal. Nätinsatsen är beräknad för att ge en god precision i populationsuppskattningen av dominerande fiskarter. Denna nätinsats uppfyller också mer än väl kraven för att hitta samtliga förekommande arter i vattnet (Degerman et al. 1988).

Den rekommenderade nätinsatsen för att fånga alla fångstbara fiskarter är:

$$\text{LOG}_{10}(\text{Antal nät som krävs}) = 0.387 \cdot \text{LOG}_{10}(\text{sjöareal}) - 0.047 \quad (r^2=0.40)$$

Detta innebär att antalet nät som krävs blir:

Nätbehov	Sjöstorlek (ha)
2.2	10
5.3	100
13.0	1,000
24.2	5,000
31.7	10,000

Detta är under förutsättning att näten sätts slumpvis över hela vattnet.

## 5.2 Stickprovsstorlek för att få en bra populationsuppskattning

Den erforderliga nätinsatsen för att få en god precision i skattningen av den relativa tätheten av dominerande arter har undersökts för provfiske med översiktsnät (Degerman et al. 1988). Med god precision avses att medelfångsten per nät kan anges med god statistisk säkerhet (liten varians). Det eftersträvade precisionen är nedan att standard error (S.E.) skall vara 10% av medelvärdet, vilket möjliggör att upptäcka signifikanta förändringar när en populations numerär förändrats med 50% mellan två provtagningar. För att studera om de tidigare generella slutsatserna för provfiske i mindre sjöar var giltiga även för större sjöar har vi använt oss av provfiskematerial från Sörfjärden resp ett område från Lambarfjärden, båda belägna i Mälaren.

### 5.2.1 Sörfjärden

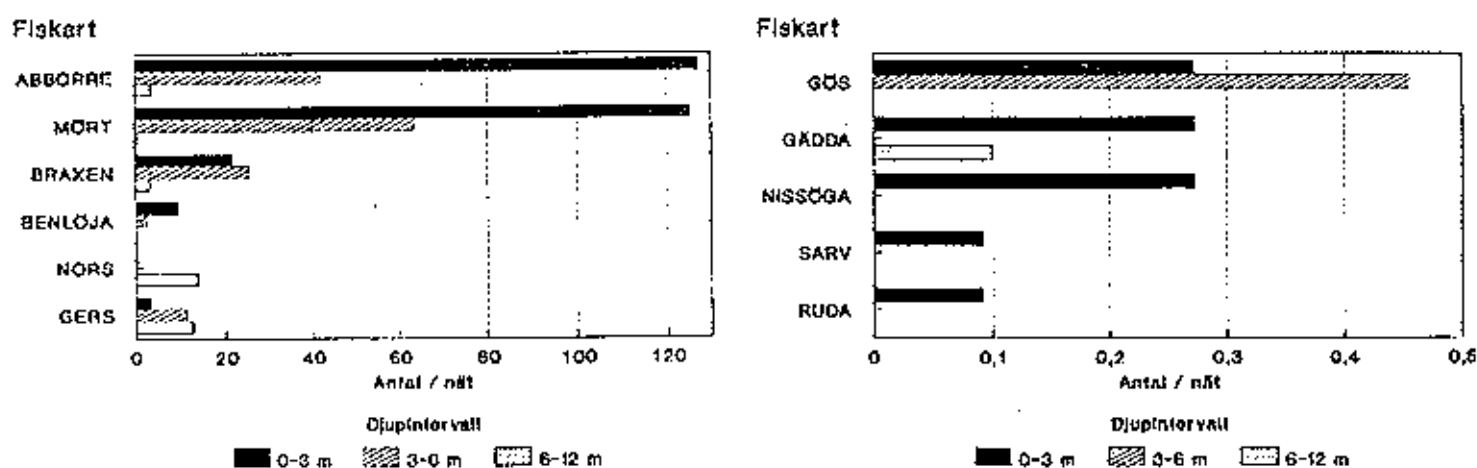
Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium (Olof Filipsson) genomförde 940731- 940805 provfiske i Sörfjärden, mellan Eskilstuna och Strängnäs, i Mälaren. Sörfjärden är cirka 2500 ha, varav strax under 1000 ha är djupare än 3 m. Fisket utfördes med 32 nät-ansträngningar med översiktsnät, vilket är vad som rekommenderas utgående från sjöyta och maxdjup (ca 13 m).

Totalt fångades 11 fiskarter av vilka abborre, mört, braxen och gers var rikligast förekommande både i antal individer per nät och i antalet nät de påträffades i (Tabell 3).

Tabell 3. Fångade arter, antal per nät samt spridning (Standard Deviation). Dessutom redovisas samma värden efter att resp arts abundans omvandlats med  $\log_{10}(\text{fångst}+1)$ . Provfisket skedde med 32 nät i intervallet 2-12 m.

Fiskart	Antal/nät		Log <sub>10</sub> -(Antal+1)/nät		Förekom i antal nät	
	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD		
Abborre	59.2	59.3	1.42	0.71	31	(97%)
Mört	65.0	62.7	1.33	0.87	26	(81%)
Braxen	17.2	15.0	1.06	0.49	30	(94%)
Gers	8.9	9.8	0.76	0.50	28	(88%)
Nors	4.6	9.0	0.35	0.53	12	(38%)
Benlöja	4.13	8.1	0.37	0.51	11	(34%)
Gös	0.25	0.51	0.07	0.14	7	(22%)
Gädda	0.13	0.34	0.04	0.10	4	(12%)
Nissöga	0.09	0.30	0.03	0.09	3	(9%)
Sarv	0.03	0.03	0.01	0.05	1	(3%)
Ruda	0.03	0.03	0.01	0.05	1	(3%)

De förelåg dock stora skillnader i de olika arternas förekomst beroende på djupet (Figur 2). Medan de flesta arters individrikedom minskade med ökat djup, så var gös talrikast på intermediärt djup och gers och nors talrikare i djupare vattenlager.



Figur 2. Antal individer per nät för de olika arterna avsatt mot avfiskat djup i Sörfjärden.

För att bestämma det antal nät som krävs för att uppnå en viss precision i fisket har beräkningar skett för dominanta arter enligt Degerman et al. (1988). Beräkningar har skett dels för hela fjärden, dels för olika djupintervall.

Tabell 4. Fångade arter, antal per nät samt spridning (Standard Deviation) fördelat på djupintervall. Resp arts abundans omvandlat med  $\log_{10}(\text{fångst}+1)$ .

Fiskart	Djupintervall 0-3 m		Djupintervall 3-6 m		Djupint. 6-12 m	
	Log <sub>10</sub> -(Antal+1)/nät		dito		dito	
	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD
Abborre	2.09	0.71	1.56	0.31	0.52	0.36
Mört	2.08	0.14	1.65	0.42	0.15	0.21
Braxen	1.25	0.33	1.37	0.23	0.50	0.35
Gers	0.51	0.35	0.85	0.55	0.93	0.53
Nors	0.04	0.14	0.16	0.24	0.89	0.64
Benlöja	0.78	0.51	0.29	0.45	0	0
Gös	0.08	0.14	0.13	0.18	0	0
Gädda	0.08	0.14	0	0	0.03	0.09
Nissöga	0.08	0.14	0	0	0	0
Sarv	0.03	0.09	0	0	0	0
Ruda	0.03	0.09	0	0	0	0

Tabell 5. Antalet nät som skulle krävas för att få en precision så att 50% förändring i beståndstäthet mellan två provfisken går att detektera signifikant för de dominanta arterna.

Fiskart	Antal nät som krävs om hänsyn tas till djupintervall			
	0-3 m	3-6 m	0-6 m	0-12 m
Abborre	11	4	4	23
Mört	2	6	4	42
Braxen	7	3	4	21
Gers	47	42	32	43

Som framgår av tabeller 3-5 så var precisionen godtagbar för de dominerande arterna. Den relativa tätheten (antal/nät) av abborre, mört och braxen kunde skattas med en relativt ringa provfiskeinsats (Tabell 5). I realiteten utvärderas provfiskematerial i längre tidsserier med trendanalys (se avsnitt 7) varför precisionskraven egentligen inte är lika strikta. Resultaten från Sörfjärden visar således på att helsjöfisken i en isolerad fjärd på 2500 ha kan ske med den standardiserade metodiken med god precision.

### 5.2.2. Lambarfjärden

Inför den planerade Västerleden utanför Stockholm har Fiskeriverkets Sörvattenslaboratorium (Arne Fjälling) genomfört omfattande provfiske för att studera eventuell inverkan på fiskbeståndet. Provfiske bedrevs på utvalda stationer från yta till botten. Fiske har bl.a. skett Norr resp Söder ön Kungshatt samt mellan Lovö och Grimsta på fastlandet. Provfisket skedde i slutet av augusti 1994 med översiktnät.

Fiskfaunan var snarlik den i Sörfjärden med dominans av abborre och karpfisk (Tabell 6). Inslaget av mört och braxen var dock mindre och istället förekom rikligare med björkna. Liksom i Sörfjärden förelåg en tydlig skiktning av fiskarterna på djupet.

Tabell 6. Fångade arter, antal per nät samt spridning (Standard deviation) vid provfiske på tre stationer i Lambarfjärden. Dessutom anges redovisas samma värden efter att resp arts abundans omvandlats med  $\log_{10}(\text{fångst}+1)$ . Provfisket skedde med 42 nät i intervallet 0-20 m. Jämför med Tabell 3 (Sörfjärden).

Fiskart	Antal/nät		$\log_{10}(\text{antal}+1)/\text{nät}$		Förekom i	
	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD	antal nät	
Abborre	55.5	52.2	1.6	0.44	42	(100%)
Mört	7.0	8.2	0.68	0.47	42	(100%)
Braxen	0.5	1.1	0.11	0.21	10	( 24%)
Gers	8.9	12.4	0.69	0.52	42	(100%)
Nors	7.8	20.6	0.35	0.59	15	( 36%)
Benlöja	3.0	11.9	0.19	0.42	32	( 76%)
Gös	0.1	0.3	0.04	0.10	5	( 12%)
Gädda	0.07	0.26	0.02	0.08	3	( 7%)
Björkna	1.21	2.08	0.22	0.31	17	( 40%)
Stensimpa	0.02	0.15	0.01	0.05	1	( 2%)

Tabell 7. Fångade arter, antal per nät samt spridning (Standard deviation) fördelat på djupintervall vid provfiske i Lambarfjärden. Resp arts abundans omvandlat med  $\log_{10}(\text{fångst}+1)$ . Jämför tabell 4 (Sörfjärden). Endast dominerande arter inkluderade.

Fiskart	Djup 0-3 m (n=11)		Djup 3-6 m (n=10)		Djup. 6-12 m (n=13)		Djup 12-20m (n=8)	
	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD	Medel	+/-SD
Abborre	1.58	0.23	1.96	0.24	1.62	0.28	1.09	0.61
Mört	0.98	0.41	0.95	0.33	0.47	0.43	0.26	0.25
Braxen	0.15	0.22	0.17	0.23	0.06	0.21	0.06	0.17
Gers	0.28	0.24	0.42	0.34	0.91	0.42	1.25	0.47
Nors	0.03	0.09	0.05	0.15	0.53	0.78	0.89	0.52
Benlöja	0.57	0.60	0.15	0.39	0	0	0	0
Björkna	0.11	0.24	0.26	0.32	0.23	0.26	0.30	0.42

Tabell 8. Antalet nät som skulle krävas för att få en precision så att 50% förändring i beståndstäthet mellan två provfisken går att detektera signifikant för de dominanta arterna. Jämför Tabell 5 (Sörfjärden).

Fiskart	Antal nät som krävs om hänsyn tas till djupintervall					
	0-3 m	3-6 m	6-12m	12-20 m	0-6m	6-20m
Abborre	2	2	3	31	2	12
Mört	17	12	83	92	14	94
Nors	>100	>100	>100	34	>100	>100
Gers	78	67	21	14	76	19

Tabell 9. Antalet nät som skulle krävas för att få en precision så att 50% förändring i beståndstäthet mellan två provfisken går att detektera signifikant för de dominanta arterna. Enbart stationerna N. resp S. Kungshatt. Jämför tabellen ovan.

Fiskart	Antal nät som krävs om hänsyn tas till djupintervall			
	0-3 m	3-6 m	6-12m	12-20 m
Abborre	4	2	3	2
Mört	10	24	94	57
Nors	>100	>100	>100	3
Gers	>100	72	21	2

Som framgår av tabeller 4-8 var det större variationer i fiskfångsten i Lambarfjärden som är ett mer öppet system än Sörfjärden. Medan de fyra mest dominerande arterna antalsmässigt mycket väl skulle gå att skatta med godtagbar precision i Sörfjärden, var det 2-3 arter i Lambarfjärden där samma precision kunde uppnås.

Om man slår samman resultaten för stationerna N. resp S. Kungshatt, dvs formerar en sektion kallad Kungshatt, så blev dock precisionen bättre (Tabell 9). Det förelåg nämligen statistiskt signifikanta skillnader mellan stationerna vid Kungshatt jämfört med Lovön-Grimsta. Detta påverkar självfallet resultatet i tabeller 4-8, vilka ger en sämre bild av möjligheten att uppnå hög precision än vad som kunde vara fallet. Sammantaget visade studien i Lambarfjärden att närliggande stationer uppvisar likartade resultat, samt att stationsfisken kan ske med godtagbar precision för de 3-4 antalsmässigt dominanta arterna. I Lambarfjärden användes totalt 42 nätansträngningar på en vattenyta av ca 3000 ha och med ett maxdjup av ca 50 m. Den rekommenderade insatsen för ett helsjöfiske skulle ha varit 56-64 nätansträngningar.

### 5.3 Stationer, sektioner eller hela sjön?

Val av provplats styr naturligtvis utfallet i provfisket. Därför rekommenderas alltid i mindre vatten att hela sjön skall fiskas och att samtliga djup skall inkluderas. I stora sjöar >2000 ha kan detta bli kostsamt, framför allt som de ofta också är djupa. Det

rekommenderas därför vid undersökningar av fiskfaunan på svenska kusten att provfiske sker på stationer, där samtliga djup från yta till botten undersöks (Thoresson 1992). En station är en enstaka provfiske lokal där fisket sker i en transekt på ett djup. En sektion är en grupp av närliggande stationer vars data kan sambehandlas (Thoresson 1992).

## Undersökningar utanför Västerås

Åren 1971-74 genomfördes omfattande provfisken med översiktsnät utanför Västerås för att studera eventuella negativa effekter av kylvattenutsläpp i Västeråsfjärden (Grimås 1979). Provfiske genomfördes på 7 stationer, varav tre var påverkade och övriga låg utanför det påverkade området.

Provfiskeinsatsen på resp station var endast två nät på grunt vatten och två nät på djupt vatten vid resp provfisketillfälle. I gengäld genomfördes provfisket varje månad under perioden. Således föreligger ett mycket omfattande material med över 700 nätansträngningar. Tyvärr har originalmaterialet inte gått att få tag på så detta material kan inte utnyttjas mer än för vissa jämförelser genom att hämta data ur en sammanställning till vattendomstolen (Grimås 1979).

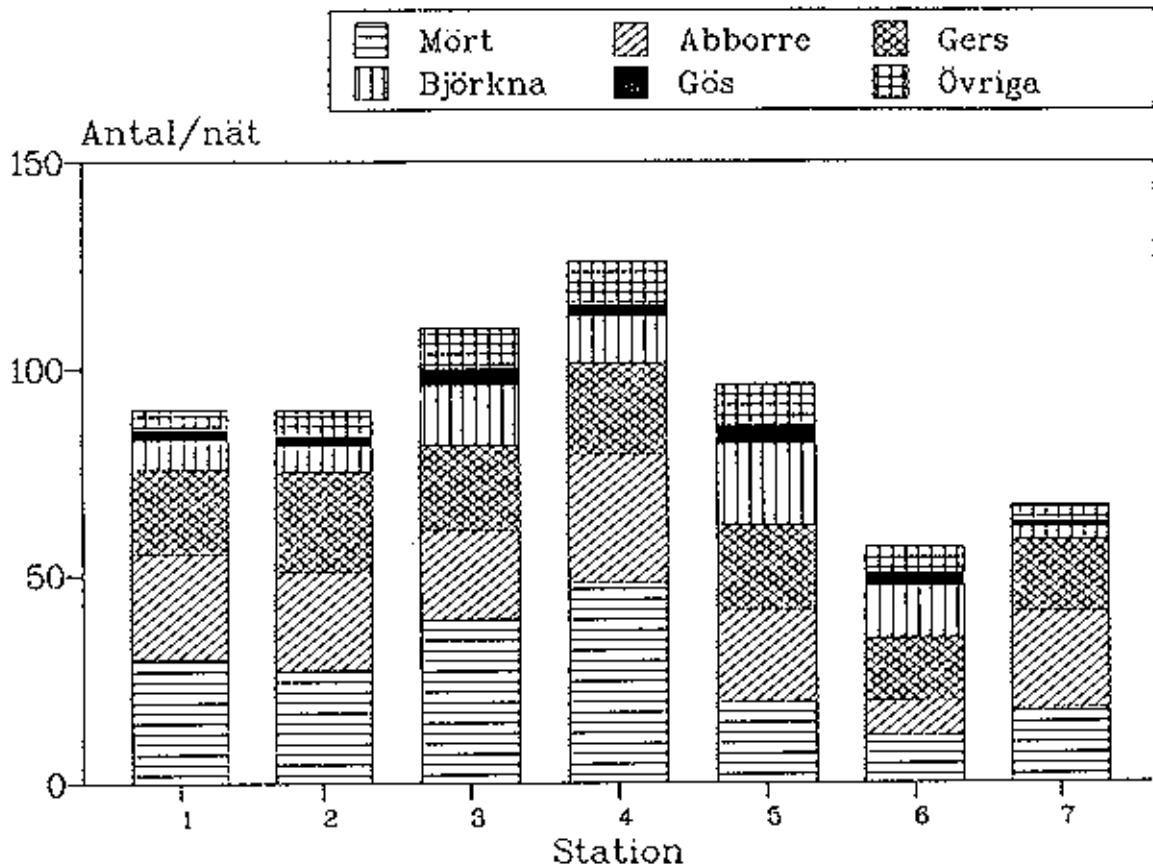
Totalt fångades 14 arter, varav 12 påträffades på samtliga stationer. Det var med andra ord en god överensstämmelse i förekommande arter. Ströarterna var ruda (totalt 3 fångade exemplar av inalles 68517 individer i hela studien) samt asp (5 exemplar). Båda dessa arter fångades på station 4, vilket också var den station som var mest påverkad av varmvattenutsläppet. Vid journalföring av fångster i fritids- resp yrkesfiske i området konstaterades samtidigt även arterna sik och ål, vilka inte fångades i provfiskeundersökningen.

Förutom en mycket stor överensstämmelse i vilka arter som fångats förelåg en likartad sammansättning av fiskfaunan på närliggande stationer (Figur 3). Den centrala stationerna 3-4-5 inne i Västeråsfjärden hade en individrik fauna, troligen främst en effekt av näringsrikedom. De västligt belägna stationerna 1-2 hade en intermediär ställning och de östligt belägna stationerna 6-7 hade betydligt färre individer i medeltal per nät för hela undersökningsperioden. Det var uppenbart att närliggande stationer kunde slås samman till sektioner, eller att enstaka stationer kunde representera ett större område.

## Sörfjärden

Vid provfisket i Mälarviken Sörfjärden 1994 skilde det inte signifikant i fiskfångst mellan fem olika stationer. Fisket genomfördes så att fem separata stationer (transekter) kunde särskiljas. Av dessa stationer låg tre nära tillsammans och de andra två längre öster resp väster ut. Fiskfångsten i de olika transekterna jämfördes med variansanalys med djup som signifikant covariat. Därvid framkom att det inte förelåg några statistiska skillnader i antal fångade individer per nät av arterna abborre, gös, gädda, benlöja, gers eller mört. Endast för nors förelåg en signifikant skillnad (Anova,  $p=0.046$ ) som inte kunde förklaras med avfiskat djup. Antalet fångade arter eller proportioner mellan karpfisk och övrig fisk

skiljde ej heller mellan stationerna. Således kan stationsfiske vara en lämplig metod i stora homogena vatten om samtliga djup undersöks.



Figur 3. Medelantalet individer av olika arter vid provfiskena på sju stationer utanför Västerås 1971-74.

Vid jämförelse av fångsten av de fyra mest dominerande arterna samt artantalet per station mot samtliga övriga provfiskade nät i området erhöles endast signifikanta utfall i 2 fall av 25, dvs ett utfall mycket nära slumpen. Således gav transektfisket i Sörfjärden ett likartat utfall som helsjöfisket. Självfallet gav dock transektfiskena en mycket större statistisk osäkerhet och därmed är förändringar svårare att detektera. Denna osäkerhet var naturligtvis betingad av provfiskeinsatsen. Medan en ökning av provfiskeinsatsen från 2 nät till 10 nät innebar en stor precisionsökning, medförde sedan en ytterligare ökning bara en mindre ökning (Tabell 10).

Tabell 10. Antal arter per nät (alla djup) resp antal abborre per nät (fiskat grundare än 6 m) i transekt 3, transekt 2 & 3, transekter 2-4 sammanslagna jämfört med hela Sörfjärden. Förutom medelvärde anges Standard Error i % av medelvärdet samt antalet använda nät. Ju lägre värde desto högre precision.

Grupp	Transekt 3	Transekt 2-3	Transekt 2-4	Hela Sjön
Artantal/nät	5.0 (23%, n=3)	5.0 (14%, n=6)	4.9 (10%, n=10)	4.8 (9%, n=32)
Abborre/nät	107 (80%, n=2)	106 (34%, n=4)	101 (34%, n=6)	84 (23%, n=22)

## Lambarfjärden

Vid provfisket i Lambarfjärden skiljde det signifikant i fångst per nät av nors, braxen samt det totala individantalet mellan de tre stationerna (Anova, transformerade data, covariat djup,  $p < 0.05$ ). Det var ca 8 km avstånd mellan stationerna vid Lovön och de vid Kungshatt, dvs samma avstånd som mellan de yttersta stationerna i Sörfjärden. För övriga arter skilde det ej. Naturligtvis dock med den skillnaden att ströarterna bara förekom på enskilda stationer i Sörfjärden (sarv, ruda, nissöga) och Lambarfjärden (stensimpa). Metodiken medger således studier av skillnader i artsammansättning. Det skilde också signifikant i artantal mellan den grunda Sörfjärden (medelvärde 4.8) mot den öppna Lambarfjärden (medelvärde 4.1). Skillnaden var framför allt betingad av en artrikare fauna på grunt vatten i Sörfjärden.

**Som ett alternativ till helsjöfiske kan därför fiske ske på stationer i stora sjöar, men dock till kostnaden av mindre precision. Antalet nät som krävs per station betingas naturligtvis av det maximala djupet. I Sörfjärden tycks 10 nät vara en tillräcklig insats (djup 0-13 m). Dessa nät bör fördelas jämnt mellan de tre djupzonerna 0-3, 3-6 resp 6-12 m. I Lambarfjärden torde insatsen ha behövt vara i storleksordningen 15-20 nät i djupintervallet 0-20 m. Således indikerar detta att det är lämpligt att fiska med 3-5 nät per djupintervall. Djupintervall är då de som beskrivs i den standardiserade metodiken (0-3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35, 35-50 m osv). Detta gör att stationsfiske blir en relativt kostsam metod, men självfallet betydligt billigare än helsjöfisken. Slutsatsen av avsnitt 5.2 och 5.3 blir således att: helsjöfisken är att rekommendera i väl avgränsade vatten upp till 2000-3000 ha, medan öppna eller större system bör undersökas med stationsfisken.**

## 5.4 Artantalets variation

När en lokal fiskas flera år i rad påträffas i regel samma arter på lokalen år från år, men ett litet antal ströarter förekommer också. Dessa ströarter utgörs främst av de glest förekommande predatorerna, sällsynta arter samt andra normalt vattendragslevande fiskar som tillfälligt näringsvandrar till sjön.

En fingervisning om variationen inom stationer erhålles ur tabell 3 och 6. Abborre och mört förekom i 81-100% av näten på stationerna vid provfisket i Sörfjärden. Gers var också frekvent med en förekomst i mer än 90% av näten. Ströarter var nissöga, ruda, sarv och stensimpa.

Stationsprovfisken utfördes i Vättern vid Vista Kulle (maxdjup 105 m) resp Hjo (maxdjup 60 m) med två nät per djupintervall från yta till botten. Vid Vista Kulle erhöles åren 1974, 1975 resp 1981 samma åtta arter; röding, sik, siklöja, nors, abborre, mört, hornsimpa och gers. En individ av öring (1974) och en individ av elritsa (1981) fångades också. Således var antalet arter väldigt konstant vid en stationsprovfiskeinsats om 17 översiktsnät. Vid Hjo erhöles arterna röding, sik, siklöja, nors, abborre, mört och gers samtliga tre år. Ströarter var färna (ett ex 1975), gädda (ett ex 1975), hornsimpa (flera ex. 1975, 1981), lake (ett ex 1974) samt elritsa (cit ex 1974). Nätansträngningen var här 10 översiktsnät.

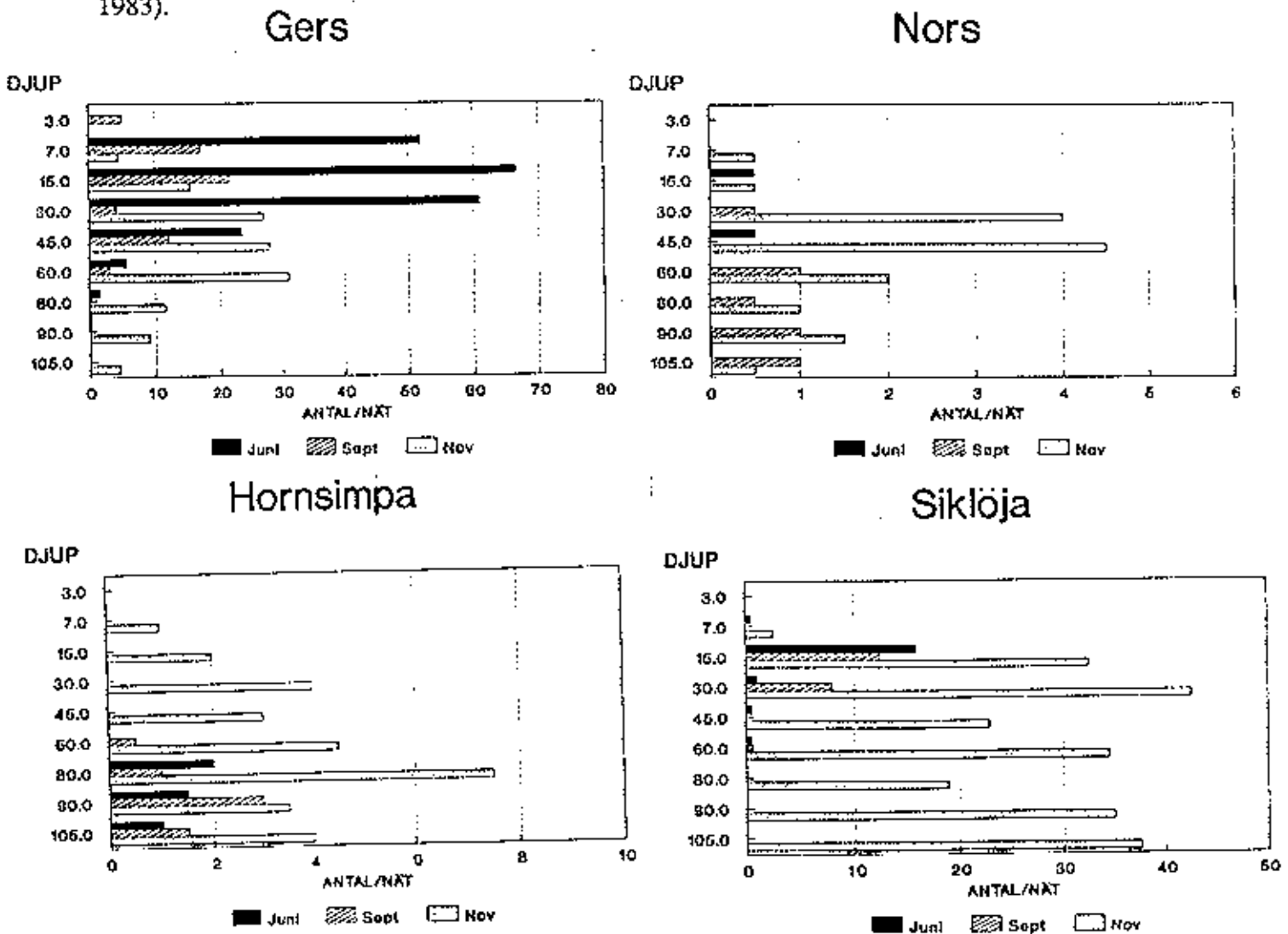


Således en större variation i antalet fångade arter vid denna något mindre insats. Om fisken i Vättern skett enligt rekommendationen ovan (3-5 nätansträngningar per djupintervall) skulle nätinnsatsen per station ha varit 21-35 i Hjo och 24-40 vid Vista Kulle.

## 5.5 Provtagningsstidpunkt

Vid provfiske är fångsten avhängig vattentemperaturen (Nyberg & Degerman 1988). Detta gör att provfisket måste standardiseras med avseende på provtagningsdatum. Vanligen lägger man då provfisket till juli-mitten av augusti (op.cit., Thoresson 1992). Vissa arter kan dock vara enklare att fånga under andra tider.

Genom ett provfiskematerial från Vättern försöker vi nedan belysa hur detta kan komma att påverka fångstutfallet (Figur 4). I Vättern genomfördes provfiskena på stationen Vista Kulle i juli, september samt november. På lokalen fiskades i en transekt från ytan ned till största djup. De utvalda djupen var 3, 7, 15, 30, 45, 60, 80, 90 resp 105 m (Filipsson 1983).



Figur 4. Djupfördelning och fångst per nät av ett antal fiskarter från provfiskerna med översiktsnät vid Vista Kulle i Vättern (Filipsson 1983).

Arter som leker på senhösten (siklöja, hornsimpa) uppvisade extremt höga tätheter i november och en tydlig förskjutning mot grundare vatten (Figur 4). Gers uppvisade också en tydlig årstidsvariation i förekomst. Höstfiskena har fördelar när det gäller att få stickprov på populationerna av siklöja och hornsimpa, men man saknar då möjlighet att jämföra med andra provfiskade vatten där fisket i regel sker i juli. Provfisken i juli resp september uppvisade sinsemellan likartade bilder av fiskfaunan, speciellt när hänsyn tas till abborre och mört. Således kan konkluderas att provfiske för att få en jämförbar bild av arternas proportioner skall utföras sommartid i enlighet med standard.

## 6. Lämpliga undersökningslokaler i Vättern

Djupfaunan i Vättern kan undersökas med trålning, varför de föreslagna stationerna nedan endast hänför sig till undersökningar av de mer grunt (<30 m) förekommande fiskarterna.

Lämpliga undersökningslokaler är sådana som:

- 1- är lokaliserade till artrika miljöer, gärna i anslutning till kolonisationskällor som större vattendrag.
- 2- främst hyser bottenlevande/litoral fisk. Det rent pelagiska fisksamhället hyser inga sällsynta arter i sjön.
- 3- är fri från en direkt påverkan av punktutsläpp.
- 4- kan ge ett integrerat mått på ett större område, dvs är strategiskt förlagda med hänsyn till vattenomsättning, strömmar och djupförhållanden.

Stationsprovfiske skulle kunna genomföras på ett flertal lämpliga stationer i sjön. Självklara lokaliseringar är kring åmynningar och viktiga sund med angränsande grundområden, samt strategiskt i större fjärdar. På förslag prioriteras följande två stationer:

1. Duvfjärden-Kungsholmen i N. Vättern
2. Grundområdena mellan Motala och Vadstena

Andra möjliga lägen med tanke på biologisk mångfald är vid mynningen av Huskvarnaån samt utanför Karlsborg, men dessa lägen är mer öppna system (därmed svårare att fiska med precision) och med en stor belastning just från åarna (speglar därmed närmast åarnas påverkan och inte Vätterns).

## 7. Utvärderingsmöjligheter, referensområden och datalagring

Utvärdering av programmet är mycket väsentligt under de första åren för att kunna ändra felaktiga detaljer, t.ex. i nätinsats. Senare kan större utvärderingar komma med glesare intervall. Utvärderingen bör göras tillsammans med övriga data som kommer att insamlas, främst inom miljöövervakningen (vattenkemi, plankton, bottenfauna, fångststatistik). Ovan nämnda utvärdering består initialt av en intrimning av programmet så att nätfiskeinsatsen blir optimal vad avser antalet nät per djupzon etc.

Utvärdering av övervakningen vad avser den biologiska mångfalden kan ske på olika

nivåer. Förekomsten av olika arter resp hotade arter är en självklar basnivå. En viktig del av den biologiska mångfalden är proportionen mellan arter och mellan grupper, såsom karpfisk-övrig fisk, predatorer-bytesfisk, pelagisk-bentisk fisk etc.

Utvärdering av arters styrka bör företrädesvis ske som trendanalys. Antingen arbetar man med parametriska metoder. I såfall bör data transformeras så att en approximativ normalfördelning uppnås samtidigt som variansen stabiliseras. Detta kan för provfiskedata uppnås genom att använda  $\text{LOG}_{10}(\text{Fångsten av arten i ett nät} + 1)$  (Degerman et al. 1988). För jämförelse av enskilda år rekommenderas variansanalys.

Om icke-parametriska metoder används så kan enstaka stationers trender studeras med Kendall Tau och för sektioner rekommenderas Mann-Kendall test alternativt Chi-2. För jämförelse av enstaka år är Kruskal-Wallis test lämpligt.

Goda jämförelsematerial kommer att finnas i och med att Fiskeriverket i samarbete med länsstyrelserna kontinuerligt bygger ut Sjöprovfiskeregistret. Där kommer successivt utvärderingsmallar och trender i fiskpopulationer i mindre sjöar att kunna utläsas. Andra intressanta jämförelsematerial är fångststatistiken från det kommersiella fisket i sjön och de resultat som erhålles vid övervakningen av de pelagiska fiskarnas beståndsstorlek genom ekoräkning och trålning, samt övriga data som genereras inom miljöövervakningen.

Datalagring kan självfallet ske i enklare kalkylprogram (typ Excel), men göres lämpligen i form av relationsdatabaser för att orka med bearbetningar. Från en relationsdatabas kan materialet enkelt överföras till kalkylprogram för enklare sammanställningar. Lämplig struktur för en sådan databas kan erhålles efter kontakt med Sjöprovfiskeregistret vid Sötvattenslaboratoriet.

## Referenser

- Ahlén, I. & M. Tjernberg, 1992. Artfakta. Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur 1992. Databanken för hotade arter. SLU, Uppsala.
- Bengtsson, G., Herrmann, J., Malmqvist, B., Nilsson, I.N. & B.S. Svensson, 1982. Öbiogeografisk teori och bildning av naturreservat. Naturvårdsverket Rapport 1514, 48 s.
- Degeby, P. & P. Karås, 1973. Studier av påverkan av varmvattenutsläpp på fisk i Västeråsfjärdarna. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, nr 14, 35 s.
- Degerman, E., P. Nyberg & M. Appelberg, 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. Nord. J. Freshw. Res. 64:91-100.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell, 1994. Vättern - en unik sjö med en unik fauna. Limnodata HB, 54 s.
- Eriksson, M, 1992. Fastställande av ändring i förteckning över hotade, sällsynta och

hänsynskrävande arter av ryggradsdjur i Sverige. SNV beslut 400-1082-92, 4 s.

Filipsson, O. 1983. Vätterns fiskbestånd belysta genom provfisken med bottennät. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, nr 1, 61 s.

Grimås, U. 1979. Sammanfattning av resultat av kemiska och biologiska undersökningar utförda under perioden 1969-1978 med anledning av AB Aroskrafts kylvattenutsläpp i Västeråsfjärden. Utlåtande till Stockholms tingsrätt, Vattendomstolen - 791213, 30 s.

Nyberg, P. & E. Degerman, 1988. Standardiserat provfiske med översiktsnät. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, 7, 18 s.

Svärdson, G., Filipsson, O., Fjirst, M., Hanson, M. & N.-A. Nilsson, 1988. Glacialrelikernas betydelse för Vätterns fiskar. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, 15, 61 s.

Thoresson, G. 1992. Handbok i kustvattenundersökningar. Metodbeskrivningar i fiskeriologi. Kustrapport 1992:1. Fiskeriverkets Kustfiskelaboratorium, 33 s.

Sid 26

Hank



**FISKERIVERKET**

Utredningskontoret  
Jönköping

## Förslag till miljöövervakningsprogram för fisk i Vätterns tillrinnande vattendrag.

### 1. Inledning

Ett samlat miljöövervakningsprogram för Vättern bör även inkludera fisken i Vättern. För några av fiskarterna i Vättern är tillrinnade vattendrag viktiga för reproduktionen, och en övervakning av vattendragens funktion för fisken i Vättern är därför motiverad. Samtidigt fås en miljöövervakning av utvecklingen i de i sig värdefulla bäckarna med flera unika faunainslag. Öringbestånden i bäckarna kan då fungera som indikator på miljöförändringar genom sin funktion som toppredator, kombinerat med revirhåvdandet och väl avläsbara generationer. Kvantitativt elfiske ger en bra bild av utvecklingen i ett sådant fiskbestånd.

Det finns ett stort antal mindre tillflöden till Vättern. I en sammanställning för perioden 1980-88 summerades antalet elfiskade vattendrag till 47. Av dessa hade öring fångats i 35 st. I bilaga 1 redovisas en karta med de 47 vattendragen. Sedan sammanställningen har ytterligare några tillflöden elfiskats och antalet öringförande vattendrag bedöms nu vara ca 40.

### 2. Vätterns fiskar och tillflödena

Främst gäller det kanske öring vars hela reproduktion är förlagd till tillrinnande vattendrag. Öringen är också den vanligast förekommande fiskarten i Vätterbäckarna och har hittills konstaterats i ett 40-tal vattendrag, ända ner till små bäckar som knappt håller vatten en normal sommar. Öringen är också viktig för fisket i Vättern med inrapporterade årsfångster mellan 3 till 7 ton.

Harren leker också i vattendragen, men lek förekommer även ute i Vättern. Harrlek har konstaterats i ca 14 vattendrag, samtliga söder om linjen Hjo - Gränna. För harrbeståndet i södra delen av Vättern bör lekmöjligheterna i tillrinnade bäckar vara av stor betydelse för produktionen. Fångsterna av harr i Vättern har enligt fångststatistiken ökat från ca 1 ton i början på 80-talet till närmare 3 ton i början på 90-talet.

Flodnejonöga är en ovanlig art i inlandsvatten och beståndet i Vättern är ett av de få konstaterade i landet. Den leker på våren, strax efter harren, i tillrinnade vattendrag. Flodnejonögats larver lever sedan i flera år kvar i bäckarna innan den ger sig ut i Vättern igen. Lek av flodnejonöga har observerats i samband med harrleken i flertalet av harrens lekbäckar. Lek har även observerats i en mindre bäck där harren inte leker vilket möjligen kan tyda på att flodnejonöga, liksom öringen, utnyttjar flertalet tillrinnande vattendrag för sin lek. I avsaknad av kontroller under lektiden är dock mycket okänt om vilka bäckar som flodnejonogat leker i. Enstaka vuxna flodnejonögon fångas även på sommaren/hösten i samband med elfiske i

vattendragen. Flodnejonöga i Vättern fångas och används inte så vitt känt på samma sätt som lokalt längs Östersjön.

Bergsimpa finns både i Vätterns strandzon och i de tillrinnande vattendragen och troligen sker det ett visst utbyte mellan Vättern och vattendragen. Reproduktion sker i vattendragen.

Även lake har troligen ett utbyte mellan vattendragen och Vättern, men det fångas även mindre lakar i vattendragen vilket tyder på att lek sker även där.

För andra fiskarter som gädda, abborre, mört m fl, kan tillfödena vara viktiga som lekplats, speciellt i södra Vättern där lämpliga lekplatser för t ex gädda saknas ute i sjön. Förutom en lämplig lekbiotop erbjuder tillfödena på våren ofta ett varmare vatten än Vättern.

### 3. Förslag

Förslag lämnas på 12 vattendrag där en lokal fiskas årligen med kvantitativt elfiske. De 12 vattendragen har grupperats så att sex har satts i en högre prioritet.

Prioritet 1:	Prioritet 2:
Röttleån	Mjölneån
Tabergsåån	Lillån, Huskvarna
Knipån	Rödån
Hornån	Skämningsforsån
Gagnån	Hjällöbacken
Granviksåån	Forsaån

Lämpliga lokaler föreslås i bilaga 2, där även resultat från senaste elfisket anges samt bl a övriga år lokalen elfiskats.

Dessutom föreslås en mindre kontroll av antalet lekharrar i två tillföden.

#### 3.1 Elfiske

Elfiskena förelås ske med kvantitativt elfiske, normalt tre fiskeomgångar, och årligen återkommande.

Vid urvalet av vattendrag har följande faktorer vägts in:

Storleken och produktion på uppväxtområdena som är tillgängliga för Vätteröring.

Förekomst och intensitet av harrlek. Om öringbeståndet utvecklas väl är det mer sannolikt att vattendraget även fungerar väl som lekplats för harr. I grupp 1 ingår de fyra vattendrag som har flest lekande harrar, och bland de 12 förekommer harrlek i 8 st, dvs drygt hälften av de kända harrlekbäckarna.

Vattendrag som kan anses mer opåverkade har getts högre prioritet.

Ett högre antal arter i vattendraget har setts som en fördel.

Tidigare elfisken har också setts som en fördel.

En viss variation mellan stora och små vattendrag, samt mellan södra och norra delen på Vättern.

Utöver föreslagna lokaler hade det varit önskvärt att i vissa av vattendragen även få resultat från en referenslokal som då väjs så att den inte påverkas av samma lokala störningskällor. Sådana lokaler längre upp i vattendragen har ofta ingått i tidigare undersökningar och lämnat värdefull information.

I det följande kommenteras kort faktorer i de utvalda vattendragen som påverkat urvalet.

**Mjölnaån**                      Avrinningsområde: 411 km<sup>2</sup>

Mjölnaån är ett av de större vattendragen till Vättern och ett av de få med karaktär av slättlandså. Här kan förväntas delvis andra arter än i de bäckar som domineras av öring. Det är dock osäkert om elfiskelokalen från 1985 är något så när representativ för vattendraget, och går att elfiska på ett effektivt sätt, eller om det finns andra, bättre lokaler i ån.

**Röttleån**                      Avrinningsområde: 230 km<sup>2</sup>

Större delen av Röttleåns vattenföring utnyttjas i ett kraftverk och i de nedre delarna som är av intresse för Vätterfisk rinner endast mindre mängder vatten. En omprövning av vattendomen kommer dock att ge en säkrad minimivattenföring inom något år. Tätt öringbestånd och riklig harrlek gör att den begränsade sträckan har ett högt värde.

**Lillån, Huskvarna**      Avrinningsområde: ca 38 km<sup>2</sup>

Ett biflöde till Huskvarnaåns nedersta del som utnyttjas av Vätteröring ca 6 km upp i ån. Relativt tätt öringbestånd och harrlek i nedersta delen. Relativt stor andel jordbruksmark i avrinningsområdet och inga försurningskador.

**Tabergså**                      Avrinningsområde: 204 km<sup>2</sup>

Bland öringvattendragen är Tabergså det största med bibehållen vattenföring. Genom en ny fiskväg är nu sammanlagt ca 4 km uppväxtområden av god kvalitet tillgängliga. Stigande tätheter av öring gör ån allt mer betydelsefull som öringproducent. Tabergså hade ursprungligen en ovanligt storvuxen sjölevande öringstam och det är inte uteslutet att anlag från denna stam kan finnas kvar i beståndet. Harr har enligt uppgift noterats i ån på senare år men ingen harrlek har ännu konstaterats. Försurningspåverkad i övre delen av systemet.

**Knipån**                      Avrinningsområde: 55 km<sup>2</sup>

Goda uppväxtområden för öring i nedre delen och riklig harrlek. Jämförelsevis högt antal arter noterade från de nedre delarna. Försurningspåverkad endast i övre delen av systemet där kalkning sker i mindre omfattning.



**Hornån**                      Avrinningsområde: 31 km<sup>2</sup>  
 Relativt stora uppväxtområden för öring och riklig harrlek. Anses relativt opåverkad med bottenfauna av högt skyddsvärde. Försurningspåverkad och kalkas.

**Gagnån**                      Avrinningsområde: 32 km<sup>2</sup>  
 Relativt stora uppväxtområden för öring och riklig harrlek. Anses relativt opåverkad med bottenfauna av högt skyddsvärde. Försurningspåverkad och kalkas.

**Rödån**                      Avrinningsområde: 12 km<sup>2</sup>  
 Tätt öringbestånd och harrlek i nedre delen. Försurningspåverkad och kalkas i övre delen, bl a med våtmarkskalkning. Relativt opåverkad och troligen den minsta bäcken där harrlek noterats.

**Skämmningsforsån**                      Avrinningsområde: 19 km<sup>2</sup>  
 Relativt stora uppväxtområden för öring som utökats genom fiskvägar. Harrlek i nedre delen. Relativt opåverkad förutom försurningen som motverkas med våtmarkskalkning.

**Hjällöbäcken**                      Avrinningsområde: 17 km<sup>2</sup>  
 Mycket tätt öringbestånd och harrlek i nedre delen. Hög produktionsförmåga. Kalkas i övre delen.

**Granviksån**                      Avrinningsområde: ca 18 km<sup>2</sup>  
 Tätt öringbestånd men ingen harrlek konstaterad. En av fem mindre närliggande öringbäckar som avvattnar Tivedsområdet. Försurningspåverkad och kalkas.

**Forsaån**                      Avrinningsområde: < 30 km<sup>2</sup>  
 Tätt öringbestånd men ingen harrlek konstaterad. Fiskvägar planeras för att öka tillgängliga uppväxtområden.

### 3.2 Harrlek

Fiskestatistiken i Vättern omfattade fram till 1993 även fritidsfisket i Vättern. Därigenom kunde utvecklingen av harrfångsten följas vilket nu inte är fallet eftersom harr i mycket ringa grad ingår i yrkesfiskets fångster där fortsatt statistikinsamling sker. Som nämnts ovan ökade den inrapporterade harrfångsten under 1980-talet, en viktig information, t ex vid bedömningen av behovet för harrrens del av skärpta skydds-bestämmelser i samband med den senaste stadgeöversynen.

För att även i fortsättningen ha ett underlag för att bedöma harrbeståndets utveckling föreslås att årliga kontroller av antalet lekande harrar görs i två vattendrag. Genom okulär kontroll kan antalet lekarrar räknas och jämförelser göras mellan olika år. Eftersom harrrens lektid varierar mellan åren, bl a beroende på isläggning eller ej av Vättern, föreslås tre besök vid vardera vattendraget för någorlunda att täcka in lekperioden. Jämförelser kan sedan ske dels av totalantalet lekarrar och dels av högsta antalet per besök och år.

Lämpliga vattendrag för en sådan kontroll är Röttleån och Hornån. I bägge vattendragen sker en riklig harrlek de flesta år. Röttleån har i detta sammanhang fördelen av en begränsad sträcka upp till första vandringshindret samt av en begränsad vattenföring under våren vilket underlättar okulär kontroll. I Hornån får en bestämd sträcka användas vid varje kontroll. På motsvarande sträcka som i Röttleån går det att täcka in merparten av harrleken i Hornån. Det bör krävas 1 till 2 timmar per vattendrag och besök för att räkna in harren.

#### 4. Pågående och tidigare undersökningar

I Hökesån i Skaraborgs län elfiskas tre lokaler kvantitativt årligen ingående i recipientkontrollprogrammet för Habo reningsverk. Hökesån har ett relativt tätt öringbestånd och stora uppväxtområden. Harrlek förekommer i nedre delen. Ån är påverkad av reningsverket, dagvatten, och kraftverksdrift. Kalkning sker i mindre omfattning i övre delen på systemet. Eftersom Hökesån redan följs årligen tas den ej upp i förslaget på tillkommande lokaler.

Samtliga föreslagna bäckar i Skaraborgs län har på uppdrag av länsstyrelsen elfiskats 1991 och 1994 som en uppföljning av ändrade kalkningsstrategier. Någon kontinuerlig uppföljning vart tredje år är dock inte fastlagd, och därför tas ingen hänsyn till detta i förslaget.

Gagnån, och några år även Hornån och Skåmningsforsån har tidigare elfiskats inom Sötvattenslaboratoriets del av den centrala kalkningsuppföljningen, men dessa fisken upphörde även i Gagnån i början på 1990-talet.

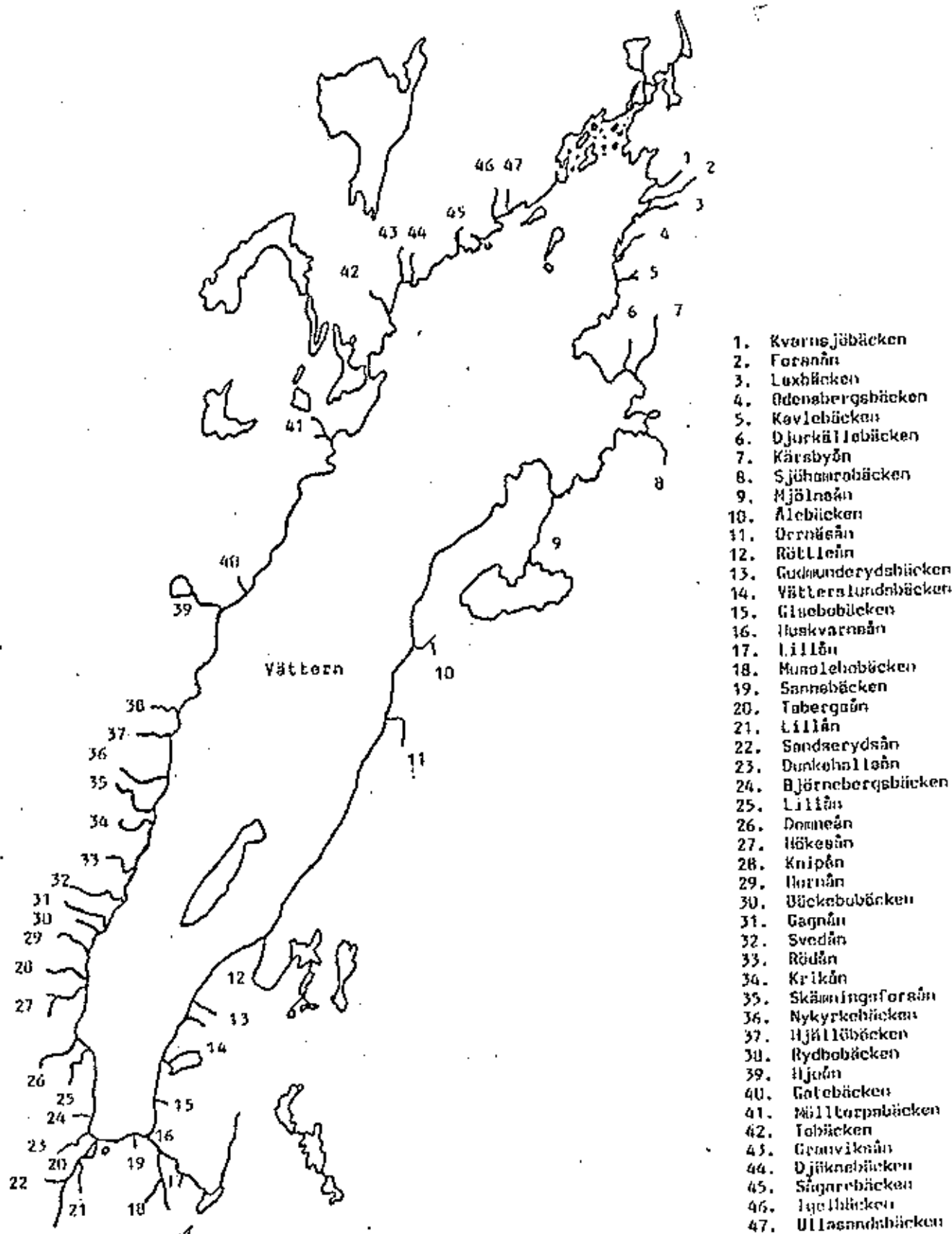
I Jönköpings län sker en del elfisken i Tabergsån inom kalkningsuppföljningen (1991 och -94), men frekvensen och noggrannheten är inte tillräcklig för att utgöra ett alternativ till miljökontrollprogrammet.

Jönköping 1995-01-16

Per Sjöstrand

### Elfiskade bäckar kring Vättern under perioden 1980-88.

Hämtad från "Fiskeribiologiska undersökningar i tillflöden till Vättern 1980-88. Sammanfattning", Fiskerivverkets Utredningskontoret 1989.



Elfiskelokal i vattendrag som föreslås ingå i miljökontrollprogram för Vättern.													
Vattendrag	Lokal	Koord	Län	År	k	Area	Senaste elfisket:		Ovriga arter	Ovriga elfiske	Kompletterande arter fångade vid övriga elfisken i vattendraget/lokalen	Harr lek	
							0+	Oringångst:					
								tot					
Mjölneån	Mjölne kvarn	648035-144505	E	85	1	ca 100	0	0	Abb,la,mö,sul	-		-	
Röttleån	Turbinfundament	643120-141875	F	92	1	160	64	80	Bs,elr,ja	87	Abb,gös,rb,stsp,	Ja	
Lillån, Huskvarna	Bråneryd	640605-140960	F	90	1	200	61	81	-	87	Finej,gä,rb	Ja	
Tabergsån	Hembygdspark.	640225-139945	F	94	1	260	11	18	Bs,ja	91	Abb,elr,gä,mö	?	
Knipån	Lilla Simontorp	642500-149980	R	94	2	150	12	26	-	86-91	Abb,ambr,bs,bnej,finej,elr,gä,la	Ja	
Hornån	Nedan fallen	642805-139975	R	94	3	105	100	159	Finej	84,86,89,91	la,mö	Ja	
Gagnån	Stn 3, Bjälkatorp	643100-140155	R	94	3	150	79	170	Nej	84-86,88-9	Abb,bs,finej	Ja	
Rödån	nära mynningen	643690-140435	R	94	3	115	169	230	Ambr,bnej,finej	(80),91	Bs	Ja	
Skåmningsforsån	Stensfors	644340-140600	R	94	2	100	93	104	Elr,bs,finej	85-87,89,91	Bnej,gä	Ja	
Hjällöbäcken	Hjällö herrgård	645150-140710	R	94	3	140	288	347	Bnej	(80),91	Bs	Ja	
Granviksån	Granviks värdsh.	650170-142690	R	94	3	105	153	159	Bnej,bs,la	91	Abb,	-	
Forsån	Nedan rv50	651270-145250	T	88	1	95	72	82	Bs,gä,la	-		-	
Elfiskas årligen inom kontrollprogram för Hebo reningsverk:													
Hökesån	Mynningen	642390-140025	R	94	3	270	30	37	Bs,finej	87-93	Bnej,la	Ja	
Hökesån	Ned. reningsv.	642244-139821	R	94	3	275	12	38	Bnej,elr,finej,gä	87-93	-		
Hökesån	Ov. reningsv.	642250-139776	R	94	3	285	47	52	Finej	87-93	Elr,gä		

**Miljökontrollprogram för Vätterns tillrinnande vattendrag.****TABELLFÖRKLARINGAR FÖR BILAGA 2**  
-----

- Vattendrag:** Namn på vattendrag anges enligt benämning på topografisk karta. Då namngivelse saknas på karta benämnes vattendraget efter namn på platsen (ex bäck vid ...).
- Koordinater:** Läget för provlokalen anges med koordinater i rikets allmänna kartnät.
- Datum:** Anger datum för utförd elfiskekontroll.
- Area:** Uppmätt eller skattad areal i m<sup>2</sup> på den med elfiske kontrollerade ytan.
- k:** Siffran under "k" anger antal elfiskeomgångar vid kontrollen  
 k=1 ; 1 fiskeomgång (semikvantitativt)  
 k=2 ; 2 fiskeomgångar (upprepat kvantitativt fiske)  
 k=3 ; 3 " " " " " "
- Fångst - Öring:** Noterad fångst av öring vid elfisket.  
 0+ : Anger antalet fångade årsungar av öring på lokalen.  
 Tot : Anger det totala antalet fångade öringar på lokalen.
- Fångst - Övr arter:** Anger vilka övriga fiskarter (samt kräftor) som fångats på provytan  
 Artnamn enligt följande :
- |                       |                                |
|-----------------------|--------------------------------|
| abb = abborre         | mö = mört                      |
| ambr = am. bäckröding | nej = bäcknejonöga (alt. bnej) |
| bs = bergsimpa        | finej = flodnejonöga           |
| eir = elritsa         | rb = regnbåge                  |
| gå = gädda            | stsp = storspigg               |
| la = lake             | ål = ål                        |
|                       | flkr = flodkräfta              |
|                       | sgkr = signalkräfta            |
- Övriga elfisken -** Anger vilka år lokalen elfiskats tidigare.
- Harrlek -** Anger om harrlek konstaterats i vattendraget



### STATISTIK ÖVER FISKET I VÄTTERN 1914-93 SAMT FÖRSLAG TILL FRAMTIDA STATISTIK.

Per Nyberg 19950116

#### BAKGRUND

Fiskestatistiken från Vättern är, i flera avseenden, den bästa som finns i landet. Ingen annan statistik omfattar en så lång period utan någon längre tids avbrott. Offentlig statistik från annat fiske än yrkesmässigt finns i inlandsvattnen för övrigt bara från Väneren och Vättern. Det har länge funnits ett önskemål att göra statistiken mera tillgänglig och lättare att bearbeta ur olika perspektiv genom dataläggning och samtidigt gå igenom och försöka klargöra hur insamlingsmetodiken varierat under olika tidsperioder. Bortsett från att ge en mer eller mindre god uppfattning om fiskets bedrivande och avkastning, kan en bra fångststatistik också spegla miljöbetingade förändringar i fisksamhället. Den fångststatistik som infördes för det kommersiella fisket, med stöd av den nya fiskelagen, i bl a Vättern 1 januari 1994, är klart förbättrad och innehåller, förutom uppgift om fångstmängd, även uppgifter om redskapsmängd, -typ och fångstplats. Därigenom kan man bl a få en uppfattning om fångsten per redskapsansträngning av olika fiskarter, d v s ett direkt mått på tätheten i kommersiellt utnyttjade fiskbestånd i sjön. Detta gör fångststatistiken till en viktig del i ett integrerat miljöövervakningsprogram i Vättern. Äldre data som kan spegla miljösituationen i gången tid är också av stort värde. Angelägenheten att lyfta fram den gamla fiskestatistiken från Vättern, har därför ökat.

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet och på medel som ställts till förfogande av Statens Naturvårdsverk fått i uppdrag att gå igenom den äldre statistiken och komma med förslag till hur den nya statistiken kan utformas för att eventuellt kunna utgöra ett moment i en framtida integrerad miljöövervakning i sjön. Arbetet har lagts upp i samarbete med länsfiskekonsulent Bert-Ove Andersson, länsstyrelsen i Jönköpings län. Arkivarbete, dataläggning och beskrivning av metodiken t o m 1993 har utförts av den tidigare fiskerikonsulenten för Vättern Bengt Brolin. Övriga delar har utförts vid sötvattenslaboratoriets lokalkontor i Örebro. Utöver den redovisning som följer nedan och som bara behandlar Vättern som helhet, redovisas allt material, bl a en länsvis uppdelning, till Vätternvårdsförbundet i utskrift och på datadisketter. Det har inte bedömts ligga inom uppdragets ram och inte funnits ekonomiska möjligheter att analysera förändringar i fångst av olika arter etc i detalj genom t e x trendanalyser eller att relatera förändringar till olika miljöparametrar eller fiskets bedrivande. För en sådan analys krävs bl a samkörning med "PMK"-data. Data är dock tillgängliga på ett sådant sätt att detta lätt kan utföras.

#### HISTORIK ÖVER OCH METODIK FÖR STATISTIKINSAMLINGEN

Statistiska Centralbyrån (SCB) började publicera statistik över fisket i Vättern år 1914. Omfattningen av denna och annan statistik samt förändringar under perioden 1914-93

framgår nedan:

- 1914-23: Statistik redovisas för hela sjön.  
 1924 : Statistikuppgifter saknas helt.  
 1924-27: Uppgift angående antalet fiskare saknas.  
 1925-27: Fångst av viktigare arter redovisas för hela sjön.  
 1928-34: Fångsterna av viktigare arter redovisas länsvis. Antalet fiskare och redskap redovisas för hela sjön.  
 1935-38: Även antal fiskare och redskap redovisas länsvis.  
 1939 : Antal fiskare och redskap endast för hela sjön.  
 1940- : Fångst av viktigare arter och redskap redovisas länsvis. Statistiken från SCB redovisar sk förvärvsfiske, dvs yrkesfiske och binäringsfiske. Insamlingen av SCB's statistik gjordes av hushållningssällskapet i resp län och från 1967 av lantbruksnämnden i resp län.  
 1960-talet: Vad som räknades som förvärvsfiske och även insamlingsmetodik varierade mellan länen. I Jönköpings, Örebro och Östergötlands län insamlades statistiken genom en årlig brevenkät till de fiskande. I Skaraborgs län byggde statistiken på uppgifter från vissa lokala ombud, ofta fiskhandlare.  
 1968-70: 1968 inrättades fiskerinämnden för Vättern vid lantbruksnämnden i Jönköpings län med ansvar för hela Vättern. I samband därmed påbörjades en likriktning av statistikinsamlingen och sedan 1970 är statistiken helt jämförbar mellan länen. Denna statistik insamlades genom en brevenkät till alla registrerade fiskare.

I den nu redovisade statistiken har uppgifterna hämtats från SCB's statistik för åren 1914-67. För åren 1968 och -69 har uppgifterna kompletterats med vissa uppgifter direkt från primärmaterialet vid lantbruksnämnderna. För 1969 redovisas en totalstatistik för alla fiskare. Fritidsfisket redovisas dock ej separat eftersom uppdelningen mellan fritidsfiskare och biyrkesfiskare inte var helt klar. Från 1970 har uppgifterna tagits direkt från de uppgifter som insamlats av lantbruksnämnd/fiskenämnd/länsstyrelsen i Jönköpings län. Under perioden 1970-93 redovisas även fritidsfiskets fångster samt nättnehav.

Vid definitionen på förvärvsfiske har använts de kriterier som SCB använt i sina tidigare fiskeriinventeringar. En fiskare som regelbundet säljer sin fångst eller del av denna har hänförs till förvärvsfiskare, såvida inte fångstvärdet underskrider en viss gräns. Yrkesfiskare är den som är huvudsakligen sysselsatt i fisket och inte har uppnått pensionsåldern. I primärmaterialet skiljs även mellan personer som har fisket som enda yrke eller huvudyrke. I det nu redovisade materialet används bara kategorierna yrkesfiske (enda eller huvudyrke) samt biyrkesfiske.

Förvärvsfiske = yrkesfiske och biyrkesfiske (yrkesmässigt fiske).  
 Yrkesfiske = fiskare med fisket som huvudsaklig sysselsättning.  
 Biyrke = fiskare som säljer sin fångst eller del därav.

Fångstvärdesgränserna för biyrkesfiske har varit följande:

1970-72: 1 000 kr  
 1973-75: 1 500 kr  
 1976 : 2 000 kr

1977-78:	2 500 kr
1979-81:	4 000 kr
1982 :	4 500 kr
1983 :	5 000 kr

1979 infördes systemet med yrkesfiskelicens för att styra det statliga stödet. Licensen hade då ingen inverkan på rätten att använda yrkesmässiga redskap. 1984 begränsades dock den maximalt tillåtna nätlängden till 180 m per fiskande i den särskilda stadgan för Vättern. Yrkesfiskare och andra fiskare för vilka fisket varit av väsentlig betydelse för deras försörjning, beviljades dispens från nätbegränsningen. Detta innebar att antalet biyrkesfiskare minskade drastiskt från 33 st 1983 till 5 st -84. I tabell- och primärmaterialet över den årsvisa fångsten i förvärvsfisket finns kommentarer till vissa enskilda år. Under anmärkning har där t ex angetts förhållandet mellan licensfiskare och yrkesfiskare för resp år.

Utöver med nät, bedrivs förvärvsfiske med s k fasta redskap. Dessa utgörs i huvudsak av laxfällor och s k kombifällor. Dessa började tas i bruk i sjön 1978. För att sträcka ut sådana redskap på allmänt vatten krävs tillstånd från länsstyrelsen. Till dessa tillstånd var kopplade villkor att föra fångstjournal och insända dessa till länsstyrelsen. Dessa fångstresultat är mycket användbara, genom att de skall innehålla fångstuppgift per vittjningstillfälle och antal och vikt av fångade arter. Därigenom är det möjligt att beräkna fångst per ansträngning (t ex antal kg/dygn som fällan stått ute) och medelvikten hos fångade arter. Dessa fångstjournaler har följts upp dåligt och data har aldrig tidigare sammanställts. Det visade sig vid denna genomgång att vissa journaler var behäftade med allvarliga brister. Antalet fällor som varit ute och uppgift om total fångst av olika arter under hela säsongen, vanligtvis april-september, finns dock nästan undantagslöst. Vid beräkningen av fångst per ansträngning och medelvikt har data begränsats till de fiskare/redskap från vilka fullgoda journaler föreligger.

I 1960 års stadga för fisket i Vättern föreskrevs att alla utestående redskap, flöten och vålar samt lod till loduttrar skulle vara märkta med ett särskilt inregistrerat nummer. Sedan 1984 skulle även alla pontoner till ytuttrar vara märkta på samma sätt. Detta registreringstvång innebar att det fanns ett register över alla som fiskade i Vättern, dock ej för fiskare som fiskade enbart med handredskap. Sedan 1968 har detta register i praktiken administrerats av lantbruksnämnden/fiskenämnden/länsstyrelsen i Jönköpings län.

Detta register har alltså använts för den årliga statistikinsamlingen genom en brevenkät till alla registrerade fiskare. Totala antalet registrerade fiskare var 1474 st 1970 och 4845 st 1993. Svarsprocenten har varit mycket hög, även om den minskat de senaste åren. 1971 svarade 92% och 1993 ca 80%. Genom den årliga kontakten med de fiskande har också registret kunnat hållas aktuellt.

För de fritidsfiskare som inte svarat, har fångstuppgifter och redskapsinnehav beräknats. Generellt har då antagits, med ledning av de uppgifter som kommit in, att endast 50% av de som inte skickat in uppgifter har fiskat under året. De fritidsfiskare som inte fiskat under året har alltså inte tagits med i statistiken. Medelfångst för resp fiskart för de fiskare som svarat har använts för att beräkna fångst för de fiskare som ej skickat in uppgifter. På samma sätt har antalet redskap beräknats, varför t ex antalet nät är det antal som använts

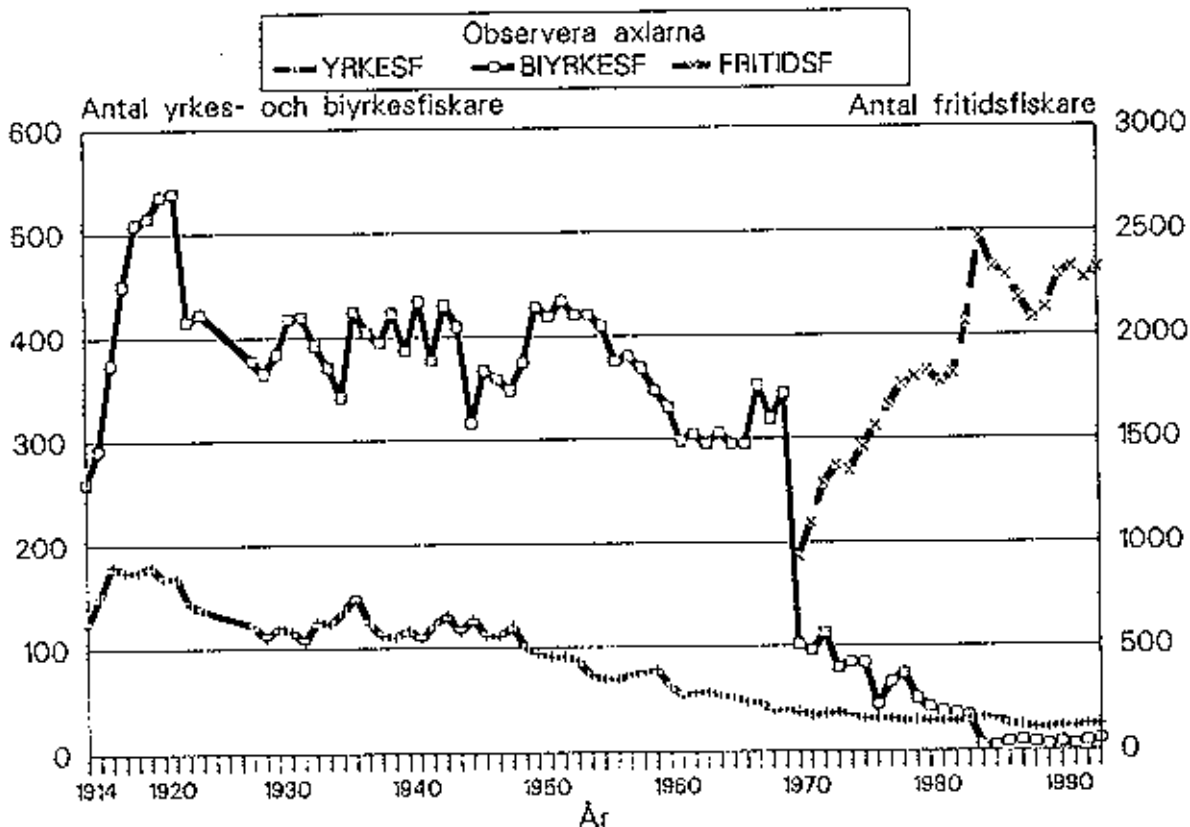


under året.

## RESULTAT

### *Antal fiskande av olika kategorier*

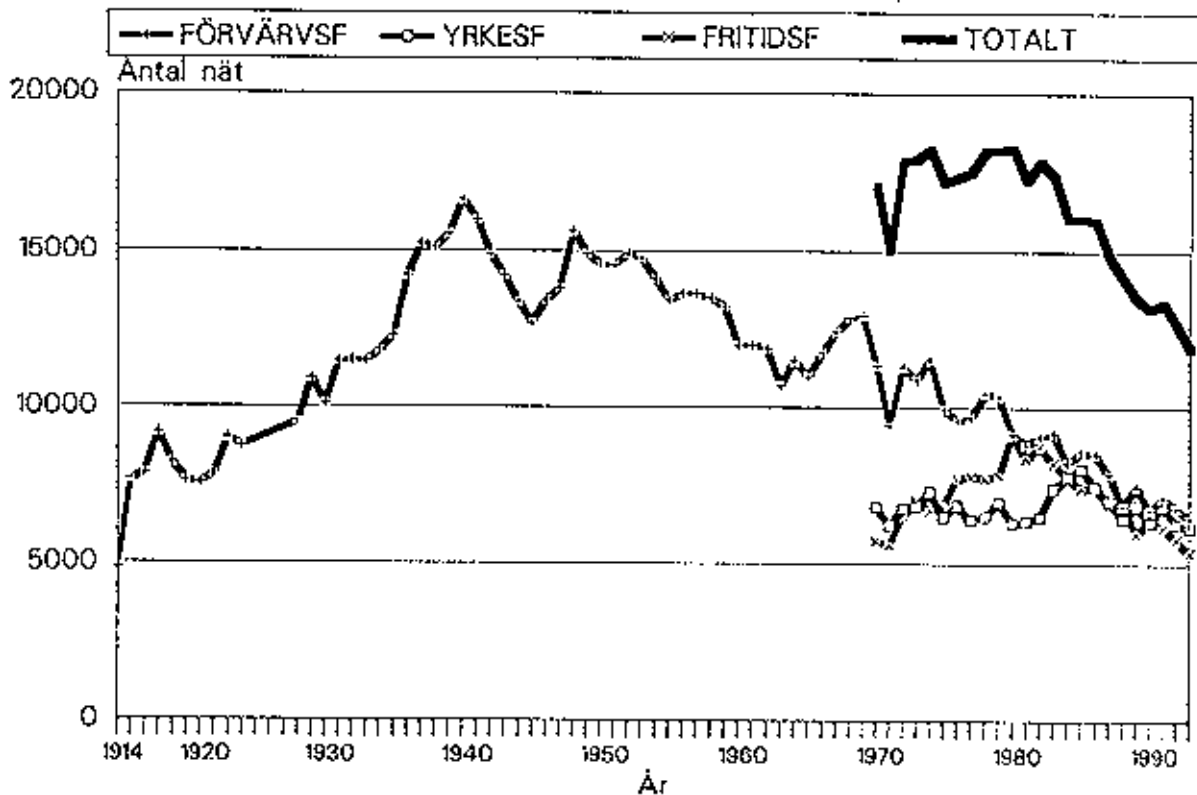
Antalet yrkesfiskare, såsom de definierats tidigare, var över 100 ännu i slutet av 1940-talet och har därefter minskat successivt till dagens ca 30 (Fig 1). De sk biyrkesfiskarna var till synes i majoritet fram till 1969, då de minskade radikalt beroende på att man då började beakta den enskilde fiskarens årsfångst, innan man avgjorde till vilken kategori fiskande vederbörande skulle hänföras. Denna kategori reducerades ytterligare 1984, då det kom att krävas dispens för fiske med t ex mer än 180 m nät på allmänt vatten. Ett flertal av de sk biyrkesfiskarna uppfyllde då inte kraven för att få dispens för detta fiske (Fig 1). 1969 infördes begreppet fritidsfiskare, som omfattade alla som fiskade med utestående redskap och uter. Dessa registrerades och blev "skyldiga" att lämna fångststatistik. Antalet ökade kraftigt och har på senare år varit 2 000-2 500. Detta är antalet som uppgivit att de fiskat under resp år. Totalantalet registrerade fritidsfiskare var 4 845 personer när registreringen upphörde 1994. Till detta kommer ett okänt antal handredskapsfiskare som inte varit registreringspliktiga.



Figur 1 Antal fiskare av olika kategorier under perioden 1914-93.

### Antal nät fördelat på olika kategorier fiskande.

De totala nätmängden inom förvärvsfisket (yrkes- plus bityrkesfiske) ökade från ca 5 000 i början av seklet till över 15 000 under vissa perioder på 1930- och -40-talen och minskade sedan ner mot 10 000 (Fig 2). När den förbättrade statistiken infördes 1969 fanns totalt ca 15 000-18 000 nät. Fritidsfiskarnas nätinnehav, som under några år runt 1980 överskredit antalet nät i yrkesfisket, reducerades 1984 då begränsningarna infördes. Under senare år har det funnits ungefär lika mycket nät hos de tre olika kategorierna och totalt 10 000-15 000. Nätmängderna är det antal som uppgivits av de fiskande. Statistiken ger dock ingen möjlighet att bedöma hur mycket nät som varit i bruk under olika år eller årstider. Det är dock säkert att de totalt angivna mängden aldrig varit i sjön vid samma tillfälle. En beräkning av längden av dessa nät blir osäker. Längden kan skilja mellan såväl olika nättypen som mellan olika kategorier fiskande. Fritidsfiskaren har säkert oftast färdigköpta nät, vilka vanligtvis är ca 30 m, medan yrkesfiskaren ofta gör sina nät själv, vilket medför att längden kan variera. Vid omräkningen har antagits att ett normalnät är 30 m, vilket innebär att det fanns totalt ca 400 000 m nät (40 mil) i slutet av perioden.

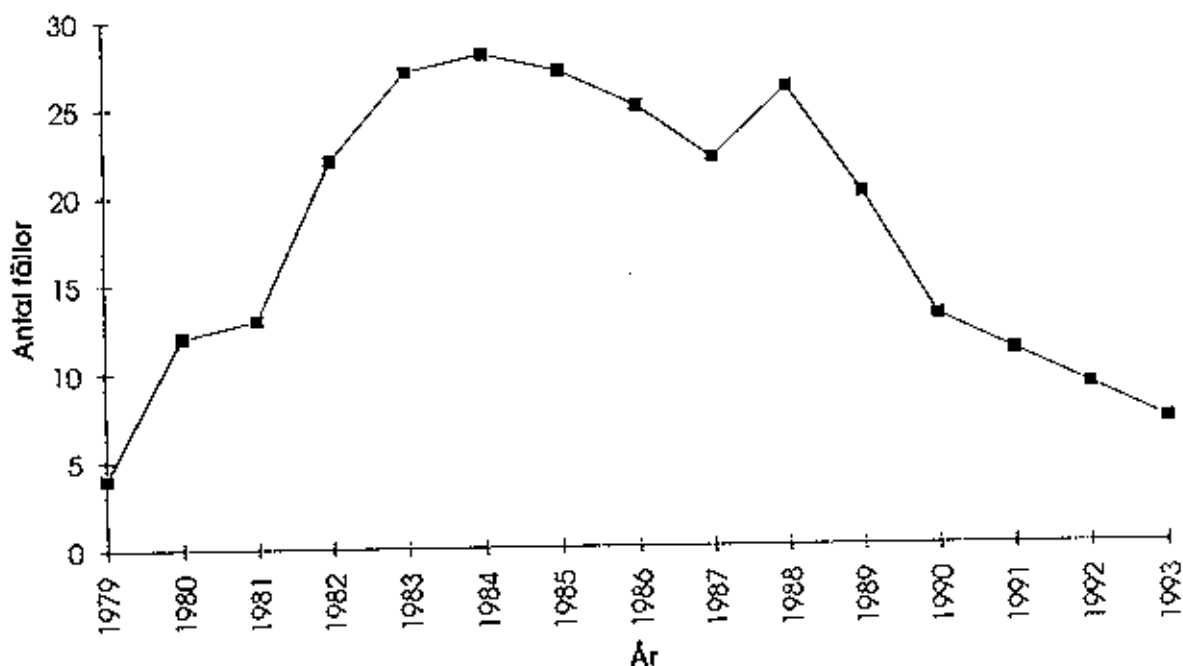


Figur 2. Antal nät fördelat på olika kategorier fiskande under perioden 1914-93.

### Fasta redskap.

Fasta redskap, i huvudsak i form av laxfällor och s k kombifällor, kom i bruk i Vättern 1978. För att sträcka ut dessa redskap på allmänt vatten krävs tillstånd från länsstyrelsen. Med tillstånden följer villkor att föra fångstjournal och redovisa fångsten till länsstyrelsen. Figuren (Fig. 3) visar antalet redskap för vilka någon typ av fångstjournal lämnats in under

olika år. Alla tillstånd har inte utnyttjats under alla år och som mest fanns 28 redskap i sjön 1984. Mellan 1988 och -93 minskade antalet från 26 till 7.



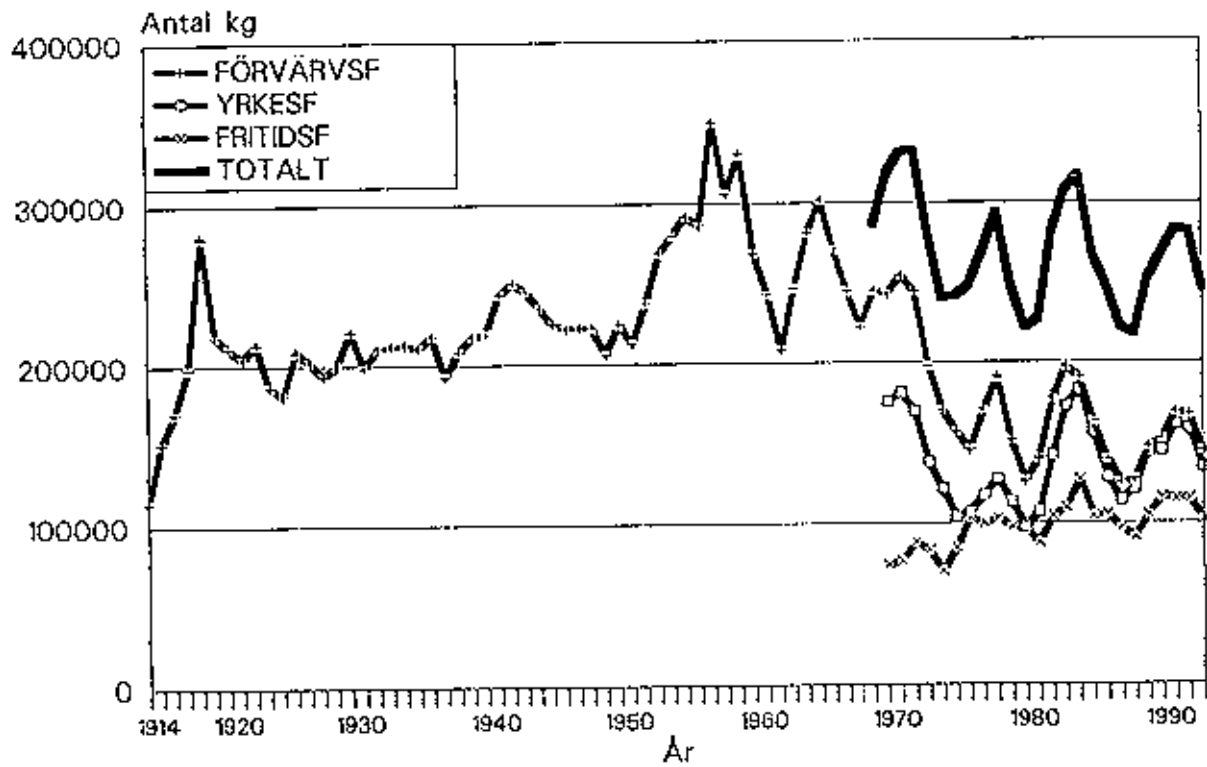
Figur 3. Antal fasta redskap som stått ute under någon period åren 1978-93.

#### *Fiskets totala avkastning i Vättern under perioden 1914-93.*

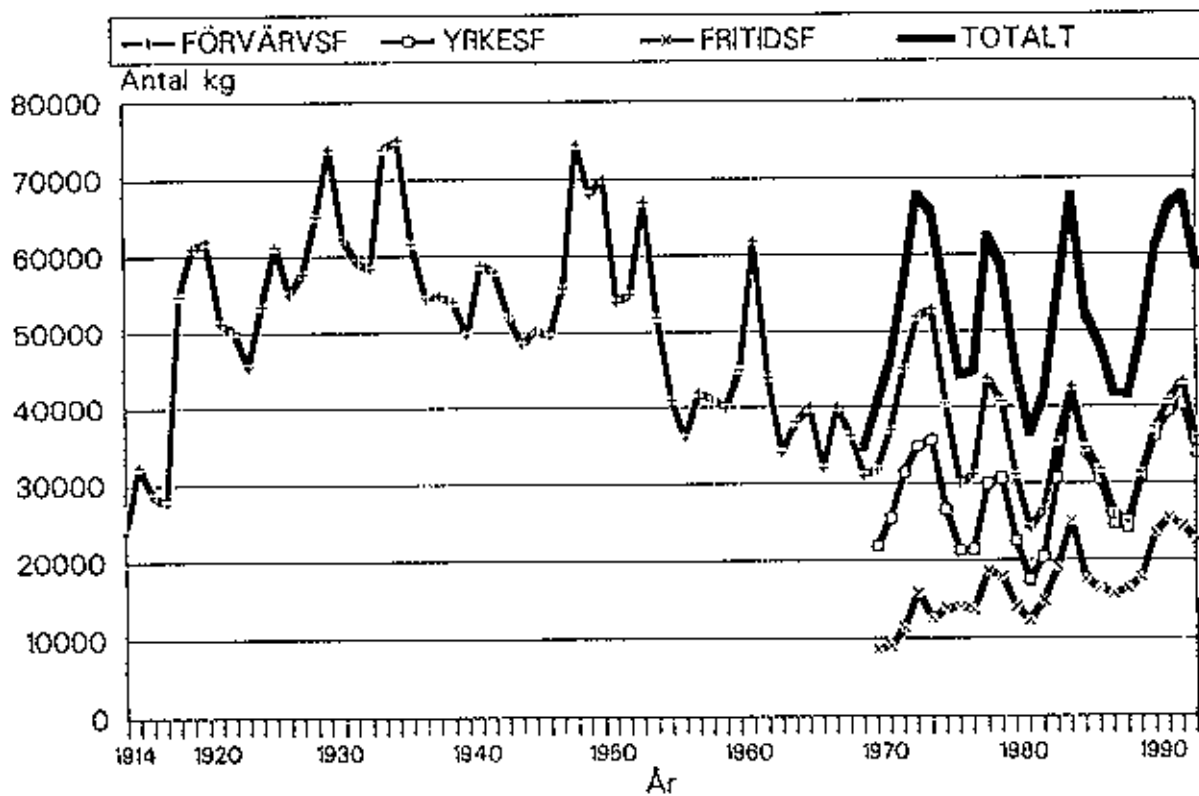
Om man bortser från de första åren som statistiken omfattar, har avkastningen varit förvånansvärt stabil och 200-300 ton per år (Fig. 4). Under några få år i slutet av 1950-talet, runt -70 och i början av 1980-talet överskreds 300 ton. Fritidsfiskarna har stått för något över en tredjedel av det totala uttaget sedan 1969. Som synes blir fångsten i det sk förvärvsfisket med åren alltmer identiskt med yrkesfiskets fångst, beroende på de tidigare omnämnda "administrativa" förändringarna, d v s kravet att visa intäkt från fisket för att få dispens för fiske med mer än 180 m nät på allmänt vatten.

#### *Fångst av röding.*

Den totala årliga fångsten av röding har långsiktigt också varit relativt stabil under den tid statistiken omfattar. Mellanårsvariationerna har dock varit uttalade under hela perioden (Fig. 5). Under några år på 1930- och -40-talen överskreds totalfångsten 70 ton. Förvärvsfiskets fångster har minskat sedan slutet på -40-talet. Detta uppvägs dock av ökande fångster i fritidsfisket, varför det totala uttaget varit i stort sett oförändrat. Fritidsfisket svarar för ca en tredjedel av totalfångsten. Fångsten hos de olika kategorierna samvarierar mycket påtagligt, vilket gör att man kan utgå från att mellanårsvariationerna speglar variationer i beståndstäthet av fångstbar röding. Röding av Vätternursprung har satts ut under ganska lång tid. Dessa utsättningar upphörde dock i början av 1980-talet.



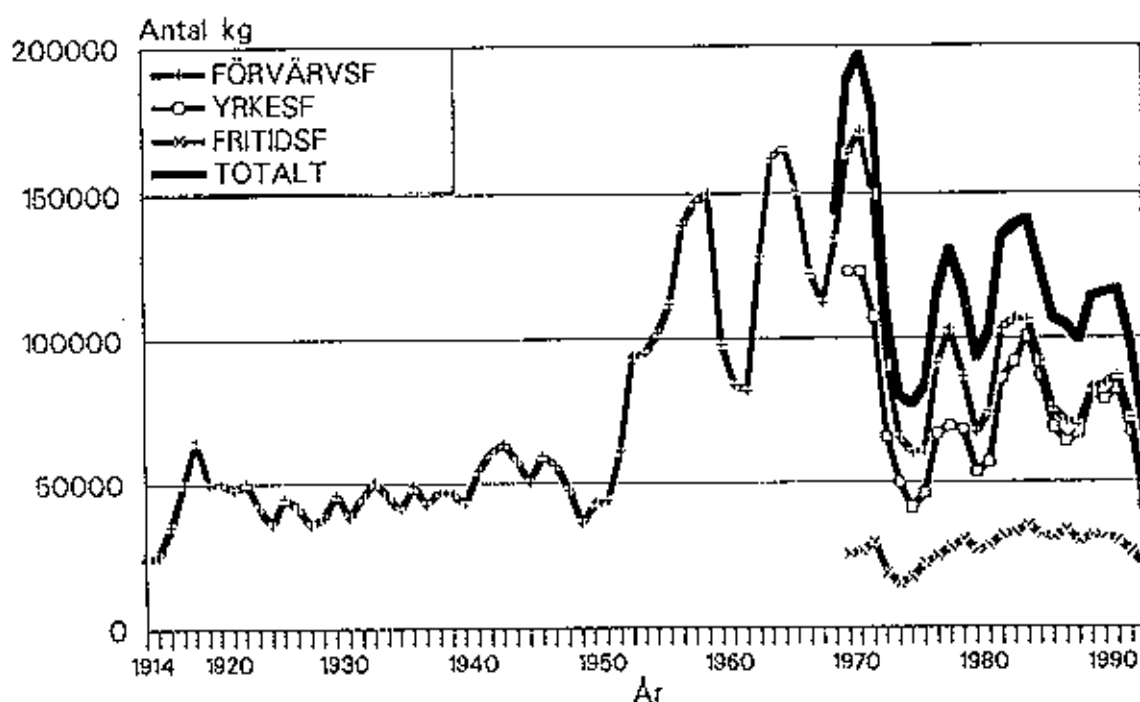
Figur 4. Total fångst under åren 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.



Figur 5. Fångst av röding under åren 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

### Fångst av sik.

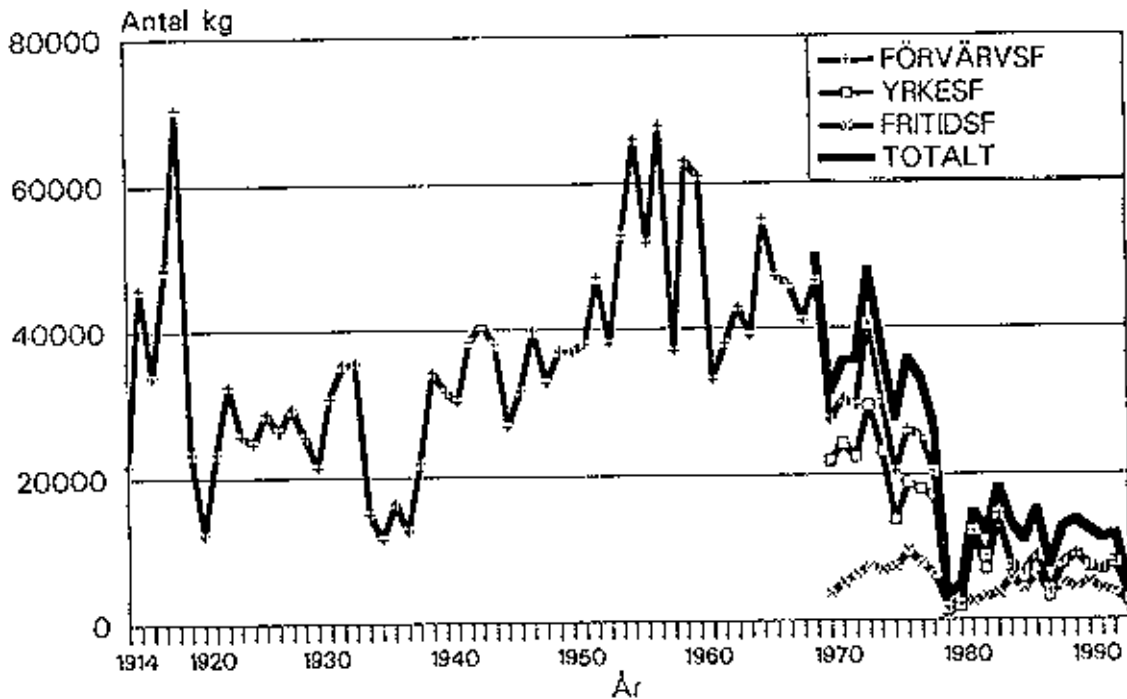
Sikfångsten var låg och omkring 50 ton per år fram till ca 1950 då den började öka kraftigt och fångsten i förvärvsfisket var över 150 ton under flera år på 1960- och -70-talen (Fig. 6). Denna utveckling berodde säkert på en beståndstillväxt till följd av ökad näringsstillgång i sjön. Avkastningen har sedan minskat, säkert som en indirekt effekt av de minskande fosforhalterna, och varit runt 100 ton under de sista 20 åren. Under perioden 1991-93 har totalavkastningen minskat ytterligare, framför allt i det kommersiella fisket. Även när det gäller sik fångas ca en tredjedel av fritidsfiskare. Mellanårsvariationen i fångst är betydligt mindre i fritidsfisket än i det kommersiella fisket. En bidragande orsak till den kraftiga fångstökningen under 1950-talet var att s k heldragna nylonnät då kom i allmänt bruk.



Figur 6. Fångst av sik under perioden 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

### Fångst av siklöja.

Uttaget av siklöja har varit mycket litet under de senaste ca 15 åren. Detta beror i huvudsak på att det riktade fisket efter siklöja är av liten omfattning. Något betydande romfiske, i likhet med i Vänern och Mälaren, har egentligen aldrig förekommit, sannolikt beroende på att röding-, sik- och laxfiske upptar all tid på senhösten. I början av perioden och under 1950-talet fångades tidvis över 60 ton per år (Fig. 7). Den kraftiga nedgången i senare delen av 1970-talet berodde på hög "naturlig" dödlighet i beståndet, och stora mängder döda siklöjor observerades. Liknande dödlighet observerades 1993, vilket även fick genomslag i fångsten samma år. I åtminstone det senare fallet var orsaken att årsklass -92 var så stark att delar av beståndet dog av svält under sommaren -93. Sedan slutet på 1970-talet har totalfångsten varit mindre än 20 ton per år.



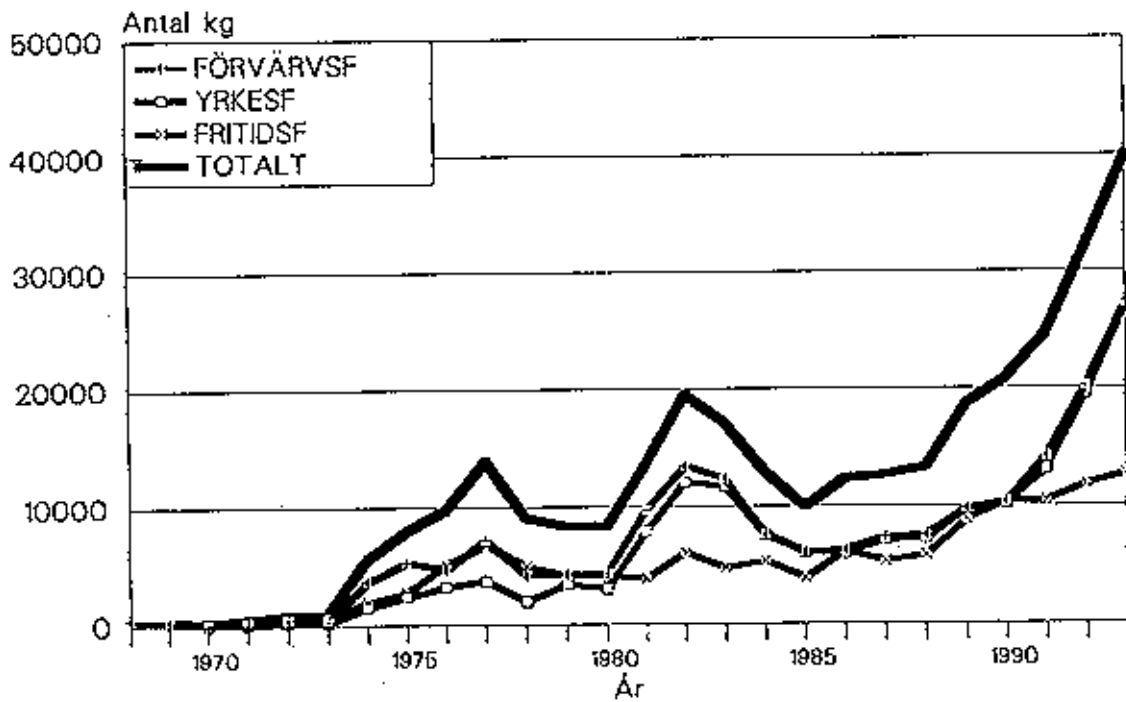
Figur 7. Fångst av siklöja under perioden 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

#### Fångst av lax.

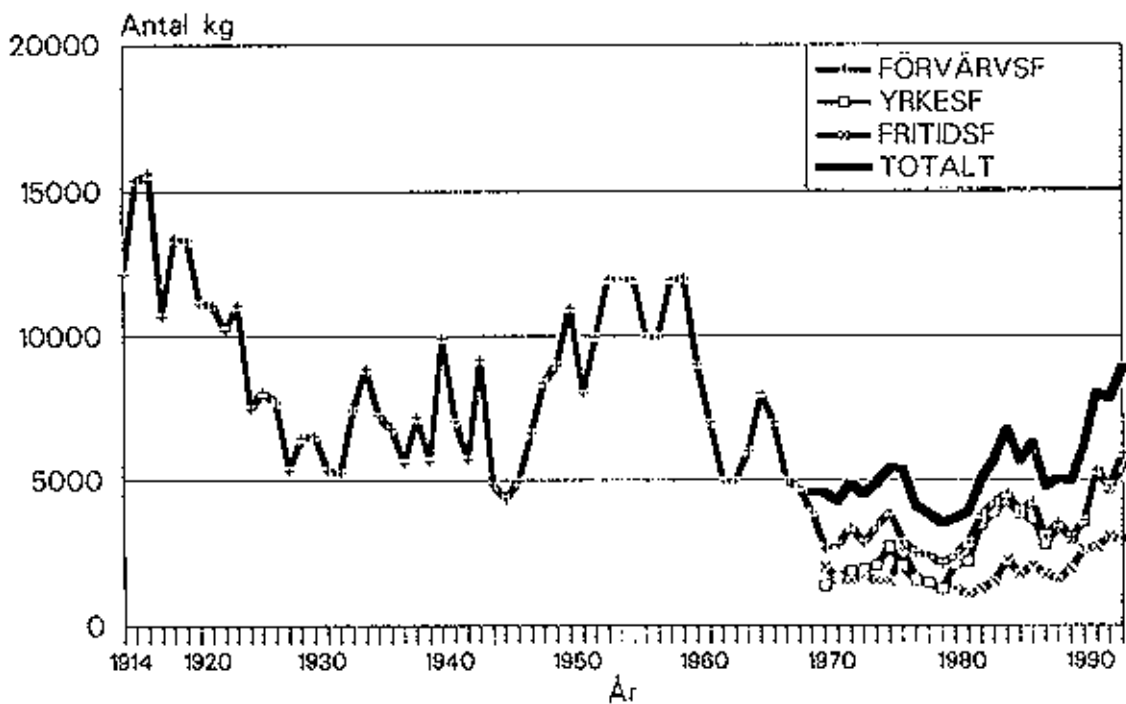
Lax kan ej föröka sig i Vättern och fisket baseras helt på utsättning av odlad smolt, i första hand och under senare år uteslutande Gullspångslax. Utsättningarna har varit mycket framgångsrika och avkastar i stort sett 1 ton lax per 1 000 utsatta smolt. De ökande fångsterna sedan 1970-talet beror på ökande utsättningsmängder. Även när det gäller lax fångas ca en tredjedel i fritidsfisket enligt statistiken (Fig. 8). Detta är dock en minimisiffra eftersom det s k trollingsfisket blivit mycket populärt och även utövas av tillresta icke registrerade fiskare.

#### Fångst av öring.

Till skillnad från lax baseras öringfisket på naturlig rekrytering i tillrinnande vattendrag. Under några år i början av perioden fångades drygt 15 ton i förvärvsfisket. Fångsten sjönk sedan stadigt under 1920-talet för att stabiliseras på 5-10 ton fram till slutet av 1940-talet då fångsten åter ökade. Sedan slutet av 1960-talet har fångsten varit ca 5 ton med en tendens till ökning under de senaste åren. Detta är troligen en effekt av förbättrad rekrytering i vattendragen. Nästan hälften av fångsten tas i fritidsfisket (Fig. 9). Utsättning av öring förekom t o m 1988. Avelsmaterial togs i tillrinnande bäckar.



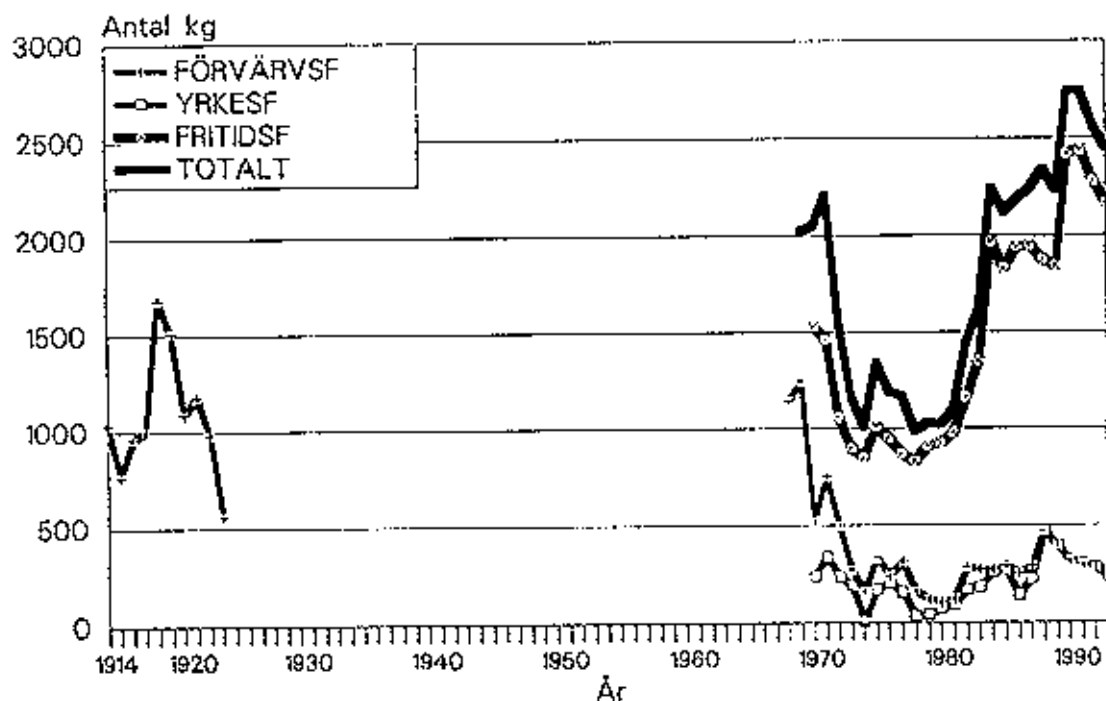
Figur 8. Fångst av lax under perioden 1968-93 fördelat på olika kategorier fiskande.



Figur 9. Fångst av öring under perioden 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

### Fångst av harr.

Vättern utgör vår sydligaste sjö med naturligt förekommande harr. Statistik över fångsten saknas för en stor del av perioden som omfattar de övriga fiskarterna. Anledning till detta är att fångsten av denna art var liten i det tidigare sk förvärvsfisket. Totalfångsten har på senare år varit 2-2,5 ton per år, varav fritidsfisket fångat merparten (Fig. 10).



Figur 10. Fångst av harr under perioderna 1914-23 och 1968-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

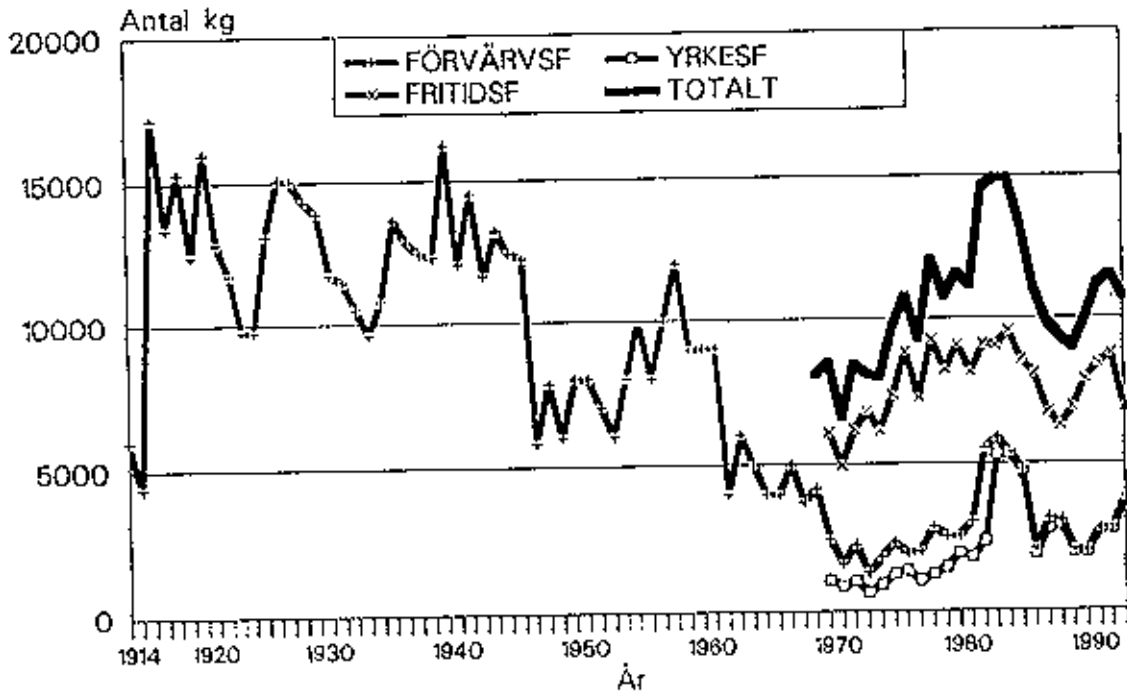
### Fångst av gädda.

Det kommersiella fisket i Vättern bedrivs i dag i delar av sjön där gäddbeståndet är obetydligt. Dessutom förekommer egentligen inget riktat fiske efter gädda. Fram till mitten av 1940-talet var dock fångsten i stort sett 10-15 ton i förvärvsfisket. Sedan har fångsten minskat och sedan 1960-talet varit över 5 ton endast undantagsvis. I fritidsfisket har dock fångats 5-10 ton årligen sedan den nya statistiken infördes 1968-70 (Fig. 11).

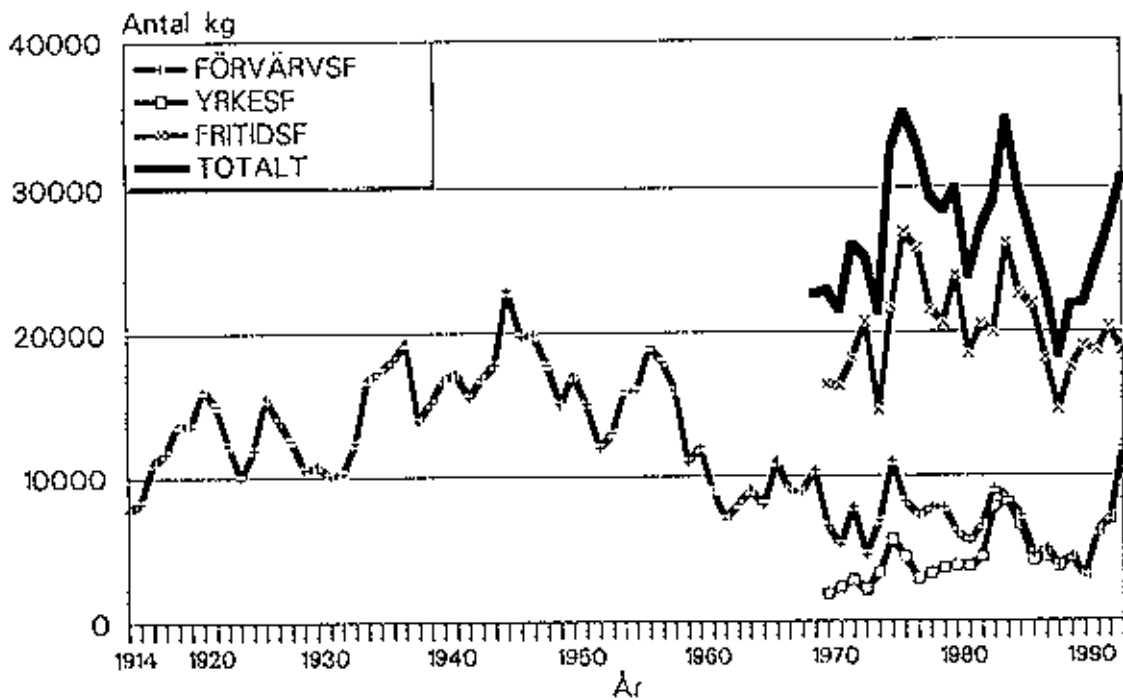
### Fångst av abborre.

10-20 ton abborre fångades årligen i förvärvsfisket fram till slutet av 1950-talet, då fångsterna sjönk. Sedan 1990 har dock fångsterna ökat, beroende på ett mera riktat fiske efter abborre. Fritidsfisket har svarat för merparten av den totala fångsten, som varit ca 20-35 ton sedan 1968 (Fig. 12).





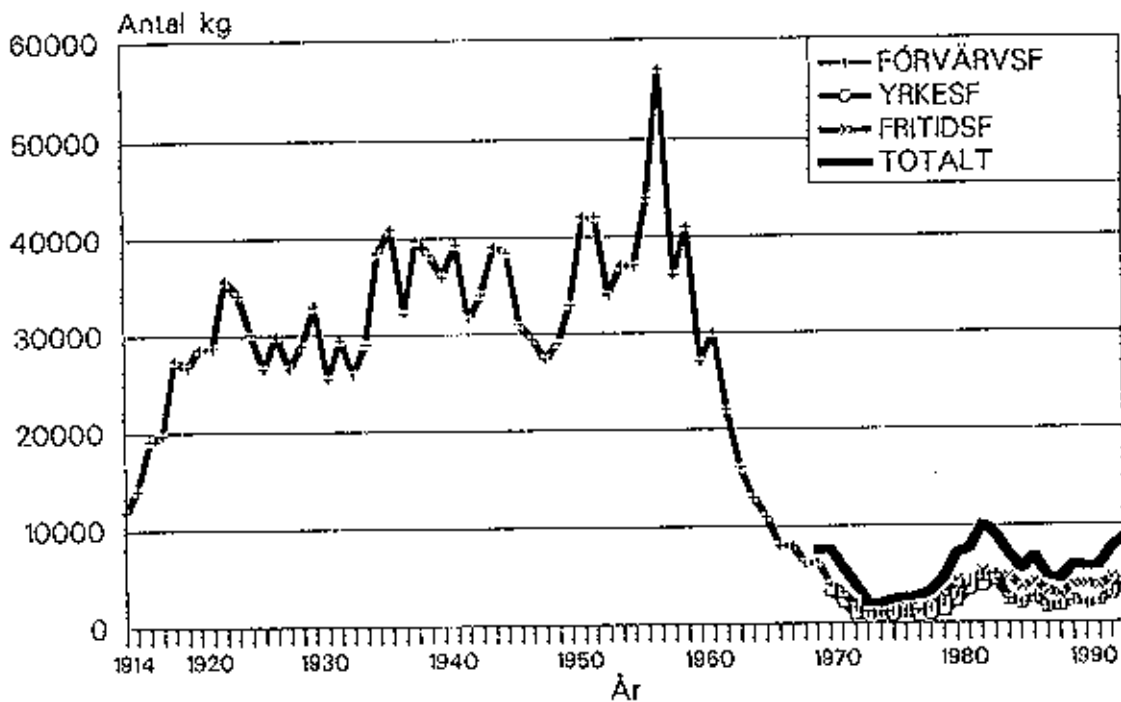
Figur. 11. Fångst av gädda under perioden 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.



Figur 12. Fångst av abborre under perioden 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

### Fångst av lake.

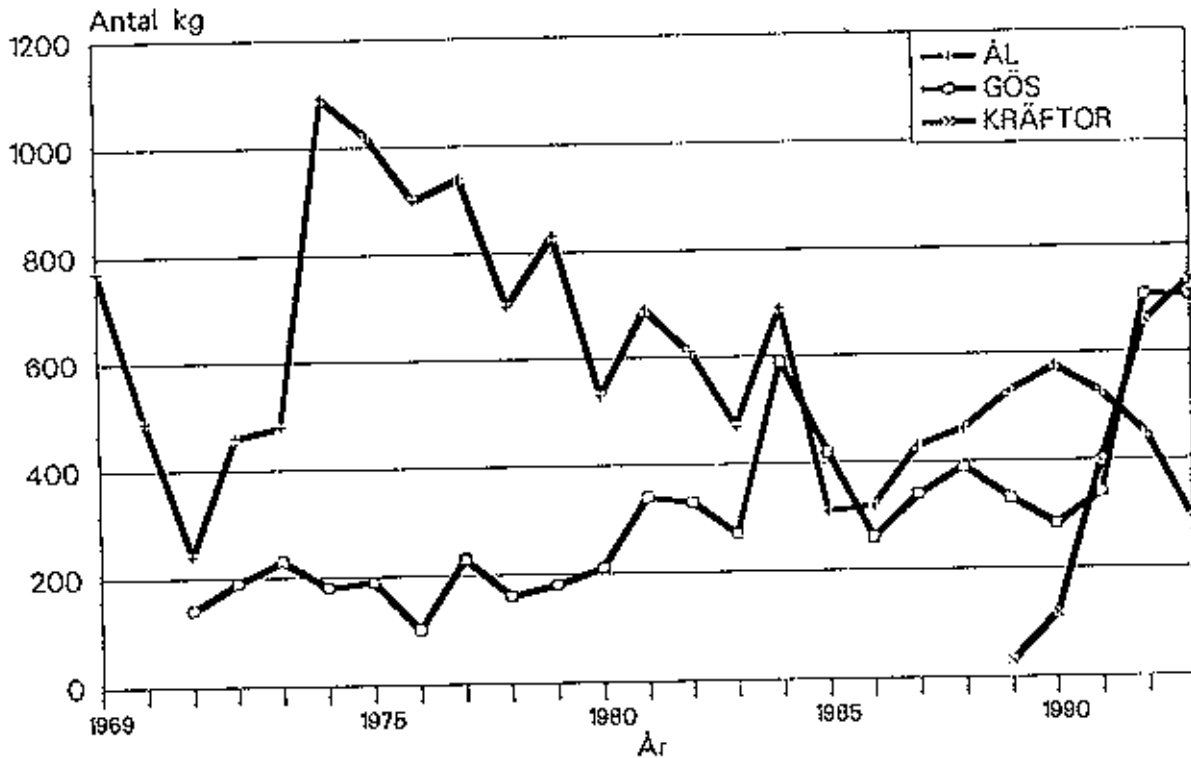
I Vättern har man ibland skiljt på två typer av lake, djuplake och stenlake. Här har de båda typerna slagits samman. Fångsten i förvärvsfisket var 30-40 ton fram till slutet av 1950-talet, då den minskade mycket radikalt ned till några hundra kilo. Minskningen orsakades av en krasch i beståndet. Orsak till denna är inte klarlagd. Sedan nedgången i beståndet har vanligen mindre än 1 ton fångats årligen totalt i sjön, varav fritidsfisket tar något mer än förvärvsfisket (Fig. 13).



Figur 13. Fångst av lake under perioden 1914-93 fördelat på olika kategorier fiskande.

### Fångst av ål, gös och kräfter.

Huvuddelen av Vättern är för djup, klar och kall för att utgöra någon lämplig miljö för dessa arter, som huvudsakligen fångas i grunda skärgårdsområden och främst i de norra delarna. Ålen avkastade ca 1 100 kg som mest i mitten av 1970-talet och har därefter minskat till ca 300 kg 1993 (Fig. 14). Troligen har en kombination av minskad invandring till Östersjön och försvårade uppvandringmöjligheter till Vättern, gjort att fångsten minskat. Fram till 1980-talet gjordes också regelbundna utsättningar av ål. Dessutom var finnmaskiga ålryssjor i bruk under 1970-talet. Fångsten av gös visade motsatt utveckling och har ökat från ca 200 kg i början av 1970-talet till ca 700 kg 1993. Gösen har satts ut mer eller mindre regelbundet i sjöns nordligaste del. Mer än 90% av fångsten tas av fritidsfiskare. Signalkräfter har inplanterats främst i sjöns norra delar. Bestånden är ännu under etablering och tillväxt och 1993 fångades ca 700 kg (Fig. 14), varav ca 600 kg i yrkesfisket.



Figur 14. Fångst av ål, gös och kräftor under perioden 1969-93.

#### Fångst av mört, braxen och sutare.

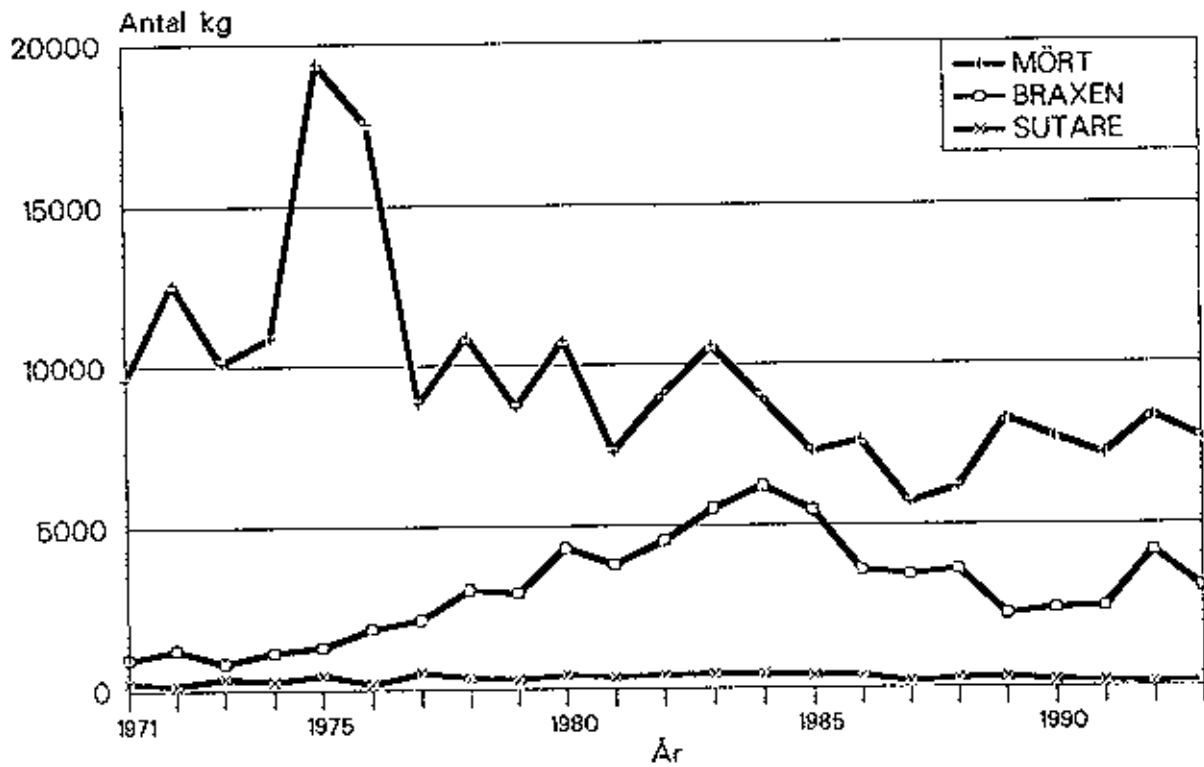
Även dessa, ur kommersiell synpunkt helt ointressanta, karpfiskarter har ingått i statistiken sedan 1971. I likhet med ovan redovisade arter är dessa hänvisade till de varmare och näringsrikare delarna av sjön. Totalt uppges ha fångats nästan 20 ton mört i mitten på 1970-talet. Fångsten har varit stabil omkring 7-8 ton under senare år. Av braxen fångas numera ca 3 ton och av sutare några hundra kilo (Fig. 15). Merparten av dessa arter fångas av fritidsfiskare.

#### Fångst i fasta redskap.

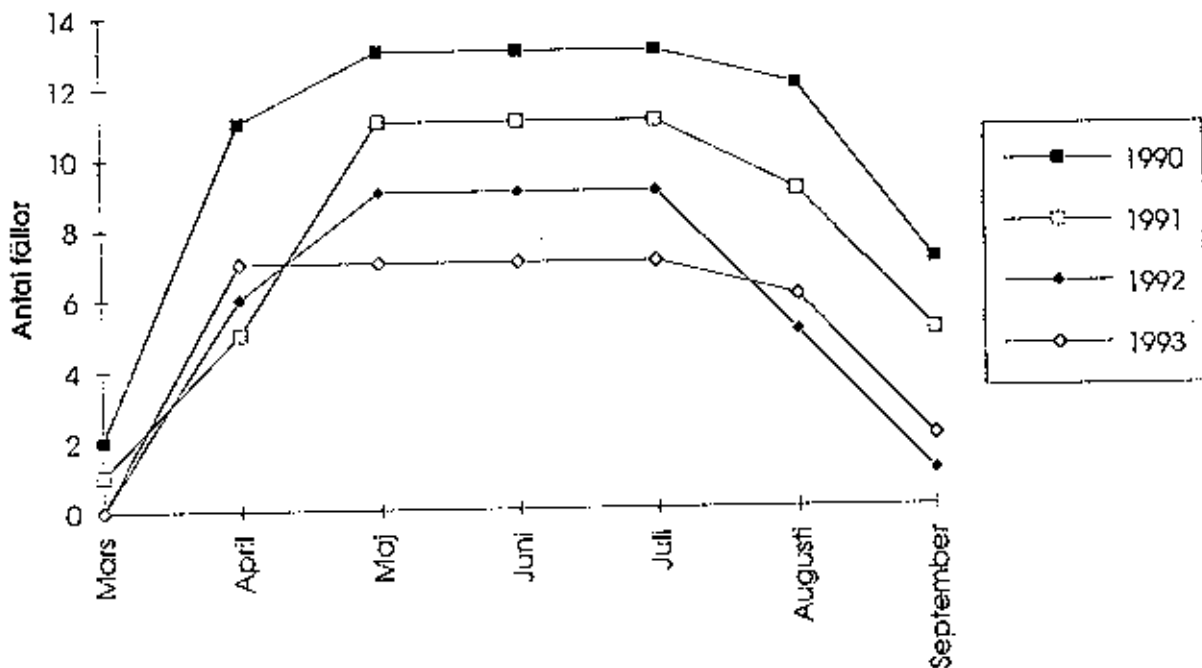
Årsfångsten av resp art i de fasta redskapen är inkluderad i totalfångsten ovan. Statistiken över fångsten i de fasta redskapen har därför i första hand utvärderats med avseende på fångstens fördelning under säsongen och fångst per ansträngning och medelvikt av viktigare arter under perioden 1978-93.

Redskapen sätts ut successivt under tidig vår och tas upp relativt tidigt på hösten. Antalet fällor, som stått ute, har varit konstant för resp år under perioden maj-juli under 1990-talet. Totalantalet redskap har dock nästan halverats under perioden (Fig. 16).

Anledning till att fisket är koncentrerat till dessa månader är att fångsten av de viktigaste arterna lax och röding avtar på sensommaren-hösten. Detta illustreras här med fångsten i kg per "fälledygn" under 1993. Laxfisket, liksom totalfångsten, i dessa redskap var bäst under maj, medan rödingfångsten var som bäst i juni (Fig. 17).



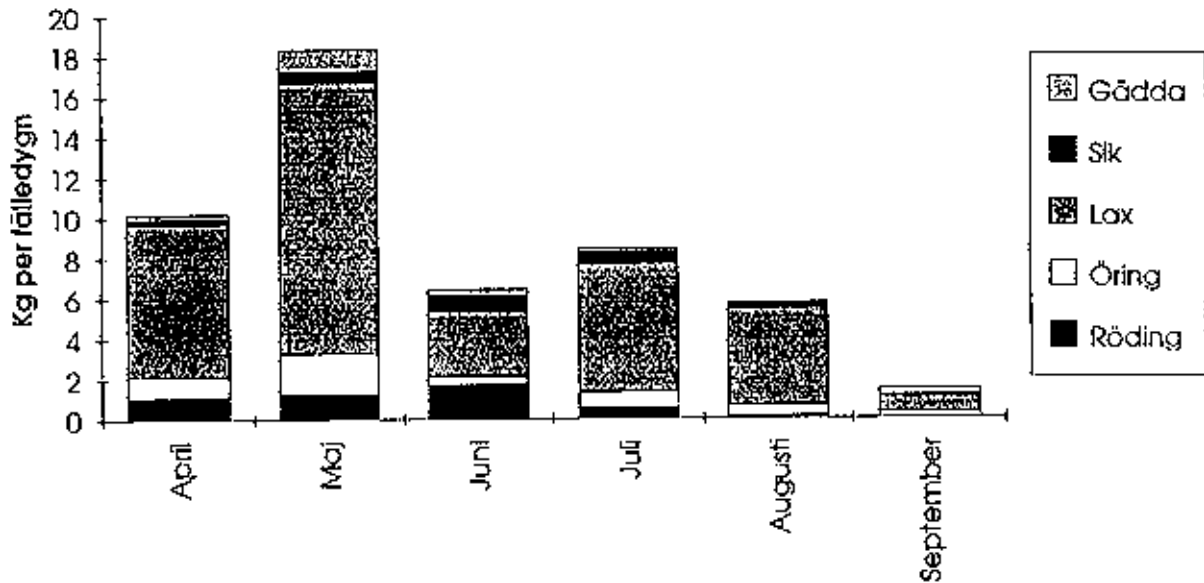
Figur 15. Fångst av mört, sutare och braxen under perioden 1971-93



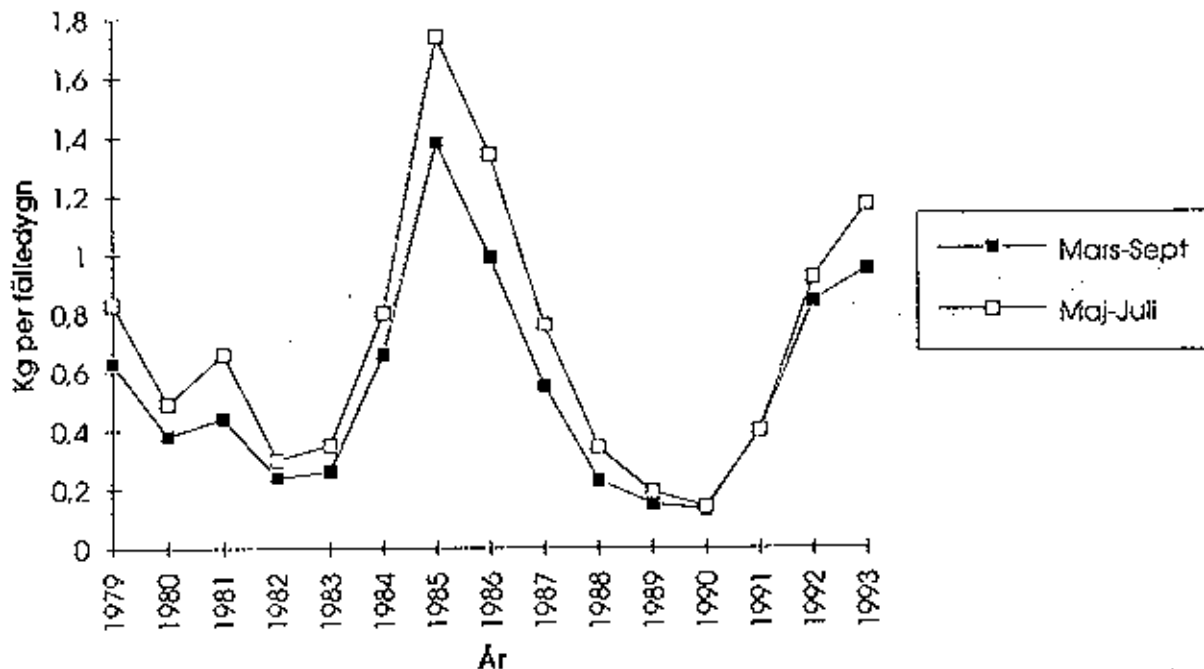
Figur 16. Utestående lax- och kombifållor under åren 1990-93.

Det spelar ingen större roll om beräkningen av fångsten per ansträngning begränsas till perioden maj-juli, då ett större antal redskap stått ute, eller om man räknar på hela fiskesäsongen för fållorna. Den enda skillnaden blir självklart att fångsten per ansträngning blir högre om perioden begränsas till den bästa fisketiden (maj-juli), här illustrerat med

fångst per ansträngning av röding (Fig. 18).



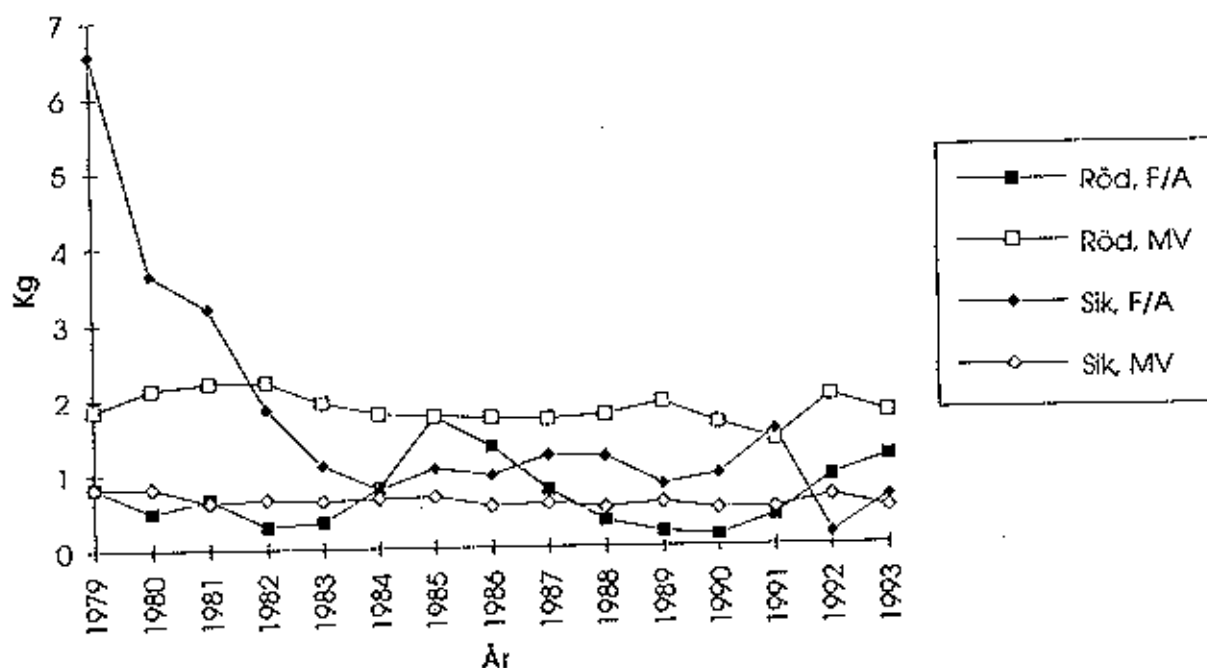
Figur 17. Fångst per ansträngning i lax- och kombifällor under perioden april-september 1993.



Figur 18. Fångst per ansträngning av röding under perioderna mars-september resp maj-juli 1979-93.

Fångsten av röding och sik i fällor har varierat påtagligt under den period som denna statistik omfattar. Rödingsfångsten var låg och ca 2 hg per fälla och dygn under början och slutet av 1980-talet. Efter den senare svackan har fångsten ökat 1991-93. Sikfångsten har minskat radikalt sedan 1979 och på senare år varit mindre än 1 kg per dygn.

Medelviktarna har varit relativt konstant för båda arterna, röding ca 2 kg och sik klart under 1 kg (Fig. 19).

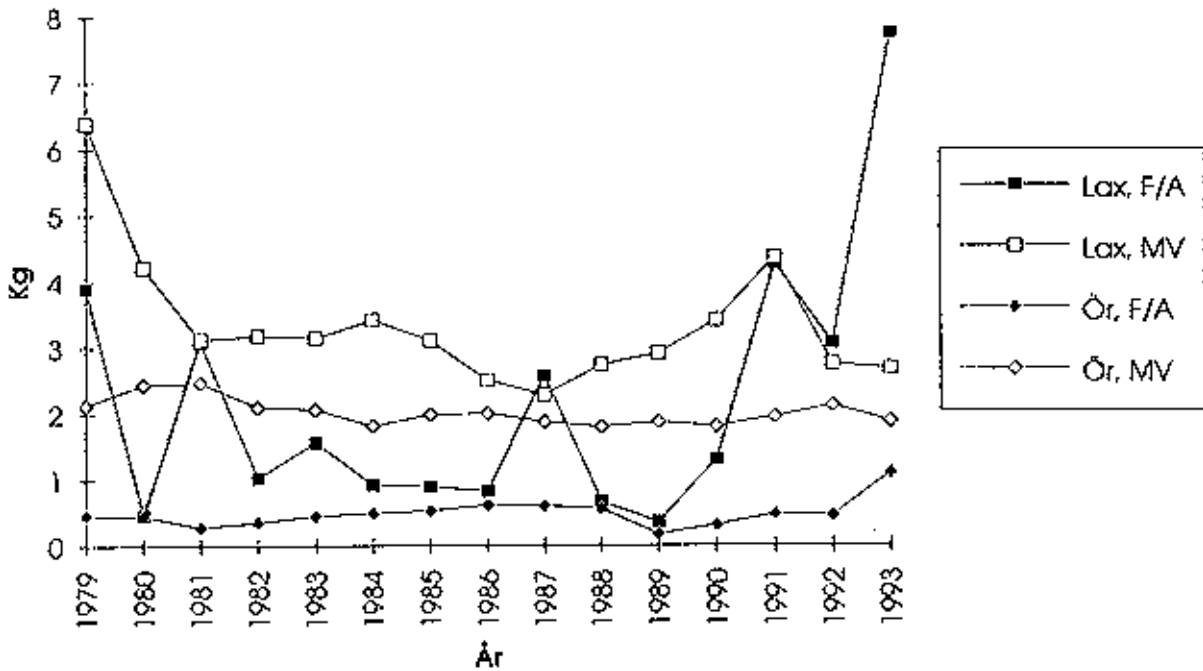


Figur 19. Fångst per fälledygn av och medelvikt hos röding och sik under maj-juli för perioden 1979-93.

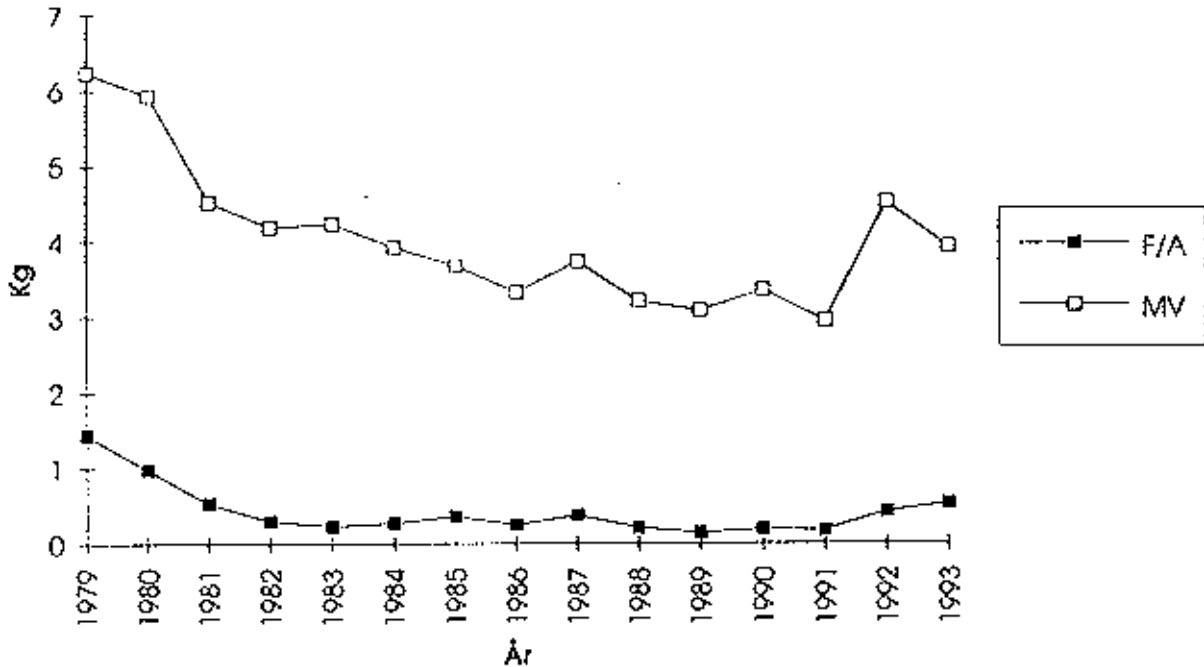
Fångsten per ansträngning av öring (ca 0,5 kg), liksom öringens medelvikt (ca 2 kg), har varit relativt stabil under perioden. Fångsten per ansträngning synes dock ha ökat något de sista åren. Utöver den påtagliga ökningen i fångst per ansträngning under 1990-talet, uppvisade fångsten av lax stora mellanårsvariationer. Hög fångst per ansträngning noterades 1979, -81, -87, -91 och -93. Gemensamt för dessa år var att sommaren eller åtminstone försommaren varit kall, vilket sannolikt medfört att laxen gått relativt grunt och strandnära i det kalla vattnet och därigenom kunnat fångas i fällorna i högre grad än ett normalår. Medelvikten var över 6 kg när fällorna började tas i bruk och har sedan stabiliserats kring ca 3 kg (Fig. 20)

Fångsten per ansträngning av gädda har varit blygsam, bortsett från under de första åren som fällorna var i bruk. Detta är rimligt med tanke på att redskapen inte står på platser där gädda skall vara vanligt förekommande. De gäddor som fångas är stora och medelvikten vanligtvis över 4 kg (Fig. 21).

En jämförelse mellan årsfångsten av röding enligt totalstatistiken och fångst per ansträngning (F/A) i fällorna visar att höga F/A är förskjutna ett år i tiden i jämförelse med toppåren enligt totalstatistiken, d v s när totalfångsten börjar gå ned ökar fortfarande F/A i fällorna (Fig 22). Anledning till detta är att merparten av rödingfångsten i sjön tas på nät under vinterhalvåret och att de använda näten är relativt småmaskiga och mycket selektiva med avseende på fiskstorlek. Under vintrarna 1987 och -88 utgjordes 60-70% av rödingfångsten av fisk i storlek 40-44 cm och medelvikten i totalfångsten var ca 0,7 kg. De fasta redskapen utgörs i allt högre grad av grovmaskiga laxfällor, vilka endast fångar större rödingar.



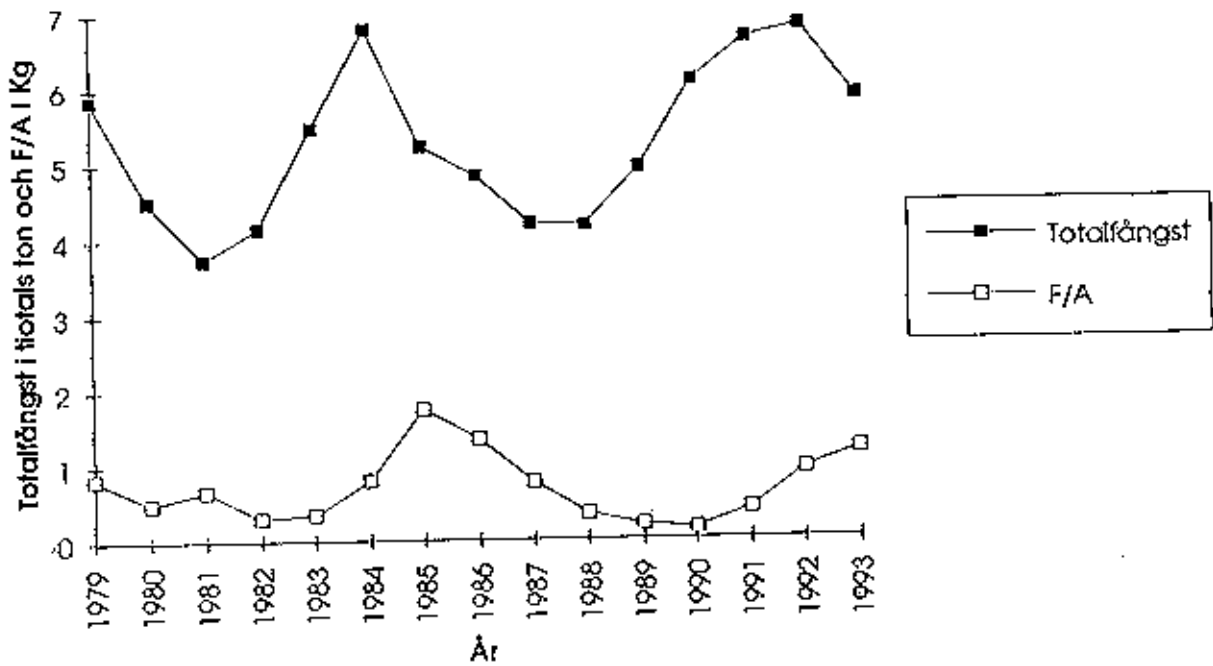
Figur 20. Fångst per fälledygn av och medelvikt hos lax och öring under maj-juli 1979-93.



Figur 21. Fångst per fälledygn av och medelvikt hos gädda under maj-juli 1979-93.

fångar i högre grad även större röding, vilket framgår av medelvikten (Fig. 19). Fångsttoppen, uttryckt i kg, i dessa redskap är därför förskjutet ett år i tiden i jämförelse med toppen enligt totalstatistiken.

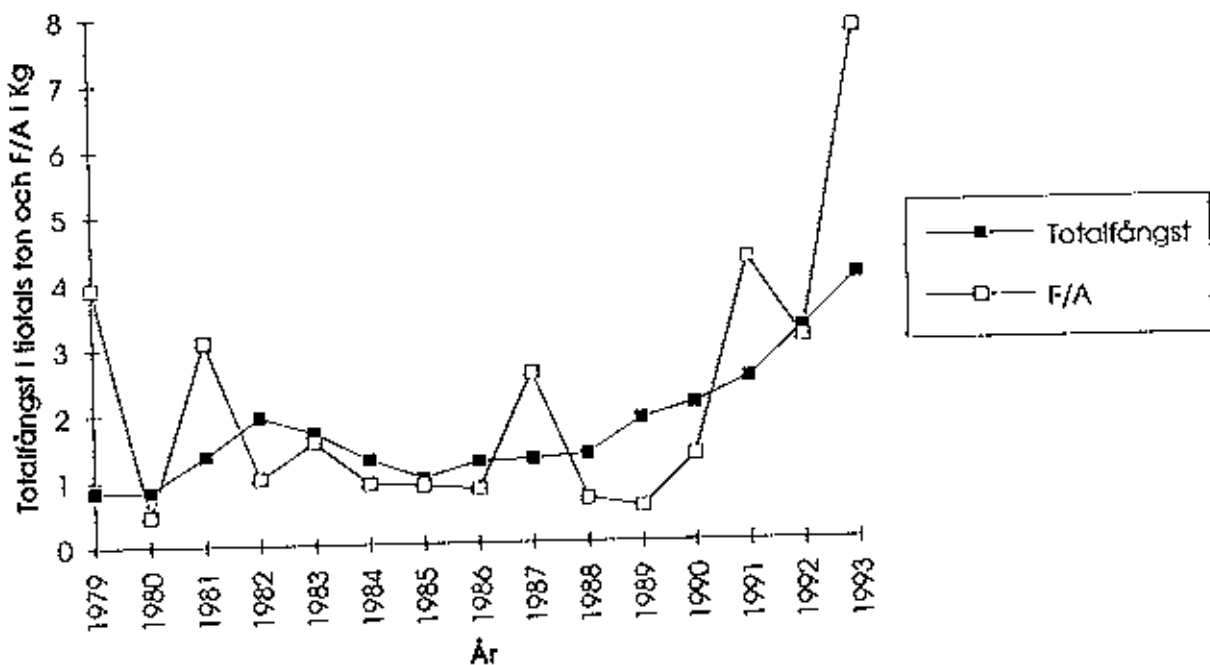
Motsvarande jämförelse för lax uppvisar inte samma bild. F/A i fällor uppvisar mycket större mellanårsvariationer än totalavkastningen, även om den långsiktiga tendensen är densamma (Fig. 23). Anledningen till mellanårsvariationerna i F/A är som tidigare nämnts att fällefångsten påverkas mera av mellanårsvariationer i temperatur än totalfångsten, som



Figur 22. Totalavkastning och fångst per ansträngning av röding i fällor 1979-93.

även inkluderar nätfångad lax. Med tillgång till vattentemperaturer går det säkert att korrigera F/A med hänsyn till mellanårsvariationer i temperatur.

Övriga arter som fångas i dessa redskap och som journalföres är siklöja, braxen, abborre och enstaka regnbågar. För dessa arter finns dock endast uppgivet fångst i kg, vilket medför att det endast går att beräkna F/A. Fångsten av dessa arter är dock så liten att den inte redovisas här.



Figur 23. Totalavkastning och fångst per ansträngning av lax i fällor 1979-93.



## FÖRSLAG TILL EN FRAMTIDA FÅNGSSTATISTIK.

I den nya fiskelag (SFS 1993: 787) som trädde i kraft 1 januari 1994 görs en klar skillnad mellan yrkesfiske och allt övrigt fiske. Det skall inte längre finna något mellanting. Yrkesfiske i Vättern får endast bedrivas med stöd av yrkesfiskelicens. I lagen sägs också att regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer, i detta fall fiskeriverket, får meddela föreskrifter om skyldighet för den som bedriver yrkesnässigt fiske att lämna uppgifter om fångst, redskap och fångstområde. Detta innebär att det går att ålägga en yrkesfiskare att lämna uppgift om hur många och vilka redskap han fiskat med under olika tider, hur mycket han fått av olika arter och var han fiskat. Dessa krav var nog i första hand tänkta för kust- och framför allt havsfiske, där vi har internationella avtal, kvoter mm att beakta. Kraven har i något modifierad form kommit att gälla även licensierade insjöfiskare.

I Fiskeriverkets författningssamling (FIFS) anges också att "Fast redskap, som i någon del är högre än 1,5 m, får i enskilt vatten sättas ut endast efter länsstyrelsens tillstånd" och att "tillstånd får förenas med de villkor som behövs från fiskevårdssynpunkt". Detta gäller även icke licensierade fiskare, vilka kan få dispens för fiske med fasta redskap enbart på enskilt vatten.

Någon laglig möjlighet att avkräva statistik från andra fiskande än yrkesfiskare, med undantaget ovan, d v s vid fiske med fasta redskap på enskilt vatten, finns ej.

F r o m 1 januari infördes speciella fångstjournaler för Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren (Fig. 24 och 25). Dessa är anpassade efter fiskets bedrivande i resp sjö för att underlätta för fiskaren vid ifyllandet. Journalerna insändes månadsvis till länsstyrelsen i hemmalänt. Grundtanken är att journalen skall ifyllas efter varje fisketillfälle. Upplösningen i tid kan variera mellan olika fiskare, från den som levererar till uppköpare två gånger per vecka till den som försäljer sin fisk själv och för journal vid varje fisketillfälle. Detta är av mindre betydelse, då i första hand genomsnittliga fångster per månad kommer att utvärderas. På blankettens baksida finns en karta över Vättern, där fiskaren markerar fångstplatsen. Denna statistik har bedömts uppfylla behovet från det yrkesmässiga fisket med hänsyn till miljöövervakning och kraven enligt fiskelagen och ändå inte vara allt för komplicerad för fiskaren att fylla i.

Efter diskussion mellan Fiskeriverket, SCB och samtliga länsfiskekonsulenter runt de fyra stora sjöarna enades man om att resp länsfiskekonsulent håller kontakt med fiskarna i sitt län, ser till att journalerna kommer in månadsvis, kvalitetsgranskar data och sänder blanketterna, eventuellt i oidentifierad form av sekretessskäl, till SCB för datalagging. Data återföres sedan till länen och Fiskeriverket i lämpligt format. SCB svarar för en (grov) årsstatistik över totalfångsterna i sjön av olika arter. På vilket sätt länen/Vätternvårdsförbundet väljer att bearbeta och redovisa data inom ramen för miljöövervakningen får avgöras av Naturvårdsverkets eventuella krav och Vätternvårdsförbundets önskemål.





## TIDSÅTGÅNG

Den tidigare statistiken har hanterats så att fiskeenheten i Jönköpings län sammanställde en årsstatistik som insändes till SCB. Denna härrörde från årsvisa data, som insänts från resp fiskare. Den nu föreslagna, och egentligen redan uppstartade, statistikinsamlingen innehåller bl a månadsvisa uppgifter fördelat på olika redskapstyper, vilket innebär ett avsevärt merarbete vid såväl kvalitetskontroll m m som datahantering. Det är i dagsläget osäkert om SCB kan åta sig detta merarbete utan medelstillskott. Årsvisa data kan dock hanteras som tidigare.

Ett betydligt sämre alternativ är att dataläggning görs på resp länsstyrelse, bl a av effektivitetsskäl och med hänsyn till datakvalitet. Det är också tveksamt om både kvalitetsgranskning och dataläggning kan ske där utan medelstillskott, åtminstone i alla län. Skaraborgs län är vårt överlägset största insjöfiskelän med ett stort antal yrkesfiskare i bl a Väner och Vättern och i Östergötlands län förekommer yrkesfiske även i andra insjöar och i Östersjön. När statistiken väl är inarbetad, borde länsvis kontakt med fiskarna och kvalitetsgranskning av journaler att kunna ske inom ordinarie verksamhet. Tidsåtgången för den rena dataläggningsen kan uppskattas till ca 1 månad per år för sjöns samtliga fiskare.

Det måste, i miljöövervakningsssammanhang, självklart finnas möjlighet att samköra fångststatistiken med alla andra data, som kan komma att genereras inom ramen för ett samlat miljöövervakningsprogram i Vättern. Samlade rapporter måste kunna utges årligen och större utvärderingar göras vart tredje till vart femte år. Det är upp till Vätternvårdsförbundet att avgöra hur och av vem detta skall utföras. Inom de nationella miljöövervakningsprogrammen förefaller det klart att Fiskeriverket (Sötvattenslaboratoriet) blir datavärd för "fiskdata". Det skulle vara en stor fördel om fiskdata från åtminstone även Väner, Vättern, Mälaren och Hjälmaren kunde finnas i denna databas. Under förutsättning att data levereras från t ex SCB in till denna databas på lämpligt sätt, torde tidsåtgång för bearbetning, utvärdering och årlig rapportering kunna begränsas till en månad per år. För utförligare utvärderingar vart femte år, eller vad som kan komma att gälla, torde krävas ytterligare ca en månad under det aktuella året.

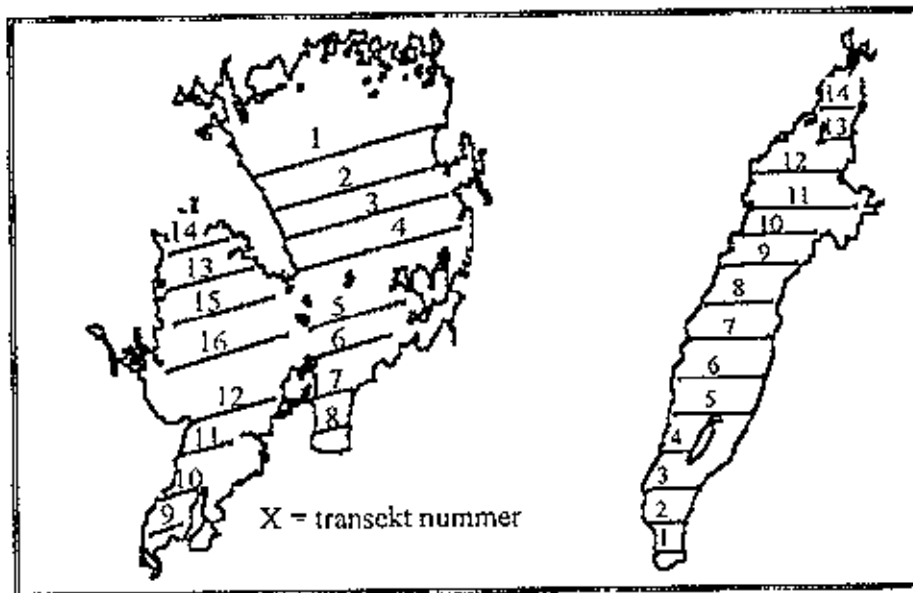
58

Blank

# Hydroakustisk kvantifiering av pelagial fisk i Vänern och Vättern 1993

*Sture Hansson*

Vänern och Vättern; de ekolodade transekterna



## Inledning

På Fiskeriverkets uppdrag har 1993 års akustiska data från Vänern och Vättern analyserats. Syftet med ekolodningarna har varit att bestämma mängden pelagial fisk. Målsättningen med de analyser som redovisas nedan är främst att undersöka möjligheten att statistiskt utvärdera denna typ av ekolodningar, samt belysa den precision som erhålls. Viss ekologisk och biologisk tolkning av data ges också.

## Metodik

### Ekolodningar

Ekolodningarna genomfördes nattetid från forskningsfartyget *Ancylus*, med ett Simrad EY/M ekolod. Lodet sände varje sekund 3 signaler ("pings") med frekvensen 70 kHz. Sändare och mottagare släpades på 1 meters djup, ungefär midskepps, ca. 2 meter ut från fartygsskrovet. I analyserna har 1 meter adderats till akustiska djupvärden för att korrigera för sändarens djup. Signalerna från ekolodet registrerades med en digital bandspelare och analyserades med programmet HADAS version 3.99 (Walline m. fl. 1992). Analysen av signaler omfattar området 2 meter från sändaren ned till botten. Vättern ekolodades under perioden 23/8-2/9 och Vänern 7/9-23/9 1993.

HADAS ger antal fiskar per hektar, uppdelat i storleksklasser om 2 dB. Sambandet mellan fiskstorlek och ekostyrka antas beskrivas av ekvationen  $TS = 20 \cdot \log(L) - 68$ , där TS är "Target strength" och L är fiskens längd i cm (Enderlein och Appelberg 1992). Den använda klassindelningen och motsvarande fiskstorlekar ges i tabellen nedan. Det skall erinras om att sambandet mellan fiskstorlek och ekostyrka är approximativt - ekostyrkan från en och samma fisk kan variera betydligt, bl. a. beroende på dess position i vattenmassan och var i ekolodets ljudkägla fisken befinner sig då den träffas av ljudet. För att från dessa abundanser erhålla ekointegreringsdata har sambandet mellan ekostyrka och ekointegrerat använts:  $\text{integral} = 10^{(0.1 \cdot (\text{dB} + 1))}$ , där dB är fiskens ekostyrka enligt nedanstående tabell. Integreringsvärdena, som utgör ett mått på fiskmängden, uttrycks som  $m^2/m^2$  och anger den ljudreflekterande ytan (=fisk) per sjö-yta.

Ekointegreringsvärden och abundansdata har beräknats för varje ekolodad nautisk mil (nm). Något skilda metoder har emellertid använts för sjöarna. I Vänern har beräkningarna gjorts enligt följande exempel: Den nordligast belägna transekten var 24.2 nm. Transekten delades därför in i 24 lika långa avsnitt som analyserades var för sig. Motsvarande beräkningar i Vättern baseras på att fartyget antagits hålla konstant fart (6 knop), vilket ger 1800 ping per nm. Den nordligaste transekten i Vättern var 7415 ping lång, motsvarande 4.12 nm, varför transekten delades i 4 lika långa avsnitt. Mätpunkten på ett avsnitt användes som dess geografiska position. Den vertikala upplösningen i analysen var 2 meter.

Ekostyrka 1 dB	Antalen fisklängd
-38	31 cm
-40	25 cm
-42	20 cm
-44	16 cm
-46	13 cm
-48	10 cm
-50	8 cm
-52	6 cm
-54	5 cm
-56	4 cm

Antalet avsnitt per transekt, deras längd i pings samt de i varje transekt ingående filerna redovisas nedan. Transekternas lägen framgår av kartorna på försättsidan. Totalt analyserades 278 avsnitt, vilket med 2 meters vertikallupplösning motsvarade omk. 2000 körningar med HADAS.

Vättern			
Transekt nummer	Antal avsnitt	Ping per avsnitt	Data filer
1	3	2080	VT9310
2	3	1722	VT9310
3	6	1889	VT9311
4	3	1828	VT9312
5	6	1901	VT9313
6	11	1721	VT9309
7	9	1886	VT9307
8	9	1820	VT9308
9	8	1807	VT9301 + VN9302
10	9	1744	VT9303
11	12	1734	VT9304
12	9	1772	VT9306
13	2	1978	VT9305
14	4	1854	VT9305

Vänern			
Transekt nummer	Antal avsnitt	Plng per avsnitt	Data fler
1	24	1404	VN9303+ VN9304
2	20	1619	VN9305+ VN9306
3	20	1654	VN9307+ VN9308
4	20	1647	VN9301+ VN9302
5	12	879	VN9317
6	9	1876	VN9310
7	3	1848	VN9310
8	3	2046	VN9311
9	4	2020	VN9311
10	4	1675	VN9312
11	6	2133	VN9312
12	10	827	VN9313
13	9	1542	VN9314
14	9	1243	VN9309
15	14	1342	VN9315
16	17	1294	VN9316

Det varierande antalet plng per avsnitt skall noteras. Detta kan förklaras med variation i fart och vyer på att transekterna varit av annan längd än vad som antogs.

### Statistisk analys

De statistiska analyserna har huvudsakligen genomförts med det geostatistiska programmet EVA (Petitgas och Prampart 1994). De kartbilder som presenteras har genererats av EVA och radien i de cirklar som visas är proportionell mot resp. mätvärde. Vissa allmänna analyser har också gjorts med SPSS och Microsoft EXCEL.

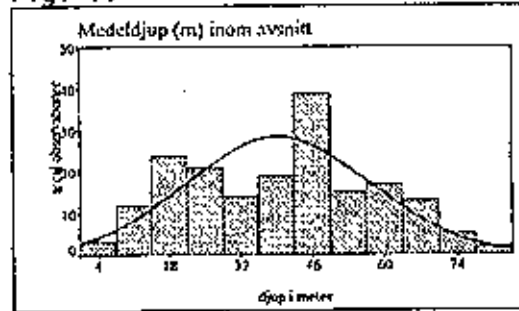
## Resultat

### Djupförhållanden

#### Vänern

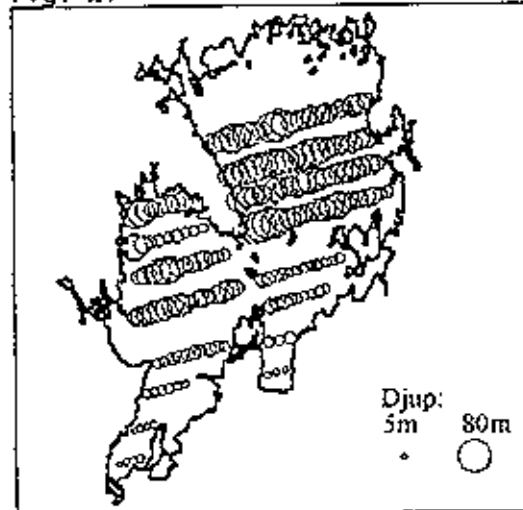
Ekolodningarna har omfattat djupintervallet 6 till 79 meter, med tyngdpunkten i till intervallet 14-70 meter och medeldjupet 39 m (standardavvikelse, sd, 18 m). De olika avsnittens djupfördelning framgår av Fig. 1.

Fig. 1.



Relativa djup för enskilda avsnitt framgår av Fig. 2. Den norra delen av respektive bassäng var djupare än den södra delen.

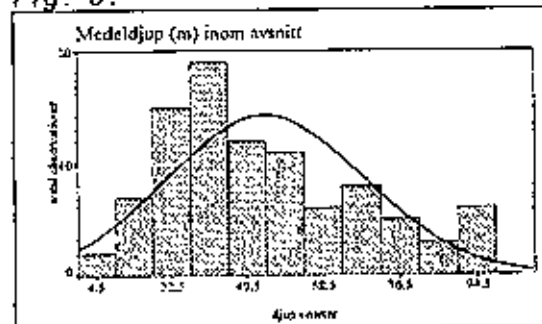
Fig. 2.



#### Vättern

Ekolodningarna i Vättern, med tyngdpunkten inom intervallet 20-80 m, var generellt djupare än de i Vänern (medel = 45 m, sd = 24 m, Fig. 3).

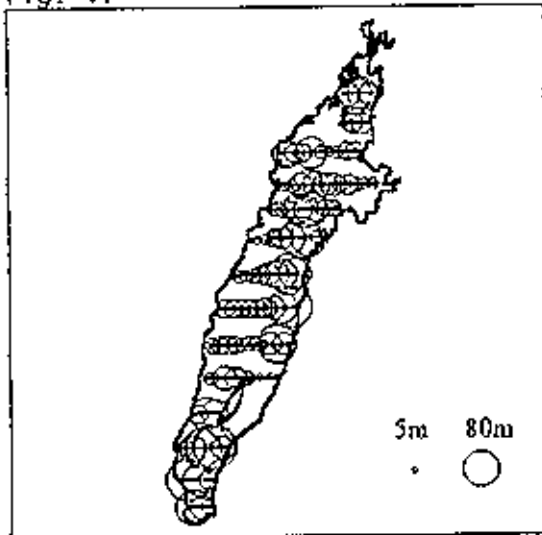
Fig. 3.



Djup hos enskilda avsnitt framgår av kartan nedan (Fig. 4). Trots att betydande djuskillnader finns mellan områden, fanns stora djup i norr såväl som söder.



Fig. 4.

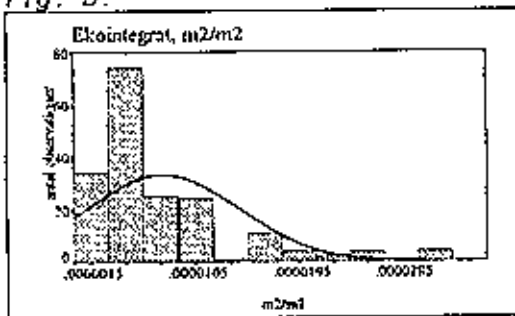


### Ekointegrering

#### Vänern

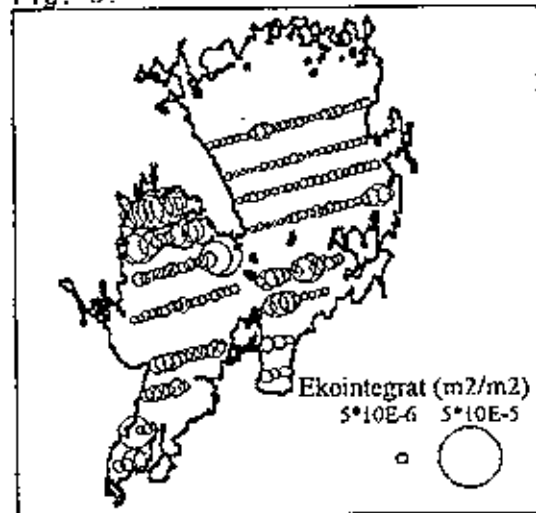
Som ofta vid ekolodningar uppvisar ekointegreringsdata en icke normal fördelning, med en övervikt för observationer med låga värden samt en "svans" av ett fåtal höga (Fig. 5). Förklaringen till denna fördelning är att fisken inte är slumpvist fördelad utan uppvisar en viss grad av "patchiness". Denna patchiness kan förväntas vara mindre accentuerad i dessa natt-data än om ekolodningarna genomförts under dagtid.

Fig. 5.



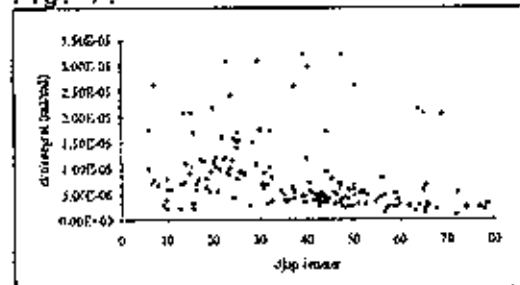
Fisken var uppenbart ojämnt fördelad över sjön, med generell större mängder i västra bassängen (Fig. 6). Den största ansamlingen registrerades främst i den norra delen av den västra bassängen men även i södra delen av östra Vänern förekom relativt stora tätheter. Några klara tecken på ansamlingar till kustnära eller öppna områden kunde inte registreras.

Fig. 6.



I figuren 7 visas sambandet mellan ekointegreringsvärde och avsnittens djup. Generellt ökade fiskmängden med avtagande djup, även om en betydande spridning av punkterna förekom.

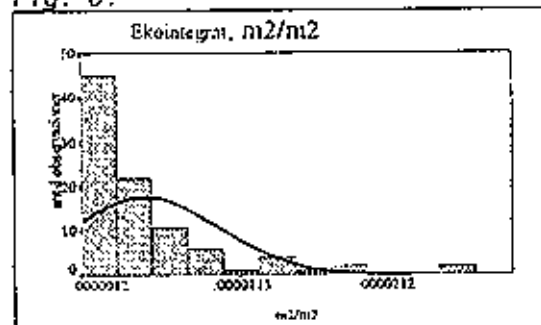
Fig. 7.



#### Vättern

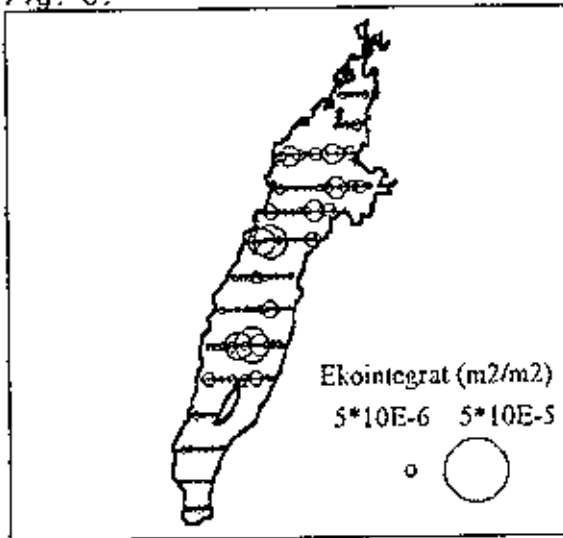
Liksom i Vänern, var fisken i Vättern varken jämnt eller slumpvist fördelad (Fig. 8). Graden av "patchiness" kan beskrivas av observationernas frekvensfördelning och uttryckas som kurtosis. Ett högt kurtosis-värde visar på hög grad av "fläckighet" i fiskens fördelning, och för Vättern erhöles värdet 5.77 och för Vänern 3.43.

Fig. 8.



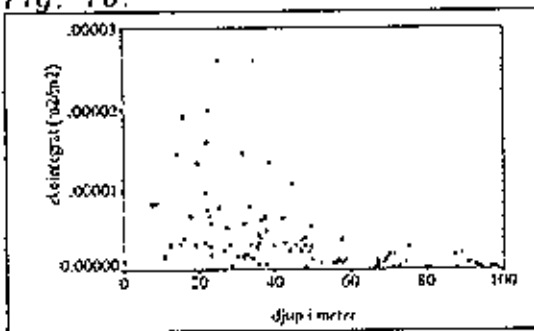
Som framgick av frekvensanalysen ovan var fisken mer ojämnt fördelad i Vättern än i Vänern. Till skillnad från i Vänern är det emellertid inte möjligt att i Vättern se områden med ansamlingar av fisk (Fig. 9).

Fig. 9.



Det finns en relativt entydigt trend i data att mängden fisk avtar med ökande djup. Denna tendens är betydligt tydligare i Vättern än i Vänern (Fig. 10).

Fig. 10.



### Olika fiskstorlekars fördelning

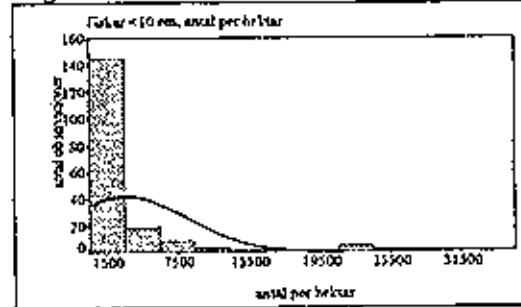
I följande analys redovisas den geografiska fördelningen av fisk av olika storlek. En sådan analys blir av nödvändighet grov, eftersom det oko en given fisk ger upphov till varierar beroende på både dess läge i den ljud-käglan och dess kropps-position (när en fisk simmar uppåt kan dess eko-styrka vara annorlunda än när den dyker ner). Den iaktagna fördelningen av fisk av olika storlekar kan vidare tolkas genom jämförelser med erhållna trålfångster. En sådan mer djupgående biologisk analys ligger emellertid utanför målsättningen med föreliggande rapport.

### Fisk <10 cm

#### Vänern

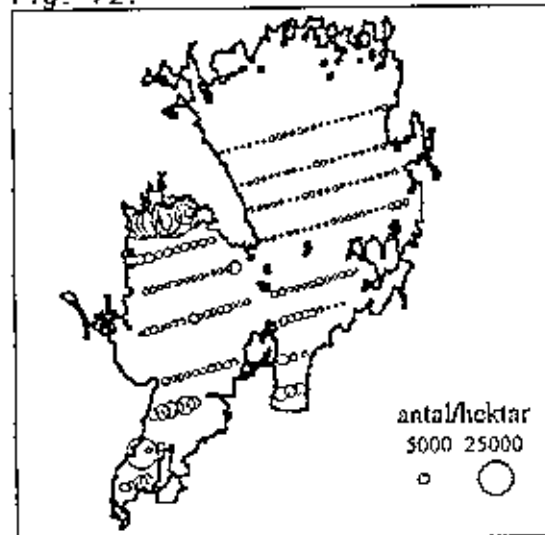
Tätheten av små fiskar (-56 dB - -50dB) var påtagligt skevt fördelad. På flertalet avsnitt var abundansen låg men på ett fåtal avsnitt hög. I genomsnitt fanns 3055 fiskar <10 cm per hektar (d.v.s. 0.3 per m<sup>2</sup>, Fig. 11).

Fig. 11.



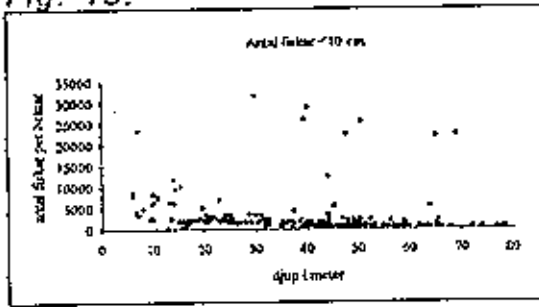
Som framgår av kartan (Fig. 12), uppvisade dessa små fiskar en mycket ojämn fördelning över sjön. Stora tätheter förekom endast i västra Vänern och då främst i norra delen. I det stora, öppna området i nord-östra delen av sjön förekommer dessa små fiskar mycket sparsamt.

Fig. 12.



Liksom för ekointegreringsvärdet uppvisas en generell trend mot ökad förekomst av små fiskar på grunt vatten. Det skall dock noteras att flertalet höga abundanser registrerades i avsnitt med förhållandevis stort djup (Fig. 13).

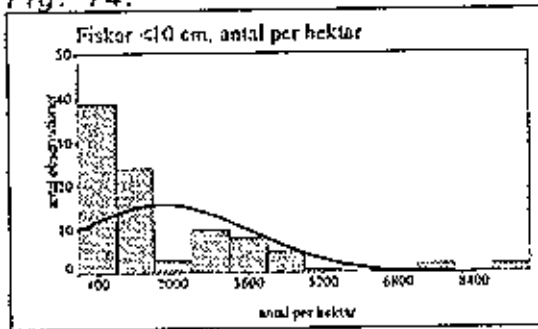
Fig. 13.



### Vättern

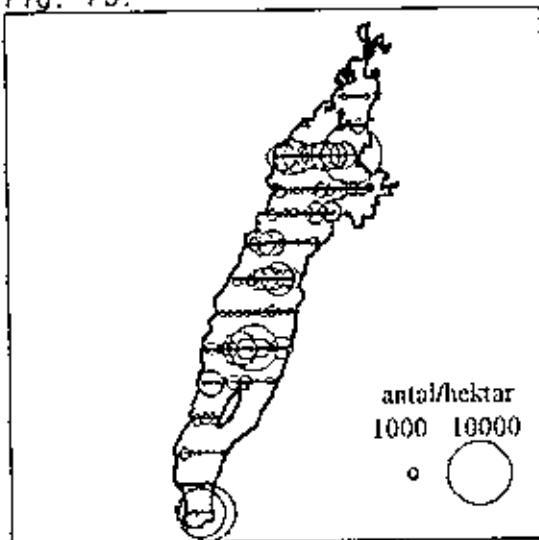
De små fiskarna i Vättern var färre men mer jämt fördelade än i Vänern (Fig. 14). Förklaringen till detta är sannolikt den stora ansamlingen av små fiskar i norra delen av Vänerns västra bassäng. I Vättern fanns i genomsnitt 1777 fiskar <10 cm per hektar.

Fig. 14.



Små fiskar förekom uppenbarligen i stäm eller stämliknande ansamlingar, spridda över hela sjön (Fig. 15). Fördelningen var sålunda påtagligt annorlunda än den i Vänern.

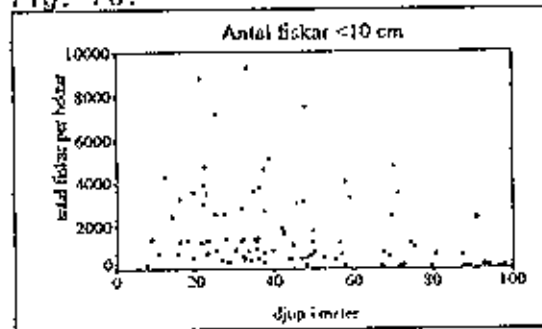
Fig. 15.



Förekomsten av små fiskar var mindre korrelerad till djupet än ekointegratet (Fig. 10 resp. 16). Ett liknande resultat erhöles för

Vänern. Baserat på föreliggande analys kan jag inte avgöra ifall detta beror på att dessa små fiskar uppehåller sig mer i djupvattnet än fisken generellt, eller om de tenderar att vara överrepresenterade i områden med stort vattendjup, utan att för den skull utnyttja det djupare vattnet under natten (Det är möjligt att detta kan belysas genom s.k. co-krigning, där en extra faktor [djupet] tas med i förklaringsmodellen). En tänkbar mekanism till detta skulle vara att små fiskar under dagtid söker predationsskydd i mörkt (-djupt) vatten, varför de i viss utsträckning ansamlas i områden med stort vattendjup.

Fig. 16.

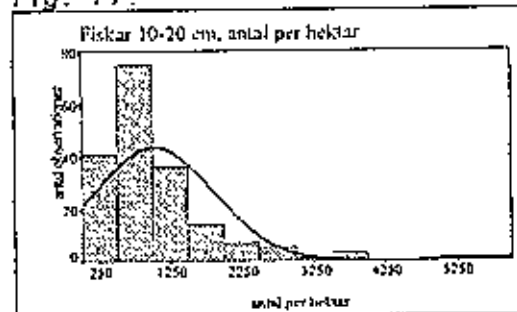


### Fisk 10-20 cm

#### Vänern

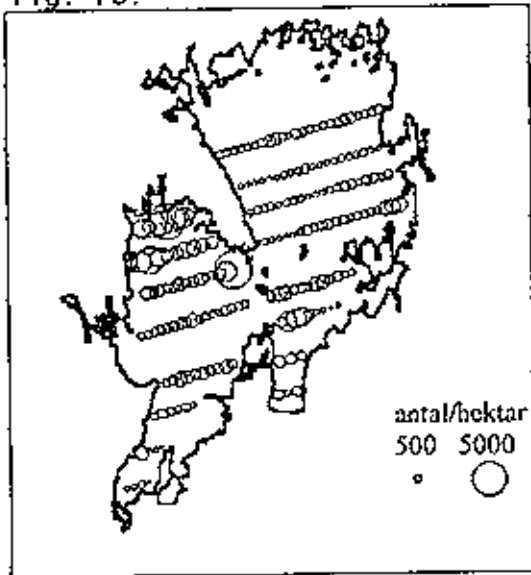
Fiskar i storleksintervallet 10-20 cm (-48 dB - -42 dB, Fig. 17) var mer jämt fördelade över sjön än de mindre (se ovan) och de större (se nedan) fiskarna. Tätheten var ungefär tredjedelen av den täthet som registrerades för de mindre fiskarna, i genomsnitt 1024 individer per hektar.

Fig. 17.



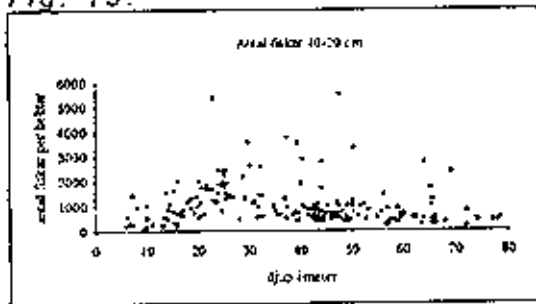
Av kartan (Fig. 18) framgår att de 10-20 cm långa fiskarna hade en fördelning som något liknade den som uppvisades av den mindre fisken. Koncentrationen till den nordvästra delen av Vänern var inte lika accentuerad och relativt stora antal förekom även långt från land.

Fig. 18.



Det fanns en tendens att de stora tätheterna av fisk i längdklassen 10-20 cm främst förekom på mellanstora djup (15-40 m, Fig. 19).

Fig. 19.



### Vättern

Fisk i detta storleksintervall uppvisade klart större grad av "patchiness" i Vättern än i Vänern (Fig. 20). Som framgår av kartan (Fig. 21) fanns stora tätheter av fisk i denna storleksklass i vissa områden, medan de saknades helt i andra. I hela södra änden av Vättern var tätheten av dessa fiskar påfallande låg. Den genomsnittliga abundansen var 659 fiskar per hektar.

Fig. 20.

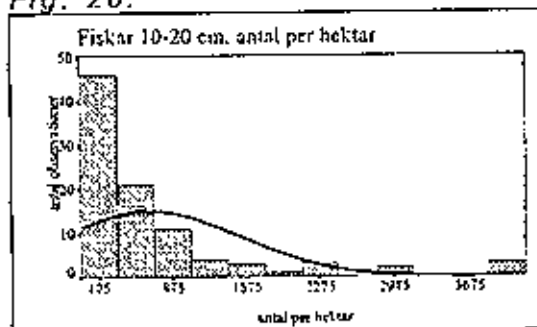
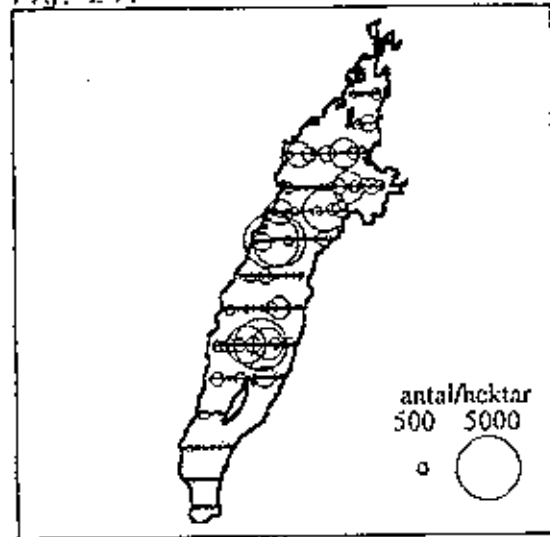
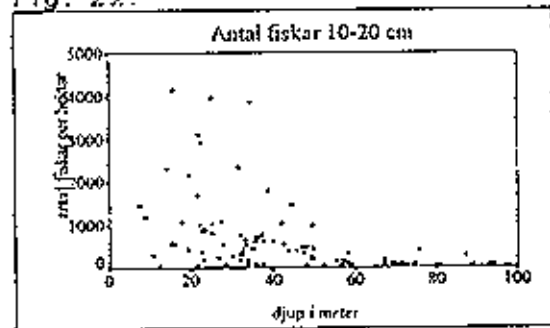


Fig. 21.



Tätheter av fisk 10-20 cm var påtagligt liten i områden med stort bottendjup (Fig. 22). Ett liknande resultat erhöles i Vänern.

Fig. 22.

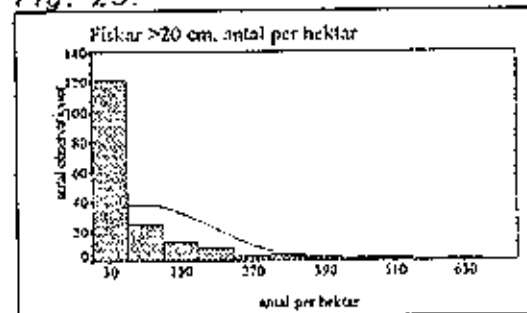


### Fisk >20 cm

#### Vänern

Liksom fallet var för de små fiskarna, uppvisade fisk >20 cm (-40 dB - -38 dB) en påtagligt skev fördelning (Fig. 23). Det genomsnittliga antalet fiskar i detta storleksintervall var 87 per hektar.

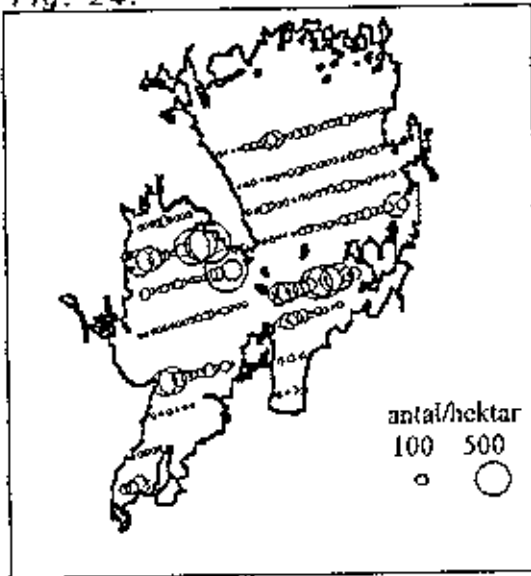
Fig. 23.



Ansamlingar av dessa större fiskar fanns i två områden i västra och ett område i östra Vänern. Någon klar tendens till ansamlingar

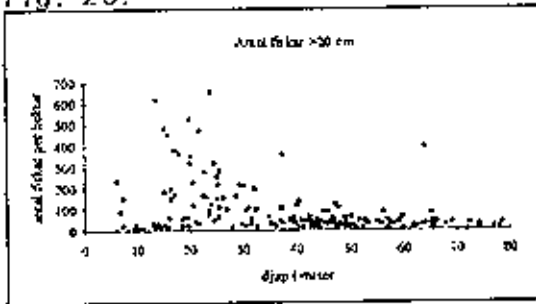
längs kusten eller i de öppna vattenområdena kunde inte registreras (Fig. 24).

Fig. 24.



Ansamlingar av fisk >20 cm förekom företrädesvis inom djupintervallet 15-30 meter (Fig. 25).

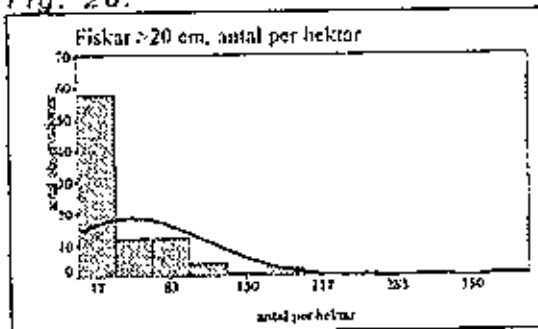
Fig. 25.



### Vättern

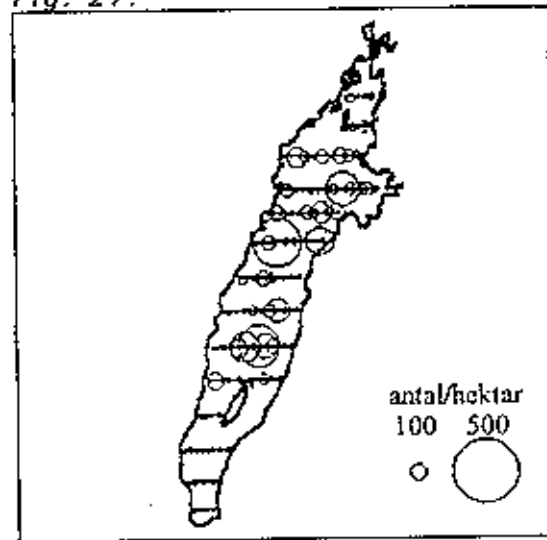
Om än mycket skevt fördelade, var dessa stora fiskar något jämnare fördelade i Vättern än i Vänern (Fig. 26). Det genomsnittliga antalet var 48 fiskar per hektar, d.v.s. omkring hälften av värdet för Vänern.

Fig. 26.



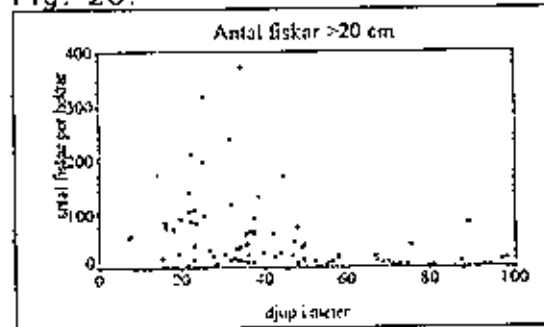
I synnerhet i södra delen av Vättern, men även i norra, var fisk >20 cm förhållandevis mycket sparsamt förekommande (Fig. 27).

Fig. 27.



Dessa större fiskar hade en tendens att förekomma i stora tätheter främst i områden med större djup (20-40 m, Fig. 28). Detta påminner om storleksklassens fördelning i Vänern.

Fig. 28.



### Jämförelser mellan beräkningssätt

Ett stort problem vid analys av det slags data som genereras vid ekolodningar är att närliggande observationer ofta inte är oberoende av varandra. För att trots detta erhålla relevanta spridningsmått har det geostatistiska programpaketet EVA utvecklats (Petitgas och Prampart 1994). Med EVA beräknas den genomsnittliga fiskmängden i ett område och en standardavvikelse för detta medelvärde. En central karaktär hos detta spridningsmått är att det gäller *hela området*. Om medelvärde och spridning beräknas på traditionellt sätt, direkt från fiskmängderna i de olika ekolodade avsnitten, kommer spridningen att variera beroende på längden hos de analyserade transekterna. I föreliggande uppsats skulle spridningsmättet sålunda beskriva variationen mellan i rum länga avsnitt. Med EVA erhålls en standard-

avvikelse för totalmängden fisk i hela undersökningsområdet.

Nedan jämförs resultat erhållna med EVA och resultat genererade på andra sätt. I denna analys har jag även inkluderat en analys av data erhållna i Östersjön och som tidigare publicerats (Hansson 1993).

### Alternativa analyser med EVA

Vid arbete med EVA måste man ta ställning till en rad aspekter hos data. Det är inte självklart vilka antaganden som är de bästa att göra, varför det i detta avsnitt jämförs resultat baserade på olika antaganden. Samtliga analyser nedan inskränks till att omfatta ekointegreringsdata.

#### Polygon

För att beräkna medelvärde och standardavvikelse med EVA, måste ett område definieras för vilket dessa värden skall gälla - detta område kallas *polygon*. De polygoner som definierats visas i kartorna nedan. Som framgår av kartan över Vänerna (Fig. 29), finns ett betydande område i den östra bassängens norra del som inte inkluderats. Detta motiveras av avsaknad av data från detta område och en extrapolering vore tveksam. Fördelningen av fisk <10 cm visar att ansamlingar av fisk i sådana kustområden kan förekomma. Ekolodningarna kompletterades 1994 med en transekt i detta område. För Vättern omfattar polygonen i det närmaste hela sjön, med undantag för ett område öster om Visingsö och ett område väster därna i norra delen av sjön (Fig. 30).

Fig. 29.

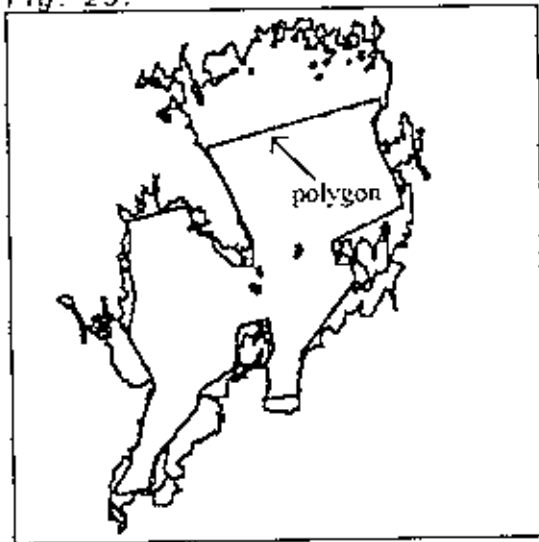
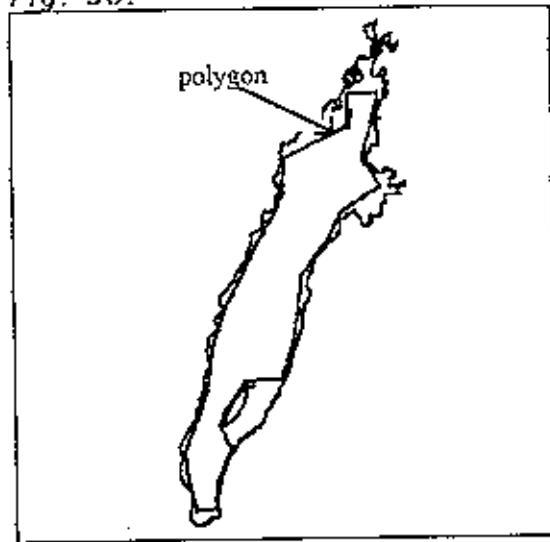


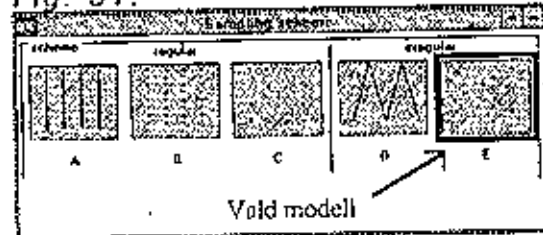
Fig. 30.



#### Sampling

Beroende på insamlade datas geografiska spridning kan den statistiska analysen genomföras på olika sätt. EVA erbjuder 5 alternativa modeller över datas geografiska struktur (Fig. 31), av vilka jag använt den "högra" modellen, vilken karakteriseras av datapunkter som varken är slumpvist eller regelbundet fördelade. De analyserade transekterna är inte ekvidistant spridda och bildar inte heller ett sicksack-mönster.

Fig. 31.



#### Variogram

Under rubriken *Structure* i EVA fastställs vilket variogram som skall användas vid analysen. Variogrammet beskriver hur beräknat mellan observationer förändras med avståndet mellan dem (Clark 1987). För att testa betydelsen av olika antaganden, har analysen genomförts med 3 olika variogram för vardera sjön. De olika variogrammen har erhållits genom att använda olika längd på de avståndsklasser som data indelas i.

Generellt bör variogram inte omfatta större avstånd än maximalt hälften av avståndet mellan de mest åtskilda observationerna. I följande exempel har använts variogram med längden 2000 skalenheter (jfr. Fig. 32 och 33

över området, där också mätpunkternas positioner givits). Variogrammen har vidare beräknats med antagandet att data är isotropiska, d.v.s. att det inte finns någon generell trend i data, t.ex. att värdena ökar mot ett visst väderstreck.

I Vänern fanns ett betydligt påtagligare beroende mellan närliggande avsnitt än i Vättern. Detta framgår av att variogrammodellerna (heldragen linje i Fig. 34-39) för Vänern går genom eller nära origo ("nugget"  $\approx 0$ ) medan de för Vättern har värden på interceptet som ligger nära maxvärdet ("sill"-värdet).

Fig. 32.

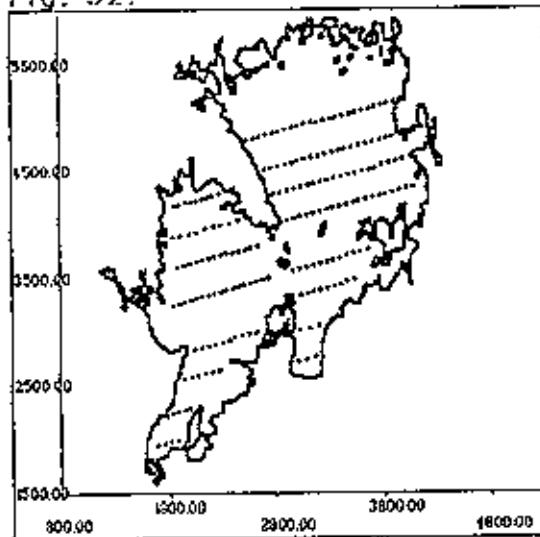
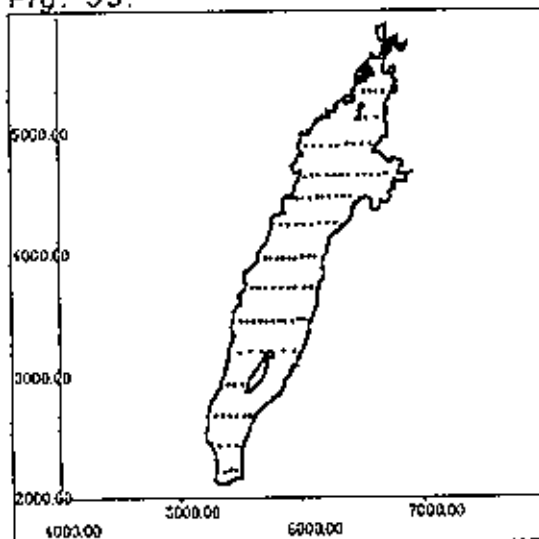
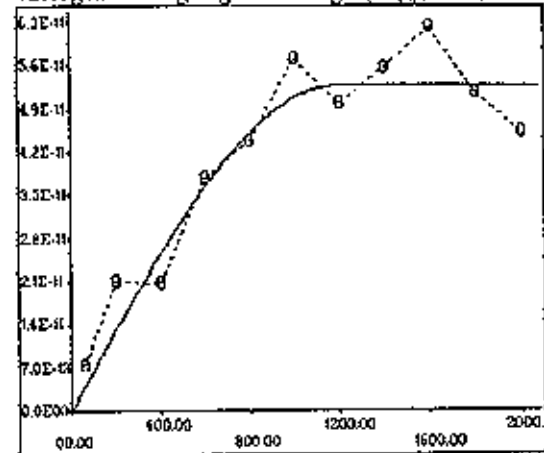
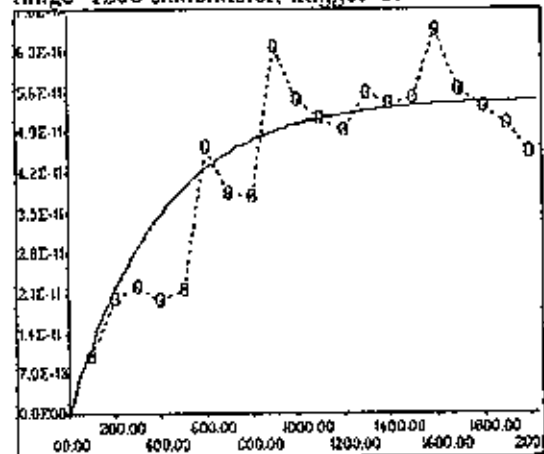
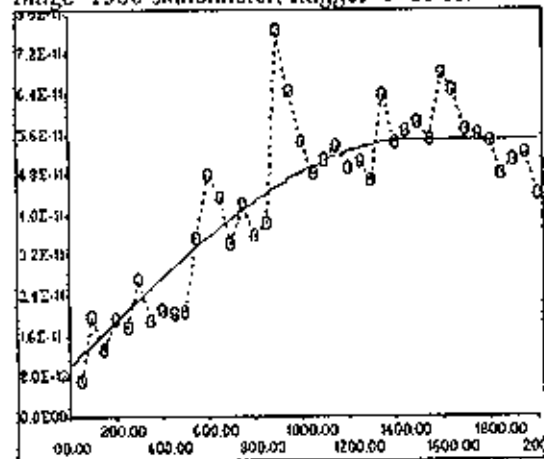


Fig. 33.



## Vänern

Fig. 34. Sfärisk modell med maxvärdet (sill)  $5.3 \cdot 10^{-11}$ , range=1200 skalenheter och variogrammet går genom origo (nugget=0).

Fig. 35. Exponentiell modell, sill= $5.5 \cdot 10^{-11}$ , range=1200 skalenheter, nugget=0.Fig. 36. Sfärisk modell, sill= $4.5 \cdot 10^{-11}$ , range=1500 skalenheter, nugget= $1 \cdot 10^{-11}$ .

## Vättern

Fig. 37. Sfärisk modell, sill= $1.5 \cdot 10^{-11}$ ,  
range=200 nugget= $1.5 \cdot 10^{-11}$

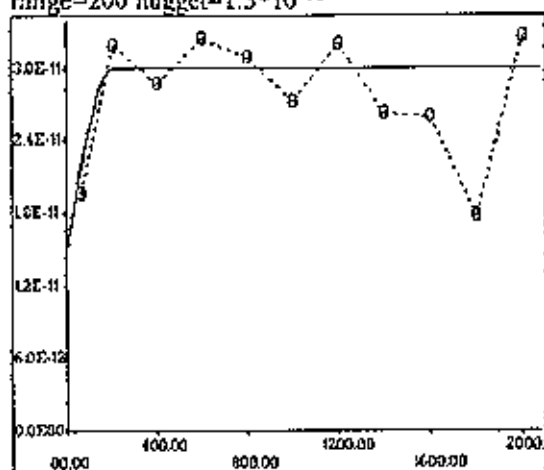


Fig. 38. Exponentiell modell, sill= $1.1 \cdot 10^{-11}$ ,  
range=400 nugget= $1.8 \cdot 10^{-11}$

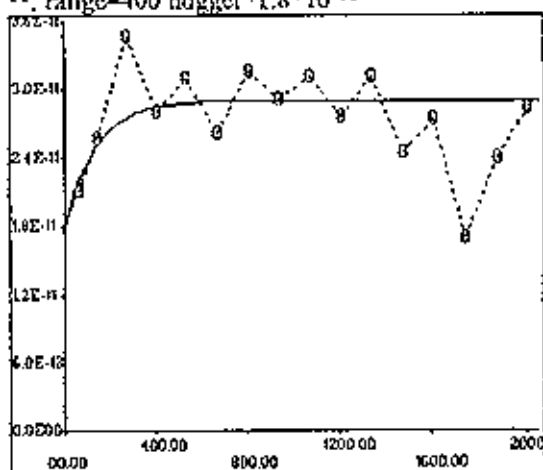
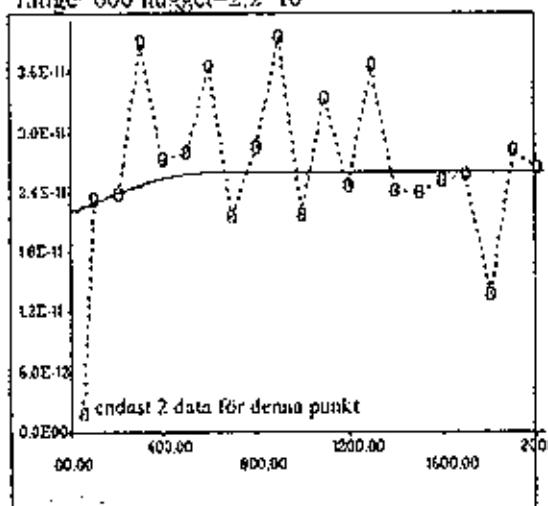


Fig. 39. Sfärisk modell, sill= $0.4 \cdot 10^{-11}$ ,  
range=600 nugget= $2.2 \cdot 10^{-11}$



## Beräkning av varians

När variansen skall beräknas kan detta ske enligt 2 metoder, *Linear* och *Non linear*. Trots att ekointegreringsdata uppvisar en icke normalfördelad spridning används den linjära modellen. Enligt Petitgas och Prampart (1994, sid. 1-2) ger den linjära modellen ett rättvisande medelvärde om data insamlats homogent över undersökningsområdet. Beräkningar grundade på den icke linjära metoden kan enl. samma källa bli kraftigt missvisande om den verkliga fördelningen inte är log-normal.

Resultaterande 6 beräkningar sammanfattas i nedanstående tabell, där standardavvikelser (s.d.) och variationskoefficienter (c.v. =  $100 \cdot \text{s.d.}/x$  där  $x$  = medelvärdet) anges. För att erhålla dessa data har polygonen delats in i 825 celler för Vänern och 480 för Vättern (ungefärlig storlek  $100 \cdot 100$  skalenheter, antal celler längs X/Y axlarna: 25/33 och 15/32 för resp. sjö). Denna typ av uppdelning i celler krävs av EVA för beräkning av standardavvikelser. Som framgår av tabellen var variationskoefficienten liten och förhållandevis oberoende av det använda variogrammet.

	s.d.	c.v.
<b>Vänern</b>		
variogram enl. Fig. 34	$5.4 \cdot 10^{-7}$	7.0
variogram enl. Fig. 35	$5.3 \cdot 10^{-7}$	6.8
variogram enl. Fig. 36	$5.7 \cdot 10^{-7}$	7.4
<b>Vättern</b>		
variogram enl. Fig. 37	$5.5 \cdot 10^{-7}$	12.1
variogram enl. Fig. 38	$5.1 \cdot 10^{-7}$	11.4
variogram enl. Fig. 39	$5.0 \cdot 10^{-7}$	11.0

## Täckningsgradens betydelse

Med täckningsgrad avses hur tät transekterna ligger. För att undersöka vilka följderna skulle bli om ekolodningarnas omfattning reduceras, har analyser genomförts som inkluderar endast varannan transekt. För Vänern har denna analys innefattat transekterna 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 16 (Fig. 40) alternativt 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 15 (Fig. 41). Motsvarande för Vättern var 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 (Fig. 42) och 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14 (Fig. 43). Samma polygon har använts som tidigare, trots att detta medför att vissa extrapoleringar görs. Variogrammen som används i dessa analyser visas nedan:



Fig. 40. Vänern, sfärisk modell, sill= $3 \cdot 10^{-11}$ , range=1000 skalenheter, nugget=0

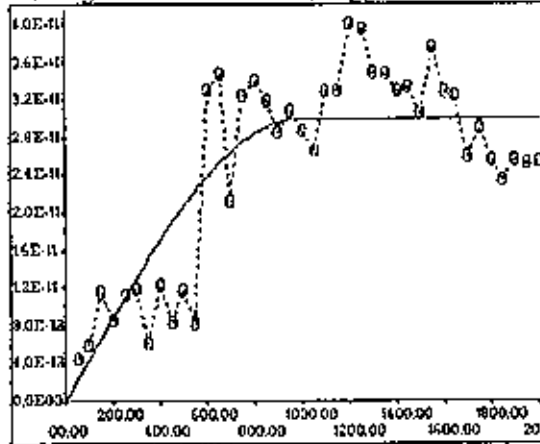


Fig. 41. Vänern, sfärisk modell, sill= $8 \cdot 10^{-11}$ , range=1000 skalenheter, nugget=0

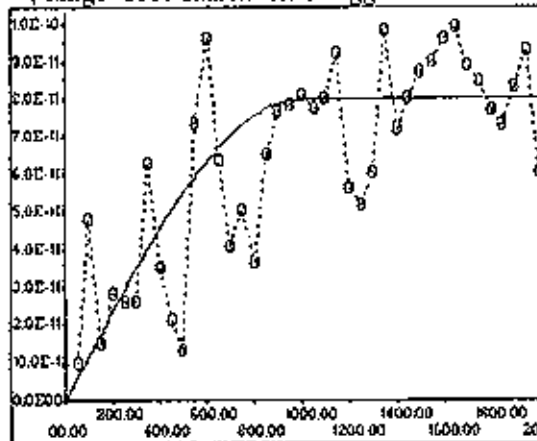


Fig. 42. Vättern, sfärisk modell, sill= $0.4 \cdot 10^{-11}$ , range=400 skalenheter, nugget= $2 \cdot 10^{-11}$

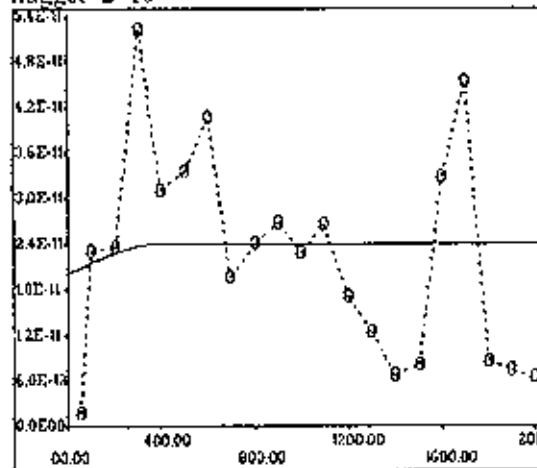
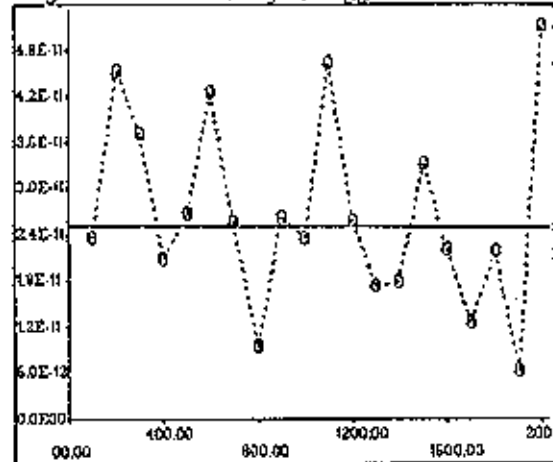


Fig. 43. Vättern, linjär, nugget= $2.5 \cdot 10^{-11}$



Som framgår av figurena ovan, blev variogrammen betydligt sämre när avstånden mellan transekterna ökades. Inte oväntat ökade även osäkerheten i medelvärdena (se nedan). Ökningen i osäkerhet blev störst för Vättern, där c.v. ökade från omk. 11% till 15-18%. Att ökningen blev mindre i Vänern förklaras sannolikt av att covariansen mellan närliggande områden var större där än i Vättern (jfr Fig. 34-36 med Fig. 37-39). Reduktion av antalet transekter gav följaktligen en större förlust av oberoende observationer i Vättern.

Vänern:

Fig. 40:  $7.2 \cdot 10^{-6} \pm 0.7 \cdot 10^{-6}$  (x±s.d.), c.v.=9.3%

Fig. 41:  $8.3 \cdot 10^{-6} \pm 0.7 \cdot 10^{-6}$  (x±s.d.), c.v.=8.0%

Vättern:

Fig. 42:  $4.1 \cdot 10^{-6} \pm 0.7 \cdot 10^{-6}$  (x±s.d.), c.v.=18%

Fig. 43:  $4.9 \cdot 10^{-6} \pm 0.7 \cdot 10^{-6}$  (x±s.d.), c.v.=15%

### EVA vs intertransekt-varianter

Et alternativt sätt att erhålla ett mått på osäkerheten i de hydroakustiska analyserna är att beräkna medelvärde och standardavvikelse baserat på transekterna. För Vänern blir resultatet av en sådan beräkning  $9.0 \cdot 10^{-6} \pm 5.4 \cdot 10^{-6}$  m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> (medelvärde ± s.d.) och c.v. blir 60%. Motsvarande för Vättern blir  $3.8 \cdot 10^{-6} \pm 2.6 \cdot 10^{-6}$ , 68%. Detta spridningsmått beskriver emellertid variationen mellan transekter och inte för det totala medelvärdet. En parameter som bättre kan jämföras med den standardavvikelse som beräknades med EVA är medelfelet (standard error), vilket för transekterna i Vänern är  $1.4 \cdot 10^{-6}$  (15% av medelvärdet) och i Vättern  $7.0 \cdot 10^{-7}$  (18%). Jämförbart värde beräknat med EVA var 6.8-7.4% resp. 11.0-12.1%.

Denna analys skulle kunna drivas vidare genom att ge transekterna olika vikt i proportion till deras längd. En sådan förfining

av analysen är emellertid tveksam, eftersom avstånden mellan närliggande transekter i Väneren är mindre än 1200-1500 skalenheter, vilket enligt variogramanalysen för denna sjö krävs för oberoende mellan observationer.

### EVA vs variation mellan 1 nm avsnitt

Ett mer "extremt" sätt att få ett mått på osäkerheten i medelvärdet är att beräkna medelfelet från de 184 resp. 94 analyserade, 1 nm långa avsnitten. Medelfelet värde blir för Väneren  $4.9 \cdot 10^{-5}$  eller 6.4% av medelvärdet och för Vättern  $5.4 \cdot 10^{-7}$  och 12%. För Väneren är dessa värden är 0.4-1 procentenhet lägre än EVAs standardavvikelse och för Vättern faller värdet inom intervallet som ges av EVA. I synnerhet i Väneren är det statistiska beroendet mellan närliggande avsnitt emellertid starkt, varför detta beräkningssätt inte ger ett tillförlitligt resultat.

### EVA vs mellandygns-variation

I syfte att undersöka hur variansberäkningar erhållna med EVA förhåller sig till beräkningar baserade på replikat, har ekolodsdata från Himmerfjärden i norra egentliga Östersjön analyserats. Genom att relativt omfattande ekolodningar genomförts 5 nätter i rad (10-14 april 1991) har c.v. för fiskmängd i området beräknats till 9% (Hansson 1993). När c.v. beräknas för varje enskild natt med EVA erhålls värden mellan 5 och 8%, d.v.s. något lägre variation.

Den något högre variationen som erhöles mellan nätter kan ha orsakats av vandringar till och från området, varför skillnaderna inte är förvånande. Sammanfattningsvis kan dock konstateras en god överensstämmelsen mellan variationer som beräknats från replikat och sådan som härlests med EVA.

### Variation - täckningsgrad

Vid en empirisk jämförelse mellan variation och ekolodningarnas *täckningsgrad* (se nedan) fann Aglen (1983) att sambandet kunde beskrivas med ekvationen

$$CV = 0.5 \left( \frac{D}{\sqrt{A}} \right)^{-0.41}$$

där  $D$  är de ekolodade transekternas längd och  $A$  är den yta dessa skall representera (=polygonen). Uttrycket  $D/\sqrt{A}$  benämnes *täckningsgrad*.

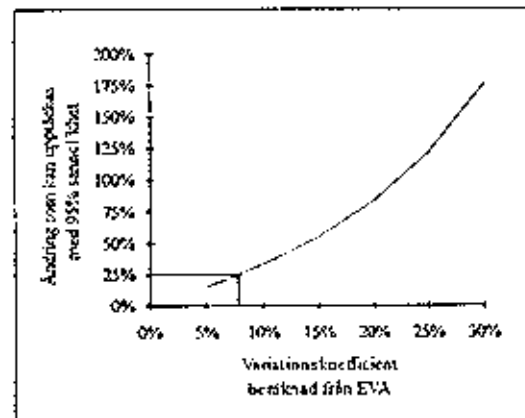
För föreliggande erhöles följande:

Sjö	Täckningsgrad	Aglen's c.v.	EVA's c.v.
Väneren	6.3	24%	6.8-7.4
Vättern	5.1	26%	11.0-12.1

Orsaken till den stora skillnaden mellan prediktioner från Aglen's ekvation och EVA är sannolikt att ekvationen överskattar variationen vid hög täckningsgrad (jfr. Pope 1984 och Hansson 1993).

### Säkerhet - provtagningsintensitet

Möjligheten att upptäcka förändringar i fiskmängden påverkas av ekolodningarnas omfattning. I Fig. 44 visas sambandet mellan variationskoefficienten (c.v.) och storleken på den förändring som krävs för att denna skall upptäckas. Som framgår skall variationskoefficienten vara 8% för att en ökning av fiskmängden med 25% skall upptäckas med 95% sannolikhet. Data från 1993 tyder på att det nuvarande ekolodsprogrammet bör kunna uppfylla detta kriterium.



Ovanstående analys baseras på att den standardavvikelse som beräknas med EVA är att jämföra med medelfelet (standard error, s.e. [Pierre Petitgas, personlig kommentar]). För att undersöka om skillnaden mellan två observationer är signifikant skild från noll, beräknas det 95%-iga konfidensintervallet för skillnaden mellan observationerna. Om värdet noll inte omfattas av konfidensintervallet är skillnaden signifikant. Det 95%-iga konfidensintervallet för differansen mellan observationerna har approximerats med ekvationen (Dixon och Massey 1969, sidan 123):

$$(x_1 - x_2) \pm 2 \cdot \sqrt{(s.e._1)^2 + (s.e._2)^2}$$

## Slutsatser

Vid en bedömning av föreliggande resultat skall distinktionen mellan "accuracy" och "precision" (Andrew och Mapstone 1987) beaktas. Med accuracy avses hur väl en mätning återger det verkliga värdet, medan precision beskriver hur reproducerbart ett värde är. Vid exempelvis låg accuracy och hög precision erhålls liten spridning mellan replikat men värden som avviker påtagligt från det sanna värdet. Låg accuracy vid ekolodningar kan erhållas om t.ex. TSElevationen är felaktig eller fisken till stor del befinner utanför det ekolodade området. För Vätern kan detta ha varit fallet om fisk fanns ansamlad i den icke ekolodade norra delen av den östra bassängen. Genom att ekolodningarna i Vätern fr.o.m. 1994 kompletterats med en transekt i norra delen av sjön, har sannolikt både accuracy och precision förbättrats. Den i denna uppsats genomförda analysen syftar främst till att belysa ekolodningarnas precision.

Som framgått ovan erbjuder det geostatistiska programmet EVA möjligheter att tolka insamlade hydroakustiska data. Med den geografiska täckning som ekolodningarna hade 1993, blev variationskoefficienten mindre än 10% i Vätern och drygt 10% i Vättern. Det är vanskligt att, enbart på 1993 års data, avgöra om den högre variationen i estimat från Vättern beror på den något lägre täckningsgraden i denna sjö eller om det är ett slumpresultat.

Att genomföra denna analys har krävt omfattande analyser av ekolodningarna, vilket självfallet tar en betydande tid. Ett minskat antal ekolodade transekter skulle självfallet minska tidsåtgången för såväl fältarbete som analyser. Färre transekter skulle emellertid också försämra möjligheten att upptäcka förändringar i fiskbestånden. Med nuvarande täckningsgrad tyder 1993 års resultat på att en 25% förändring av fiskmängden bör kunna upptäckas med ung. 95% sannolikhet.

## Referenser

Aglan, A. 1983. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fisheries report* 300: 293-298.

- Andrew, N., and B. Mapstone. 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 25: 39-90.
- Clark, I. 1987. *Practical geostatistics*. Elsevier applied science, London and New York 1-129.
- Dixon, W. J. and Massey Jr, F. J. 1969. *Introduction to statistical analysis*. McGraw-Hill Book Company, New York. 1-638.
- Enderlein, O., and M. Appelberg. 1992. Sampling stocks of *Coregonus lavaretus* and *C. albula* with pelagic gillnets, trawls and hydroacoustic gear. *Pol Arch Hydrobiol* 39: 771-777.
- Hansson, S. 1993. Variation in Hydroacoustic Abundance of Pelagic Fish. *Fisheries Research* 16: 203-222.
- Petitgas, P., and A. Prampart. 1994. EVA (Estimation VARIance). A geostatistical software on IBM-PC for structure characterization and variance computation.
- Pope, J. G. 1984. Statistics and survey design. Subject group L. Rapp P-v reum cons int explor mer 184: 128-133.
- Wallace, P. D., S. Pisanty., and T. Lindem. 1992. Acoustic Assessment of the Number of Pelagic Fish in Lake Kinneret, Israel. *Hydrobiologia* 231: 153-163.

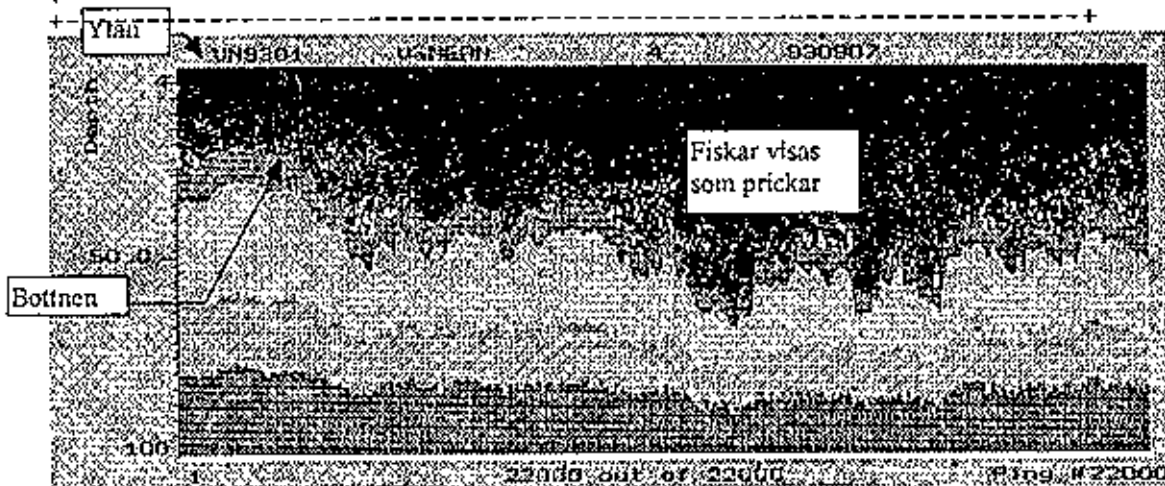
## Appendix 1

Nedan återfinns utskrifter av en IFILE-information (användas av HADAS för dokumentation av en ekolodsfil) och tillhörande ekograf från de hydroakustiska transekter som ligger till grund för denna analys. Dokumentation för samtliga analyserade filer återfinns i appendix. 2 och 3.

```

+-----+
| File Identification = VN9301                      Rec # 18 of 40 |
| Survey Area       = VÄNERN                        |
| Date (dd/mm/yy)  = 930907                        |
| Transect         = 4                              |
| Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                        |
| #Pings to digitize = 22000                      |
| Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV |
| Bottom level     = 4000      mV                  |
| Bottom duration  = 8      # samples > BTMlev    |
| Bottom backstep  = 0      meters over bottom    |
| Surface noise    = 0      meters                |
| Single fish     = 12      # samples             |
| Remarks         =                               |
| Maximum depth   = 100      max 200 meters       |
| Transducer file = TR7024      Calibration file = TSNHPC |
+-----+

```



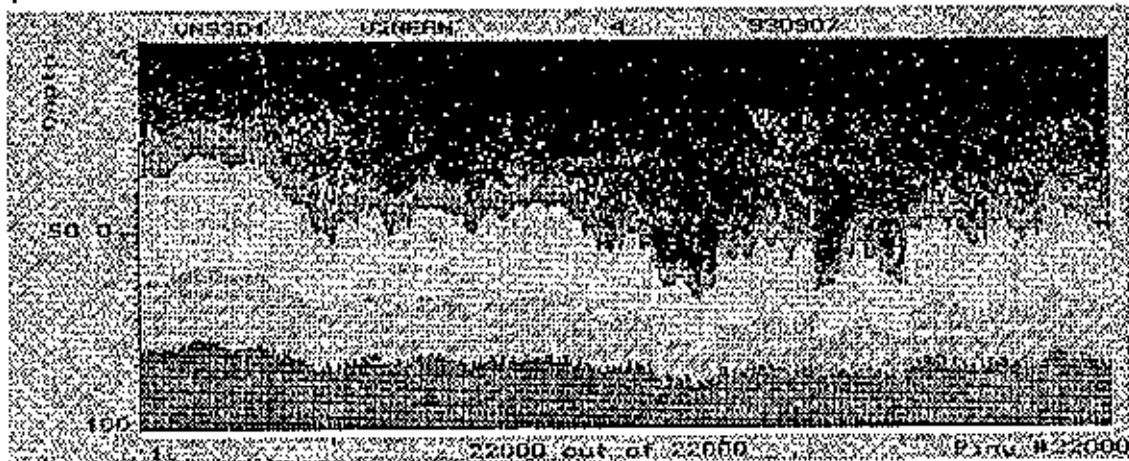
## Appendix 2 - Vänern

Nedan återfinns utskrifter av den FILE-information och ekografer av de hydroakustiska transekter som ligger till grund för denna analys. För vissa av transekterna har även kommentarer lämnats.

```

+-----+-----+
| File Identification = VN9301                               Rec # 18 of 40 |
| Survey Area      = VÄNERN      Max-djup 65 m             |
| Date (dd/mm/yy)  = 930907                                           |
| Transect         = 4                                                  |
| Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                                           |
| #Pings to digitize = 22000                                           |
| Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV         |
| Bottom level     = 4000      mV                                     |
| Bottom duration  = 8        # samples > BTMlev            |
| Bottom backstep  = 0        meters over bottom            |
| Surface noise    = 0        meters                         |
| Single fish      = 12       # samples                      |
| Remarks          =                                                  |
| Maximum depth    = 100      max 200 meters                |
| Transducer file  = TR7024  Calibration file = TSNHPC       |
+-----+-----+

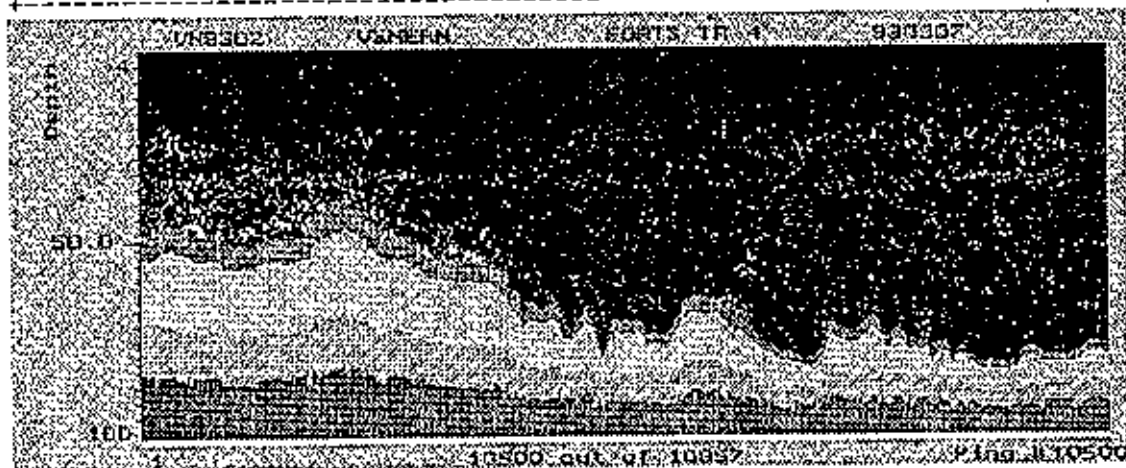
```



```

File Identification = VN9302                      Rec # 19 of 40
Survey Area       - VANERN      Max-djup 83 m
Date (dd/mm/yy)  - 930907
Transect         - FORTS TR 4
Echosounder      - EY-M        Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       - TR7024
#Pings to digitize - 10957
Noise level      - XXX         mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     - 4000        mV
Bottom duration  - 8           # samples > BTMlev
Bottom backstep  - 0           meters over bottom
Surface noise    - 0           meters
Single fish      - 12          # samples
Remarks         -
Maximum depth    - 100         max 200 meters
Transducer file  - TR7024     Calibration file - TSNHPC

```



```

+-----+-----+
| File Identification = VN9303                               Rec # 20 of 40 |
+-----+-----+
| Survey Area       = VANERN                               Max-djup 84 m |
| Date (dd/mm/yy)  = 930908                               |
| Transect         = TR 1                                  |
| Echosounder      = EY-M                               Gain= 8 [2..10] Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                               |
| #Pings to digitize = 22505                               |
| Noise level      = XXX                               mV, adjusted to 280 mV |
| Bottom level     = 5000                               mV |
| Bottom duration  = 8                                   # samples > BTMlev |
| Bottom backstep  = 0                                   meters over bottom |
| Surface noise    = 0                                   meters |
| Single fish      = 12                                   # samples |
| Remarks          =                                       |
| Maximum depth    = 100                               max 200 meters |
| Transducer file  = TR7024                               Calibration file = TSNHPC |
+-----+-----+

```



```

+-----+
| File Identification = VN9304                      Rec # 21 of 40 |
| Survey Area       = VÄNERN      Max-djup 59 m    |
| Date (dd/mm/yy)  = 930908                               |
| Transect         = FORTS.TR 1                               |
| Echosounder      = EY-M      Gain= 8 (2..10)  Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                               |
| #Pings to digitize = 11204                               |
| Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV      |
| Bottom level     = 5000      mV                          |
| Bottom duration  = 8        # samples > BTMlev         |
| Bottom backstep  = 0        meters over bottom         |
| Surface noise    = 0        meters                     |
| Single fish      = 12      # samples                   |
| Remarks          =                                         |
| Maximum depth    = 70      max 200 meters              |
| Transducer file  = TR7024  Calibration file = TSNHPC    |
+-----+

```





```

File Identification = VN9305                      Rec # 22 of 40
Survey Area       = VANERN      Max-djup 70 m
Date (dd/mm/yy)  = 930908
Transect         = START TR 2
Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 22357
Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000     mV
Bottom duration  = 8      # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0      meters over bottom
Surface noise    = 0      meters
Single fish      = 12     # samples
Remarks         =
Maximum depth    = 70     max 200 meters
Transducer file  = TR7024 Calibration file = TSNHPC

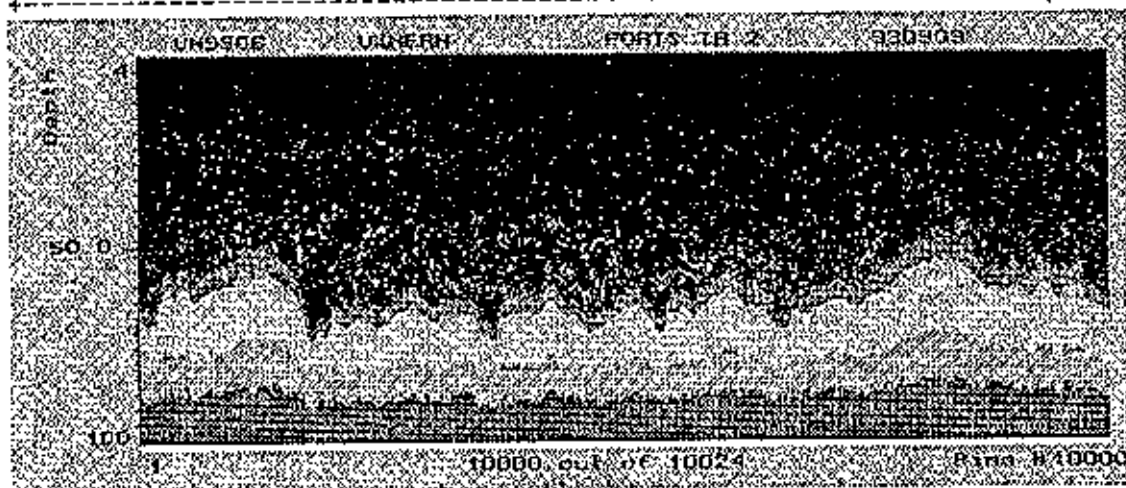
```



```

File Identification - VN9306                      Rec # 23 of 40
Survey Area       = VÄNERN           Max-djup 72 m
Date (dd/mm/yy)  = 930909
Transect         = FORTS TR 2
Echosounder      = EY-M             Gain= 8 (2..10)  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 10024
Noise level      = XXX             mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000           mV
Bottom duration  = 8              # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0              meters over bottom
Surface noise    = 0              meters
Single fish      = 12            # samples
Remarks
Maximum depth    = 100           max 200 meters
Transducer file  = TR7024       Calibration file = TSNHPC

```



```

+-----+-----+
| File Identification - VN9307                               Rec # 24 of 40 |
+-----+-----+
| Survey Area      = VANERN      Max-djup 87 m             |
| Date (dd/mm/yy) = 930909                                           |
| Transect        = START TR 3                                         |
| Echosounder     = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |
| Transducer      = TR7024                                           |
| #Pings to digitize = 21859                                           |
| Noise level     = XXX      mV, adjusted to 280 mV           |
| Bottom level    = 5000      mV                                     |
| Bottom duration = 8        # samples > BTMlev              |
| Bottom backstep = 0        meters over bottom              |
| Surface noise   = 0        meters                             |
| Single fish     = 12      # samples                            |
| Remarks        =                                                    |
| Maximum depth  = 100      max 200 meters                    |
| Transducer file = TR7024  Calibration file = TSNHPC          |
+-----+-----+

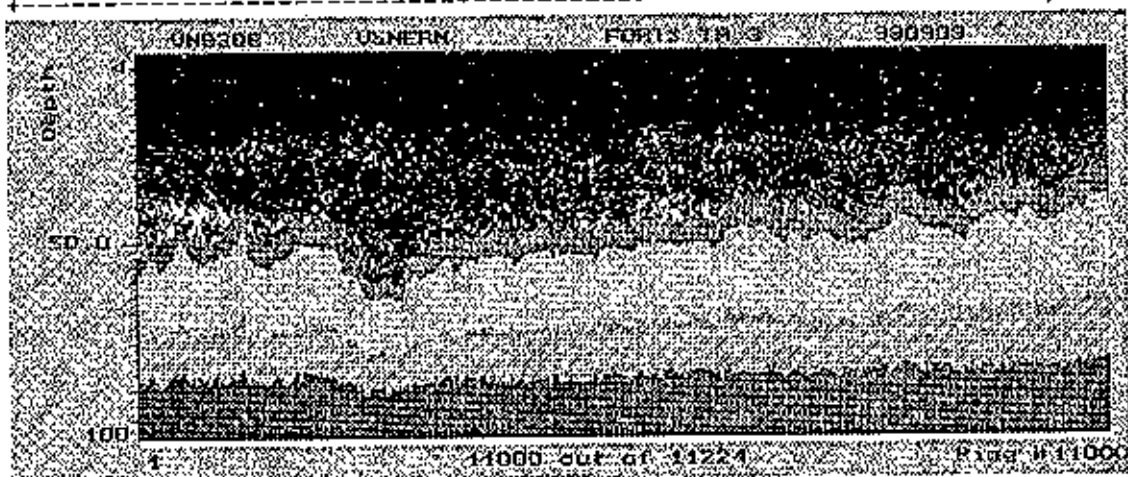
```



```

File Identification - VN9308                      Rec # 25 of 40
Survey Area      - VÄNERN      Max-djup 61 m
Date (dd/mm/yy) = 930909
Transect        = FORTS TR 3
Echosounder     = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer      = TR7024
#Pings to digitize = 11224
Noise level     = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level    = 5000     mV
Bottom duration = 8        # samples > BTMlev
Bottom backstep = 0        meters over bottom
Surface noise   = 0        meters
Single fish     = 12      # samples
Remarks
Maximum depth  = 100      max 200 meters
Transducer file = TR7024  Calibration file - TSNHPC

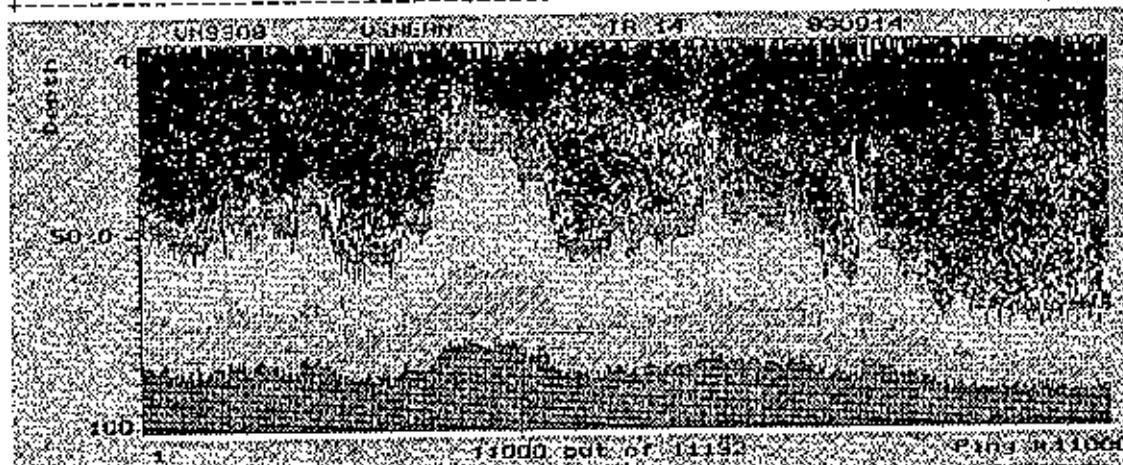
```



```

File Identification = VN9309                      Rec # 26 of 40
Survey Area       = VANERN      Max-djup 70 m
Date (dd/mm/yy)  = 930914
Transect         = TR 14
Echosounder      = EY-M        Gain- 8 [2..10]  Tvg- 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 11192
Noise level      = XXX         mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000       mV
Bottom duration  = 8         # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0         meters over bottom
Surface noise    = 0         meters
Single fish     = 12        # samples
Remarks        = TR VID ÅMÅL. INKONS. TR .
Maximum depth   = 100       max 200 meters
Transducer file  = TR7024   Calibration file = TSNHPC

```

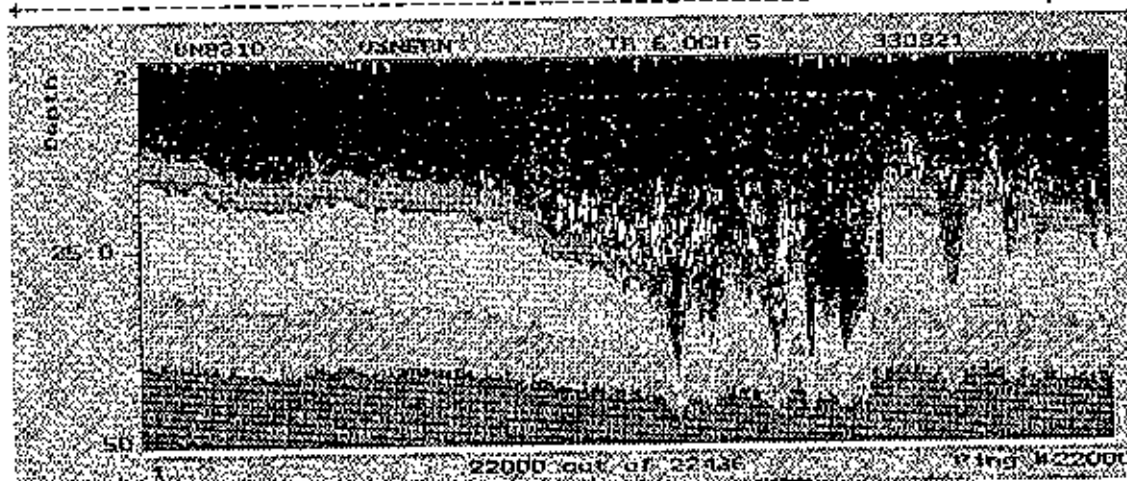


Många ekon vid ytan - fisk eller störningar?

```

File Identification = VN9310                      Rec # 27 of 40
Survey Area      = VÄNERN      Max-djup 41 m
Date (dd/mm/yy) = 930921
Transect        = TR 6 OCH 5
Echosounder     = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer      = TR7024
#Pings to digitize = 22436
Noise level     = XXX      mV, adjusted to 290 mV
Bottom level    = 5000     mV
Bottom duration = 8      # samples > BTMlev
Bottom backstep = 0      meters over bottom
Surface noise   = 0      meters
Single fish     = 12     # samples
Remarks        = TVÅ TR I KINNEVIKEN.
Maximum depth   = 50     max 200 meters
Transducer file = TR7024  Calibration file - TSNHPC

```



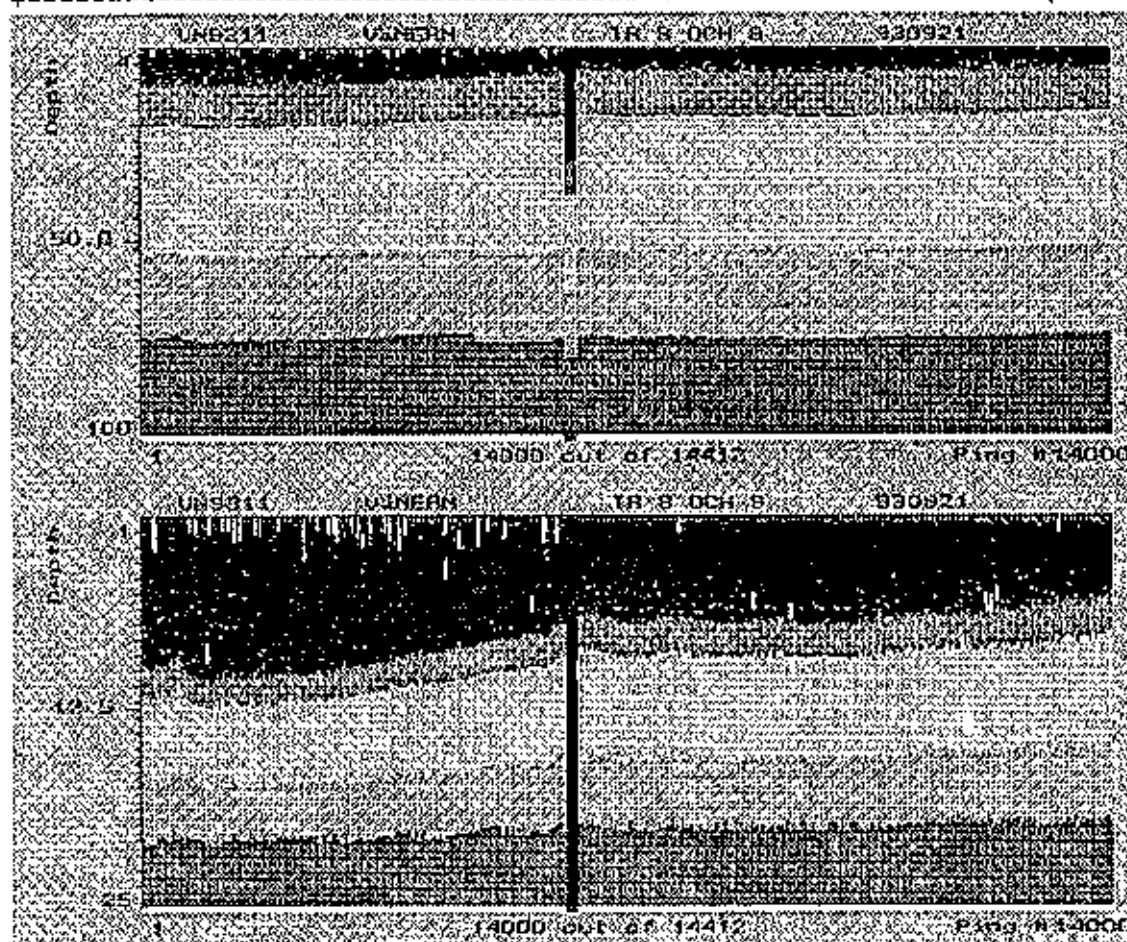
Märkligt markerad "linje" på omkr. 10 m djup - störning?

```

-----
File Identification = VN9311                      Rec # 28 of 40

Survey Area      = VÄNERN      Max-djup 10 m
Date (dd/mm/yy) - 930921
Transect        - TR 8 OCH 9
Echosounder     - EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer      - TR7024
#Pings to digitize - 14412
Noise level     - XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level    - 5000     mV
Bottom duration - 8        # samples > BTMlev
Bottom backstep - 0        meters over bottom
Surface noise   - 0        meters
Single fish    - 12        # samples
Remarks       - TVÅ TR I KINNEVIKEN.
Maximum depth  - 30        max 200 meters
Transducer file - TR7024  Calibration file - TSNHPC
-----

```

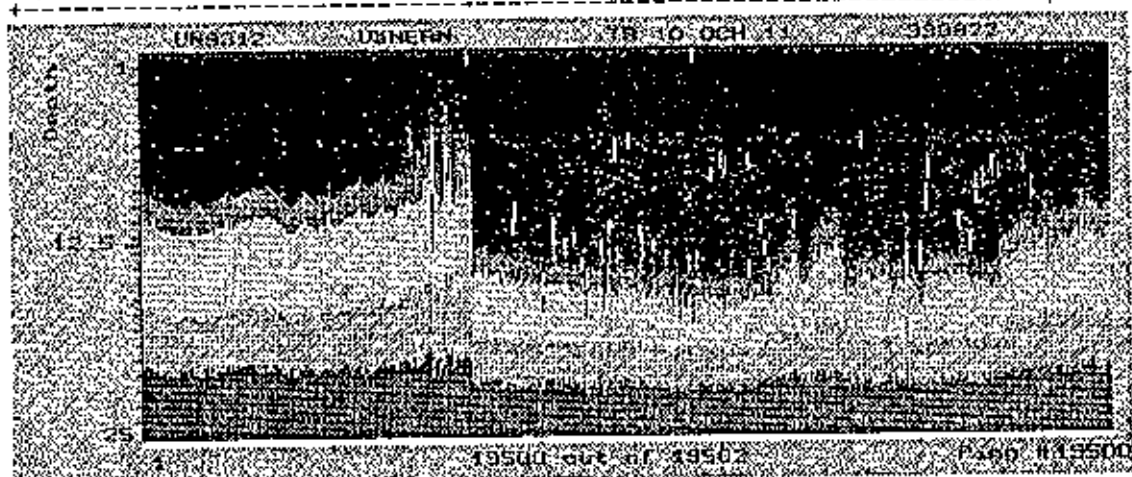


Mkt yt-nära ekon i början av körningen.

```

File Identification = VN9312                      Rec # 29 of 40
Survey Area       = VANERN      Max-djup 15 m
Date (dd/mm/yy)  = 930922
Transect         = TR 10 OCH 11
Echosounder      = EY-M      Gain- 8 [2..10]  Tvq= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 19502
Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000     mV
Bottom duration  = 8        # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0        meters over bottom
Surface noise    = 0        meters
Single fish      = 12      # samples
Remarks         =
Maximum depth    = 100     max 200 meters
Transducer file  = TR7024  Calibration file = TSNHPC

```

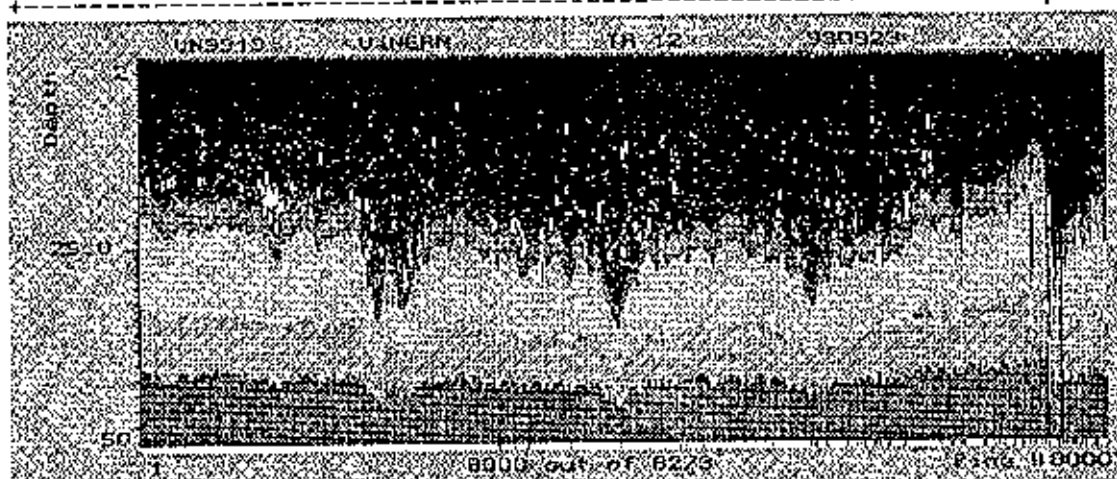




```

+-----+
| File Identification = VN9313                               Rec # 30 of 40 |
| Survey Area      - VANERN                               Max-djup 41 m |
| Date (dd/mm/yy)  = 930923                               |
| Transect         = TR 12                                |
| Echosounder      - EY-M                               Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |
| Transducer       - TR7024                               |
| #Pings to digitize - 8279                               |
| Noise level      - XXX                               mV, adjusted to 280 mV |
| Bottom level     - 5000                               mV |
| Bottom duration  - 8                                   # samples > BTMlev |
| Bottom backstep  = 0                                   meters over bottom |
| Surface noise    = 0                                   meters |
| Single fish      = 12                                   # samples |
| Remarks         =                                       |
| Maximum depth    - 100                               max 200 meters |
| Transducer file  - TR7024                               Calibration file = TSNHPC |
+-----+

```

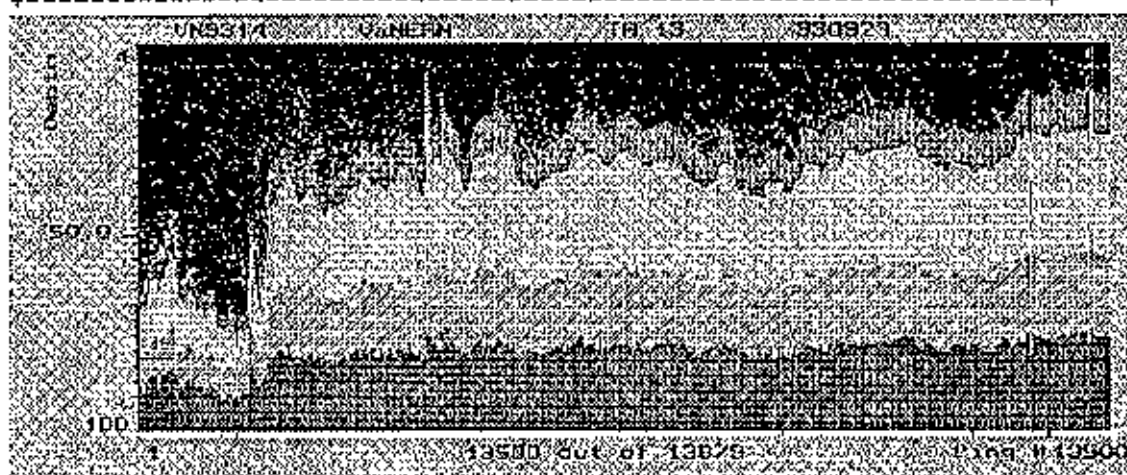


"Bottengenomslag" i slutet av inspelningen, varför botten innan analysen omdefinierade manuellt inom detta område.

```

+-----+-----+
| File Identification = VN9314                      Rec # 31 of 40 |
| Survey Area       = VANERN                        Max-djup 72 m |
| Date (dd/mm/yy)  = 930923                       |
| Transect         = TR 13                         |
| Echosounder      = EY-M                          Gain= 8 [2..10] Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                       |
| #Pings to digitize = 13879                      |
| Noise level      = XXX                           mV, adjusted to 280 mV |
| Bottom level     = 5000                           mV |
| Bottom duration  = 8                             # samples > BTMlev |
| Bottom backstep  = 0                             meters over bottom |
| Surface noise    = 0                             meters |
| Single fish      = 12                            # samples |
| Remarks          = KONSTIG INSP. |
| Maximum depth    = 100                           max 200 meters |
| Transducer file  = TR7024                        Calibration file = TSNHPC |
+-----+-----+

```

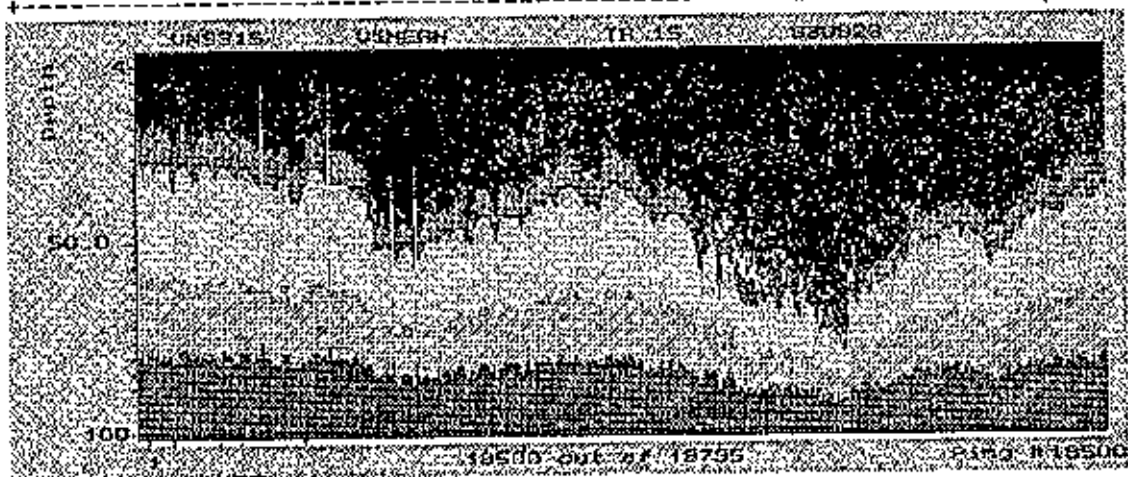


Påtaglig "linje" på omk. 6 m

```

File Identification = VN9315                      Rec # 32 of 40
Survey Area       = VÄNERN                      Max-djup 76 m
Date (dd/mm/yy)  = 930923
Transsect        = TR 15
Echosounder      = EY-M                      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 18795
Noise level      = XXX                      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000                      mV
Bottom duration  = 8                        # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0                        meters over bottom
Surface noise    = 0                        meters
Single fish     = 12                        # samples
Remarks         = KONSTIG INSP.
Maximum depth    = 100                      max 200 meters
Transducer file  = TR7024                    Calibration file = TSNHPC

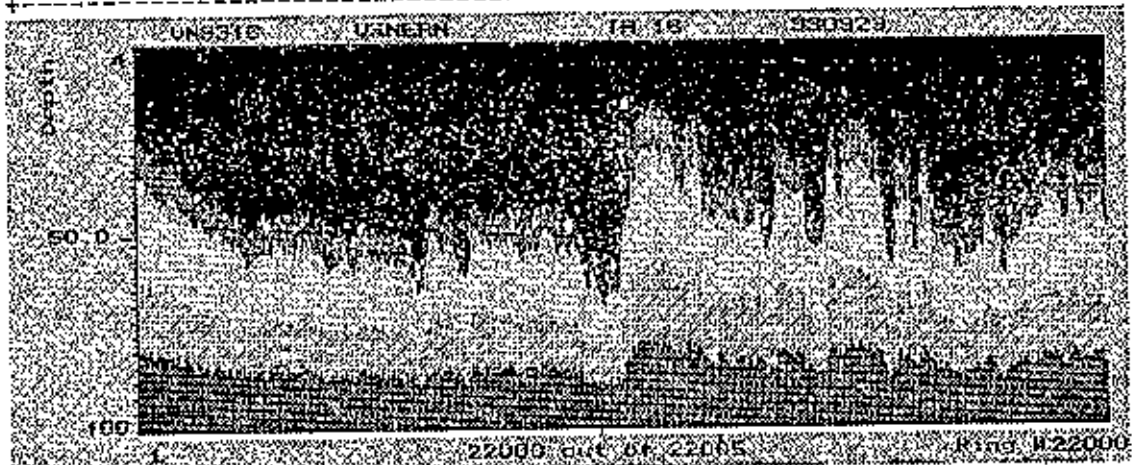
```



```

File Identification = VN9316                      Rec # 33 of 40
Survey Area       = VÄNERN                      Max-djup 65 m
Date (dd/mm/yy)  = 930923
Transect         = TR 16
Echosounder      = EY-M                      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 22005
Noise level      = XXX                      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000                      mV
Bottom duration  = 8                        # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0                        meters over bottom
Surface noise    = 0                        meters
Single fish     = 12                        # samples
Remarks         = KAL. OK PÅ DETTA BAND.
Maximum depth    = 100                      max 200 meters
Transducer file  = TR7024                    Calibration file - TSNHPC

```

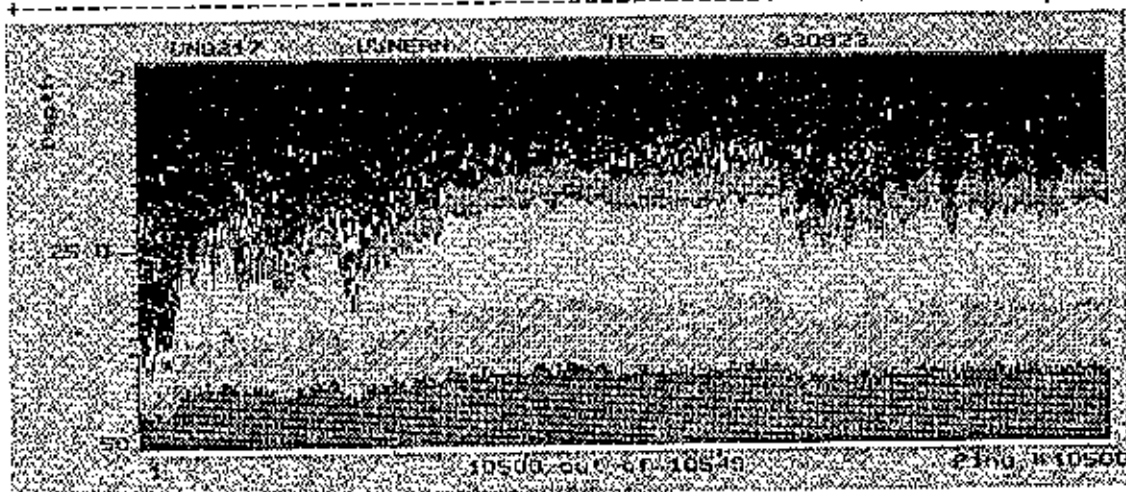


"Linje" på omk. 6 m djup

```

File Identification = VN9317                      Rec # 34 of 40
Survey Area       = VÄNERN                      Max-djup 40 m
Date (dd/mm/yy)  = 930923
Transect         = TR 5
Echosounder      = EY-M                      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 10549
Noise level      = XXX                      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000                      mV
Bottom duration  = 8                        # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0                        meters over bottom
Surface noise    = 0                        meters
Single fish     = 12                        # samples
Remarks        = KAL. OK PÅ DETTA BAND.
Maximum depth   = 60                        max 200 meters
Transducer file  = TR7024                    Calibration file = TSMHPC

```



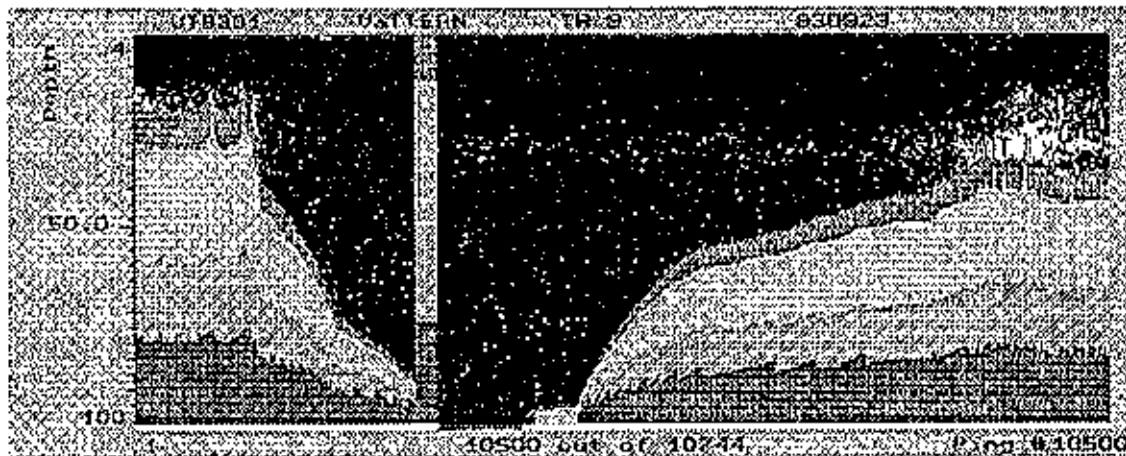
## Appendix 3 - Vättern

Nedan återfinns utskrifter av den IFILE-information och ekografer av de hydroakustiska transekter som ligger till grund för denna analys. För vissa av transekterna har även kommentarer lämnats.

```

-----
: File Identification = VT9301                      Rec # 10 of 24
:
: Survey Area      = VÄTTERN
: Date (dd/mm/yy) = 930823
: Transect        = TR 9
: Echosounder     = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
: Transducer      = TR7024
: #Pings to digitize = 10744
: Noise level     = XXX      mV, adjusted to 280 mV
: Bottom level    = 5000     mV
: Bottom duration = 8       # samples > BTMlev
: Bottom backstop = 0       meters over bottom
: Surface noise   = 0       meters
: Single fish     = 12      # samples
: Remarks         =
: Maximum depth   = 100     max 200 meters
: Transducer file = TR7024  Calibration file = TSMHPC
-----

```

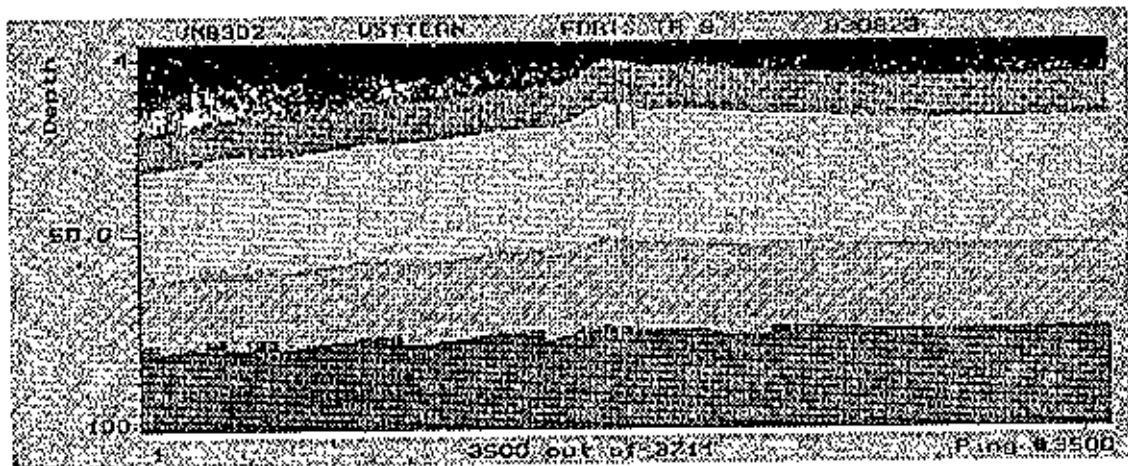


Sannolikt spök-ekon från botten vid ank. ping 3000-3300, botten omdefinierad så att denna sektion utgätt från analysen. Övan visas både original om justerad ekograf.

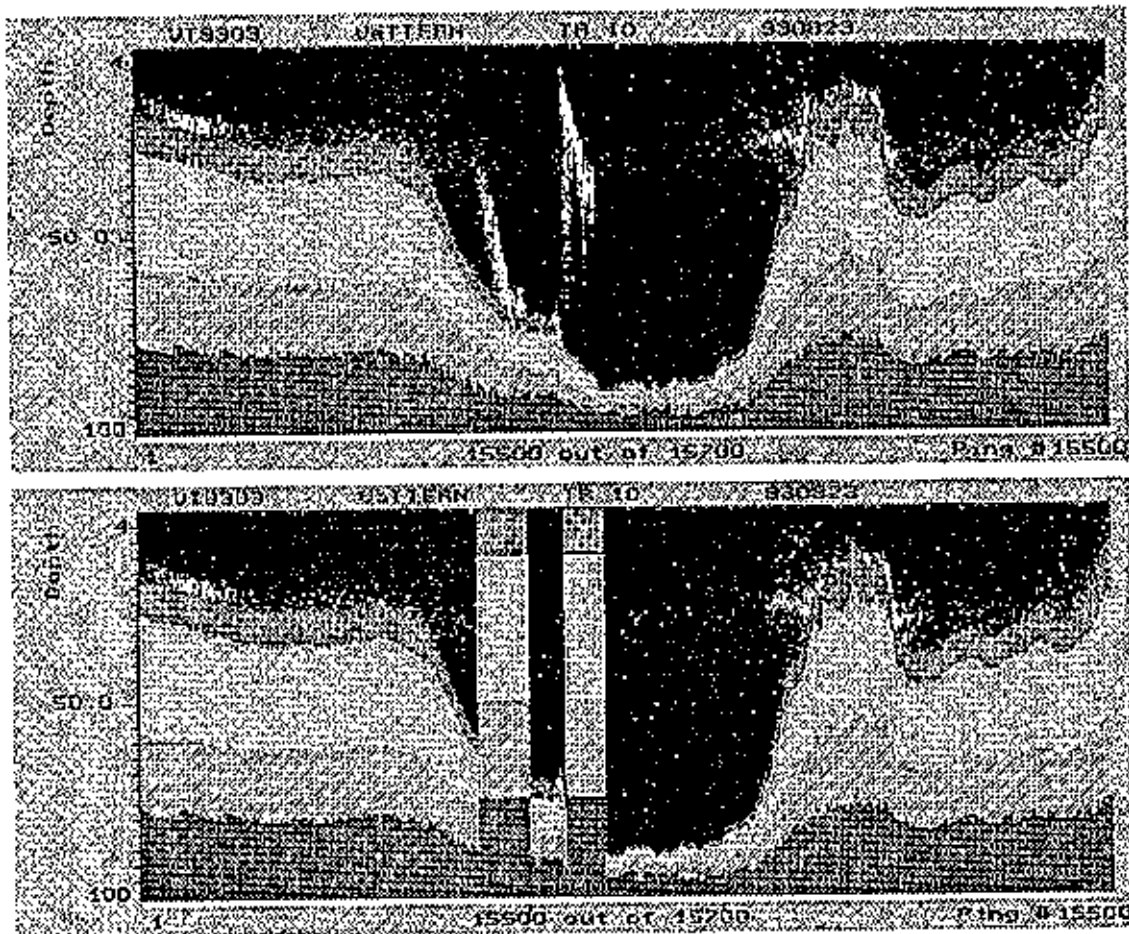
```

-----
File Identification = VN9302                      Rec # 11 of 24
Survey Area       = VITTERN
Date (dd/mm/yy)  = 930823
Transect         = FORTS TR 9
Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 3711
Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000     mV
Bottom duration  = 8       # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0       meters over bottom
Surface noise    = 0       meters
Single fish      = 12      # samples
Remarks         = OBS FELAKTIGT FILNAMN VT
Maximum depth    = 100     max 200 meters
Transducer file  = TR7024  Calibration file = TSNHPC
-----

```



File Identification - VT9303		Rec # 12 of 24
Survey Area	=	VÄTTERN
Date (dd/mm/yy)	=	930823
Transect	=	TR 10
Echosounder	=	EY-M Gain= 8 [2..10] Tvg= 40 logR
Transducer	=	TR7024
#Pings to digitize	=	15700
Noise level	=	XXX mV, adjusted to 280 mV
Bottom level	=	5000 mV
Bottom duration	=	8 # samples > BTMlev
Bottom backstep	=	0 meters over bottom
Surface noise	=	0 meters
Single fish	=	12 # samples
Remarks	=	
Maximum depth	=	100 max 200 meters
Transducer file	=	TR7024 Calibration file - TSNHPC



Sannolikt spök-ekon från botten vid omk. ping 5400-6200 och 6800-7400, botten odefinierad så att denna sektion utgått från analysen. Övan visas både original om justerad ekograf.



```

+-----+
| File Identification = VT9304                      Rec # 13 of 24 |
| Survey Area       = VATTERN                       |
| Date (dd/mm/yy)  = 930823                       |
| Transect         = TR 11                         |
| Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                       |
| #Pings to digitize = 20809                      |
| Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV |
| Bottom level     = 5000      mV                 |
| Bottom duration  = 8      # samples > BTMlev    |
| Bottom backstep  = 0      meters over bottom    |
| Surface noise    = 0      meters                 |
| Single fish      = 12      # samples            |
| Remarks         =                               |
| Maximum depth    = 100      max 200 meters      |
| Transducer file  = TR7024      Calibration file = TSNHPC |
+-----+

```

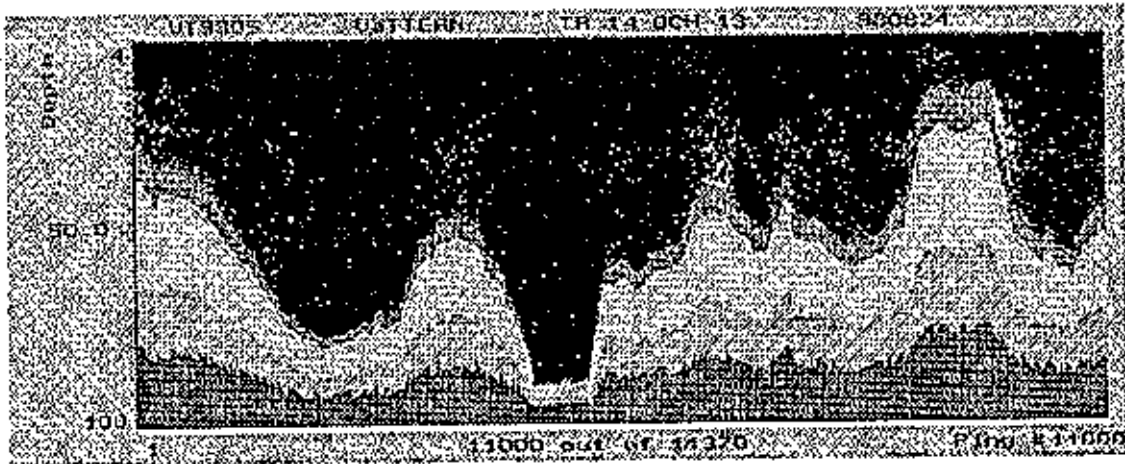


Band (störning?) på 4-5 m djup.

```

+-----+
| File Identification = VT9305                               Rec # 14 of 24 |
| Survey Area       = VETERN                                |
| Date (dd/mm/yy)  = 930824                                |
| Transect         = TR 14 OCH 13                          |
| Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvq= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                                |
| #Pings to digitize = 11370                               |
| Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV      |
| Bottom level     = 5000      mV                          |
| Bottom duration  = 8        # samples > BTMlev          |
| Bottom backstep  = 0        meters over bottom          |
| Surface noise    = 0        meters                      |
| Single fish      = 12      # samples                    |
| Remarks          =                                         |
| Maximum depth    = 100      max 200 meters              |
| Transducer file  = TR7024  Calibration file - TSNHPC    |
+-----+

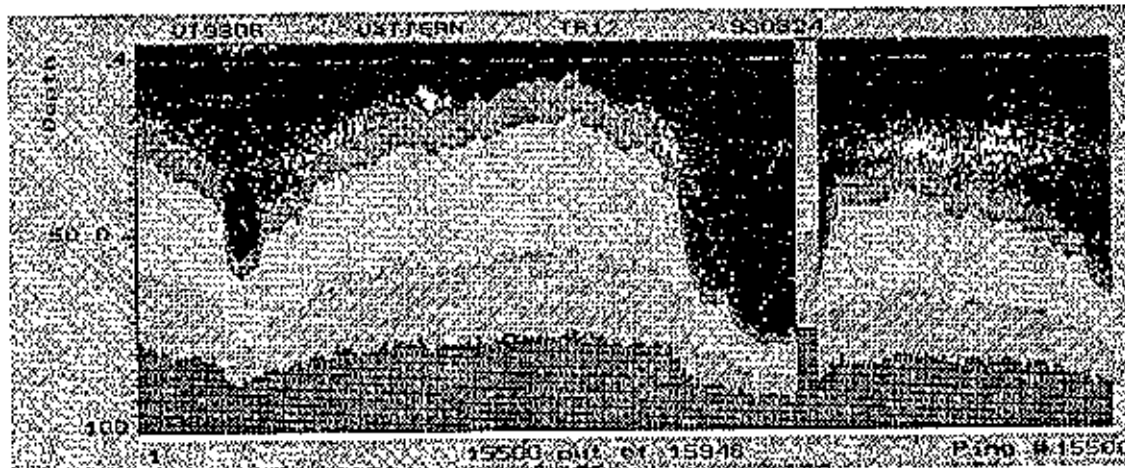
```



```

File Identification = VT9306                      Rec # 15 of 24
Survey Area       = VATTERN
Date (dd/mm/yy)  = 930824
Transect         = TR12
Echosounder      = EY-M      Gain- 8 [2..10]  Tvg- 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 15946
Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 5000    mV
Bottom duration  = 8       # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0       meters over bottom
Surface noise    = 0       meters
Single fish      = 12     # samples
Remarks         =
Maximum depth    = 100    max 200 meters
Transducer file  = TR7024 Calibration file = TSNHPC

```



Band (störning?) på 5 m djup.

Sannolikt spök-ekon från botten vid omk. ping 10600-10900, botten omdeterminerad så att denna sektion utgätt från analysen. Övan visas både original om justerad ekograf.

```

+-----+-----+
| File Identification = VT9307                               | Rec # 16 of 24 |
+-----+-----+
| Survey Area      -   VATTERN                               |                   |
| Date (dd/mm/yy) -   930827                               |                   |
| Transect        -   TR 7                                  |                   |
| Echosounder     -   EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |                   |
| Transducer      -   TR7024                               |                   |
| #Pings to digitize = 16961                               |                   |
| Noise level     =   XXX      mV, adjusted to 280 mV      |                   |
| Bottom level    =   5000      mV                          |                   |
| Bottom duration =   8         # samples > BTMlev         |                   |
| Bottom backstep =   0         meters over bottom        |                   |
| Surface noise   =   0         meters                     |                   |
| Single fish    =   12         # samples                  |                   |
| Remarks        =   =                                           |                   |
| Maximum depth  =   100      max 200 meters              |                   |
| Transducer file =   TR7024  Calibration file - TSNHPC    |                   |
+-----+-----+

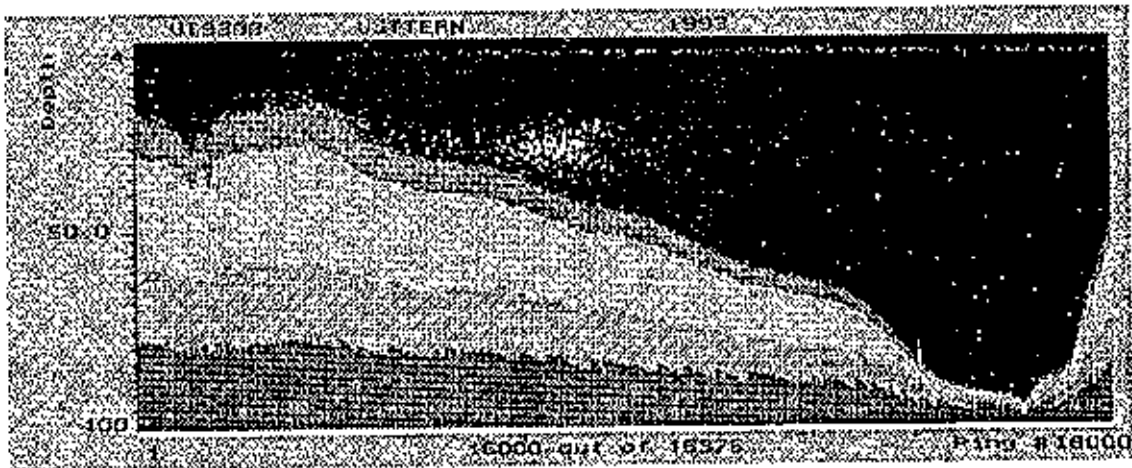
```



```

+-----+-----+
| File Identification = VT9308                      Rec # 23 of 24 |
| Survey Area       = VÄTTERN                       |
| Date (dd/mm/yy)  = 930827-28                     |
| Transect         =                               |
| Echosounder      = EY-M   Gain= 8 [2..10]   Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                       |
| #Pings to digitize = 16376                       |
| Noise level      = XXX   mV, adjusted to 280 mV |
| Bottom level     = 4000   mV                     |
| Bottom duration  = 8     # samples > BTMlev |
| Bottom backstep  = 0     meters over bottom |
| Surface noise    = 0     meters                 |
| Single fish      = 12   # samples              |
| Remarks          =                               |
| Maximum depth    = 100   max 200 meters        |
| Transducer file  = TR7024 Calibration file = TSNHPC |
+-----+-----+

```

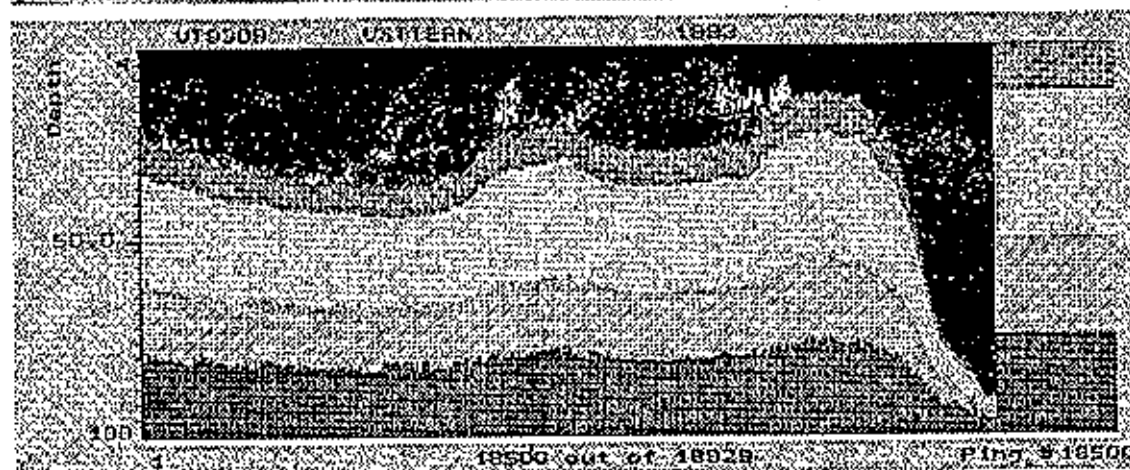


Band (störning?) på 3-5 m djup.

```

+-----+-----+
| File Identification = VT9309                               Rec # 24 of 24 |
| Survey Area       = VAtTERN                               |
| Date (dd/mm/yy)  = 930901                               |
| Transect          =                                       |
| Echosounder       = EY-M      Gain= 8 {2..10}  Tvg= 40 logR |
| Transducer        = TR7024                               |
| #Pings to digitize = 18929                               |
| Noise level       = XXX      mV, adjusted to 280 mV     |
| Bottom level      = 4000      mV                        |
| Bottom duration   = 8        # samples > BTMlev        |
| Bottom backstep   = 0        meters over bottom        |
| Surface noise     = 0        meters                    |
| Single fish       = 12      # samples                  |
| Remarks           =                                       |
| Maximum depth     = 100      max 200 meters            |
| Transducer file   = TR7024  Calibration file = TSNHPC   |
+-----+-----+

```

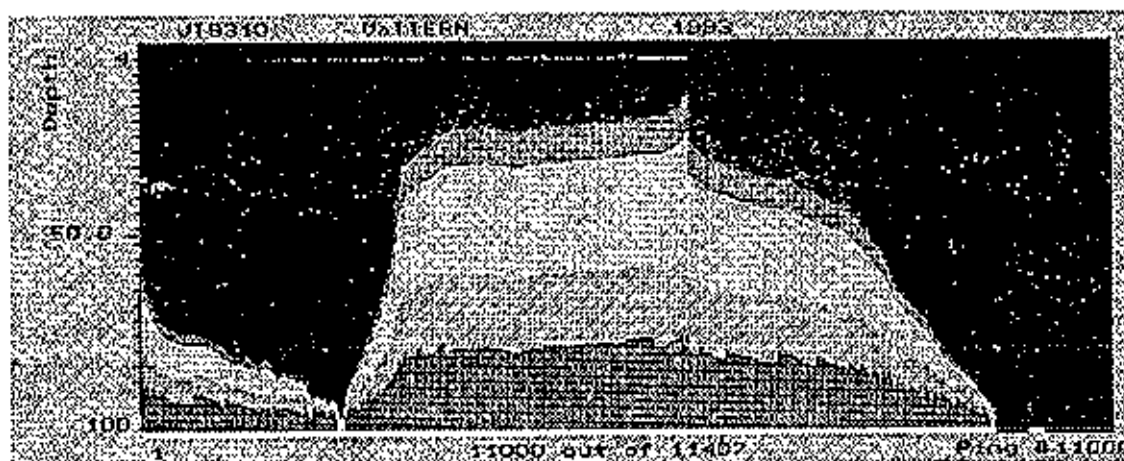


Sannolikt spök-ekon från botten vid omk. ping 16200-slutet, botten omdefinierad så att denna sektion utgätt från analysen. Övan visas både original om justerad ekograf.

```

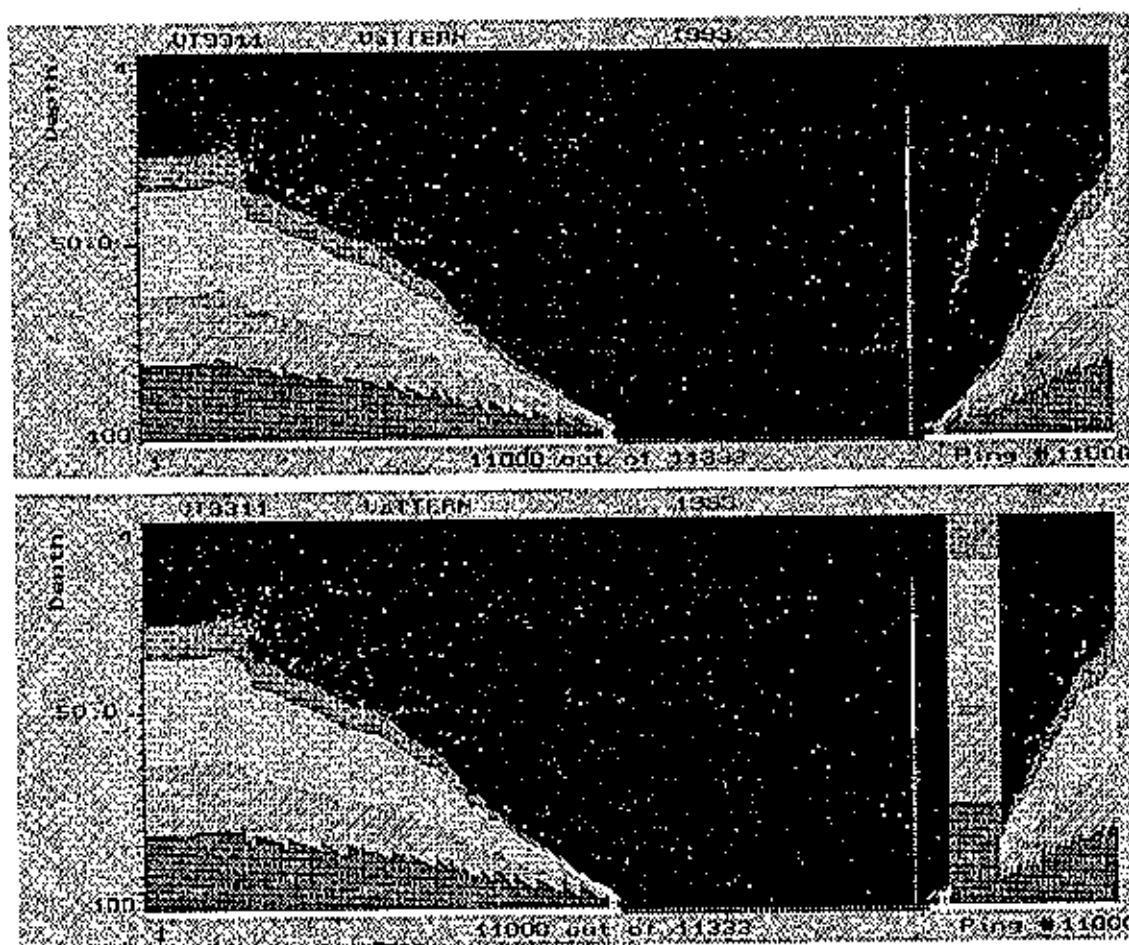
File Identification = VT9310                      Rec # 25 of 28
Survey Area       = VÄTTERN
Date (dd/mm/yy)  = 930901
Transect         =
Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer       = TR7024
#Pings to digitize = 11407
Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level     = 4000     mV
Bottom duration  = 8        # samples > BTMlev
Bottom backstep  = 0        meters over bottom
Surface noise    = 0        meters
Single fish      = 12      # samples
Remarks         =
Maximum depth    = 100     max 200 meters
Transducer file  = TR7024  Calibration file = TSNHPC

```



Band (störning?) på 3-5 m djup.

File Identification	-	VT9311	Rec # 27 of 28
Survey Area	=	VATTERM	
Date (dd/mm/yy)	-	930901-02	
Transect	-		
Echosounder	-	EY-M	Gain= 8 [2..10] Tvg= 40 logR
Transducer	=	TR7024	
#Pings to digitize	=	11333	
Noise level	-	XXX	mV, adjusted to 280 mV
Bottom level	-	4000	mV
Bottom duration	-	8	# samples > BTMlev
Bottom backstep	=	0	meters over bottom
Surface noise	-	0	meters
Single fish	=	12	# samples
Remarks	=		
Maximum depth	=	100	max 200 meters
Transducer file	=	TR7024	Calibration file = TSNHPC



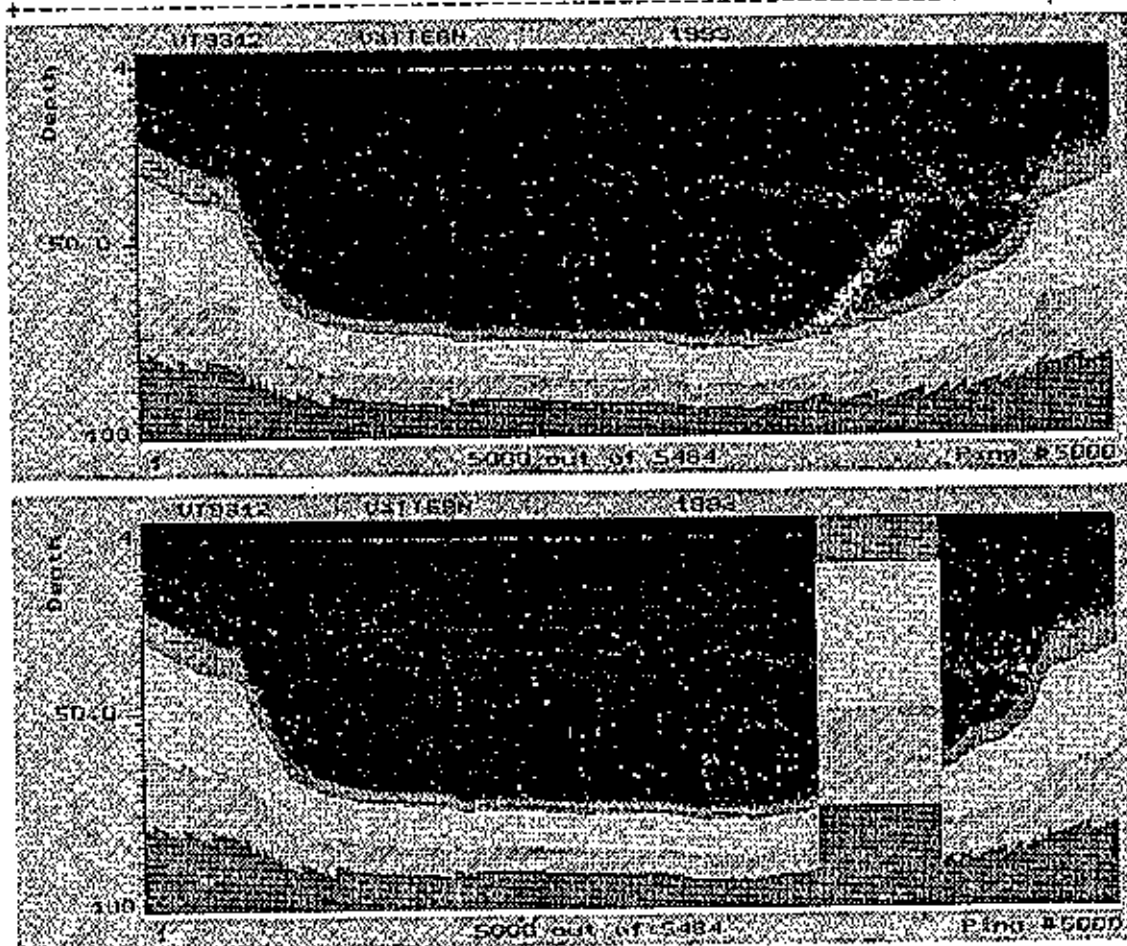
Sannolikt spök-ekon från botten vid ping 9180-9700, botten odefinierad så att denna sektion utgåt från analysen. Ovan visas både original om justerad ekograf.



```

+-----+
| File Identification - VT9312                               Rec # 28 of 28 |
| Survey Area      = V8TTERN                                |
| Date (dd/mm/yy) = 930902                                 |
| Transect         =                                         |
| Echosounder      = EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR |
| Transducer       = TR7024                                  |
| #Pings to digitize = 5484                                  |
| Noise level      = XXX      mV, adjusted to 280 mV       |
| Bottom level     = 4000      mV                           |
| Bottom duration  = 8        # samples > BTMlev          |
| Bottom backstep  = 0        meters over bottom          |
| Surface noise    = 0        meters                       |
| Single fish      = 12      # samples                     |
| Remarks          =                                         |
| Maximum depth    = 100      max 200 meters              |
| Transducer file  = TR7024  Calibration file = TSNHPC     |
+-----+

```



Band (störning?) på 3-5 m djup.

Sannolikt spök-ekon från botten vid ping 3470-4100, botten omdefinierad så att denna sektion utgick från analysen. Ovan visas både original om justerad ekograf.

```

-----
File Identification - VT9313                      Rec # 26 of 28
Survey Area      - V&TTERN
Date (dd/mm/yy) - 930902
Transect        -
Echosounder     - EY-M      Gain= 8 [2..10]  Tvg= 40 logR
Transducer      - TR7024
#Pings to digitize = 11407
Noise level     = XXX      mV, adjusted to 280 mV
Bottom level    = 4000    mV
Bottom duration = 8       # samples > BTMlev
Bottom backstep = 0       meters over bottom
Surface noise   - 0       meters
Single fish     - 12      # samples
Remarks        =
Maximum depth   = 100     max 200 meters
Transducer file = TR7024  Calibration file - TSNHPC
-----

```



Band (störning?) på 3-5 m djup.

104

Blanc

31.1.1995

## ÖVERVAKNINGSPROGRAM AVSEENDE MILJÖGIFTER I FISK FRÅN VÄTTERN.

Förslag av

Mats Olsson och Anders Bignert

Gruppen för miljögiftsforskning

Naturhistoriska Riksmuseet

Box 50007

104 05 STOCKHOLM

### INLEDNING

#### *Varför miljögiftsövervakning.*

Orsakerna till vår oro för miljögifterna är att dessa når biologisk vävnad och där påverkar organ och organism. Koncentration av ett miljögift i biologisk vävnad är därför ett mera relevant mått på miljöpåverkan än koncentration i abiotiska matriser. Detta eftersom vävnadshalten redovisar den biotillgängliga andelen av bioackumulerande och persistenta ämnen i den aktuella biotopen medan koncentration i abiotiska matriser endast redovisar ett relativt mått på mängd i miljön oavsett om denna är biotillgänglig eller ej. En metallkoncentration uppmätt i vatten ger exempelvis ingen information om hur mycket som kan tas upp i levande organismer och där ge en eventuell biologisk effekt. Ovanstående resonemang visar på vikten av att studera miljögiftskoncentrationer på biotiska matriser. Det bör understrykas att detta resonemang ej gäller toxiska ämnen som ej är persistenta eller bioackumulerbara.

Ett analysprogram i biotiska matriser ger information om koncentrationer av den biologiskt tillgängliga fraktionen av bioackumulerbara substanser i ett vattendrag. Olika biologiska och fysikaliskt/kemiska faktorer kan emellertid påverka den aktuella koncentrationen i såväl biotiska som abiotiska matriser. Detta medför att mätningar av miljögiftskoncentrationer, oavsett dessa baseras på abiotiska eller biotiska matriser i en naturlig miljö, måste beakta de kemiskt-fysikaliska och ekologiska förutsättningarna. Empiriska data tyder exempelvis på att koncentrationen av bioackumulerbara ämnen i fisk påverkas av biomassans storlek per volymenhet vatten då miljögiftshalterna i biota genomgående är lägre i eutrofa vatten än i oligotrofa (Olsson and Jensen 1975, Taylor 1991, Olsson and Sandegren 1991, Larsson 1992). Det framhålls vidare ofta att pH påverkar koncentrationen av vissa metaller i vattenlevande organismer. Tyvärr saknas idag säkra tidsserier som kan påvisa försurningens betydelse för koncentrationen av metaller i fisk eller annan biota men möjligheten bör beaktas. Konsekvensen av ovanstående resonemang och exempel innebär att sådana parallella undersökningar, vid sidan av mätningar av miljögiftskoncentrationer, som avser att belysa vattenkvalitet och biologiska

förhållanden i miljön utgör värdefull kringinformation till miljögiftsmätningar. Det innebär att det är en fördel om övervakningsprogrammet för miljögifter kan anknytas till annan övervakningsverksamhet.

#### *Vad skall ett övervakningsprogram studera.*

Ett övervakningsprogramms högsta prioritet bör vara att säkerställa belastningsförändring över tid alternativt geografiskt så att samhället kan vidta nödvändiga åtgärder antingen för att påverka förändringen i en önskvärd riktning då orsakssambanden är fastställda eller mobilisera ytterligare undersökningsaktiviteter för att skaffa kunskap om orsakssambanden. Då övervakningsprogrammet i så måtto är åtgärdsinriktat är det viktigt att programmet ges en statistiskt tillfredställande utformning så att data som ligger till grund för samhällets åtgärder är statistiskt säkerställda. I annat fall är risken stor att inadekvata åtgärder genomförs, exempelvis felaktiga direkta regleringsåtgärder eller kunskapsinhämtning inom fel ämnesspektra.

Ett studium av miljögifters effekt på biota bör kunna koppla expositionsdata (koncentrationer) till biologisk effekt på organ/individnivå och individ/populationsnivå. Ett övervakningsprogram bör idealt kunna informera om grad av exponering och effekt i såväl ett geografiskt som ett tidsmässigt perspektiv och en huvuduppgift bör vara att programmet möjliggör ett tidigt observandum av förändring i exponering. Med de begränsade resurser som står till buds för de många frågeställningar som ett övervakningsprogram bör täcka är det däremot mera tveksamt om övervakningsprogrammet alltid skall kunna ge en säkerställd tolkning av orsakerna till en påträffad förändring.

Ett regionalt övervakningsprogram bör kunna tjäna som en referens till studier av mer direkt exponerade lokala recipientutsläpp.

#### *Varför fisk i ett övervakningsprogram*

Fisk har valts som undersökningsmatris av ett flertal skäl:

- Koncentrationen av bioackumulerande persistenta miljögifter i fisk anger ett relativt mått på den biotillgängliga andelen av miljögiftet i miljön.

- Den ekologiska kunskapen om vissa fiskarter är jämfört med många andra akvatiska arter relativt god. Det finns vidare en förhållandevis stor kunskap om patologi och fysiologi hos fiskar.

- Fisk är som matris tillräckligt stor för att utgöra enskilt analysobjekt där speciell vävnad kan analyseras. Om enskild vävnad analyseras minskar variationen i koncentration vilket ökar jämförbarheten mellan områden och år.

- Koncentrationen av flera av de miljögifter som är av intresse inom ett övervakningsprogram kontrolleras genom jämnvikt vatten/fett. Genom sin storlek har fisk en viss förmåga att buffra tillfälliga variationer i denna jämnvikt. Detta leder till att en fiskanalys redovisar situationen för ett längre tidsperspektiv än den aktuella provtagnings tiden.

- Flera fiskarter utgör föda även för människa vilket leder till att ett övervakningsprogram baserat på analys av fisk också ger livsmedelshygienisk information.

- Internationell och nationell miljögiftsövervakning i vattenmiljön är i mycket hög grad baserad på analys av fisk. Detta har inneburit att det idag finns en stor erfarenhet om hur ett övervakningsprojekt bör utformas. Det är vidare givetvis en fördel om ett regionalt program har tillgång till referensdata från nationella och internationella övervakningsaktiviteter. Det bör vidare framhållas att det är av stort intresse att ett regionalt övervakningsprogram kan inkluderas i det nationella programmet vid en nationell tillståndsbeskrivning.

- Det finns idag etablerade övervakningsmetoder för fisk avseende populationsstruktur och populationsfunktion. Vidare finns metoder utvecklade för studier av fysiologisk funktion. Således finns möjlighet att koppla miljögiftshalter till effekt på organsnivå och populationsnivå. Sådana program löper inom den nationella miljöövervakningen.

- Insamlingskostnaderna för fisk kan hållas låga då lokala insamlare ofta kan utnyttjas.
- Kemiska analysmetoder vid fiskstudier är väletablerade och i många fall interkalibrerade vilket ökar förutsättningen för resultatjämförelse mellan olika övervakningsprogram där fisk ingår.
- För vissa miljögiftstudier är fetthetsbestämning en förutsättning. Även här finns en stor erfarenhet på fisk.

#### *Hur ofta bör proven tas.*

Ett övervakningsprogram bör kunna ge ett snabbt svar på förändringar. Studier utförda på långa tidsserier avseende organiska klorerade föreningar samt metaller har visat att över tio års serier krävs för att säkerställa en årlig förändring av koncentration med 5% (Bignert et al. 1994, Nicholsson and Fryer 1991). Att så lång tid krävs beror på den s.k. mellanårsvariationen som alltid förekommer och som man måste lära känna innan man kan urskilja vad som är trend och vad som är slumpmässig mellanårsvariation. Självfallet kan en förändring säkerställas tidigare om förändringen är större (exempelvis i samband med att ett förbud trätt i kraft) men för flertalet av metallerna och substanser där åtgärder redan vidtagits kan vi inte förvänta oss snabbare årlig förändring än 5%. Det innebär att årlig insamling är nödvändig och att en insamling med längre tidsintervall mellan insamlingarna avsevärt kommer att försena upptäckten av reell förändring.

#### *Hur många prov bör analyseras i ett övervakningsprogram.*

Varje års prov från en lokal bör baseras på analys av 5-10 individer. Påståendet är baserat på undersökningar från ett flertal övervakningslokaler och erfarenheten av spridningsbilden i årliga material om 20-25 fiskar per år. Det exakta antalet kan ej fastställas förrän man genom årlig analys fått kunskap om den aktuella spridningsbilden. Denna kunskap bör man skapa initialt under de fem första åren genom årlig analys av 10 individer per område och år. Vid studiet av fysiologiska parametrar krävs 25 individer per provomgång.

#### *Vilka substanser skall analyseras*

De substanser som skall bestämmas i det föreslagna programmet är sådana erkänt bioackumulerande substanser som kan förväntas tillföras Vättern genom lokala utsläpp. De kända lokala industriella utsläppen kan karakteriseras som utsläpp från ytbehandlingsprocesser, utsläpp från gruvindustri samt utsläpp från skogsindustri. Det föreslagna fiskfysiologiska programmet har vid val av parametrar tagit hänsyn till den aktuella utsläppssituationen i Vättern.

Andra substanser av intresse är sådana som sedan tidigare undersökningar är kända att förekomma i förhållandevis höga koncentrationer. I vissa fall innebär dessa koncentrationer att fisk från Vättern omfattas av livsmedelshygieniskt betingade konsumtionsrestriktioner. Programmet innehåller däremot ej en komplett lista av alla tänkbara miljögifter då detta skulle innebära en resursutspädning på bekostnad av kvaliteten. Förslaget innehåller endast substanser vilka idag kan analyseras mot en kvalitetssäkrad standard och där substanserna alternativt substansgruppen kan kemiskt definieras. Självklart vore det önskvärt med en allomfattande analys men av resursskäl föreslås istället att övervakningsprogrammet omfattar ett delprogram för provbankning som innebär att material sparas i fryst tillstånd för framtida retrospektiv kemisk och biokemisk analys. En retrospektiv analysverksamhet bör påbörjas efter det att ett problem indikerats antingen inom det populations ekologiska undersökningsprogrammet eller inom det biokemiska fiskfysiologiska programmet som föreslås. En tredje anledning till denna typ av retrospektiva studier kan vara medvetandet om en regionalt eller internationellt introducerad kemisk process med nya typer av utsläpp som konsekvens.

## **PROGRAMFÖRSLAG, ALLMÅN STRUKTUR**

### *Årlig aktivitet.*

Programmet föreslås omfatta en årlig materialinsamling och kemisk analys av fiskprover (abbocre) vid tre lokaler i Vättern. Dessa lokaler skall representera en större del av respektive region så att studierna ej får karaktären av recipientstudier. Allt insamlat material lagras så att studier av substanser och biomarkörer som ej kan omfattas av det årliga övervakningsprogrammet kan inbegripas i ett senare skede.

#### *Undersökningar utförda under femårsperioden.*

Undersökningar utförda inom det nationella övervakningsprogrammet (PMK) har visat en överraskande stor överensstämmelse i haltutvecklingen mellan olika Östersjöarter. Av kostnads skull kan inte mer än en art ingå i det löpande programmet varför övervakningsstudien initialt bör omfatta en studie som fastställer *relationen* mellan koncentrationen i röding/lax och koncentrationen i abborre som utgör undersökningsmatris i det löpande programmet. Det föreslås därför att det årliga programmet följer den tidsmässiga utvecklingen av miljögiftskoncentrationer men under den första femårsperioden insamlas också röding/lax för att fastställa nivån av miljögifter på ett statistiskt tillfredställande sätt samt utvärdera eventuella *regionala skillnader i miljögiftskoncentrationer* mellan olika bestånd av röding/lax.

Därutöver planeras ett fiskfysiologiskt program som vid två tillfällen under den närmaste femårsperioden skall studera ett antal s.k. biomarkörer vilka presenteras nedan. Resultaten av biomarkörstudierna skall ställas i relation till de studier som löper inom den nationella miljöövervakningen samt till de koncentrationer av miljögifter som uppmäts inom det årliga analysprogrammet. På en av de lokaler vid vilken årlig insamling planeras föreslås en *fiskfysiologisk undersökning* som skall ge förutsättningar att belägga fiskens hälsa och kondition i Vättern samt studera förändringar av densamma. Denna lokal väljs så att redan startade och pågående populationsstudier på fisk kan relateras till här framlagda programförslag.

De metoder som föreslås är metoder som antingen redan utnyttjas eller planeras bli utnyttjade inom den nationella miljöövervakningen. Det nationella övervakningsprogrammet är ännu ej fastlagt varför smärre korrigeringar kan bli nödvändiga när det nationella förslaget har bestämts.

#### PROGRAMSCHEMA

**Tidsseriestudie**  
Matris: Abborre  
Frekvens: Årlig  
Antal lokaler: 3  
Insaml. ind: 50  
Antal ind. analyser: 10

**Konsumtionsfisk**  
Matris: Röding  
Frekvens: 1 gång per 5 år  
Antal lokaler: 3  
Insaml. ind: 10  
Antal ind. analyser: 10

**Fiskfysiologi**  
Matris: Abborre  
Frekvens: 2 ggr per 5 år  
Antal lokaler: 1  
Insaml. ind: 25  
Antal ind. analyser: 25

#### MATRISER.

För det årligt återkommande kemiska analysprogrammet samt för den fiskfysiologiska undersökningen föreslås abborre. Arten används inom den nationella miljöövervakningen vid såväl populationsövervakning som övervakning av biomarkörer (fysiologiska parametrar) och koncentrationen av kemiska substanser. Valet av denna matris innebär därför tillgång till betydande erfarenheter. Arten har såväl kommersiellt som fritidsintresse.

Såväl röding som lax omfattas av konsumtionsbegränsningar på grund av för höga koncentrationer av organiska klorerade miljögifter. Det torde därför vara av ett allmänt intresse att utvecklingen av dessa föroreningar följs fortlöpande. Undersökningar inom den nationella övervakningen i Östersjön visar betydande likheter mellan olika arter i tidsförloppet för utvecklingen av organiska klorerade miljögifter men kopplingen biomarkör/koncentration saknas för röding. Den viktigaste faktorn för att förklara mellanartsvariation och inomartsvariation vad gäller DDT och PCB substanser liksom dioxiner är fetthalten. Därför föreslås en initial

undersökning som fastställer omräkningsfaktorena mellan abborre och röding/lax. Hittillsvarande resultat tyder på att halten per gram fett är av samma storleksordning i lax som röding varför studien bör inriktas mot den ursprungliga vätternarten röding. Röding föreslås därför utgöra matris i den delstudie som syftar till att studera relationen i koncentration av de organiska klorerade föreningar i fisk som omfattas av konsumtionsbegränsningar. Koncentrationen följs sedan i den årliga övervakningsmatrisen abborre. Röding ingår i det nationella övervakningsprogrammet som drivs i referenssjöar.

## PARAMETERVAL, KEMISKA ANALYSPROGRAMMET

### Syfte:

Att följa koncentrationsförändringar av persistenta, bioackumulerande ämnen i fisk från Vättern. Att studera regional variation i koncentrationen av miljögifter. Att fastställa koncentrationsrelationen abborre/röding för att utnyttja den fortlöpande miljöövervakningen för fler arter än abborre. Särskild vikt skall läggas vid sådana substanser som föranlett konsumtionsbegränsning p.g.a. livsmedelshygieniska restriktioner.

### Organiska klorerade ämnen:

DDT, PCB, HCB, HCHer, dioxiner (polyklorerade dibenso dioxiner samt dibensofuraner). Utöver dessa analyser kan man diskutera flera andra val av substanser. Substansgrupper som EOCL är enligt vår bedömning alltför ospecifika för att ge en meningsfull information. Polybromerade difenyletrar är en annan substansgrupp som skulle kunna ingå i en framtida verksamhet men vår bedömning är att ämnesgruppen sannolikt ej finns representerad i den lokala industrins aktiviteter samt att nationens analyskapacitet med erforderlig kompetens är begränsad varför vi föreslår att ämnesgruppen får anstå en tid. Klordaner och toxafen utgör andra substansgrupper där vi är tveksamma eftersom vi här har att göra med substanser för vilka man ej kan garantera analys säkerhet då få interkalibreringar utförts. Detta innebär att metodkostnaderna inledningsvis sannolikt skulle bli betydande. Det ovan presenterade förslaget anser vi kan motiveras av att föreslagna analyser idag är interkalibrerade eller vilar på en solid och mångårig analyserfarenhet utsatt för en kritisk vetenskaplig granskning.

*Metoder:* För DDT, PCB, HCB, HCHer skall gaskromatografi med kapillärkolonn utnyttjas. Samtliga dessa ämnen fås vid en gemensam analys som i fortsättningen kallas analys av organiska klorerade föreningar. Enskilda CB kongener (I-28, I-52, I-101, I-105, I-118, I-138, I-153, I-156, I-180) bestäms härvid i enlighet med den lista som har bestämts av ICES. För bestämning av totala mängden PCB utnyttjas omräkningsfaktorer baserade på I-138. Detta möjliggör jämförelser med tidigare gaskromatografiska bestämmingar baserade på packad kolonn (Bignert et al. 1994). Analys av s.k. plana PCBer föreslås ej då detta skulle fördyra analysen avsevärt. Retrospektiva miljöanalyser utförda under de senaste två åren antyder ej någon nämnvärd skillnad i sammansättningen plana/icke plana PCBer i ett historiskt förlopp. Av denna anledning bör en bestämning av totala koncentrationen PCB vara tillfyllest, vilket reducerar kostnaden per analys. Denna kan senare vid eventuellt behov kompletteras med en kvalitativ analys där sammansättningen av enskilda kongener bestäms på basis av årliga homogent preparerade från material från miljöprovbanken.

Fettkoncentrationen (som behövs för att normalisera erhållna koncentrationer) bestäms i enlighet med Jensen et al. 1983 på varje enskild fisk. Härvid erhålls koncentrationen totalfett.

Vid bestämning av koncentrationen dioxiner används de metoder som tillämpas vid Institutionen för miljö kemi i Umeå. Metoden är under utveckling inom ett forskningsprojekt stött av SNV syftande till att reducera analyskostnaderna. Metoden är baserad på det förhållandet att sammansättningen av dioxiner är förhållandevis konstant medan totala halten kan variera mellan enskilda individer. Av denna anledning kan dioxinbestämningen baseras på den enskilda dioxin som lättast låter sig identifieras varvid analyskostnaderna avsevärt reduceras. Metoden beräknas vara publicerad och klar inom ett år men redan nu föreligger de första resultaten (Haglund, personligt meddelande). I kostnadskalkylen anges kostnaden för båda alternativen men diskussionen kring kostnadsalternativ baseras på det nya priset.



**Metaller:** Al, Cu, Cd, Cr, Ni, Hg, Pb, Zn. Förslaget motiveras dels av den lokala ytbehandlingsindustrin, dels av kända utsläpp från grav- och skogsindustrin i Vättern, försurningsproblematiken och slutligen av allmänhetens intresse för livsmedelshygieniska frågeställningar. Samma metaller är föreslagna att ingå i den nationella övervakningen.

**Metod:**

Analysmetoden föreslås utgöras av en kombination av atomabsorption vid analys av i Hg fiskmuskel samt ICPMS vid analys av övriga metaller i fisklever.

Fukthalten bestäms i det leverprov som går för analys av metaller.

**Biologiska analyser**

Följande biologiska parametrar skall bestämmas på de enskilda fiskarna:

- Kön
- Ålder
- Totalvikt
- Levervikt
- Totallängd
- Kroppslängd
- LSI (Liver Somatic Index)
- Fetthalt, se avsnitt Kemisk analys.

**PARAMETERVAL, FISKFYSIOLOGISKA PROGRAMMET**

**Syfte:**

Fysiologiska undersökningar dokumenterar störningar hos fisk på individnivå. Dessa störningar mäts med biokemisk, fysiologisk och histologisk metodik. Undersökningarna ger i första hand information om vilka tidiga subletala förändringar som orsakas av giftexponering. Denna information kan vidare användas för att korrelera giftbelastning och biologiska effekter i organismen. Undersökningstypen erbjuder således möjlighet att göra en första bedömning av störd eller hotad fiskkvalité inkluderande såväl användning av fisk för human konsumtion (hälsorisk) som fiskens möjlighet att överleva och fortplanta sig. Slutligen kan fysiologiska undersökningar tjäna som underlag för och samordnas med andra miljöstudier såsom miljökemiska och ekologiska studier.

**Variabler:**

1. Vita blodcellsbilden: Det finns hos fisk flera olika typer av vita blodceller. De som är av störst intresse är lymfocyter, neutrofila granulocyter och spolförmiga celler ("trombocyter"). Studier av vita blodcellsbilden är en relativt enkel metodik för att avslöja förändringar i fiskarnas immunförsvar. Såväl organiska miljögifter som metaller påverkar den vita blodcellsbilden.
2. Hematokrit och hemoglobin i röda blodceller: Hematokrit är ett mått på andelen röda blodceller i blodet. Minskning av denna andel leder till blodbrist (anemi). Hemoglobin är pigmentet i blodet som binder syre. En minskning av detta leder till sämre syresättning av organismen. Både blodbrist och minskat mängd hemoglobin kan orsakas av organiska miljögifter och metaller.
3. Muskel- och leverglykogen: Glykogendepåer utgör energireserver som snabbt kan utnyttjas av organismen. Många klorerade ämnen och metaller, såsom bly och kadmium, kan ge upphov till förändrad kolhydratsättning hos fisk.
4. Laktat i blodet: Laktat i blodet ökar vid stress. Mätning av laktat ger en allmän uppfattning om organismens stressituation. Laktatmätning utnyttjas i första hand för att kontrollera att provtagningen av fisken inte inneburit någon påtaglig stress.
5. Koncentrationer av joner i blodplasma: För kontrollprogrammet rekommenderas klorid och magnesium. Båda dessa joner påverkas av exponering för organiska miljögifter och magnesium dessutom av metaller.
6. EROD aktivitet i lever: EROD är ett avgiftningensenzym. Induktion av EROD aktiviteten i lever hos fisk är en känslig biologisk variabel hos fisk för att indikera exponering för organiska miljögifter. Det gäller särskilt så kallade polyaromatiska kolväten och vissa typer av klorerade ämnen som PCB och dioxiner.
7. GSI och LSI: GSI (gonadosomatiskt index) är gonadvikten uttryckt som procent av den somatiska kroppsvikten. En grov, men tillförlitlig, indikation på störningar i fiskarnas normala reproduktion är storleksförändringar av gonaderna. LSI (leversomatiskt index) är levervikten uttryckt som procent av den

somatiska kroppsvikten. Ofta observeras förstoring av levern hos fiskar som lever i vattenområden förorenade av stabila organiska substanser.

S. Metallothionein (MT): MT är ett metallbindande protein. Induktion av metallothionein kan användas som mått på exponering för metaller.

## INSAMLING OCH MATERIALSTORLEK

Abborre insamlas under augusti-september när fisken återhämtat sig efter leken under våren. Rödning insamlas under augusti i god tid före leken som äger rum i slutet av oktober-december. Abborren skall ha en totallängd av 15-20 cm medan rödingen skall utgöras av könsmogen adult fisk som förväntas leka inständande höst. Fisket kan bedrivas med valfritt redskap. Årligen insamlas ca 50 abborrar per insamlingslokal, av dessa analyseras 10 honor per område och år. Resterande abborrar förvaras i provbank för framtida behov. Den inledande insamlingen av röding föreslås omfatta 10 individer per insamlingslokal.

Omedelbart efter det att redskapen vittjats skall varje prov som ej skall studeras med avseende på fysiologiska parametrar förpackas i enskild plastpåse samt frysas ned i -20-30°. Proven föreslås skickas till det laboratorium som ombesörjer provtagning och bestämning av biologiska parametrar. Proven skall skickas i djupfryst tillstånd till provberedande laboratorium. Det är en fördel om samma laboratorium har möjlighet att bestämma de biologiska parametrarna samt utföra den preparativa provberedningen inför kemisk analys samt garantera förvarandet av proverna för framtida retrospektiva studier i provbank. Då samma fiskar avses bli analyserade för flera olika substanser där olika analyslaboratorier kan bli inblandade är det en fördel om provberedningslaboratoriet också har rapporteringsansvar och dokumentationsansvar. Med det senare avses att laboratoriet, vid sidan av Vätterns vattenvårdsförbund har en skyldighet att hålla data tillgängliga i en uppdaterad form.

För de prover som insamlas inom ramen för det fiskfysiologiska programmet gäller att tillämpliga vävnadsprov från 25 abborrhonor omedelbart fryses i flytande kväve och förvaras i detta medium fram till analys av biokemiska parametrar. Efter analys förvaras resterande material vid -80° för framtida analys. Proven långtidsförvaras tillsammans med övriga prover insamlade inom programmets ram.

## PROVTAGNINGSSOMRÅDEN

Insamlingen av abborre föreslås bedrivas i tre områden. I ett av dessa områden föreslås fiskfysiologiska undersökningar utföras och det vore önskvärt att även fiskeribiologiska studier bedrivs inom samma område. De fiskeribiologiska studierna planeras av annan uppdragstagare varför vi här endast vill påpeka de uppenbara vetenskapliga skälen för en samförläggning. *De fiskeribiologiska studierna i detta område bör omfatta parametrar som gör det möjligt att bedöma tillväxt, rekrytering/reproduktion, mortalitet för den studerade abborrpopulationen.* Följande lokaler föreslås ingå i den årliga abborrstudien:

- **N Stora Röknen.** Lokalen förväntas ge en sammanfattande bild av tillståndet i norra Vättern där utsläpp från både gruvindustri och skogsindustri pågår och har pågått sedan en längre tid. I detta område föreslås de fiskfysiologiska studierna utföras.

- **Syddöstra strandavsnittet för Visingsö.** För södra Vättern är det svårt att finna ett område som genom sin bottenpografi möjliggör ett uthålligt abborrfiske på en lokal population om man samtidigt vill studera det generella tillståndet och ej endast situationen i en enskild recipient. Strömbilden för södra Vättern i ytvattenlagren gör att östra strandkanten är att föredra (SMHI, Rapport nr RHO 16).

- **Grundvattnen väster om Nässja.** Området bör ge en bild av tillståndet i de centrala delarna av Vättern. Bottenpografien bör frygga ett årligt fiske på det lokala abborrbeståndet.

För röding som insamlas under år 1 föreslås följande lokaler:

- N Stora Röknen
- Öster Hjo
- Sydost Visingsö

Med den föreslagna insamlingen bör man kunna få ett förbättrat mått på variationen mellan individer och möjligen lokaler men betydande skillnader mellan de olika bestånden är ej att förvänta på grund av rödingens vandringar.

### PROVTAGNINGSFREKVENNS

Insamling och kemisk analys av abborre utförs årligen.

Insamling av röding sker under första året. Kemisk analys sprids ut under hela femårsperioden så att kostnaderna fördelas över en längre period.

Fiskfysiologisk undersökning utförs två gånger under den första femårsperioden, år två och år fyra.

### PROVBEREDNING

Direkt efter ankomsten läggs det insamlade materialet i djupfrys. Provberedning skall ske i nära anslutning till upparbetning inför den kemiska analysen (högst 1 månad) för att förhindra frystorkning. För att skapa största möjliga jämförbarhet mellan olika insamlingslokaler och tillfällen skall muskelproven tas under det subkutana fettlagret, dorsolateralt på fisken och utgående från fiskens mittpunkt. Om endast del av filé skall analyseras skall stjärtspole och nackregion undvikas. Provtagning skall ske på halvtinad vävnad för att förhindra förlust av kroppsvätska vid provtagning.

### PROVBANK

Allt material som insamlas skall förvaras i en biologisk provbank, nedfrysta till  $-25-30^{\circ}$ . För de prover som insamlas inom det fiskfysiologiska delprogrammet gäller att dessa skall förvaras vid  $-80^{\circ}$ . Proverna förvaras i svetsade plastförpackningar i enlighet med de rutiner som gäller för miljöprovbanken vid riksmuseet.

### DATABEARBETNING

Alla kemiska analysresultat sammanställs års och lokalvis. För de enskilda dataserierna omfattande år och område beräknas medelvärde, medianvärde, spridningsmått samt "skewness". För tidsserierna utförs loglineär regressionsanalys baserad på medianvärden. Tidserien ger möjlighet att fastställa mellanårsvariation och kommer att ligga till grund för en s.k. poweranalys som syftar till att beräkna tidsåtgång för fastställandet av en signifikant förändring samt hur stor skillnad som måste påträffas för att man skall kunna betrakta en tillfällig förändring som signifikant. Även multivariat statistisk analys kan utnyttjas men det är viktigt att framhålla att denna metod ej minskar kravet på representativa material och materialstorlekar som belyser variabiliteten.

### RESULTATREDOVISNING OCH DATALAGRING

Erhållna resultat sammanställs årsvis och jämförs med motsvarande resultat från den nationella övervakningen. Inledningsvis jämförs också resultaten med tidigare utförda analyser för att om möjligt få ett perspektiv på resultaten. Under det femte året bearbetas resultaten för hela perioden och det första försöket till trendanalys genomförs. Under detta år skall också resultaten från de två årens fiskfysiologiska undersökningar föreligga liksom den pågående studien av miljögiftshaltarna i röding från olika delar av Vättern. För att underlätta jämförelse med den nationella övervakningen föreslås data lagras maskinellt i enlighet med det dataformat som användes inom den nationella miljögiftsövervakningen.

**KOSTNADSKALKYI, UNDERLAG**Årligen insamlade abborrar från tre lokaler.

Insamlingskostnad per lokal, 50 individer.....	6 000kr
Prepareringskostnad inför provbanksförvaring, 150kr x 50 individer, per lokal.....	7 500kr
Prepareringskostnad inför analys, 350kr x 10 individer, per lokal.....	3 500kr
Analyskostnad , organiska klorerade föreningar 2 500kr x 10 individer, per lokal.....	25 000kr
Analyskostnad, dioxiner, ny metod, 5 000kr x 10 individer, per lokal.....	50 000kr
Analyskostnad, dioxiner, gamla metoden, 15 000kr x 10 individer, per lokal.....	150 000kr
Analyskostnad , metaller, 1 000kr x 10 individer, per lokal.....	10 000kr

## Alternativ A

Kostnad per lokal, nya priset för dioxinanalys.....102 000kr

## Alternativ B

Kostnad per lokal, gamla priset för dioxinanalys.....202 000kr

## Alternativ C

Kostnad per lokal, utan analys av dioxiner.....52 000kr

Undersökning av röding, tre lokaler

Insamlingskostnad per lokal, 10 individer.....	3 000kr
Prepareringskostnad inför analys och provbanksförvaring, 500kr x10 individer, per lokal..	5 000kr
Analyskostnad , organiska klorerade föreningar 2 500kr x 10 individer, per lokal.....	25 000kr
Analyskostnad, dioxiner, ny metod, 5 000kr x 10 individer, per lokal.....	50 000kr
Analyskostnad, dioxiner, gamla metoden, 15 000kr x 10 individer, per lokal.....	150 000kr
Analyskostnad , metaller, 1 000kr x 10 individer, per lokal.....	10 000kr

## Alternativ D

Kostnad per lokal, nya priset för dioxinanalys..... 93 000kr

## Alternativ E

Kostnad per lokal, gamla priset för dioxinanalys.....193 000kr

## Alternativ F

Kostnad per lokal, utan analys av dioxiner.....43 000kr

Fiskfysiologiska undersökningar, en lokal

Kostnadskalkylen är baserad på 25 fiskar (abborrhonor) och inkluderar fiske, provtagning, analys, provbanking (sänds till Riksmuseet) vid ett tillfälle samt rapportering.

Lönekostnader och material: .....	150.000 kr
Förvaltningsavgift (13,64%) + lokalavgift (10%) på summa löner och matrikostn.....	35.500 kr
Högskoleavgift (3,7%).....	16.000 kr
Totalsumma per provtagningstillfälle. ....	201.000 kr

Produktionskostnad för tryckningsfärdigt manus inför slutrapport

Handläggare, 2 månader.....80 000kr

Lagringskostnader i provbanken

Årlig kostnad. ....5 000kr

**DISKUSSION KRING KOSTNADSALTERNATIV**

Redovisade kostnadskalkyl är baserad på kontakter med Institutionen för analytisk kemi, Umeå universitet (Peter Haglund), Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet (Hans Borg), Natuhistoriska Riksmuseets Specialanalytiska Laboratorium (Sören Jensen), Institutionen för tillämpad miljövetenskap (Åke Larsson) samt Zoofysiologiska avdelningen (Lars Förlin), Göteborgs universitet. Vid sidan av dessa kontakter har vi även lyssnat med ytterligare laboratorier om analyskostnader. Dessa har uppgivit kostnader av samma storleksordning. Vi har valt att föreslå analyslaboratorier vilka har genomgått en internationell interkalibrering.

Som framgår av den redovisade kostnadsspecifikationen utgör dioxinanalyserna en utomordentligt stor post i analysförslagen. Samtidigt som dessa analysresultat är viktiga, inte minst i myndigheternas kontakt med allmänheten, är det ej rimligt att så stora delar av ett begränsat anslag utnyttjas för analys av en ämnesgrupp. Vi föreslår därför att dioxinanalyserna utförs med en glesare frekvens samtidigt som vi understryker vikten av att basera även dessa analyser på individuella studier för att förbättra möjligheterna att utföra en korrekt statistisk analys. I den fortsatta diskussionen förutsätter vi att den framtida kostnaden för dioxinanalyser blir 5 000kr per analys och ej 15 000kr.

**Alternativ 1.** I vårt förslag har vi skissat på tre abborrlokaler som studeras årligen. För ett fullt utbyggt program innebär detta en årlig kostnad av 356 000kr per år. Vi har vidare skissat på ett rödingprogram omfattande 3 lokaler insamlade år 1 men analyserade under fem år. Kostnad per lokal var 93 000kr vilket ger en årlig kostnad om 56 000kr. Slutligen finns ett förslag om ett fiskfysiologiskt program som skulle genomföras två gånger under femårsperioden med en kostnad av 200 000kr per tillfälle, innebärande en årlig kostnad av 80 000kr. Produktionskostnad för rapport 80 000kr utslaget på 5 år = 16 000kr. Till detta kommer årlig lagringskostnad i provbank 5000kr. (306 000 + 56 000 + 80 000 + 16 000 + 5 000) - Årskostnaden för ett fullt utbyggt program blir 513 000kr per år.

Det finns dock skäl att diskutera en reduktion av framför allt kostnaderna för ett dioxinanalysprogram. Om ytterligare resurser bör skäras bort ligger antalet lokaler som studeras närmast till hands att reducera. Vi föreslår därför att tidseriestudien på abborre avseende dioxiner i så fall endast utförs på en lokal. Att vi ej vill föreslå en reduktion av antalet individer i rödingprogrammet per lokal beror på att vi för närvarande inte har någon

uppfattning om individuell variation i dioxinhalter hos röding och abborre. Det är ett anmärkningsvärt svagt kunskapsunderlag för att ligga till grund för kostrekommendationer.

**Alternativ 2.** Ett reducerat analysprogram skulle således innebära en abborrlokal med fullt analysprogram; kr 102 000kr, två lokaler med reducerat analysprogram  $2 \times 52\ 000$ kr. Årlig kostnad för det löpande analysprogrammet blir enligt denna modell 206 000kr. Rödingprogrammet kvarstår med en årskostnad motsvarande 56 000kr. Övriga kostnader kvarstår.  $(206\ 000 + 56\ 000 + 80\ 000 + 16\ 000 + 5\ 000)$ . Detta gör en årlig kostnad under femårsperioden motsvarande 363 000kr.

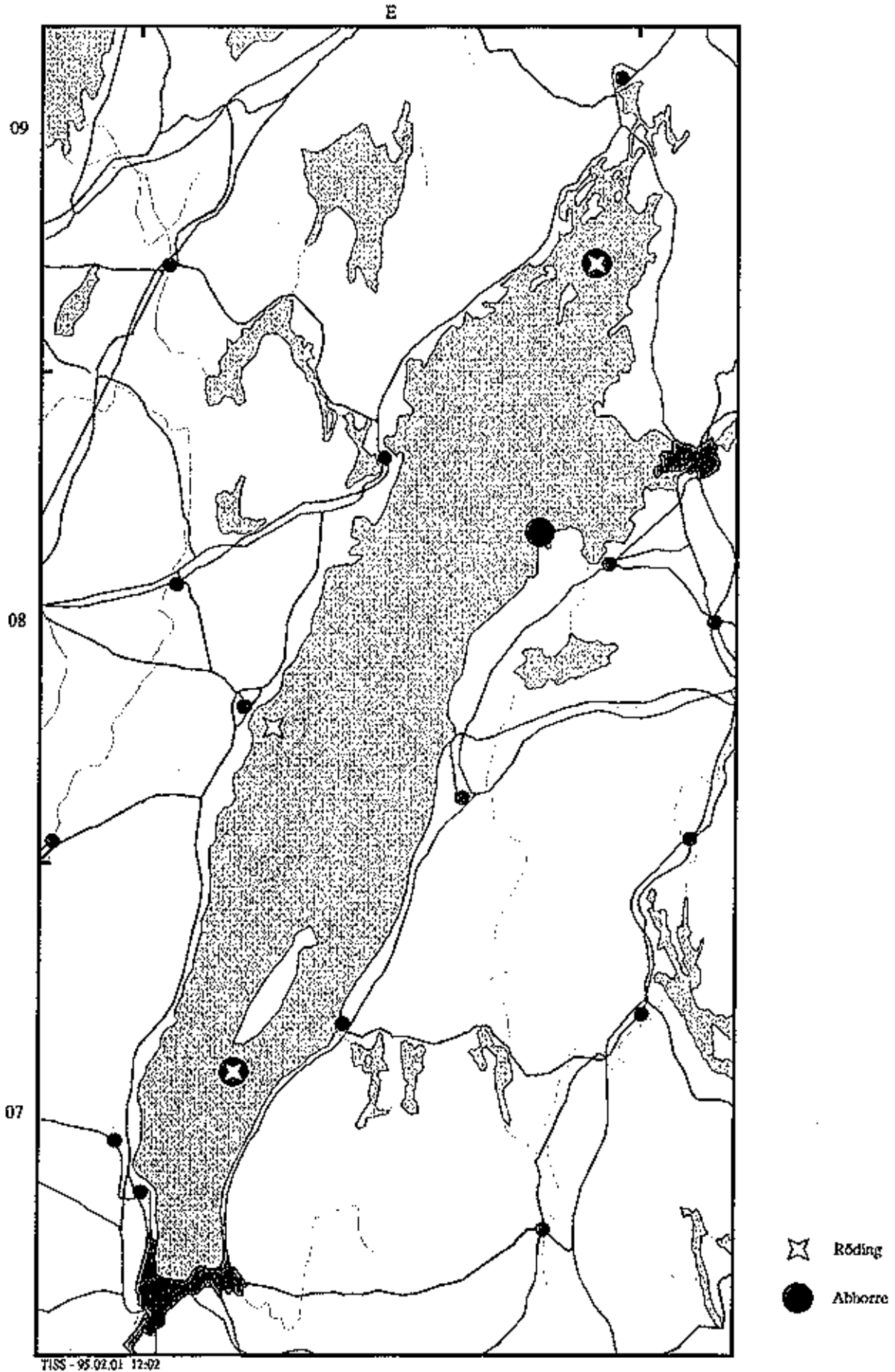
**Alternativ 3.** Ett tredje alternativ är att reducera antalet provtagningslokaler i det årliga insamlingsprogrammet till enbart två, den norra och den södra lokalen. Enligt vår bedömning är det nödvändigt att undersökningen baseras på två lokaler då risken för tillfälliga samplingproblem härvid reduceras. Kostnaden reduceras med 52 000kr. Således blir den utslagna årskostnaden 311 000kr.

**Alternativ 4.** En fjärde möjlighet är att endast genomföra abborrstudie avseende tidstrenden för dioxiner på basis av 3 homogenatprover per år. Säkerheten vid bedömningen minskar härvid. Det är normalt en samvariation mellan övriga organiska klorerade föreningar och dioxiner i en och samma population. Vi bedömer det därför som angeläget att programmet håller fast vid en tidsseriestudie baserad på individuella prover åtminstone avseende övriga organiska klorerade föreningar så att dessa analyser ger indikation om osäkerhet i det framräknade medelvärdet för populationen och därmed genom samvariationen också indirekt informerar om dioxinvärdenas säkerhet. Årskostnaden för abborrstudien sjunker till  $2 \times 52\ 000$ kr +  $3 \times 5\ 000$ kr = 119 000kr. Övriga kostnader förblir opåverkade  $(119\ 000 + 56\ 000 + 80\ 000 + 16\ 000 + 5\ 000)$  då prepareringskostnaderna vid framställning av homogenat snarare ökar. Den årliga kostnaden blir 276 000kr.

Med ovanstående resonemang har vi velat åskådliggöra olika möjligheter till kostnadsreduktion. Med den kostnadsspecifikation som föreligger torde det vara möjligt att mot bakgrunden av ett tillgängligt belopp ge ett kostnadsförslag som harmonierar med verkligheten. Som vi ser det bör nästa reduktion innebära en drastisk nedskärning av ett av delprojekten, tidsseriestudien, rödingstudien eller fiskfysiologiska studien. Vi anser det nämligen oklokt att samla ytterligare datamaterial som ej håller för en kritisk statistisk prövning. Den nationella miljöövervakningen skall ge generell information som skall indikera tillståndet i landet. En viktig målsättning med det regionala programmet skall därför vara att belägga det generella tillståndet även i ett regionalt perspektiv. Inte minst av denna anledning bör det regionala programmet ha en konfirmerande uppläggning och ej ha en struktur som endast ger ytterligare osäkra indikationer. I det svåra valet mellan olika delprogram förordar vi en prioritering där tidsserien baserad på abborre har högst prioritet. Näst högst prioritet har studien som syftar till att belysa konsumtionsfiskens (röding) belastning. Lågst prioritering har de fiskfysiologiska undersökningarna då de ej kan belysa en tidsmässig utveckling inom ramen för programmet utan stöd av ett analysprogram.

## REFERENSER

- Bignert et al. 1994. SNV rapport 4314
- Jensen, S., Reutergårdh, L., Jansson, B. 1983. FAO Fish Tech. Pap. No 212
- Larsson, P., Okla, L., Collvin, I. and Meyer, G. 1992. Environ Sci Technol.
- Nicholsson, M.D., Fryer, R. 1991 Report of the Working Group on Statistical Aspects of Trend Monitoring. ICES
- Olsson, M. and Jensen, S. 1975. Institute of Freshwater Research, Drottningholm.
- Olsson, M. and Sandegren, F. 1991. Habitat
- Tyler, W.D., Carey, J.H., Lean, D.R.S., Mc Queen. 1991. C. J. Fish Aquatic Sci.



## EFFEKTER PÅ EMBRYONALUTVECKLINGEN HOS VITMÄRLA (*MONOPOREIA AFFINIS*) I VÄTTERN

Brita Sundelin och Ann-Kristin Eriksson, Institutet för Tillämpad miljöforskning, Lab för  
Akvatisk Ekotoxikologi, Stockholms Universitet, 611 82 Nyköping

### 1. BAKGRUND OCH STRATEGI

Det övergripande syftet med ett miljöövervakningsprogram är att kunna fastställa nuvarande och framtida miljötillstånd samt att kunna särskilja naturlig variation och trender från störningar som orsakas av antropogen påverkan. Erfarenheten har visat att långa tidsserier är nödvändiga för att över huvud taget kunna fastställa en trend statistiskt. Att vidare kunna bedöma om denna trend är orsakad av naturliga omvärldsfaktorer som tex klimat, nederbörd, salthalt etc eller är orsakad av antropogena utsläpp är ännu svårare. Långa mätserier av plankton, bottenfauna (makrofauna) och fisk i både marina och limniska miljöer är för närvarande under utvärdering. Hittills erhållna resultat ger indikationer om att bottenfaunamätningar kan ge uppgifter om framför allt eutrofieringseffekter, medan den naturliga variationen medför svårigheter att använda variablerna individtätthet och i ännu högre grad biomassa av bottenfaunaorganismerna för att detektera effekter av miljögifter. För att bedöma risken att olika typer av miljögifter, som metaller och organiska miljögifter skall orsaka effekter på ekosystemet har man hittills i stor utsträckning genomfört haltmätningar av ett fåtal substanser i några biologiska matriser. Erfarenheten har visat, att när man lämnar individnivån är korrelationen mellan koncentrationer av uppmätta substanser och effekter på populationer och samhällen mycket låg (se prioriterade områden inom projektområdet persistent organic pollutants, POP). Trots detta genomförs idag mycket få delprogram där man använder sig av biologiska effektvariabler för att undersöka hur antropogen belastning av framför allt metaller och organiska miljögifter påverkar ekosystemet.

#### 1.1 Embryonalutvecklingen hos vitmärla (*Monoporeia affinis*) som effektvariabel

Eftersom en stor del av både luftburna och vattenburna persistenta miljögifter ackumuleras i både marina och limniska sediment, där koncentrationerna ofta är förhållandevis höga, exponeras sedimentlevande organismer både för substanser associerade till sedimentet, interstitialvattnet och överliggande vattenfas (Moore 1979). När syftet är att studera effekterna av antropogena miljögifter är det således relevant att i första hand studera effekterna på lägre sedimentlevande organismer, där exponeringen i första hand sker av icke metaboliserade och omvandlade substanser. Det är också viktigt att de effektvariabler som används är känsliga men generella, dvs i första hand svarar på alla typer av miljögifter, samt att variabeln är okänslig för naturliga omgivningsvariabler och parametrar, som temperatur, födotillgång, sedimentbeskaffenhet, predation etc. Avsikten är ju att kunna fastställa en risk för lokala, regionala eller storskaliga effekter innan dessa är ett faktum. Fokuseringen på stationära sedimentlevande organismer medger även större möjligheter att korrelera eventuella effekter till koncentrationer av miljögifter jämfört med fiskstudier där kopplingen till exponeringskällan är betydligt svagare. I ett senare skede när avsikten är att utreda vilken eller vilka typer av föroreningar som orsakat funna effekter är det värdefullt att komplettera med enzymatiska biomarkörer



(avgiftningssystem som tex EROD) och frekvensen DNA -addukter (metoder utarbetade för fisk) där möjligheterna är större att med hjälp av skadebilden ange orsaken.

Vitmärsla (*Monoporeia affinis*) är en sedimentlevande amfipod (märkräffa) som förekommer i stort antal på Östersjöns mjukbottnar och i bl. a Mälaren, Hjälmaren, Vänern och Vättern. Vitmärslan har genom sin höga individtäthet och geografiska utbredning en stor betydelse för produktionen på mjuka bottenar och är dessutom en betydande födoorganism för större vertebrater och fisk. Arten är förhållandevis syrekrävande och drabbas hårt av syrebrist i områden med hög belastning av organiskt material. Amfipoder anses dessutom generellt mycket känsliga för olika typer av miljögifter, varför amfipoder ofta används som indikatorarter i av miljögifter opåverkade områden (Giesy and Hoke 1989, Witt *et al.* 1989, Gossiaux *et al.* 1992). I mjukbottenekosystem simulerande Östersjöns mjukbottnar innehållande makrofaunaarter som *Macoma balthica* (östersjömussla) och *Monoporeia affinis* samt det naturliga meiofaunasamhället har embryonalutvecklingen hos *Monoporeia* visat sig vara ett mycket känsligt instrument för att detektera effekter av olika typer av miljögifter som kadmium, bly, arsenik, klororganiska föreningar, skogsindustriavloppsvatten, förorenade sediment samt sedimentextrakt från skogsindustrirecipienter och metallrecipienter (Sundelin 1988, 1989, 1992 och Eriksson *et al.* 1995). Signifikanta effekter kunde konstateras även vid koncentrationer där meiofaunasamhället var relativt opåverkat (Sundelin och Elmgren 1991).

För att kunna verifiera effekterna från olika laboratorieförsök i fältundersökningar har undersökningstypen missbildade embryon av *Monoporeia affinis* använts i ett antal recipientundersökningar utanför framför allt skogsindustrier. Signifikanta avvikelser från referensområden har konstaterats långt utanför de områden som rapporterats påverkade från den lokala recipientkontrollen där bottenfaunans abundans och biomassa har använts som verktyg (Sundelin 1992). Metoderna har prövats inom det nationella havsprogrammet under tre år i Asköområdet i egentliga Östersjön samt under två år i Bottniska viken. I Asköområdet har dessutom effekterna av sekundära eutrofieringseffekter, som sulfider och låga syrehalter studerats inom ett delprojekt inom miljöövervakningen. De preliminära resultaten visar att sulfidförekomst i sedimentet ej påverkar frekvensen missbildade ägg och embryon, men däremot finns en positiv korrelation mellan frekvensen döda ägg i honans äggkammare och sulfidkoncentrationen. Undersökningstypen missbildade embryon kan således ge svar på och även särskilja effekter från dels miljögifter som metaller och organiska miljögifter dels sekundära eutrofieringseffekter som låga syrehalter och sulfider. På grund av den generellt sett låga svavelhalten i limniska sediment är sulfidproblemet emellertid av underordnad betydelse i sjöar.

## 1. 2. Metodik

Vitmärslan startar sin reproduktionscykel i samband med att ljuset minskar efter midsommar. Vid denna tidpunkt har amfipoderna lagrat mycket stora fettreserver, genom att livnära sig på sedimenterat material från vårens kiselalgsblomning. I Östersjöns kustområden har man hos honorna uppmätt halter på c:a 30 % fett på torrviktsbasis i juli (Hill 1992), medan Gardner *et al.* (1985) i Lake Michigan har rapporterat så höga halter som 54 % baserat på askfri torrsvikt hos släktingen *Diporeia hoyi*. Den stora fettreserven som finns i juli används till gonadmodningen, då en stor del av fettets ansamlas i honans ägganlag. En hypotes till amfipoders höga känslighet för föroreningar är att lipofila ämnen associerade till fettets bioackumuleras i gonaderna, där de utövar en toxisk effekt under embryonalutvecklingen i antingen metaboliserad eller ometaboliserad form. Parningen börjar i månadskiftet oktober - november och pågår under c:a en månad, då honans mogna ägg vandrar ned i äggkammaren (marsupiet) där hanen lämnar sin spermator, varefter befruktning sker. Honan bär sedan sina ägg c:a 3.5 månader fram till kläckningen, som startar i mitten av februari, då de första juvenilerna lämnar honans marsupium. Analysen av ägg och embryon kan genomföras när som helst efter befruktningen,

men analysen är känsligast några veckor före kläckningen då embryon differentierats och även små avvikelser från normal utveckling går att identifiera. Detta innebär att provtagning bör ske under vintern. Vitmärklorna insamlas med hjälp av en van Veen huggare (0.1 m<sup>3</sup>) för att även kunna få en uppfattning om sedimentbeskaffenhet. Det är emellertid även möjligt att använda en specialkonstruerad dammsugare (HA sugen, se Fig. 1), som med hjälp av dränkbar pump suger upp djuren från sedimentet. Detta ger emellertid inte något kvantitativt prov, vilket egentligen ej är nödvändigt eftersom effektvariabeln företrädesvis används på lokaler där man även utför undersökningar avseende bottenfaunans individtäthet. Om Ha-sugen används i stället för en bottenhuggare bör även sedimentproppar tas med hjälp av en modifierad kajakhämtare (Blomqvist och Abrahamsson 1985) för att kunna göra en sedimentklassificering. Efter att ha sällat vitmärklorna från sedimentet analyseras de gravida honorna under stereomikroskop med avseende på äggantal/hona, embryons hälsotillstånd (missbildade, odifferentierade samt döda ägg och embryon, se Fig. 2), utvecklingsstadium (normalt är alla embryon i kullen av samma stadium), samt avvikelser hos honan som parasitangrepp, missbildningar och övriga sjukdomar. Eftersom djuren analyseras levande är det möjligt att detektera avvikelser hos honan, som annars inte är möjligt på fixerat material, samt att överföra ägg och embryon till små akvariesystem för att studera även kläckningsfrekvens och överlevnad hos embryon.

## 2. APPLICERING AV MONOPOREIA - METODEN I VÄTTERN

Avsikten med nedan beskrivna projektet var att undersöka möjligheten att använda undersökningstypen missbildade embryon av vitmärla även i sötvatten. I offertförfrågan beskrivs uppdragets omfattning, som inbegriper litteraturstudier, praktisk verksamhet (provtagning) för att verifiera hypotesen att metodiken även är användbar i sötvatten, biologisk analys, statistisk utvärdering samt rapport.

### 2. 1 Utförande

Första veckan i februari genomfördes provtagningen då fyra stationer, som ingår i det rullande bottenfaunaprogrammet studerades med avseende på missbildade embryon av *Monoporeia affinis* (se karta). Med hjälp av en van Veen huggare togs fem replikat (hugg) på varje station. Sedimentet sällades genom 1mm såll ombord på båten och gravida vitmärklar överfördes till friskt Vätternvatten och förvarades i 4°C tills analysen skedde 1.5 - 2 dygn senare. Analysen genomfördes under stereomikroskop (Leica M10 80x förstoring) med polariserat kalljus. Vissa kullar av intresse överfördes till färskt Vätternvatten för kläckning. Efter den biologiska analysen har materialet utvärderats statistiskt med hjälp av variansanalys.

### 2. 2. Resultat och diskussion

Individtätheten var mycket varierande på de olika stationerna. På station 5 (115 m djup) i södra Vättern och station 14 (95 m djup) i norra Vättern fanns totalt 20 respektive 27 st honor, medan huggen på station 9 (93 m djup) och station 8 (33m djup) i centrala Vättern innehöll 87 st respektive 38 st honor. Stationen 8 på 33m uppvisade en snabbare embryonalutveckling än djupare belägna stationer. På denna station hade en del av honorna redan släppt sin avkomma vilket innebär att en del av populationen ej genomgått analys. Det är framför allt botten temperaturen som bestämmer embryonalutvecklingstiden. I Bottenhavet brukar grunda bottnar uppvisa en långsammare utvecklingstakt beroende på kallare vintertemperatur än djupa bottnar. Eftersom temperturdata saknas för stationen är det svårt att i detta fall uttala sig om orsaken. Resultaten visade inga statistiska skillnader mellan stationerna med avseende på missbildade ägg, även om relativt höga frekvenser uppmättes på framför allt station 5 (Fig. 3). Det låga individantalet på stationer i norr och söder har troligtvis medverkat till svårigheten att fastställa skillnader mellan stationerna i centrala Vättern och station 14 och 5. Innan

provtagning togs en kontakt med Lars Eriksson i Uppsala som sköter bottenfaunaprovtagningen i Vättern. Efter förfrågan om abundansvärden erhöles data från station 14 (medelvärde från 40-90 m) och Lars Eriksson försäkrade att alla stationer hade populationer på 1000-2000/m<sup>2</sup> individer. Tiden och framför allt vädret medgav emellertid inte möjlighet att leta efter nya stationer under pågående provtagning varför analysen skedde på befintligt material. Frekvensen missbildade ägg och embryon på station 8 och 9 ligger i nivå med bakgrundsvärden på populationer i egentliga Östersjön och Bottenhavet. Det finns ingen anledning att försöka sig på någon större utredning till effekter, som inte är signifikanta, men resultaten ger trots allt indikationer om att sedimenten i norra och framför allt södra Vättern ger upphov till förhöjda frekvenser av missbildade embryon. Populationsstorleken på dessa stationer tycks också vara lägre enligt Vätternvårdsförbundets årsskrift 1991. Ytsedimentens koncentrationer av uppmätta miljögifter är högre och har även ökat de senare åren på station 14 i norra Vättern medan förhållandet är det omvända på station 5 i södra Vättern där halterna i djupare sedimentlager är högre av framför allt Hg och Cd (Vätternvårdsförbundets årsskrift 1991). Eftersom vitmärorna genom bioturbation rör sig flera centimeter ned i sedimentet exponeras de emellertid även för djupare sedimentlager. På station 14 och 5 var PAHer och sothalten högre än i sediment från station 9 i centrala Vättern. Studier i Sundsvallsbukten utanför Gränges Aluminium, som släpper ut framför allt PAHer har visat relativt kraftiga skador på embryon av vitmärorna (Sundelin och Eriksson 1995).

Andelen odifferentierade och döda ägg är betydligt högre än vad man kan förvänta sig hos normala populationer (Fig. 3). De döda äggen var i samtliga fall även odifferentierade, varför det är troligt att odifferentierade och döda ägg har uppkommit av samma orsak, dvs de odifferentierade äggen dör när processen gått längre. De odifferentierade äggen kan antingen vara obefruktade eller ha stannat i utvecklingen. I vissa fall gick det att se att äggen var befruktade i andra fall var degenereringen så långt gången att detta var omöjligt (Fig. 4). Normalt finns hos amfipoder, som bär äggen i en äggkammare en frekvens på 1-3 % ägg som är obefruktade (Bregazzi 1973). En möjlig förklaring till den förhållandevis höga frekvensen odifferentierade ägg är att befruktningen av någon anledning har misslyckats. I laboratorierexperiment som pågick under hösten 1994 konstaterades även i kontrollerier en förhållandevis hög andel odifferentierade ägg. Temperaturen i vattnet från 36 m djup som försörjde försöksakvarierna var c:a 4°C varmare än normala år. Eftersom *Monoporeia* är en kallvattensart med enligt Segerstråle (1959) en övre toleransgräns på c:a 12°C (Ekman (1915) och Bousfield (1958) ger ett högre temperaturmaximum på 14.5°C) är det möjligt att den varma sommaren 1994 kan ha påverkat tex spermier, som är känsliga för värme, i negativ riktning. Bottentemperaturen på station 5, som uppvisade en mycket hög andel odifferentierade och döda ägg hade under september och oktober 1994 c:a 5°C varmare temperatur än åren 1990, 1991, 1992 och 1993 (uppgifter från Bert Karlsson SLU). På övriga stationer saknades uppgifter på bottentemperaturen. På alla stationer observerades enstaka individer med starkt avvikande gonader, i stället för ägganlag eller befruktade ägg observerades fettkulor längs ryggsidan, i något fall var även ögonen missbildade, se Fig. 4. Dessa observationer ger indikationer om att något allvarigt har hänt, som stört hela reproduktionscykeln. Övriga orsaker till att äggen ej befruktats eller avstannat i embryoutvecklingen kan vara ämnen som skadat ägganlagen. Resultat från laboratorierexperiment med olika typer av miljögifter samt recipientundersökningar utanför olika industrier visar emellertid inget klart samband mellan exponeringen och frekvensen odifferentierade ägg, varför det inte är troligt att miljögifter är huvudorsaken till effekterna i Vättern.

Ägg och embryon av vitmärorna har i Östersjön olika grad av pigmentering, från ljusa gula till brunröda. Samtliga ägg i kullen har emellertid samma pigmentering, vilket även gäller andra amfipoder (Bregazzi 1973). Färgpigmentet är med stor sannolikhet karotenoider av samma typ

som finns i laxens ägg. I framför allt egentliga Östersjön förekommer olika grad av dåligt pigmenterade ägg som ibland är färglösa till gråaktiga i färgtonen. Kläckningsförsök med dessa ägg visade inga signifikanta avvikelser jämfört med normalt pigmenterade ägg. En stor del av Vätternpopulationerna hade ljusa ägg (Fig. 4) men frekvensen kläckta ägg var inte heller här skild från normalt pigmenterade Östersjöägg. Eftersom samtliga försök avbröts efter kläckning har vi ingen kunskap om eventuella skillnader i överlevnad mellan de olika pigmenterade äggen.

### 3. FÖRSLAG TILL FORTSATT STUDIER

Erhållna resultat visar att metodiken är användbar även i sötvatten. Resultaten ger indikationer om att reproduktionen hos vitnärnan är negativt påverkad i södra och norra delen av Vättern. För att kunna fastställa orsaker till erhållna resultat krävs emellertid fler undersökningar. Det är även väsentligt att upprepa studien för att utreda orsaken/orsakerna till den höga frekvensen döda och odifferentierade ägg. Förslaget avser ett tre-årigt pilotförsök med målsättningen att utreda hur miljögifter i sedimentet påverkar reproduktionen av *Monoporeia affinis*. Undersökningsområden bör väljas i samstämmighet med övriga bottenfaunaprogram, för att med hjälp av missbildningsstudierna utreda orsaker till eventuella populationsförändringar. Av denna anledning är det även värdefullt att studera miljögiftbelastningen i sedimenten. Dessa undersökningar behöver emellertid ej samma provtagningsfrekvens som de biologiska studierna. Eftersom det är mest kostnadseffektivt att genomföra provtagningen vid samma tidpunkt är det viktigt att välja bottenar av likartat djup. Station 3 bör bytas mot en "opåverkad" station på större djup. På station 5 bör man leta efter något grundare belägna populationer då vi erhöi indikationer om högre individtätthet på grundare stationer.

På grund av de mycket lösare sjösedimenten, som medför större risk att djuren dör av syrebrist i gytjan om sällning ej kan ske ganska snart är det ej lämpligt att använda bottenhuggare utan i stället den för ändamålet specialkonstruerade HA-sugen för att eliminera risken att djuren dör om sällningen på grund av hårt väder blir fördröjd.

Med hänvisning till Kjell Leonardssons (Leonardsson 1995) utvärdering av bottenfaunaprogrammet i Bottniska viken kan det vara lämpligt att i stället för 5 replikat på samma station ta ett hugg på fler stationer. Resultaten från sedimentanalyser avseende miljögifter visar även mycket stora rumsliga haltvariationer (Vätternförbundets årsskrift 1991), varför det är sannolikt att man erhåller ett mer representativt värde för området om man istället för replikat innefattar fler stationer. Kostnaden och arbetsinsatsen skulle vara i stort sett densamma.

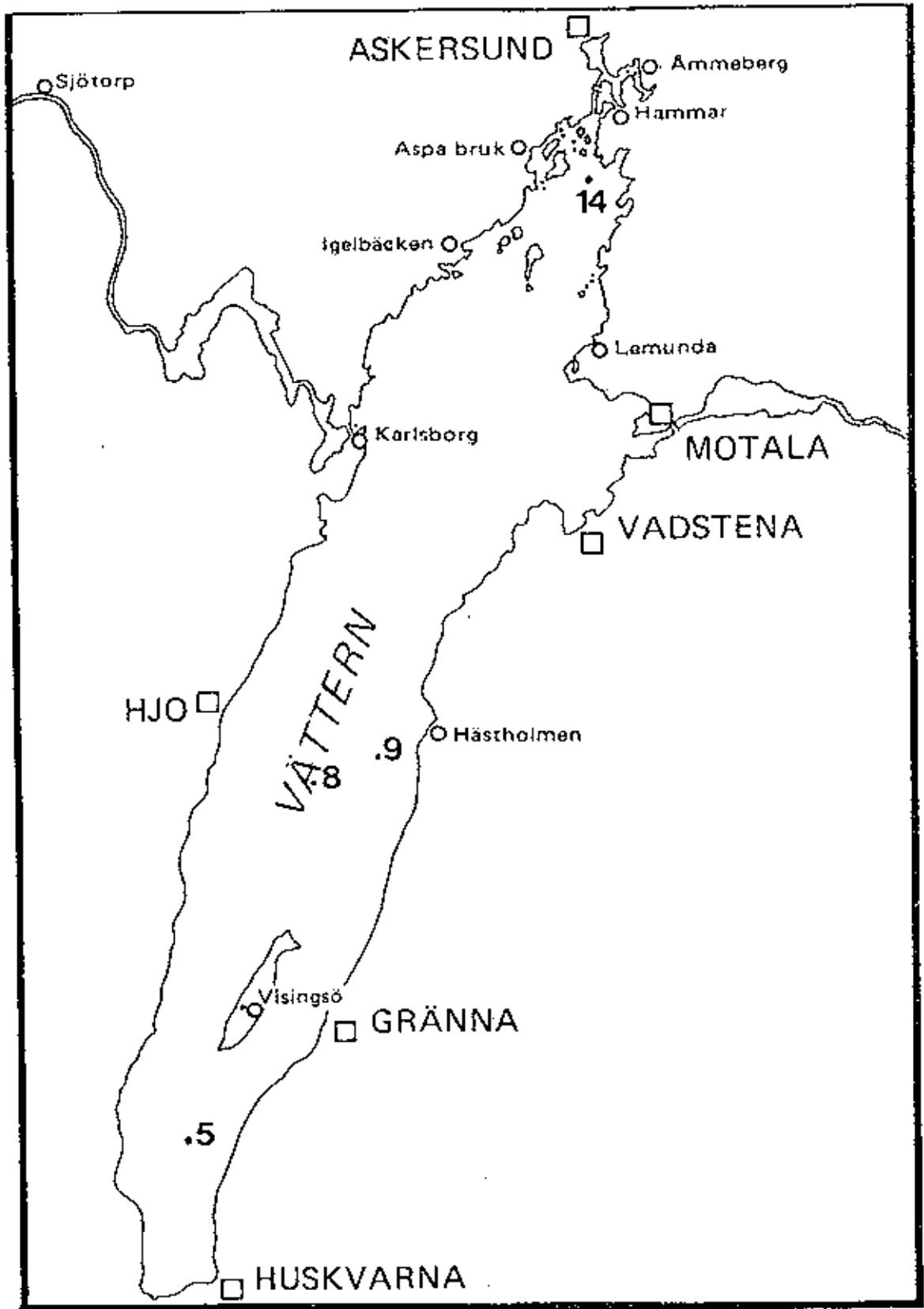
### 4. REFERENSER

- Blanck, H., K. Holmgren, L. Landner, H. Norin, M. Notini, A. Rosemarin, and B. Sundelin. (1989). Advanced hazard assessment of arsenic in the Swedish environment, p. 85-122. In L. Landner (ed) Chemicals in the aquatic environment. Advanced Hazard assessment. Springer Ser. Environ. Quality Comm. CM E 58.
- Blomqvist, S. & Abrahamsson, B., (1985). An improved Kajak-type gravity core sampler for soft bottom sediments. - Schweiz. Z. Hydrol. 47: 81-84.
- Bousfield, E. L. (1958). Fresh - water amphipod crustaceans of glaciated North America. Canad. Field-Naturalist 72: 55-113.
- Bregazzi, P. K. (1973). Embryological development in *Tryphosella kergueleni* (Miers) and *Cheirimedon femoratus* (Pfeffer) (Crustacea, Amphipoda). Br. Antarct. Surv. Bull. 32, 63-74.

- Ekman, S. (1915). Vorschläge und Erörterungen zur Reliktenfrage in der Hydrobiologie - Ark: Zool. 9: 1-35
- Eriksson, A-K., Sundelin, B., Broman, D., Näf, C. Effects on *Monoporeia affinis* of HPLC-fractionated extracts of bottom sediments from a pulp mill recipient. Proceedings of the 2nd International conference on Environmental fate and effects of bleached pulp mill effluents, Nov 6-10, 1994 Vancouver, in press.
- Gardner, W. S., T. F. Nalepa, W. A. Frez, E. A. Cichocki and P. F. Landrum (1985). Seasonal pattern in lipid content of Lake Michigan macroinvertebrates. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 42: 1827-1832.
- Gossiaux, D. C., Landrum, P. F., and V. N. Tsymbal (1992). Response of the amphipod *Diporeia* spp. to various stressors: cadmium, salinity, and temperature. J. Great Lakes Res. 18 (3) : 364-371.
- Giesy, J.P., and R. Hoke. (1989). Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. J. Great Lakes Res. 15 (4): 539-569.
- Hill, C., M.A. Quigley, J.F. Cavaletto, and W. Gordon. (1992). Seasonal changes in lipid content and composition in the benthic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*. Limn. Oceanogr. 37 (6): 1280-1289.
- Leonardsson, K., (1995). Mjukbottenfauna i regional miljöövervakning längs Norrlandskusten, Utvärdering av tidigare program och förslag till framtida strategi. För Åtgärdsgrupp Nord ISBN 91-630-3398-4.
- Moore, J. W., V.A. Beabien, and D.J. Sutherland. (1979). Comparative effects of sediments and water contamination on benthic invertebrates in four lakes. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 23: 840-847.
- Segerstråle, S. G. (1959). Synopsis of data on the crustaceans *Gammarus locusta*, *Pontoporeia affinis*, and *Corophium volutator* (Amphipoda: Gammaridea). -Ibid 20: 1-23.
- Sundelin, B. (1988). Effects of sulphate pulp mill effluents on soft bottom organisms- A microcosm study. Wat. Sci. Tech. 20 (2): 175-77.
- Sundelin, B. (1989). Ecological effect assessment of pollutants using Baltic benthic organisms. Tesis, Stockholm University.
- Sundelin, B., Elmgren, R., (1991). Meiofauna of an experimental soft bottom ecosystem - effects of macrofauna and cadmium exposure. Mar. Ecol. Prog. Ser. 70: 245-255.
- Sundelin, B., (1992). Effect monitoring in pulp mill areas using benthic macro-and meiofauna. In Södergren (ed). Proceedings of SEPA conference 19-21 Nov 1991. Sw. Env. Prot. Ag. Report 4031, p 371-378.
- Sundelin, B., Eriksson, A-K. (1995). Effekter på *Monoporeia affinis* embryonalutveckling i Sundsvallsbukten. På uppdrag av Länsstyrelsen, G A metall och SNV.
- Witt, T., R.C. Swartz, and J. O. Lamberson. (1989). Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. Environ. Tox. and Chem. 8: 1035-1038.

**KOSTNADER FÖR ÅRLIG PROVTAGNING OCH ANALYS AV 5 STATIONER  
(OMRÅDEN) EXKLUSIVE BÅTTTRANSPORT OCH ADMINISTRATIVA  
AVGIFTER TILL UNIVERSITETET**

Arbetskostnader för provtagning, resor, hotellkostnader samt traktamenten för två-tre personer.	21 500
Arbetskostnader för biologisk analys, databehandling samt rapportskrivning	51 300
Kostnader för film, framkallning, kopiering, förbrukningsmaterial.	7 000
Kostnader för modifiering av HA-sug för att användas på djup > 80 m	10 000
<b>Totalsumma</b>	<b>89 800</b>



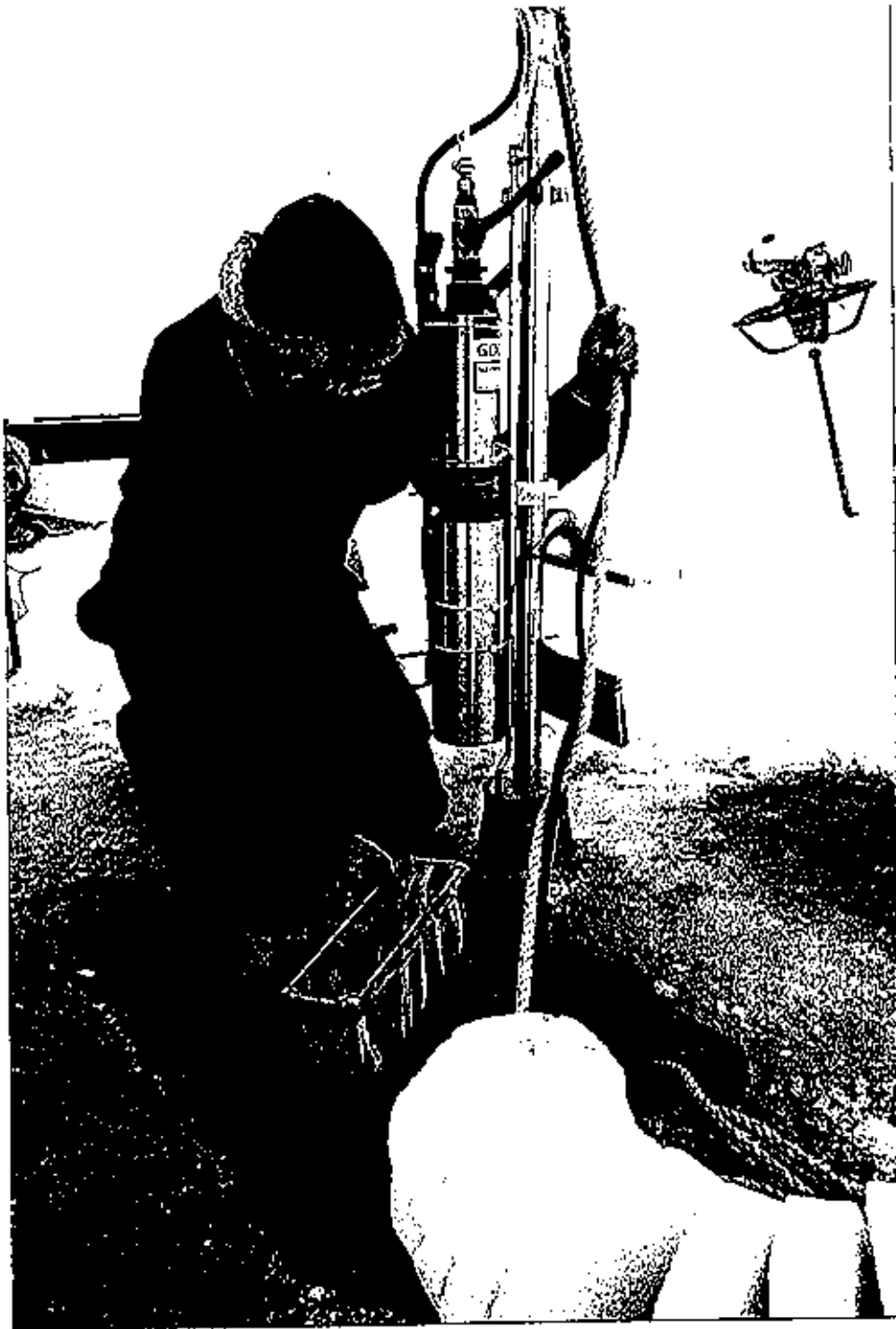


Fig. 1. HA- sugen. Provtagare för sållning och insamling av bottendjur



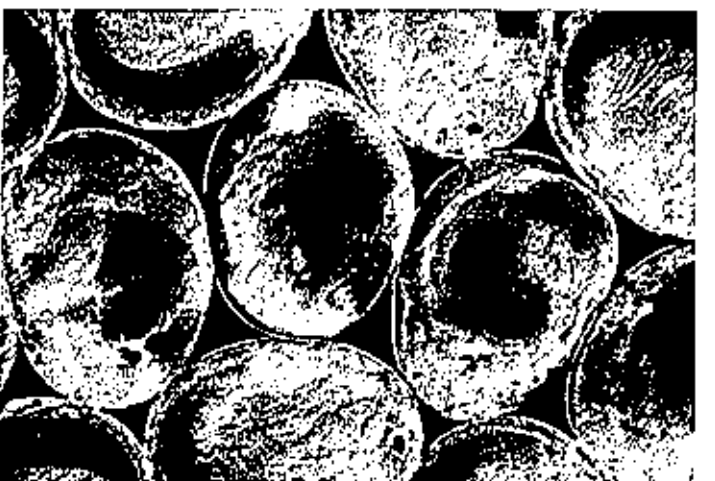
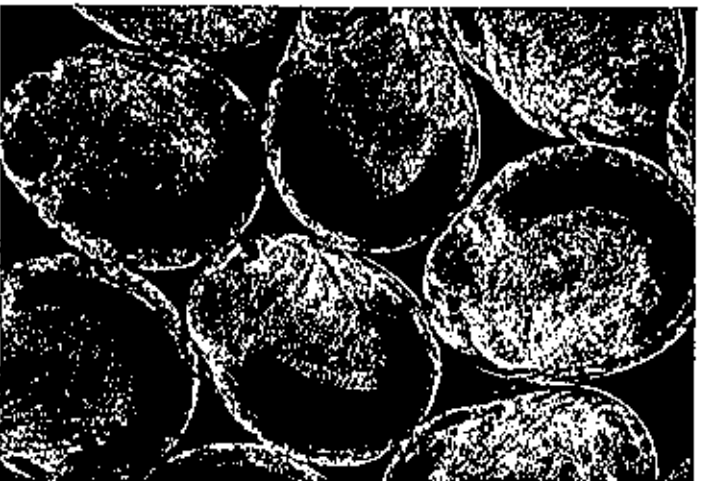
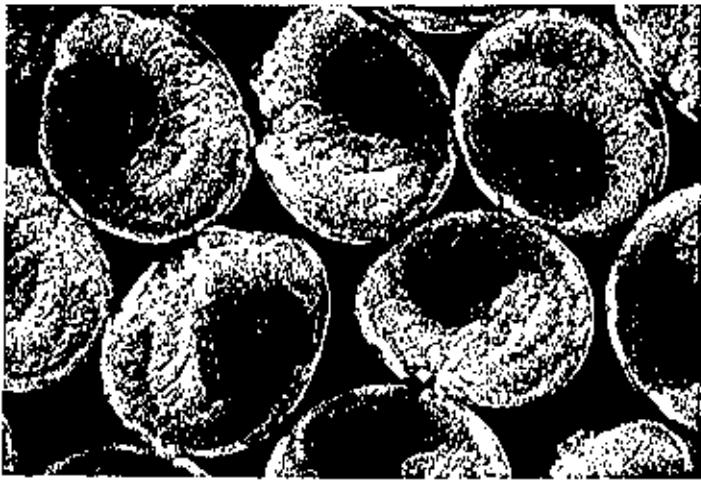
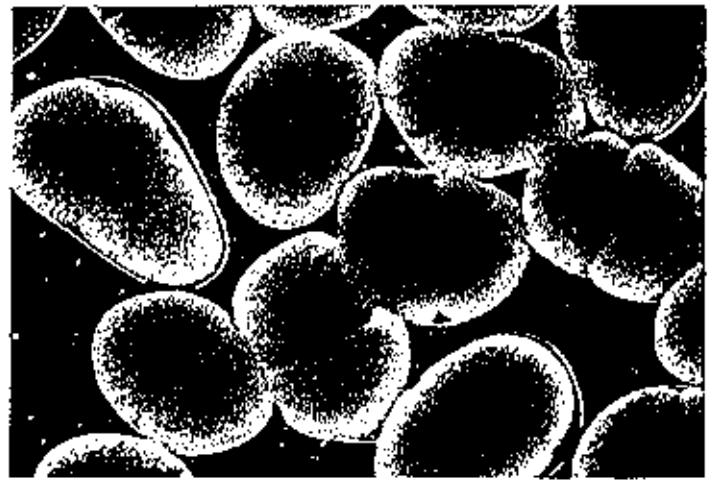
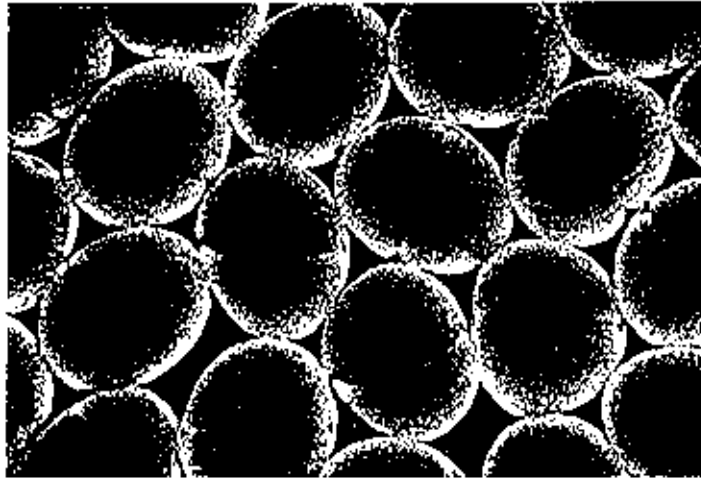
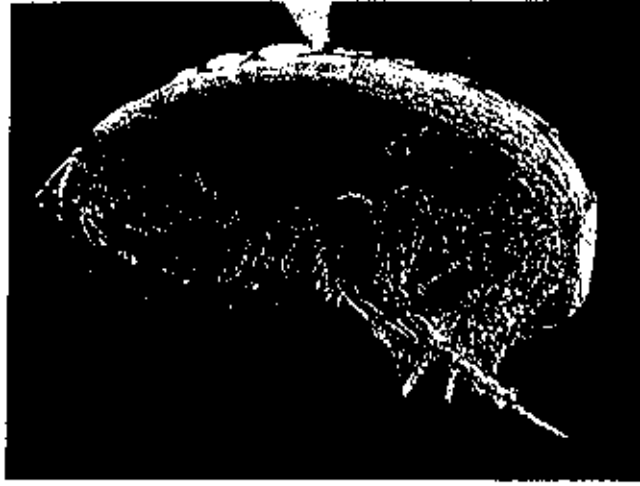


Fig. 2. Befruktad hona samt normala (vänster) och missbildade (höger) ägg och embryon av *Monoporeia affinis*. Tvåcells ägg överst och kläckningsfärdiga embryon underst. Bilderna är tagna på Östersjöpopulationer (från Eriksson et al. 1995).

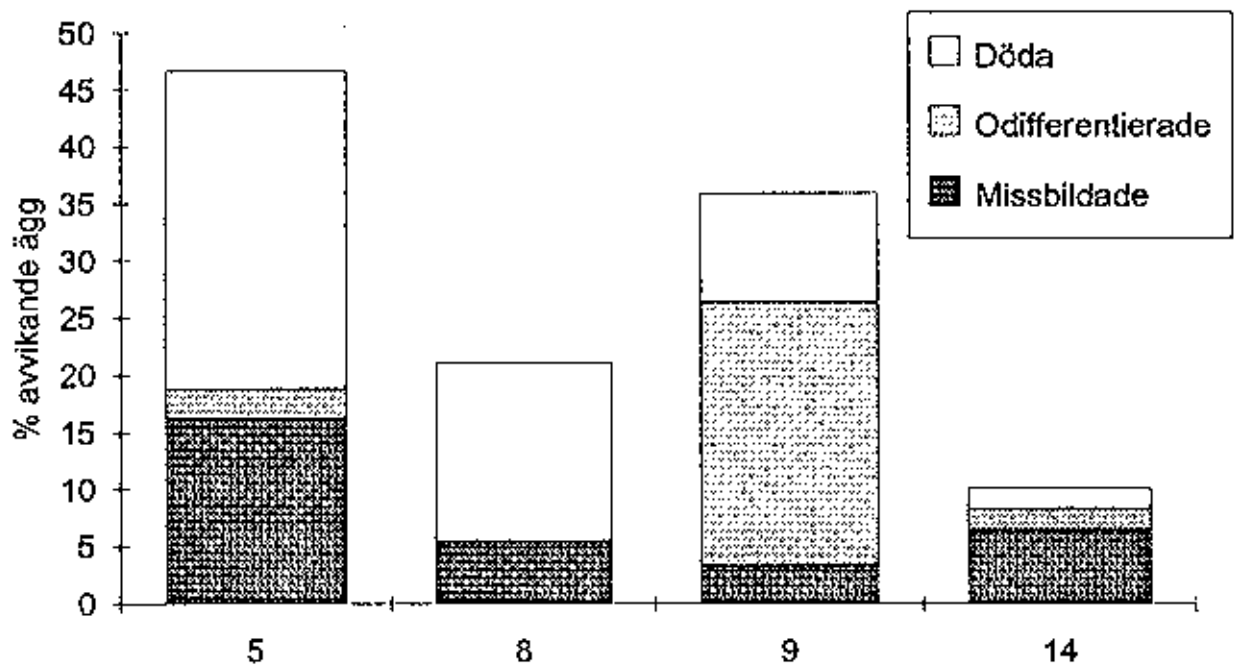


Fig. 3. Effekter på embryonalutvecklingen hos *Monoporeia affinis* från fyra stationer i Vättern.

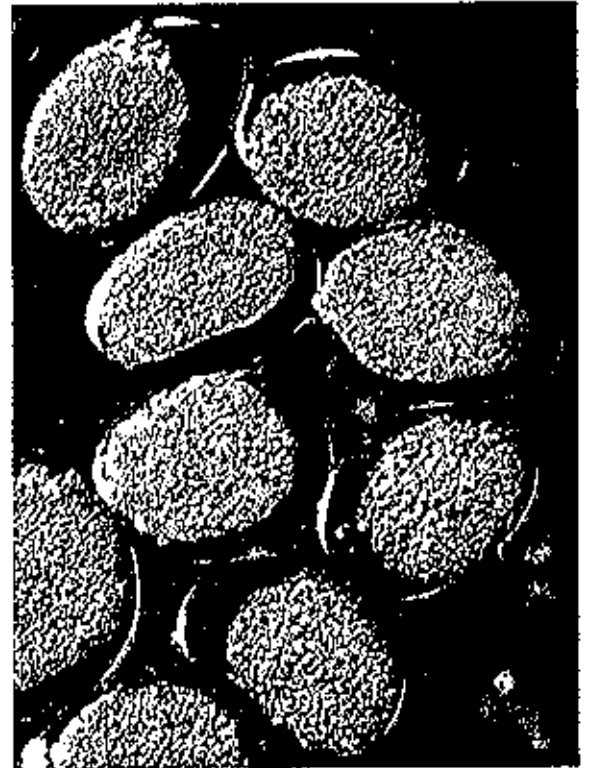
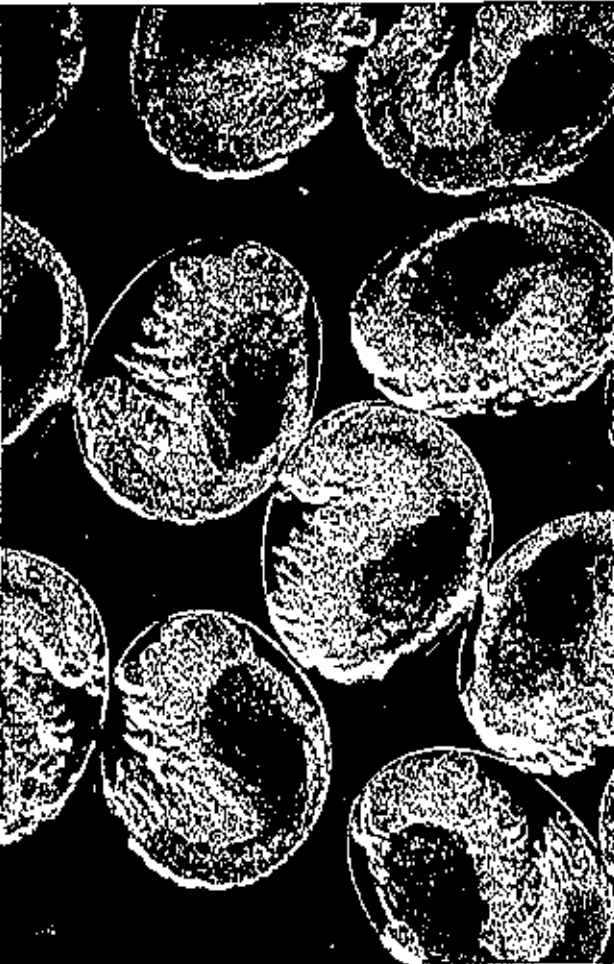
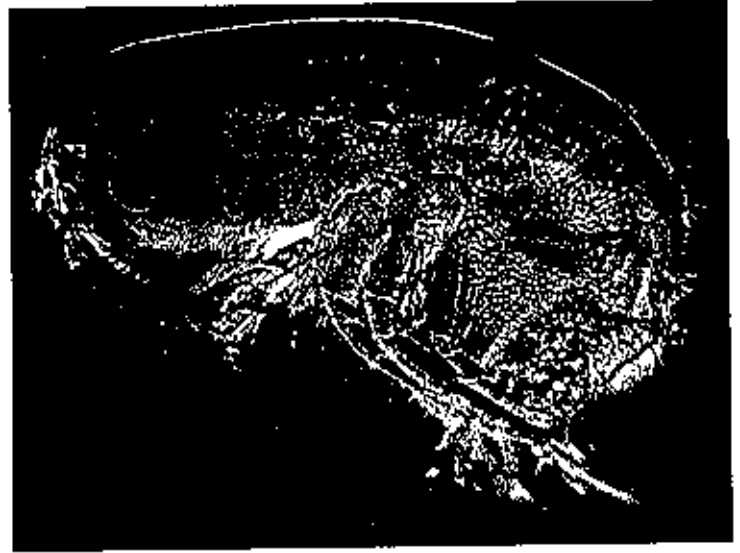
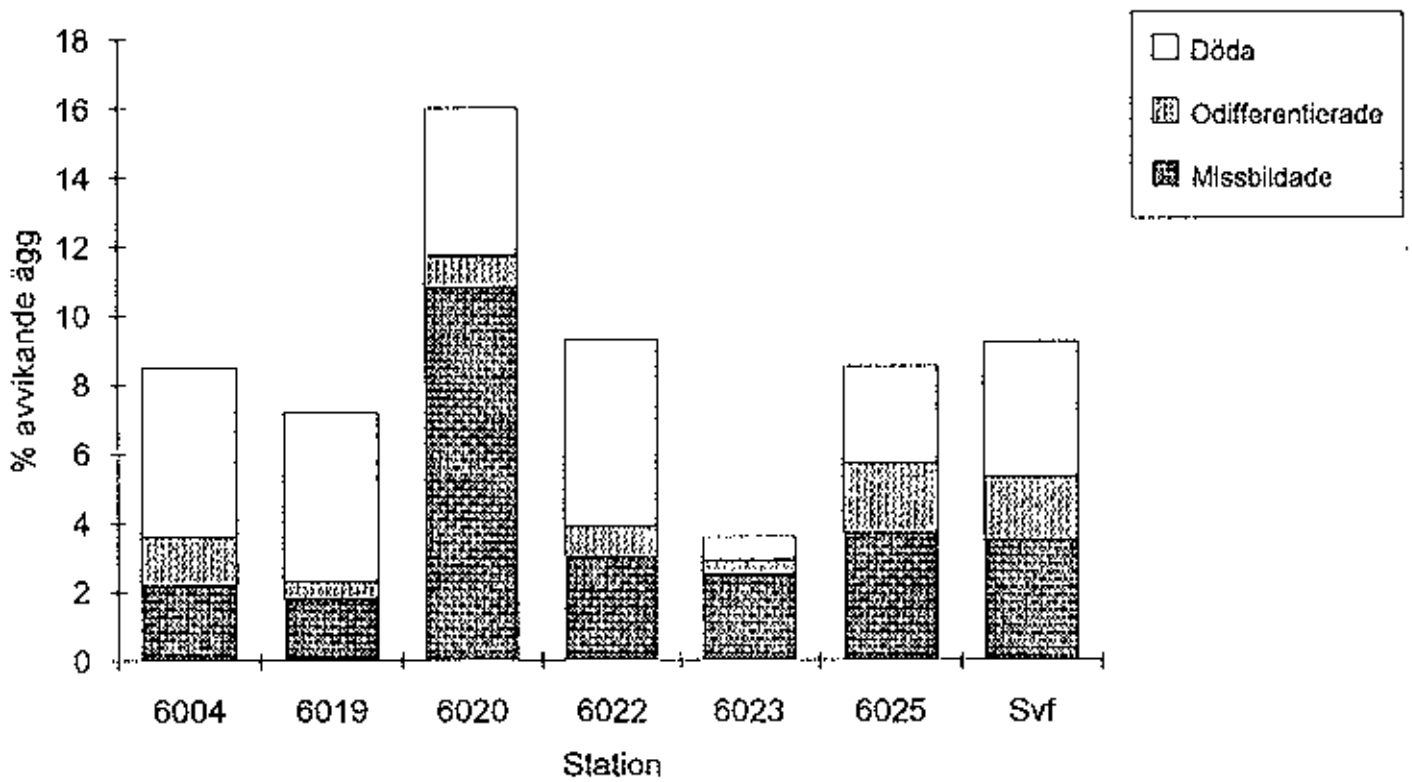
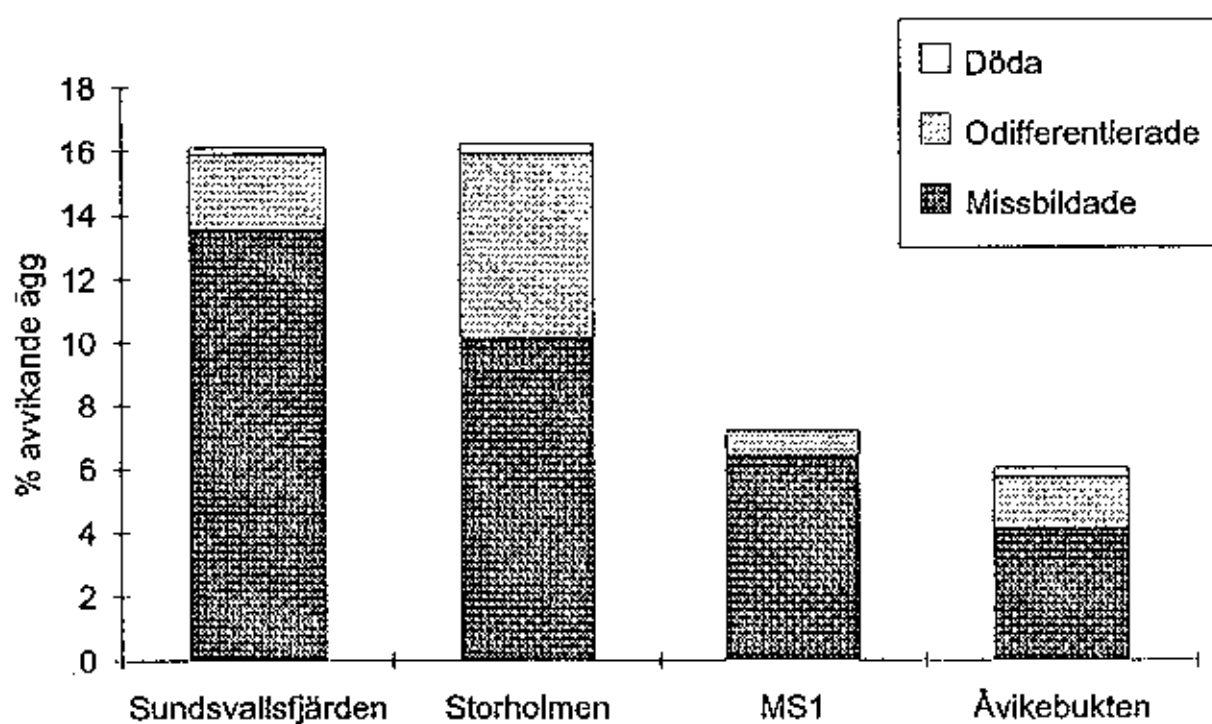


Fig. 4. Överst några exempel på avvikande gonadutveckling hos *Monoporeia affinis*. Den undre bilden illustrerar ljusa men normalt utvecklade embryon (vänster) samt odifferentierade och näst intill opigmenterade ägg (höger) från några stationer i Vättern.



**Embryoskador på *Monoporeia affinis* från PMK stationer i Asköområdet, egentliga Östesjön 1994**



**Embryoskador på *Monoporeia affinis* i en gradient från Gränges Aluminium i Sundsvallsbukten 1994.**

**PILOTUNDERSÖKNING FÖR EVENTUELL FRAMTIDA MILJÖÖVERVAKNING MED  
MEIOFAUNA I VÄTTERN**

**Rapport till Vätternvårdsförbundet och Länsstyrelsen i Jönköpings län**

**Bertil Widbom och Helene Pettersson  
Zoologiska institutionen  
Stockholms universitet  
106 91 Stockholm**

## BAKGRUND

Bentisk meiofauna, dvs. bottenlevande flercelliga djur som passerar ett 1 mm-såll och fångas upp på ett 40 µm-såll utgör en viktig potentiell, men hittills i hög grad outnyttjad, resurs för monitoring i akvatisk miljö. Meiofaunan har härvid flera direkta fördelar jämfört med bentisk makrofauna:

- Meiofauna saknar planktoniska larvstadier och kan därmed bara spridas kortare sträckor genom resuspension av bottensediment (Gerlach, 1977). Den är därmed mer eller mindre helt beroende av de rådande miljöförhållandena på platsen.
- Meiofauna har i regel korta generationstider, vilket innebär att meiofaunapopulationerna kan visa en snabb respons på ändrade miljöförhållanden, även i form av subletala effekter på reproduktion o.dyl.
- I stabila miljöer visar meiofaunan i regel en stabil samhällsstruktur och populationstäthet (Heip, 1980).

Fördelen med att inkludera meiofauna i bottenfauna-monitoring är särskilt uppenbar i områden med låga artantal av bentisk makrofauna, såsom exempelvis i Vättern.

Även om bentisk meiofauna hittills utnyttjats i betydligt mindre utsträckning än makrofauna vid studier av förorenings effekter har dess potentiella värde för monitoringverksamhet i marin miljö påpekats i ett flertal arbeten (t.ex. Heip, 1980; Bett, 1988). I en artikel i *Marine Pollution Bulletin* (Warwick, 1988) analyseras den taxonomiska sammansättningen i den marina bottenfaunan i ett antal föroreningsgradienter. Här visas övertygande att det inte finns någon anledning att bestämma bottenfaunan längre än till familjenivå för att upptäcka förorenings effekter på bentisk samhällsstruktur. Möjligheten att upptäcka sådana effekter ökar m.a.o. inte för att man bestämmer djuren vidare till släkte eller art. Som bakomliggande orsak föreslår Warwick att antropogena effekter modifierar samhällsstrukturen på en högre taxonomisk nivå (olika familjer är generellt olika känsliga för exempelvis organisk förorening) än naturliga variabler, vilka i högre grad påverkar samhällsstrukturen genom utbyte av enskilda arter inom familjer och släkten. Detta resonemang gäller för både makro- och meiofauna, och bygger visserligen på en undersökning i marin miljö, men då det är i stort sett samma faktorer som strukturerar limniska bottenfaunasamhällen, finns det ingen anledning att betvivla att samma förhållanden gäller där. Detta innebär för meiofaunans del en kraftig tidsbesparing, då bestämning av t.ex. nematoder och harpacticider till art eller släkte kan vara mycket komplicerat och tidsödande, medan bestämning av exempelvis nematoder till familj går betydligt snabbare (se nedan). De skillnader i känslighet för olika typer av miljöstörningar som finns mellan olika högre meiofaunataxa, innebär också ett högt potentiellt värde som miljöindikator även om meiofaunan endast bestäms till klass eller ordning. Härvid har speciellt meiobentiska crustaceer inom grupperna Ostracoda och Harpacticoida visat sig känsliga för såväl organisk belastning (Raffaelli, 1982; van Damme et al., 1984; Sandulli & Giudici, 1989) och syrebrist (Elmgren, 1975) som skogsindustriutsläpp (Sundelin, 1992), tungmetaller (Sundelin & Elmgren, 1991) och olja (Grassle et al., 1981; Elmgren et al., 1983). Även i sjöar har relativa skillnader i förekomst av olika meiobentiska kräftdjursgrupper (harpacticider, cyclopoider och ostracoder) visat sig vara en god indikation på organisk förorening och eutrofiering (Särkkä 1979, 1987, 1992). De meiobentiska crustaccerna har därför i denna pilotundersökning endast bestäms till högre taxa, medan nematoderna bestämts till familj eller släkte.

Den främsta anledningen till att tidigare inte inkludera meiofauna i miljöundersökningar, speciellt monitoringverksamhet, har troligen varit den stora tidsåtgången (och därmed kostnaden) för uppsortering av meiofaunaprover och den taxonomiska expertis som krävs för artbestämning av t.ex. nematoder. Genom utveckling av nya extraktionsmetoder, där exempelvis meiofaunan genom flotation i kiselkolloiden Ludox lätt kan avskiljas från sedimentet, har detta arbete blivit betydligt effektivare och mindre tidskrävande. Även det taxonomiska arbetet har på senare år klart effektiviserats genom publicering av förhållandevis lättanvända bestämningsnycklar för fr.a. nematoder (t.ex. Platt & Warwick, 1983), vilken dock gäller endast för marina familjer och släkten.

Målet med den här redovisade pilotstudien har varit att undersöka meiofaunans lämplighet som komplement till det befintliga miljöövervakningsprogrammet med bentisk makrofauna i Vättern. Viktiga kriterier att undersöka är därvid:

1. Den rumsliga variationen på provtagningsstationerna. Meiofaunan och makrofaunan har i det här fallet undersökts på fyra "stationer", var och en bestående av nio punkter i ett rutnät (se nedan under Material och Metoder). För att meiofaunan på dessa "stationer" ska vara lämplig för monitoringändamål måste den naturliga rumsliga variationen inom varje "station" vara så liten att eventuella skillnader mellan provtagningsstillfällena inte överskuggas av denna. Den rumsliga variationen på stationerna anges som variationskoefficienten (c.v.), dvs. spridningen kring medelvärdet (standardavvikelsen) i % av medelvärdet för varje undersökt taxon. I de riktlinjer för nationell och regional miljöövervakning som för närvarande utarbetas på SNV rekommenderas att c.v. för ett lämpligt monitoringobjekt inte bör vara högre än 20% vid varje station och tillfälle. Om c.v. är 20% fordras 8 prover per station och tillfälle för att man ska kunna belägga en differens på 20%, exempelvis inom fyra år med en trend på 5% per år, vilket är en rimlig känslighet.
2. Den naturliga mellanårsvariationen för undersökta taxa på provtagningsstationerna. Även denna variation bör vara så låg som möjligt för att en föroreningsinducerad trend ska kunna upptäckas. Den här redovisade pilotstudien omfattar endast två provtagningsstillfällena (dvs. de ordinarie provtagningsstillfällena i det befintliga makrofaunaprogrammet) under ett år, varför den naturliga mellanårsvariationen inte kan utvärderas. Eftersom denna variation är en mycket viktig faktor att känna till för att avgöra meiofaunans lämplighet som monitoringobjekt bör ett kontrollprogram gå på försök i förslagsvis fem år, och därefter utvärderas, innan ett mer långsiktigt beslut om ett miljökontrollprogram med meiofauna kan tas.
3. Förekomsten av föroreningskänsliga taxa, vilka försvinner eller minskar i täthet vid olika typer av störning, och/eller föroreningsståligena taxa med låg konkurrenskraft i opåverkade miljöer, vars förekomst, åtminstone i större tätheter, indikerar en störd miljö. Bland högre meiofaunataxa har, som nämnts ovan, fr.a. olika kräftdjursgrupper visat sig vara goda indikatorer på en opåverkad miljö. Inom gruppen Nematoda (rundmaskar), som normalt dominerar den bottenlevande meiofaunan, finns ett flertal sötvattenslevande familjer och släkten vilka är känsliga för organisk belastning och låga syrehalter och vars förekomst därmed är en utmärkt indikation på en ostörd miljö (Prejs 1977 a,b; Traunspurger, 1989).

## MATERIAL OCH METODER

Vid två expeditioner med Fiskeriverkets U/F Ancylus, 25 - 27 maj resp. 31 augusti - 1 september 1994 togs meiofaunaprover på de fyra "stationer" som används i det befintliga miljökontrollprogrammet för makrofauna i Vättern (Fig. 1). Den första av dessa provtagningar utfördes parallellt med vatten- och makrofaunaprovtagningar ingående i det befintliga miljöövervakningsprogrammet, medan den andra provtagningen utfördes en vecka efter motsvarande vatten- och makrofaunaprovtagningar. Var och en av de fyra provtagningsstationerna består av nio punkter som är placerade i en kvadrat med ca 1 km sida. I denna kvadrat ligger en provtagningspunkt i varje hörn, med en punkt däremellan på varje sida och en punkt i kvadratens mitt. Stationerna 5 och 9 har ett homogent djup kring 100 m, och station 8 ett homogent djup kring 35 m, medan djupet varierar avsevärt mellan provtagningspunkterna (45 - 91 m) på station 14 (Tabell 1).

På var och en av de nio punkterna på varje station togs en sedimentpropp för kvantifiering av meiofauna med ett modifierat Kajak-propplod med 8 cm innerdiameter (Blomqvist & Abrahamson, 1985). Från varje sedimentpropp snittades de översta 5 cm av och konserverades tillsammans



med överliggande vatten i 10% buffrad formalin. Vid maj-provtagningen togs även en sedimentpropp på varje punkt från vilken de översta 2 cm snittades av för bestämning av sedimentets halt av vatten och organiskt material. Även en visuell beskrivning av sedimentets utseende och skiktning gjordes på varje provtagningspunkt.

På laboratoriet (Zoologiska institutionen, Stockholms universitet) sållades först sedimentproven genom ett 0,5 mm-såll för att avskilja makrofauna. Eftersom man i det befintliga miljöövervakningsprogrammet med bentisk makrofauna använder ett 0,5 mm-såll som nedre storleksgräns har meiofaunan i denna pilotundersökning definierats som de djur som passerar igenom ett 0,5 mm-såll. Meiofaunan extraherades från sedimentet med hjälp av Ludox, och sorterades till högre taxa. Nematoderna bestämdes till familj eller släkte i fem prover från stationerna 8 resp. 14 och ett prov vardera från stationerna 5 och 9 i maj samt ett prov från var och en av de fyra stationerna i september. Före sortering sållades det extraherade meiofaunaprovet genom en sållserie med 200µm, 100µ och 40 µm maskvidd. Genom att materialet delats upp i olika storleksfraktioner har biomassan kunnat bestämmas med stor precision genom omräkning från abundansvärden med hjälp av värden på individvikter hos olika taxa i olika sållfraktioner (Widbom, 1984). En detaljerad beskrivning av den metodik för provtagning och analys av meiofauna som använts vid denna pilotundersökning, och som rekommenderas för en eventuell fortsatt miljöövervakningsverksamhet med meiofauna, finns i Widbom (1994).

Vattenhalten i de insamlade sedimentproverna bestämdes genom torkning i värmeskåp (60°C) i 48 timmar, varefter halten av organiskt material i det torkade sedimentet bestämdes genom glödning (500°C) i 2 timmar.

Skillnader i tätheter och biomassor mellan stationerna vid respektive tillfälle analyserades med envägs variansanalys, medan skillnader mellan de båda provtagningsstillfällena på respektive station har analyserats med Student's t-test (Wardlaw, 1985).

## RESULTAT

### Sedimentparametrar

Sedimentets halt av vatten och organiskt material på de olika provtagningspunkterna redovisas i tabell 1. Då sedimentet på station 5 på grundval av den visuella besiktningen bedömdes som mycket homogent analyserades endast en propp därifrån. Hög vattenhalt och relativt hög organhalt noterades på stationerna 5, 9 och 14, med de högsta värdena på station 14. De kraftigt avvikande värdena på punkten 9.1 beror troligen på ett provtagningsfel. Den jämförelsevis grunda station 8, med ett homogent djup kring 35 m, visade stora skillnader i sedimentets beskaffenhet mellan olika provtagningspunkter, medan den djupmässigt mest heterogena stationen (14) visade mycket jämna och relativt höga halter av både vatten och organiskt material.

### Fauna

#### *Högre taxa*

Totalt noterades 13 högre meiofaunataxa, dock inte alla dessa vid alla stationer eller vid båda tillfällena (Tabell 2). Den i individantal kraftigt dominerande gruppen var nematoder (rundmaskar), som svarade för 70 - 92 % av den totala individtätheten på de olika stationerna. Vid majprovtagningen uppvisades också höga tätheter av tardigrader (björndjur), med upp till 23 % av totalantalet

(station 14), medan samtliga övriga grupper låg under 10 % av totalvärdet. Över 1 % av totalvärdet låg för övrigt hoppkräftor av ordningarna Harpacticoida och Cyclopoida, samt dessas larvformer (Cop. nauplii). Den totala meiofaunatätheten varierade mellan  $0,6 \times 10^6$  (station 5 i maj) och  $1,0 \times 10^6$  ind./m<sup>2</sup> (station 9 i maj), medan den totala meiofaunabiomassan (torrvikt) varierade mellan 0,28 (station 14 i maj) och 0,39 g/m<sup>2</sup> (station 5 i maj).

Variationskoefficienterna (c.v.) var i regel höga. Värdena låg över de rekommenderade 20 % för samtliga taxa, utom för nematoder på station 8 i både maj och september samt harpacticider på station 8 i september. Den totala meiofaunabiomassan varierade i regel mindre än den totala individtätheten. c.v. värden under 20 % noterades på station 5 och 8 i både maj och september och dessutom på station 9 i september.

Även den makrofauna som extraherades ur sedimentpropparna visade en stor variation inom varje station (Tabell 3). Samtliga c.v.-värden var här över 20 %, både vad gäller tätheter och biomassa. Makrofaunan dominerades starkt av amphipoden (märlkräftan) *Monoporeia affinis* (51 - 98 % av totalantalet), men viktiga grupper var här också oligochaeter (glattmaskar) och chironomid- (fjädermygg-) larver. Den totala makrofaunabiomassan (torrvikt) varierade mellan 0,77 (station 5 i maj) och 3,05 g/m<sup>2</sup> (station 9 i september), och var därmed ca 2 - 8 ggr högre än meiofaunabiomassan.

Variationen mellan stationer och provtagningsstillfällena åskådliggjörs grafiskt i Figur 2 och 3 för dominerande meiofaunagrupper och i Figur 4 för dominerande makrofaunagrupper. Vilka skillnader mellan provtagningsstationerna som var statistiskt signifikanta kan utläsas ur Tabell 4, medan statistiskt signifikanta skillnader mellan provtagningsstillfällena på respektive station anges i Tabell 5.

För nematoder noterades en signifikant högre individtäthet på station 9 än på de övriga stationerna i maj, medan inga signifikanta skillnader mellan stationerna noterades vid septemberprovtagningen (Fig. 2, Tabell 4). På station 8 och 14 var individtätheten signifikant högre i september än i maj (Fig. 2, Tabell 5).

Harpacticoida hoppkräftor visade inga signifikanta skillnader mellan stationerna i maj, medan station 8 visade signifikant lägre värde än de övriga i september (Fig. 2, Tabell 4). På samtliga stationer noterades signifikant högre värden i september än i maj (Fig. 2, Tabell 5).

För cyclopoida hoppkräftor noterades höggradigt signifikanta skillnader mellan stationerna vid båda tillfällena (Fig. 2, Tabell 4), med förhållandevis låga tätheter på station 8 och 9 i maj och på station 8 i september. På samtliga stationer noterades, liksom för de harpacticoida hoppkräftorna, signifikant högre värden i september än i maj (Fig. 2, Tabell 5).

För copepodnauplier, dvs hoppkräftornas larver, noterades inga signifikanta skillnader mellan stationerna (Fig. 2, Tabell 4) och endast station 8 visade en signifikant skillnad mellan tillfällena (högre i september; Fig. 2, Tabell 5).

Ostracoder (musselkräftor) visade ett signifikant max.värde på station 8 i september, men ingen signifikant skillnad mellan stationerna i maj (Fig. 3, Tabell 4), och det var också bara på station 8 som en signifikant skillnad mellan provtagningsstillfällena kunde noteras (Fig. 3, Tabell 5).

För oligochaeter (glattmaskar) i meiofaunafractionen (< 0,5 mm) noterades vid båda provtagningsstillfällena de lägsta tätheterna på station 5 och de högsta på station 8 (Fig. 3), vilket gav signifikanta skillnader mellan stationerna vid båda tillfällena (Tabell 4). Ingen station visade dock någon signifikant skillnad mellan provtagningsstillfällena för denna grupp (Fig. 3, Tabell 5).

För tardigrader (björndjur) noterades förhållandevis höga tätheter på samtliga stationer i maj, med max.värden på station 5 och 14 (Tabell 2 och 4), medan i stort sett inga tardigrader alls påträffades vid septemberprovtagningen (Tabell 2). Detta ledde givetvis till signifikanta skillnader mellan provtagningarna på samtliga stationer (Tabell 5).

Liksom för de dominerande nematoderna, noterades en signifikant topp i meiofaunans totala individtäthet på station 9 i maj (Fig. 3, Tabell 4). Inga signifikanta skillnader mellan provtagningarna noterades dock på någon av stationerna (Fig. 3, Tabell 5). För den totala meiofaunabiomassan noterades inga statistiskt signifikanta skillnader alls (Fig. 3, Tabell 4 och 5).

För bentisk makrofauna (Fig. 4) noterades i regel relativt stora skillnader i medelvärden mellan stationer och tillfällen. Spridningen kring medelvärdena var dock ofta stor, vilket ledde till att dessa skillnader inte alltid var statistiskt signifikanta (Tabell 4 och 5). Oligochaeter i makrofaunastorlek (> 0,5 mm) uppvisade ett helt annat mönster än oligochaeterna i meiofaunafractionen (andra arter). Inom makrofaunan visade oligochaeterna max.värden på station 5 och min.värden på station 14 (Fig. 4). Skillnaderna mellan stationerna var signifikanta vid båda provtagningstillfällena (Tabell 4), men endast på station 9 noterades en signifikant skillnad (ökning) mellan tillfällena (Tabell 5).

För chironomid- (fjädermygg-) larver noterades stora skillnader i individtäthet mellan de olika stationerna i september (Fig. 4, Tabell 4), men en signifikant skillnad mellan provtagningstillfällena (ökning) noterades bara på station 8 och 14 (Fig. 4, Tabell 5).

Den dominerande makrofaunaarten *Monoporeia affinis* visade signifikanta min.värden på station 8 i både maj och september (Fig. 4, Tabell 4), men inga signifikanta skillnader mellan provtagningstillfällena (Fig. 4, Tabell 5). Samma förhållanden gällde för den totala individtätheten av makrofauna (Tabell 4 och 5), medan den totala makrofaunabiomassan visade max.värden på station 5 och 9 i september, men inga signifikanta skillnader mellan stationerna i maj (Fig. 4, Tabell 4) och en signifikant ökning mellan provtagningstillfällena på station 5, 9 och 14 (Fig. 4, Tabell 5).

En teknik att grafiskt åskådliggöra totala skillnader och likheter i samhällsstruktur mellan stationer och provtagningpunkter är multivariat ordination. Det finns ett flertal multivariata ordinationsmetoder att välja bland, och de syftar alla till att sammanfatta de uppmätta skillnaderna i individantal mellan de olika taxa som noterats på varje provtagningpunkt. De olika metoderna skiljer sig åt på vilket sätt som detta görs. En multivariat ordinationsmetod som ofta används i ekologiska sammanhang är Multidimensional scaling (MDS). Denna metod bygger på beräkningar från en korrelationsmatris där korrelationen i antal av alla bestämda taxa mellan de olika provtagningpunkterna används som grund. Resultatet av beräkningarna blir att alla provtagningpunkter placeras ut i ett multidimensionellt koordinatsystem, där varje koordinat utgörs av ett taxon (t.ex. ordning, släkte eller art). Ju fler taxa som uppträder med liknande individantal på två provtagningpunkter desto närmare varandra kommer dessa punkter att placeras i det multidimensionella koordinatsystemet. Detta multidimensionella koordinatsystem är dock inte slutprodukten av analysen, eftersom ett sådant koordinatsystem i praktiken inte går att läsa. Skillnaderna i avstånd mellan de olika punkterna längs varje koordinat vägs därför samman, och slutprodukten blir ett vanligt 2-dimensionellt koordinatsystem där alla punkter placeras utifrån den sammanvägda skillnaden mellan dem. Detta ger m.a.o. en visuell bild där samtliga provtagningpunkter (eller stationer) är placerade utifrån deras inbördes likhet i samhällsstruktur. Ju närmare varandra punkterna är placerade i koordinatsystemet desto mer lika varandra är de.

I Figur 5 och 6 visas resultaten av fyra sådana analyser av likheter i samhällsstruktur med Multidimensional scaling. Tre av dessa (Fig. 5a och b samt 6a) bygger på högre meiofaunataxa, medan den fjärde (Fig. 6b) bygger på nematodernas taxonomiska sammansättning (se nedan). I Figur 5a har de fyra stationernas medelvärden vid de båda provtagningstillfällena analyserats, dvs

totalt åtta punkter. För samtliga stationer kan man se tydliga skillnader i samhällsstruktur mellan majprovtagningen (M) och septemberprovtagningen (S). Man kan också se att stationerna, särskilt station 8, 9 och 14, är betydligt mer lika varandra i september än i maj. I Figur 5b analyseras homogeniteten inom varje station i september, i och med att samtliga provtagningspunkter inom varje station analyseras separat. Även här framstår station 8 och 9 som mycket lika varandra. Man ser också att dessa stationer är mer homogena än station 5. Även station 14 är relativt homogen och mer lik stationerna 8 och 9 än station 5. Motsvarande analys av maj-värdena på samtliga provtagningspunkter (Fig. 6a), visar att stationerna 8 och 9 även vid detta provtagningsstillfälle var mer homogena än de övriga. Spridningen mellan provtagningspunkterna (heterogeniteten) var vid detta tillfälle betydligt större än i september på både station 5 och station 14. Även analysen av nematodernas taxonomiska sammansättning vid majprovtagningen (Fig. 6b) visar att station 8 (fem punkter) och station 9 (en punkt) är väl samlade, medan station 14 (fem punkter) och station 5 (en punkt) visar större olikheter.

### Nematoder

Totalt noterades minst 18 olika släkten av nematoder, fördelade på 16 familjer (Tabell 6 och 7). Sålunda representerades de flesta familjerna av endast ett släkte. Sex släkten är obestämda, dessa individer har m.a.o. endast bestämts till familj. Nematodsammansättningen var mycket likartad på de fyra stationerna, både i maj och september. På samtliga stationer dominerade arten *Ethmolaimus pratensis*, vilken lever av encelliga alger, fr.a. kiselalger, och bakterier (Traumspurger, 1989) på eller i närheten av sedimentytan. Denna arts dominans var särskilt stor i maj (50 - 61 %) och minskade något till septemberprovtagningen (27 - 56 %). Andra förhållandevis vanliga släkten var *Tobrilus* (minst tre arter), med 11 - 16 % av totalantalet i maj och 14 - 26 % av totalantalet i september, och *Ironus*, med 4 - 16 % i maj och 7 - 34 % i september. Båda dessa släkten är rovdjur som lever av både encelliga och flercelliga djur (andra nematoder och annan meiofauna) (Traumspurger, 1989). De enda någorlunda vanliga detritusätarna, som lever av organiskt material under nedbrytning, var av familjen Monhysteridae (troligen släktet *Monhystera*), med upp till 16 % av totalantalet (station 14 i september). Även nematoderna uppvisade höga variationskoefficienter (Tabell 6), vilket för flertalet släkten har att göra med låga antal. Även för den dominerande arten *Ethmolaimus pratensis* noterades dock variationskoefficienter på 31 - 42 %.

I tabell 6 och 7 anges också diversiteten på de olika stationerna. Detta är ett mått på fördelningsmönstret mellan olika arter. Ju fler arter och ju jämnare fördelat totalantalet är på dessa desto högre blir diversiteten. Detta mått, som ofta används för beskrivning av samhällsstruktur, ska egentligen beräknas med utgångspunkt från fördelningen på olika arter. Här har diversiteten beräknats från högre systematiska nivåer (släkten och familjer). De erhållna diversitetsvärdena är ändå förhållandevis höga (se nedan under Diskussion) och de olika stationerna skiljer sig inte nämnvärt från varandra. Den högsta diversiteten uppmättes i maj på station 14 (1,60) och i september på station 9 (1,82).

### DISKUSSION

Denna pilotstudie utgör de första publicerade data över meiofaunan i Vätterns profundalzon. Andrassy (1967) redovisar dock nematoddata från ett antal littorala provtagningsstationer vid Visingsö. Flera av de av Andrassy påträffade släktena (*Tobrilus*, *Theristus*, *Tripyla* och familjen Dorylaimidae) påträffades också på våra profundalstationer.

De av oss erhållna totalabundanserna,  $0,6 - 1,1 \times 10^6$  ind./m<sup>2</sup> överensstämmer väl med motsvarande värden från Lake Michigan (Nalepa & Quigley, 1983), men är betydligt högre än publicerade

värden från de finska sjöarna Päijänne (Särkkä, 1979) och Pääjärvi (Holopainen & Paasivirta, 1977), sannolikt beroende på att man vid de finska undersökningarna använde sig av ett 100 µm-säll som nedre storleksgräns, och därmed sannolikt förlorade en relativt stor del av nematoderna. Jämfört med Östersjöområdet är värdena från Vättern låga. Exempelvis anger Ankar & Elmgren (1976) individtätheter kring  $4 \times 10^6$  ind./m<sup>2</sup> från Asköområdet i norra egentliga Östersjön, medan Widborn (in prep.) redovisar värden kring  $6 \times 10^6$  ind./m<sup>2</sup> i södra Bottenhavet och  $3 \times 10^6$  ind./m<sup>2</sup> i södra Bottenhavet.

Totalt noterades 13 högre meiofaunataxa, varav 8 inte ingår i makrofaunan, samt minst 18 släkten av nematoder, fördelade på 16 olika familjer. Det står därmed helt klart att en komplettering av det befintliga miljöövervakningsprogrammet i Vättern med ett meiofaunaprogram kraftigt skulle öka antalet bottenfaunataxa som följs i programmet och den därmed följande möjligheten att upptäcka störningsinducerade förändringar i samhällsstruktur.

Av högre meiofaunataxa anger Särkkä (1979, 1987, 1992) fr.a. de meiobentiska kräftdjursgrupperna Harpacticoida, Cyclopoida och Ostracoda som goda indikatorer på en sjös status i fråga om organisk belastning och eutrofiering. I en undersökning av ett antal sjöar i centrala Finland med olika grad av organisk belastning rapporterar Särkkä (1987) om en kraftig numerär dominans för cyclopoida hoppkräftor (88 - 96 % av totalantalet) i organiskt förorenade områden i närheten av massaindustrier. Harpacticider och ostracoder är känsliga för organisk belastning. Harpacticiderna försvann, sånär som på endast en art (*Canthocamptus staphylinus*), helt från organiskt förorenade områden (Särkkä 1987, 1992), och ostracoder förekom överhuvud taget bara inom de renaste områdena (Särkkä, 1987). De meiobentiska kräftdjuren har även visat sig känsliga för andra typer av föroreningar, t.ex. tungmetaller (Sundelin & Elmgren, 1991). Särkkä (1987) anger även rotatorier (hjuldjur) som dominerande inslag i den profundala meiofaunan i de organiskt mest förorenade av de undersökta sjöarna. Denna grupp förekom överhuvud taget inte alls på de undersökta stationerna i Vättern.

Nematodernas sammansättning utgör ett ännu känsligare redskap för att spåra effekter av organisk belastning och eutrofiering i sjöar, särskilt i ett tidigt stadium, dvs. i övergången från oligotrofa till mesotrofa förhållanden i djupa kalla sjöar (såsom i Vättern) (Prejs, 1987). Prejs (1977a,b) har genom detaljerade studier av nematodfaunans sammansättning i 17 sjöar (i fr.a. Polen men även i bl.a. Kanada) visat att individtätheten, biomassan och fr.a. antalet arter och släkten av nematoder i en sjös profundalzonen utgör en mycket god indikation på dess trofigrad. Alla dessa parametrar är i regel högst i oligotrofa sjöar och minskar med ökande trofigrad. Sålunda noterade Prejs (1977b) mellan  $50 \times 10^3$  och  $1,1 \times 10^6$  nematoder/m<sup>2</sup> i sju oligotrofa sjöar,  $6 - 140 \times 10^3$  nematoder/m<sup>2</sup> och 6 - 9 arter i två mesotrofa sjöar och  $1 - 12 \times 10^3$  nematoder/m<sup>2</sup> fördelade på 2 - 7 arter i åtta eutrofa sjöar. Motsvarande värden på våra fyra provtagningsstationer var  $4,5 - 9,5 \times 10^5$  nematoder/m<sup>2</sup> fördelade på 18 släkten. Diversiteten var i regel  $>2$  (1,5 - 2,9) i de av Prejs studerade oligotrofa sjöarna. Den viktigaste orsaken till dessa skillnader mellan oligotrofa och eutrofa sjöar torde vara tillgången på syre i profundalzonen. I profundalzonen i en eutrof sjö finns visserligen en god tillgång på föda, men om syreförhållandena blir för dåliga försvinner de flesta arter därifrån ändå. I en oligotrof sjö är visserligen tillgången på organiskt material mindre god, men syreförhållandena är å andra sidan goda. Makrofaunan kräver en större födotillgång och en mer "grovkornig" föda än meiofaunan, t.ex. nematoder, vilket troligen är den viktigaste orsaken till att meiofaunabiomassan ofta är större än makrofaunabiomassan i oligotrofa sjöar (Särkkä, 1992), liksom i den likaledes oligotrofa Bottenhavet (Elmgren, 1978). Att makrofaunabiomassan dominerar över meiofaunabiomassan på de undersökta stationerna i Vättern beror sannolikt på att storleksgränsen mellan makro- och meiofauna här satts till 0,5 mm istället för den gängse gränsen på 1 mm.

Även vilka släkten (eller arter) av nematoder som uppträder i profundalen kan med fördel utnyttjas som indikation på en sjös trofigrad. Typiska representanter för oligotrofa sjöar är *Ethmolaimus*,

*Mononchus*, *Eumonohystera* och *Ironus* (Prejs, 1977a, b; Traunspurger, 1989). Av dessa släkten, som alla minskar starkt i betydelse när trofigraden ökar, är fr.a. *Ethmolaimus* dominerande i Vätterns profundala nematodfauna. Däremot förekommer släktena *Tobrilus* och *Monhystera*, som också noterades med relativt höga dominansvärden i Vättern, i alla typer av sjöar, och utgör ofta de enda nematoderna i starkt eutrofierade sjöar (Prejs, 1977b). Dessa släkten kan därmed inte användas som indikatorer på en sjös trofigrad.

Sammanfattningsvis kan alltså sägas att våra provtagningar i Vättern visade en meiofauna, vars numerär och sammansättning tydligt indikerar en "ren" och opåverkad miljö med låg trofigrad. De noterade diversiteterna är visserligen något lägre än de som Prejs (1977b) anger som typiska för oligotrofa sjöar. Detta beror dock delvis på att vi inte bestämt nematoderna till art. Diversitetsmättet sänks också av den relativt höga dominansen för *Ethmolaimus pratensis*, som dock i sig är en indikation på en "ren" miljö.

Ett problem är de höga variationskoefficienterna, vilka troligen, åtminstone till en del, har sin förklaring i den använda provtagningsstrategin där varje provtagningsstation utgörs av nio punkter med bara en sedimentpropp tagen på varje punkt. Denna strategi fungerar måhända bra för makrofaunaprovtagning med större redskap, men uppenbarligen inte för meiofauna, och inte heller för makrofauna, med Kajak-propplod. Variationen var faktiskt ännu större inom makrofaunan än inom meiofaunan i de av oss undersökta sedimentpropparna. Variationen mellan parallellproverna på varje station skulle sannolikt minska betydligt om man istället tog nio proppar på samma provtagningspunkt och lät dessa representera en station. Vad variationen mellan provtagningspunkterna beror på är svårt att säga. Den minsta variationen mellan punkterna noterades på station 8, som var mest heterogen ifråga om de mätta sedimentparametrarna (Tabell 1). Eventuellt har skillnader i djup och/eller andra sedimentparametrar, t.ex. C/N-kvot större betydelse. Det väsentliga är dock att spridningen mellan parallellproverna blir så låg att man i ett miljökontrollprogram kan upptäcka eventuella trender, även om dessa innebär relativt små skillnader (exempelvis 5 %) från år till år. Vi föreslår därför att man i ett eventuellt framtida miljökontrollprogram med meiofauna väljer ut en punkt på var och en av de befintliga stationerna för bottenfaunaprovtagning.

## FÖRSLAG TILL MILJÖÖVERVAKNINGSPROGRAM MED MEIOFAUNA

Vi föreslår att ett miljöövervakningsprogram med meiofauna körs på försök i fem år, varefter programmet utvärderas innan ett beslut om eventuell permanentning tagas. Detta dels för att få den nödvändiga kunskapen om mellanårsvariationen hos olika taxa i Vättern, något som vi nu inte vet någonting om, och dels för att utvärdera den rumsliga variationen på provtagningsstationerna enligt den föreslagna modifierade provtagningsstrategin (se nedan).

På grund av den relativt stora variationen mellan provtagningspunkterna i det hittills använda programmet, föreslår vi att provtagningen istället utgörs av nio sedimentproppar från en punkt på var och en av de fyra befintliga provtagningsstationerna.

Provtagningen utförs parallellt med makrofaunaprovtagningarna vid två tillfällen per år (maj och augusti) med ett modifierat Kajak-propplod av den typ som använts i 1994 års pilotundersökning. Provtagnings- och analysarbetet utförs i enlighet med de riktlinjer som ges i Widbom (1994).

Meiofaunan bestäms till högre taxa, och därutöver bestäms nematoderna till släkte (eller familj).

KOSTNADSKALKYL (KOSTNAD/ÅR):

Provtagningskostnad med R/V Ancylus (2 x 1 dygn á 9.480 kr)	18.960 kr
Transporter till och från provtagningarna	2.000 kr
Arvodet och traktamenten för provtagningshjälp (2 provtagn.)	11.500 kr
Lön: 1 lab.ass (5 månader) - sorterings- och bestämningsarbete	90.000 kr
Lön: 1 forskare (1 månad) - sammanställning och utvärdering av resultat	26.600 kr
Förvaltningsavgift (12 %)	20.326 kr
Summa:	169.386 kr

REFERENSER

- Andrassy, I (1967). Nematoden aus der Uferregion des Vättern und Torneträsk-Sees (Schweden). *Opusc. Zool. Budapest* V II, 2: 3-36.
- Bett, B.J. (1988). Monitoring with meiofauna. *Mar. Pollut. Bull.*, 19: 293-294.
- Blomqvist, S. & B. Abrahamsson (1985). An improved Kajak-type gravity core sampler for soft bottom sediment. *Schweiz Z. Hydrol.*, 47: 81-84.
- Elmgren, R. (1975). Benthic meiofauna as indicator of oxygen conditions in the northern Baltic proper. *Merentutkimustait. Julk./Havsforskningsinst. Skr.*, 239: 265-271.
- Elmgren, R. (1978). Structure and dynamics of Baltic benthos communities, with particular reference to the relationship between macro- and meiofauna. *Kieler Meeresforsch.*, Sonderh. 4: 1-22.
- Elmgren, R., S. Hansson, U. Larsson, B. Sundelin & P. Boehm (1983). The "Tsesis" oil spill: acute and long-term impact on the benthos. *Mar. Biol.*, 73: 51-65.
- Gerlach, S.A. (1977). Means of meiofauna dispersal. *Mikrofauna Meeresboden*, 61: 89-103.
- Grassle, J.F., R. Elmgren & J.P. Grassle (1981). Response of benthic communities in MERL experimental ecosystems to low level chronic additions of No. 2 fuel oil. *Mar. Environ. Res.*, 4: 279-297.
- Heip, C. (1980). Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer*, 179: 182-187.
- Holopainen, I.J. & L. Paasivirta (1977). Abundance and biomass of the meiozoobenthos in the oligotrophic and mesohumic lake Pääjärvi, southern Finland. *Ann. Zool. Fennici*, 14: 124-134.
- Nalepa, T.F. & M.A. Quigley (1983). Abundance and biomass of the meiobenthos in nearshore Lake Michigan with comparison to the macrobenthos. *J. Great Lakes Res.*, 9: 530-547.
- Platt, H.M. & R.M. Warwick (1983). Freelifving marine nematodes. I. British enoplids. *Synopsis of the British Fauna (New Series)*. Cambridge University Press, 28: 303 pp.
- Prejs, K. (1977). The littoral and profundal benthic nematodes of lakes with different trophy. *Ekologia Polska*, 25 (1): 21-30.
- Prejs, K. (1977) The species diversity, numbers and biomass of benthic nematodes in central part of lakes with different trophy. *Ekologia Polska*, 25 (1): 31-44.
- Prejs, K. (1987). Freshwater nematodes as indicators of eutrophication and pollution. In: Report, Workshop on Nematodes in Natural Systems; The use of Nematodes in Environmental Studies. Agriculture Univ., Wageningen, The Netherlands, 1987: p. 16.
- Raffaelli, D. (1982). An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. *Mar. Environ. Res.*, 7: 151-164.
- Sandulli, R. & M.D. Giudici (1989). Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study. *Mar. Pollut. Bull.*, 20: 223-227.



- Sundelin, B. (1992). Effect monitoring in pulp mill areas using macro- and meiofauna. In: Environmental faun - effects of bleached pulp mill effluents. *Swedish Environm. Protection Board, Report 4031*: 371-380.
- Sundelin, B. & R. Elmgren (1991). Meiofauna of an experimental soft bottom ecosystem - effects of macrofauna and cadmium exposure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 70: 245-255.
- Särkkä, J. (1979). The zoobenthos of Lake Päijänne and its relations to some environmental factors. *Acta Zool. Fennica*, 160: 1-46
- Särkkä, J. (1987). Meiobenthos of a lake chain affected by pulp mill effluent. *Aqua Fennica*, 17: 35-41.
- Särkkä, J. (1992). Lacustrine profundal meiobenthos as an environmental indicator. *Hydrobiologia*, 243/244: 333-340.
- Traunspurger, W. (1989). Systematik und Ökologie der Nematoda des Königsees. *Diss. Ludwig-Maximilian Universität, München*: 305 pp.
- Van Damme, D., C. Heip & K.A. Willems (1984). Influence of pollution on the harpacticoid copepods of two North Sea estuaries. *Hydrobiologia*, 112: 143-160.
- Wardlaw, A.C. (1985). *Practical statistics for experimental biologists*. John Wiley & Sons Ltd.: 290 pp.
- Warwick, R.M. (1988). The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 19: 259-268.
- Widbom, B. (1984). Determination of average individual dry weights and ash-free dry weights in different sieve fractions of marine meiofauna. *Mar. Biol.*, 84: 101-108.
- Widbom, B. (1994) Metodik för provtagning och analys av meiofauna för miljöövervakning. *SNV Rapport* (in press).

Tabell 1. Provtagningspunkter för bentisk makro- och meiofauna i Vättern. Sedimentets innehåll av vatten och organiskt material anges för de översta 2 cm.

<u>Station</u>	<u>Punkt</u>	<u>Diop (m)</u>	<u>Sedimentets vattenhalt</u>	<u>Sedimentets organhalt</u>
5	5.1	109		
5	5.2	107		
5	5.3	108		
5	5.4	112	85 %	10 %
5	5.5	109		
5	5.6	108		
5	5.7	108		
5	5.8	109		
5	5.9	109		
8	8.1	32	79 %	7 %
8	8.2	35	63 %	3 %
8	8.3	36	76 %	6 %
8	8.4	35	57 %	3 %
8	8.5	36	87 %	8 %
8	8.6	34	82 %	7 %
8	8.7	34	83 %	8 %
8	8.8	34	81 %	7 %
8	8.9	34	69 %	4 %
9	9.1	101	48 %	3 %
9	9.2	105		
9	9.3	103	86 %	9 %
9	9.4	93	88 %	11 %
9	9.5	88	87 %	10 %
9	9.6	93	85 %	11 %
9	9.7	95	85 %	11 %
9	9.8	101	86 %	10 %
9	9.9	103	87 %	9 %
14	14.1	45	85 %	11 %
14	14.2	86	86 %	11 %
14	14.3	88		
14	14.4	93		
14	14.5	93	87 %	12 %
14	14.6	85	87 %	12 %
14	14.7	66	88 %	10 %
14	14.8	91	90 %	13 %
14	14.9	66		

Tabell 2. Metolfunrens ( $< 0.5 \text{ mm}$ ) tätheter och biomassa (torrvikt) på de undersökta stationerna. S.D. = standardavvikelsen, c.v. = varianskoefficienten.

		$< 0.5 \text{ mm}$ (1000 ind./m <sup>2</sup> )											TOTAL METOLF.		TOTAL BIOMASSA		TOTAL METOLF.						
		Hydrata	Tubulära	Metanotida	Alphavolva	Chlorocera	Chlorocera	Hydrozooider	Cypriderna	Cypriderna	Cypriderna	Cypriderna	Cypriderna	Acarina	Skivlar	TOTAL METOLF.	TOTAL BIOMASSA	TOTAL METOLF.	TOTAL BIOMASSA				
		Mean	S.D.	c.v. (%)	% av Tot.	Mean	S.D.	c.v. (%)	% av Tot.	Mean	S.D.	c.v. (%)	% av Tot.	Mean	S.D.	c.v. (%)	% av Tot.	Mean	S.D.	c.v. (%)	% av Tot.		
STATION 5 26/6 1994	Hydrata	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
	Tubulära	1.1	0.5	45.0	0.4	0.6	8.4	24.0	8.6	7.8	0.3	110.0	0.1	0.0	0.0	601.0	0.34	0.39	0.07	19.8	0.34	0.39	
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
STATION 8 26/6 1994	Hydrata	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Tubulära	1.5	0.5	523.0	3.7	0.9	7.7	8.4	6.9	5.8	0.0	98.0	0.02	1.1	0.0	697.0	0.39	0.28	0.07	21.6	0.28	0.35	
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
STATION 9 27/6 1994	Hydrata	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Tubulära	0.5	0.3	247.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1043.0	0.23	0.05	0.05	16.2	0.31	0.05	16.4
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	282.0	0.05	0.05	0.05	16.2	0.05	0.05	16.4
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.0	0.05	0.05	0.05	16.2	0.05	0.05	16.4
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.05	0.05	0.05	16.2	0.05	0.05	16.4
STATION 14 25/6 1994	Hydrata	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Tubulära	0.7	0.5	475.0	2.6	0.2	13.0	17.0	10.0	3.2	0.1	155.0	0.2	0.0	0.0	192.0	0.28	0.09	0.09	36.0	0.25	0.09	36.0
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	192.0	0.05	0.05	0.05	16.2	0.05	0.05	16.4
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.3	0.05	0.05	0.05	16.2	0.05	0.05	16.4
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.05	0.05	0.05	16.2	0.05	0.05	16.4
STATION 5 1/9 1994	Hydrata	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Tubulära	0.8	0.3	613.2	2.0	0.9	24.0	47.7	10.1	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	711.6	0.34	0.26	0.06	14.5	0.26	0.06	14.5
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	192.2	0.06	0.06	0.06	14.5	0.06	0.06	14.5
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.0	0.06	0.06	0.06	14.5	0.06	0.06	14.5
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.06	0.06	0.06	14.5	0.06	0.06	14.5
STATION 8 1/9 1994	Hydrata	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Tubulära	2.2	0.5	637.1	6.2	2.8	13.9	15.5	14.0	13.0	0.0	0.0	1.4	0.2	0.0	697.2	0.34	0.24	0.06	14.5	0.24	0.06	14.5
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	66.5	0.06	0.06	0.06	14.5	0.06	0.06	14.5
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.5	0.06	0.06	0.06	14.5	0.06	0.06	14.5
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.06	0.06	0.06	14.5	0.06	0.06	14.5
STATION 9 1/9 1994	Hydrata	0.1	1.0	905.6	3.4	3.5	20.4	34.7	11.6	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	985.8	0.35	0.30	0.05	13.6	0.30	0.05	13.6
	Tubulära	1.4	0.5	210.5	1.3	0.4	0.8	8.5	5.3	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	208.4	0.05	0.05	0.05	13.6	0.05	0.05	13.6
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.1	0.05	0.05	0.05	13.6	0.05	0.05	13.6
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.05	0.05	0.05	13.6	0.05	0.05	13.6
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.05	0.05	0.05	13.6	0.05	0.05	13.6
STATION 14 31/8 1994	Hydrata	0.2	1.2	749.4	2.3	0.4	24.7	22.8	11.7	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	820.0	0.29	0.25	0.07	23.3	0.25	0.07	23.3
	Tubulära	0.5	1.0	357.7	2.3	0.3	9.6	6.0	3.3	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	357.8	0.07	0.07	0.07	23.3	0.07	0.07	23.3
	Metanotida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	45.5	0.07	0.07	0.07	23.3	0.07	0.07	23.3
	Alphavolva	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.07	0.07	0.07	23.3	0.07	0.07	23.3
	Chlorocera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.07	0.07	0.07	23.3	0.07	0.07	23.3

Tabell 3.

Makrofaunans (> 0,5 mm) tätheter och biomassa (torrvikt) på de undersökta stationerna.  
S.D. = standardavvikelsen, c.v. = variationskoefficienten

		1000 Ind/m <sup>2</sup>								TOTAL MAKROF.	TOTAL MAKROF.
		Hydrzoa	Oligochaeta	Monoporella	Polisora	Mysidacea	Chironomidae	Bivalvia	Gastropoda	ABUNDANS	BIOM. (g torr./m <sup>2</sup> )
STATION 5 26/5 1994	Mean	0,0	1,1	5,4	0,0	0,03	0,2	0,1	0,0	6,7	0,77
	S.D.	0,0	1,0	1,5	0,0	0,07	0,3	0,2	0,0	1,8	0,392
	c.v. (%)	0,0	93,6	28,3	0,0	246,0	158,5	184,2	0,0	27,5	50,9
	% av Tot.	0,0	16,5	80,6	0,0	0,4	2,5	2,0	0,0	100,0	
STATION 8 26/5 1994	Mean	0,0	0,4	2,2	0,0	0,0	0,3	0,2	0,02	3,1	0,88
	S.D.	0,0	0,4	1,1	0,0	0,0	0,2	0,3	0,07	1,5	0,43
	c.v. (%)	0,0	100,0	51,4	0,0	0,0	70,3	151,7	300,0	47,3	48,9
	% av Tot.	0,0	12,9	71,4	0,0	0,0	9,3	5,8	0,7	100,0	
STATION 9 27/5 1994	Mean	0,02	0,3	5,8	0,0	0,02	0,3	0,0	0,0	6,5	1,03
	S.D.	0,07	0,4	1,8	0,0	0,07	0,2	0,0	0,0	1,6	0,33
	c.v. (%)	300,0	125,8	30,8	0,0	300,0	60,9	0,0	0,0	24,0	32,1
	% av Tot.	0,3	4,7	89,4	0,0	0,3	5,1	0,0	0,0	100,0	
STATION 14 25/5 1994	Mean	0,0	0,2	4,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,9	0,87
	S.D.	0,0	0,2	2,6	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	2,7	0,50
	c.v. (%)	0,0	95,5	54,2	0,0	0,0	136,4	0,0	0,0	56,1	57,9
	% av Tot.	0,0	4,5	97,7	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	100,0	
STATION 5 1/9 1994	Mean	0,02	1,0	5,8	0,02	0,02	0,3	0,2	0,0	7,3	2,27
	S.D.	0,07	0,6	1,5	0,07	0,07	0,2	0,2	0,0	1,4	0,59
	c.v. (%)	298,5	59,1	26,6	298,5	298,5	61,2	118,6	0,0	18,9	26,1
	% av Tot.	0,3	13,4	79,3	0,3	0,3	3,9	2,4	0,0	100,0	
STATION 8 1/9 1994	Mean	0,02	0,7	1,5	0,0	0,0	0,6	0,1	0,0	2,9	0,98
	S.D.	0,07	0,7	0,4	0,0	0,0	0,3	0,1	0,0	1,1	0,57
	c.v. (%)	298,5	100,8	26,5	0,0	0,0	47,1	131,2	0,0	38,9	58,5
	% av Tot.	0,8	23,6	51,5	0,0	0,0	20,4	3,8	0,0	100,0	
STATION 9 1/9 1994	Mean	0,03	0,9	5,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	6,2	3,05
	S.D.	0,08	0,5	1,3	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	1,3	0,46
	c.v. (%)	265,0	54,6	25,8	0,0	0,0	93,7	170,6	0,0	20,4	15,0
	% av Tot.	0,5	14,4	82,1	0,0	0,0	3,7	0,9	0,0	100,0	
STATION 14 31/8 1994	Mean	0,2	0,2	4,0	0,0	0,0	0,8	0,02	0,0	5,2	1,32
	S.D.	0,2	0,2	1,0	0,0	0,0	0,3	0,07	0,0	1,0	0,19
	c.v. (%)	140,2	112,0	25,8	0,0	0,0	39,5	298,5	0,0	20,0	14,6
	% av Tot.	3,0	3,9	77,1	0,0	0,0	14,9	0,4	0,0	100,0	

Tabell 4. Uppmätta skillnader i meiofaunans och makrofaunans tätheter och biomassa mellan de fyra provtagningsstationerna: xxx =  $p < 0,001$ ; xx =  $p < 0,01$ ; x =  $p < 0,05$ ; n.s. = ingen statistiskt signifikant skillnad.

	<u>25 - 27/5</u>	<u>31/8 - 1/9</u>
<u>Meiofauna</u>		
Turbellaria	n.s.	n.s.
Nematoda	xxx	n.s.
Oligochaeta	x	xx
Cladocera	x	xxx
Harpacticoida	n.s.	x
Cyclopoida	xxx	xxx
Copepoda nauplii	n.s.	n.s.
Ostracoda	n.s.	xx
Tardigrada	xx	n.s.
Chironomidae	x	x
Total meiofaunatäthet	xxx	n.s.
Total meiofaunabiomassa	n.s.	n.s.
<u>Makrofauna</u>		
Hydrozoa	n.s.	n.s.
Oligochacta	xx	x
Monoporeia	xx	xxx
Chironomidae	n.s.	xxx
Bivalvia	n.s.	n.s.
Total makrofaunaabundans	xx	xxx
Total makrofaunabiomassa	n.s.	xxx

Tabell 5. Uppmätta skillnader i meiofaunans och makrofaunans tätheter och biomassa mellan de båda provtagningsstillfällena. Siffrorna i tabellen anger stationer där statistiskt signifikanta skillnader uppmätts (t-test,  $p < 0,05$ ).

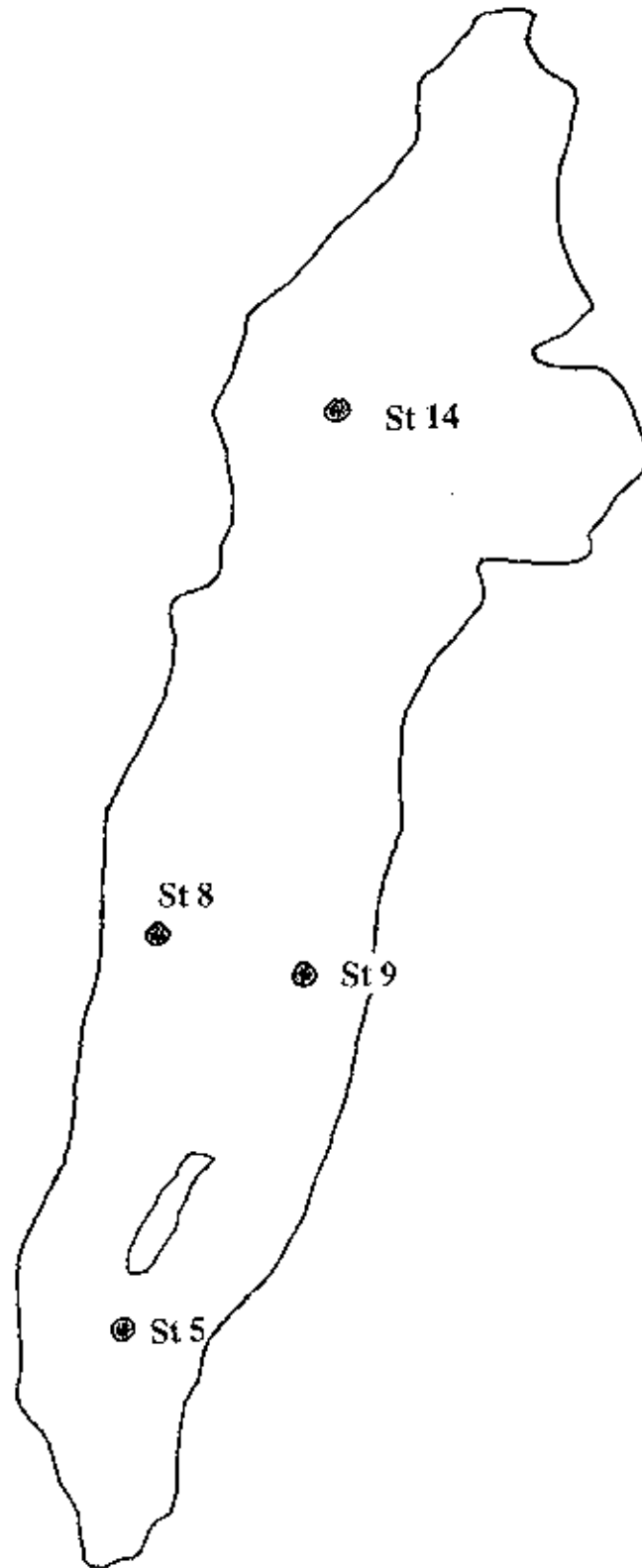
	<u>Station</u>
<u>Meiofauna</u>	
Turbellaria	-
Nematoda	8, 14
Oligochacta	-
Cladocera	8, 9
Harpacticoida	5, 8, 9, 14
Cyclopoida	5, 8, 9, 14
Copepoda nauplii	8
Ostracoda	8
Tardigrada	5, 8, 9, 14
Chironomidae	5, 8, 9, 14
Total meiofaunatäthet	-
Total meiofaunabiomassa	-
<u>Makrofauna</u>	
Hydrozoa	14
Oligochaeta	9
Monoporeia	-
Chironomidae	8, 14
Bivalvia	-
Total makrofaunatäthet	-
Total makrofaunabiomassa	5, 9, 14



Tabell 7. Tætheter av nematoder på de fyra prøvingsstasjonerna 31 augusti - 1 september 1994.  
R=rov eller as, A=encelliga alger eller bakterier, D=detritus, V="växtsugare"

FÖDA	ST 14 (nr 8) 1000 ind/m <sup>2</sup>	% av Tot.	ST 8 (nr 5) 1000 ind/m <sup>2</sup>	% av Tot.	ST 5 (nr 2) 1000 ind/m <sup>2</sup>	% av Tot.	ST 9 (nr 6) 1000 ind/m <sup>2</sup>	% av Tot.	
ORDN. RHAEBITIDA									
Fam. Diplogasteridae									
Mononchoides	R	25	2	52	7	42	6	64	7
ORDN. CHROMADORIDA									
Fam. Chromadoridae	A	0	0	0	0	0	0	0	0
Obeständ	A	337	27	410	56	335	46	348	38
Fam. Ethmoximidae	D	0	0	15	2	0	0	0	0
Ethmoximus	D	0	0	0	0	0	0	0	0
Obeständ	D	0	0	7	1	0	0	9	1
Fam. Plectidae									
Plectus	A	0	0	7	1	7	1	0	0
Fam. Prismatolaimidae									
Prismatolaimus	D	12	1	7	1	14	2	0	0
ORDN. MCINHYSTERIDA									
Obeständ	D	200	16	37	5	35	5	64	7
Fam. Monhysteridae									
Obeständ	D	0	0	0	0	0	0	0	0
Fam. Xycilidae									
Xycilus	D	62	5	30	4	7	1	73	8
Holmaierrella									
Fam. Diplocephidae									
Cyindrolaimus	D	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDN. EYOPLIDA									
Fam. Ironidae	R	424	34	52	7	91	12	156	17
Ironus									
Fam. Tabriidae	R	187	15	157	21	189	26	128	14
Tabrius									
Fam. Tripyidae	R	0	0	0	0	0	0	0	0
Tripya									
Fam. Aidiidae	D	0	0	7	1	0	0	0	0
Obeständ	R	0	0	0	0	0	0	0	0
Fam. Mononchidae									
Mononchus	V	0	0	7	1	21	3	110	12
ORDN. DORYLAIMIDA									
Fam. Dorylaimidae									
Obeständ		1247	100	738	100	734	100	917	100
TOTALI									
Diversitet (H')		1.57		1.62		1.54		1.82	



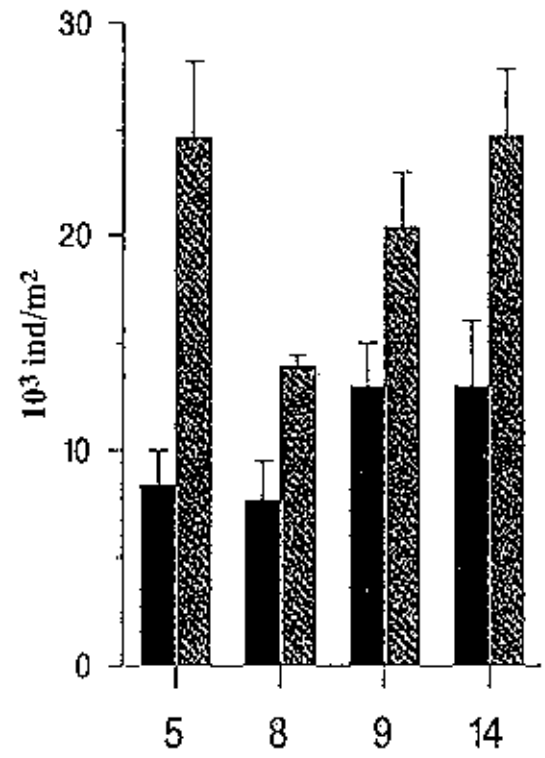
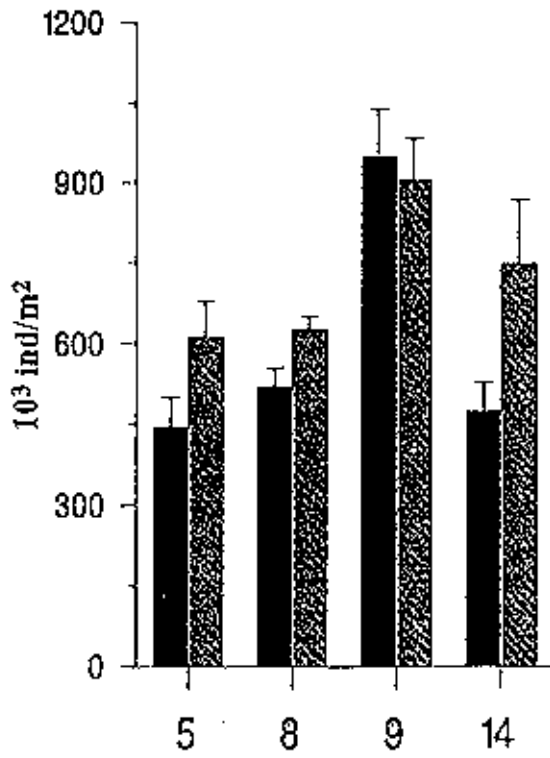


*Figur 1.* Karta över Vättern med de fyra provtagningsstationerna för bentisk makro- och meiofauna.

## NEMATODA

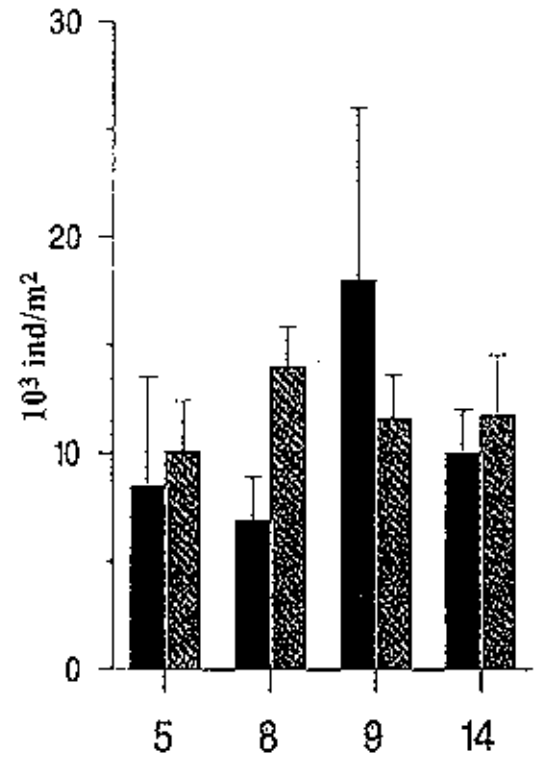
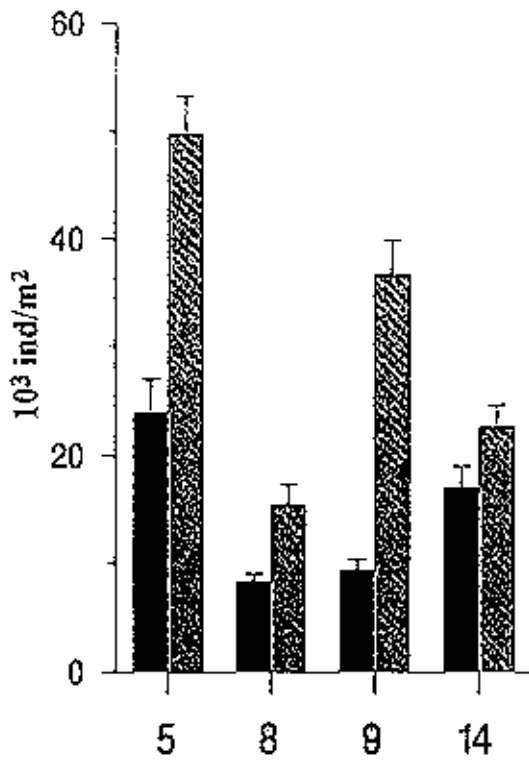
151

## HARPACTICOIDA



## CYCLOPOIDA

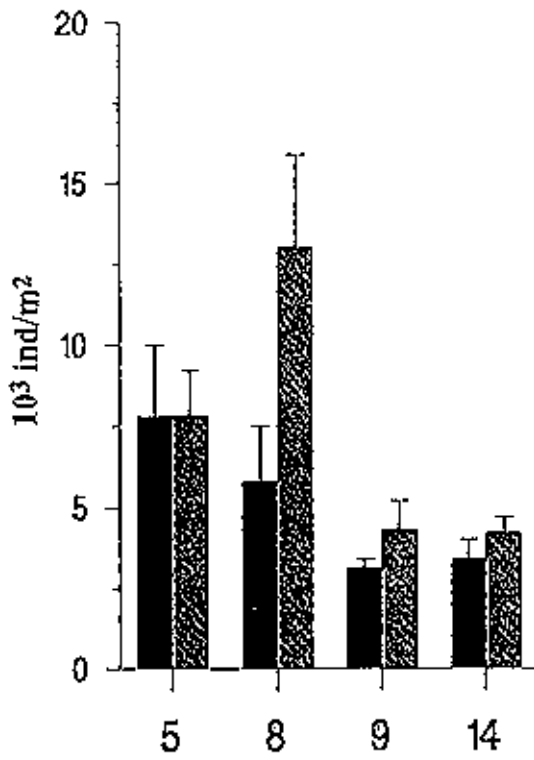
## COPEPODA NAUPLII



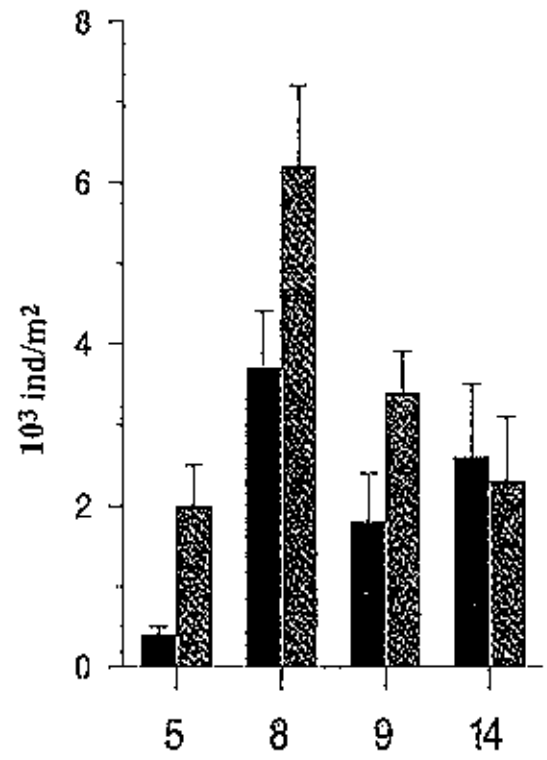
Figur 2. Tätheter ( $\pm$  standard error) av några meiofaunagrupper på de fyra provtagningsstationerna 25 - 27 maj (svarta staplar) och 31 augusti - 1 september 1994 (grå staplar). Notera de olika skalorna.

## OSTRACODA

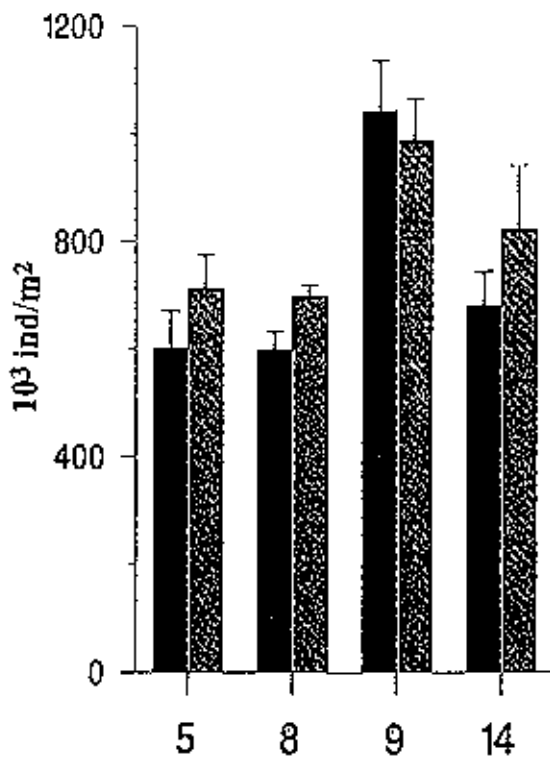
152



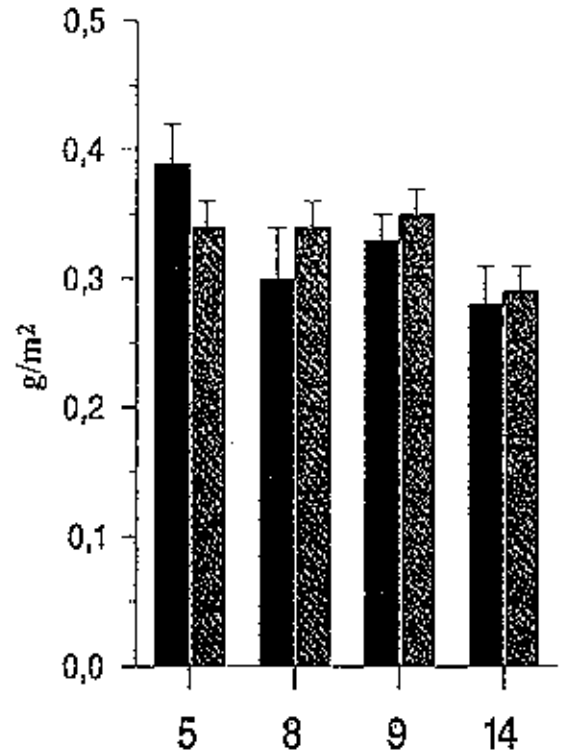
## OLIGOCHAETA



## TOTAL MEIOFAUNA



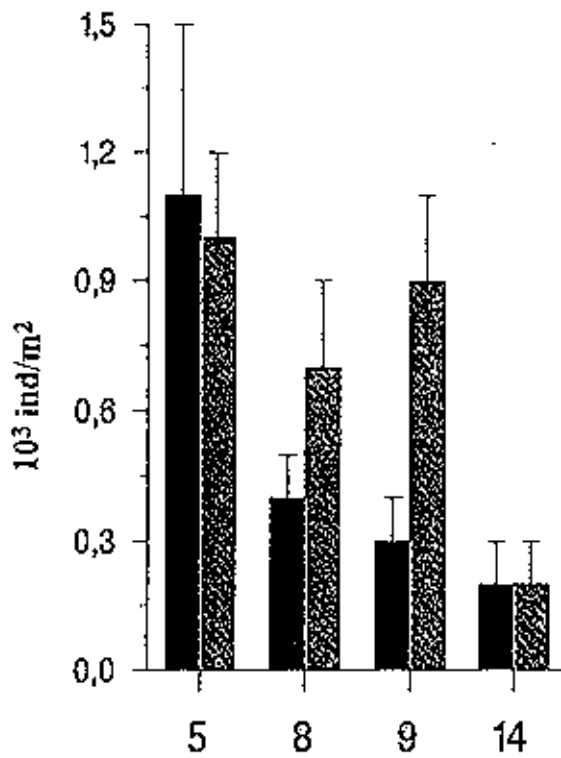
## TOTAL MEIOFAUNA



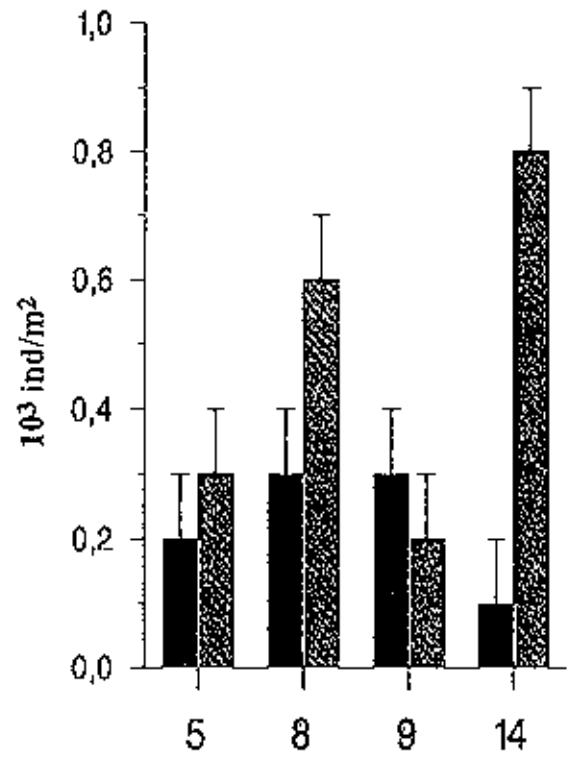
Figur 3. Tätheter ( $\pm$  standard error) av två meiofaunagrupper samt meiofaunans totala täthet och biomassa (torrvikt) på de fyra provtagningsstationerna 25 - 27 maj (svarta staplar) och 31 augusti - 1 september 1994 (grå staplar). Notera de olika skalorna.

## OLIGOCHAETA

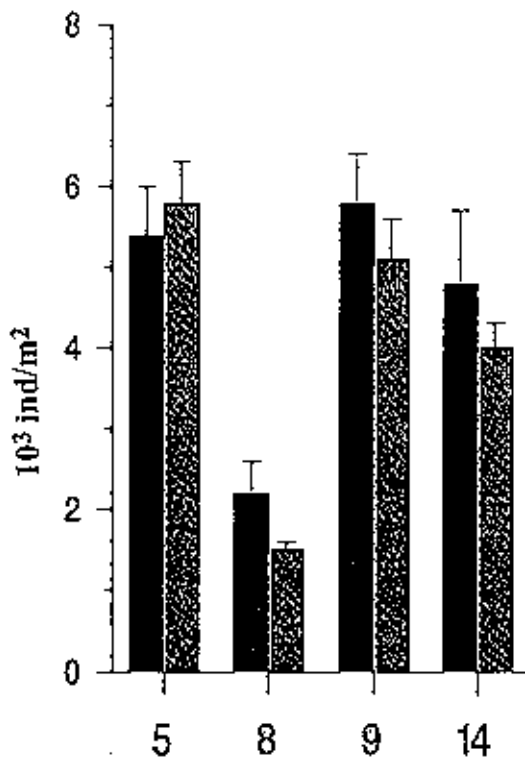
153



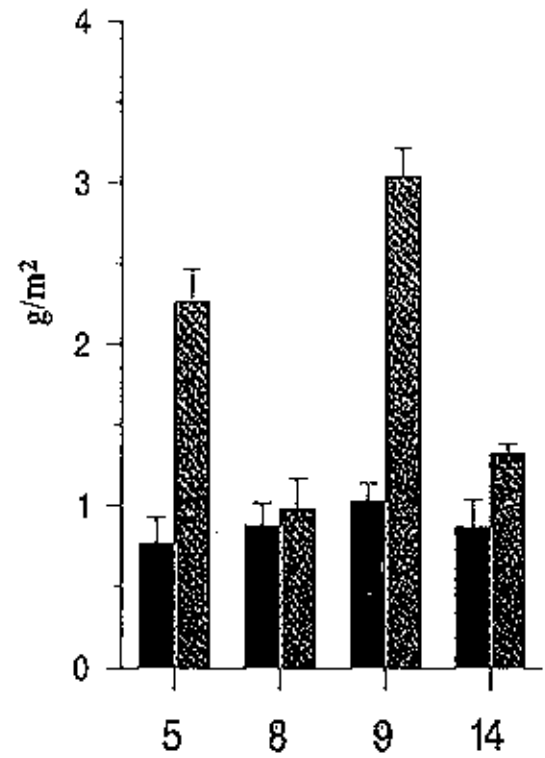
## CHIRONOMIDAE



## MONOPOREIA

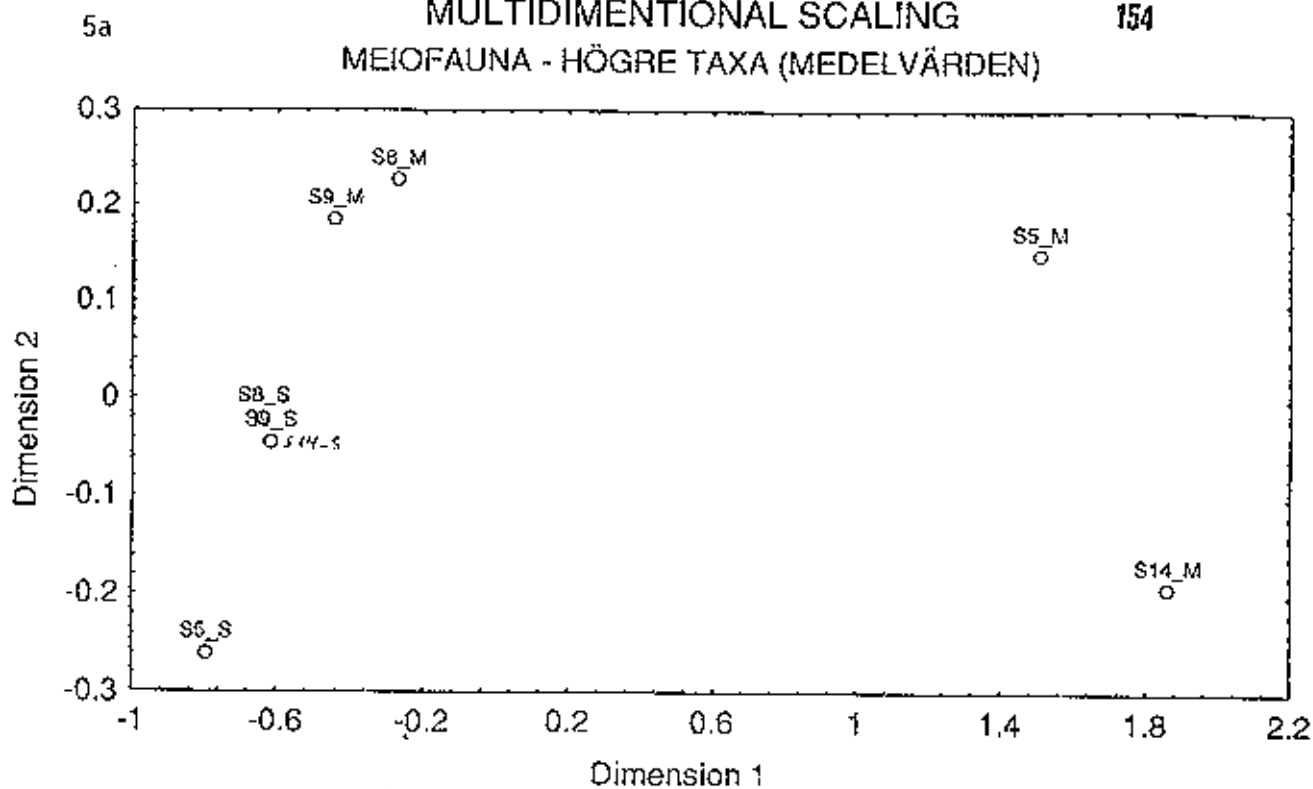
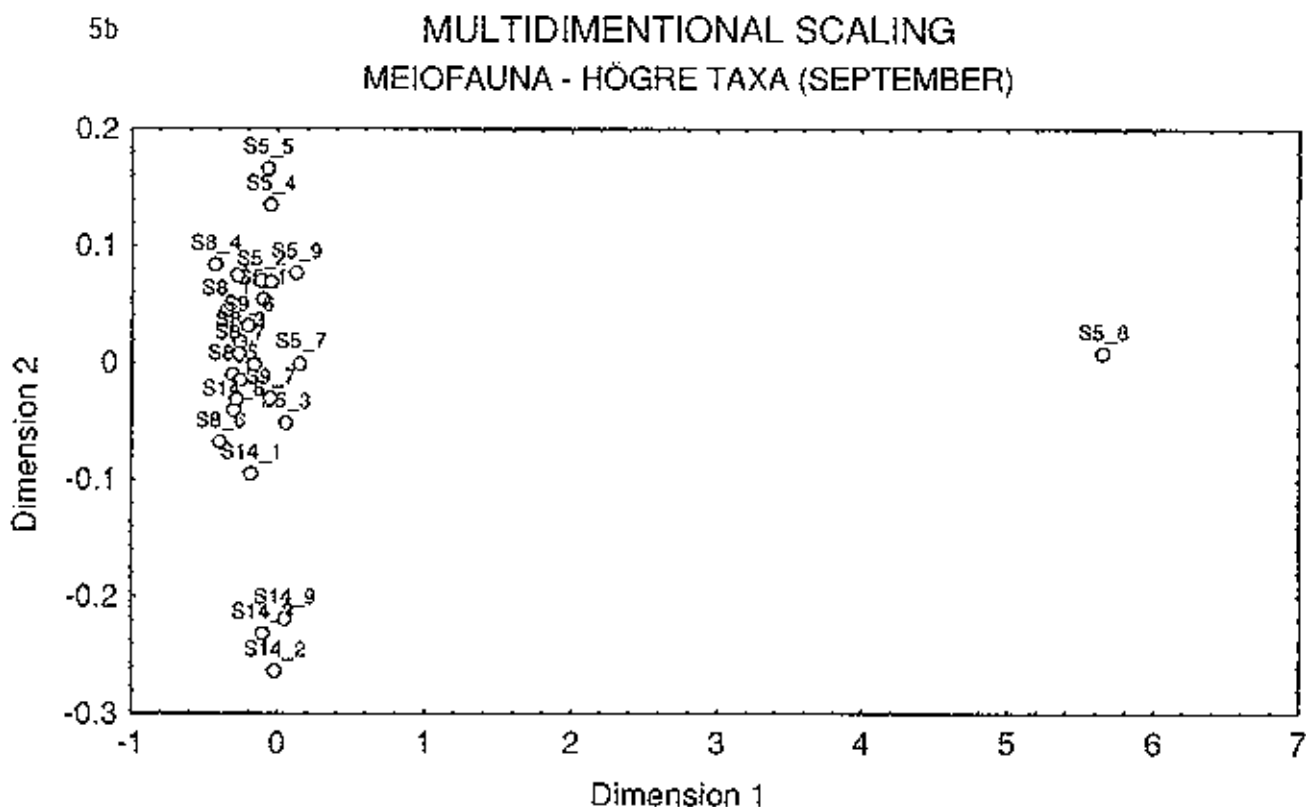


## TOTAL MAKROFAUNA



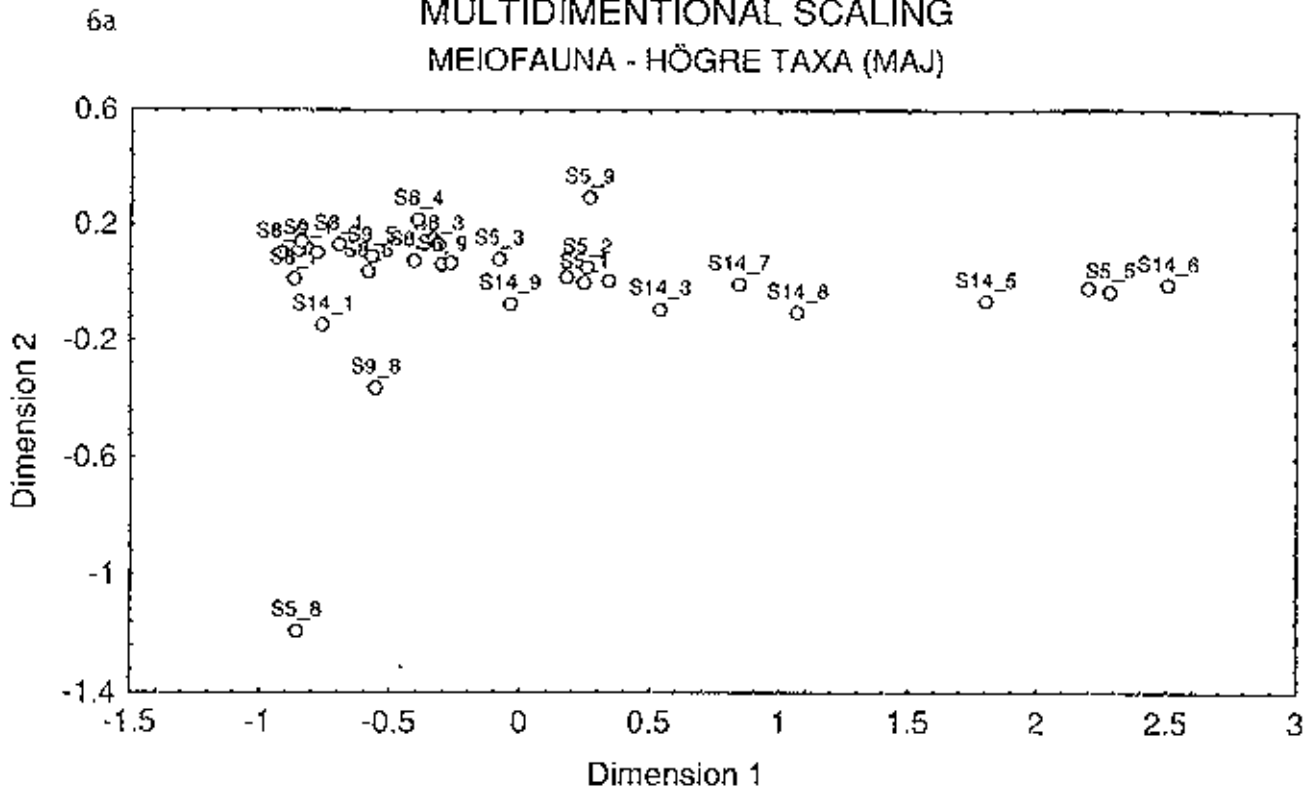
Figur 4. Tätheter ( $\pm$  standard error) av dominerande makrofaunataxa samt den totala makrofaunabiomassan (torrvikt) på de fyra provtagningsstationerna 25 - 27 maj (svarta staplar) och 31 augusti - 1 september 1994 (grå staplar). Notera de olika skalorna.

## MEIOFAUNA - HÖGRE TAXA (MEDELVÄRDEN)

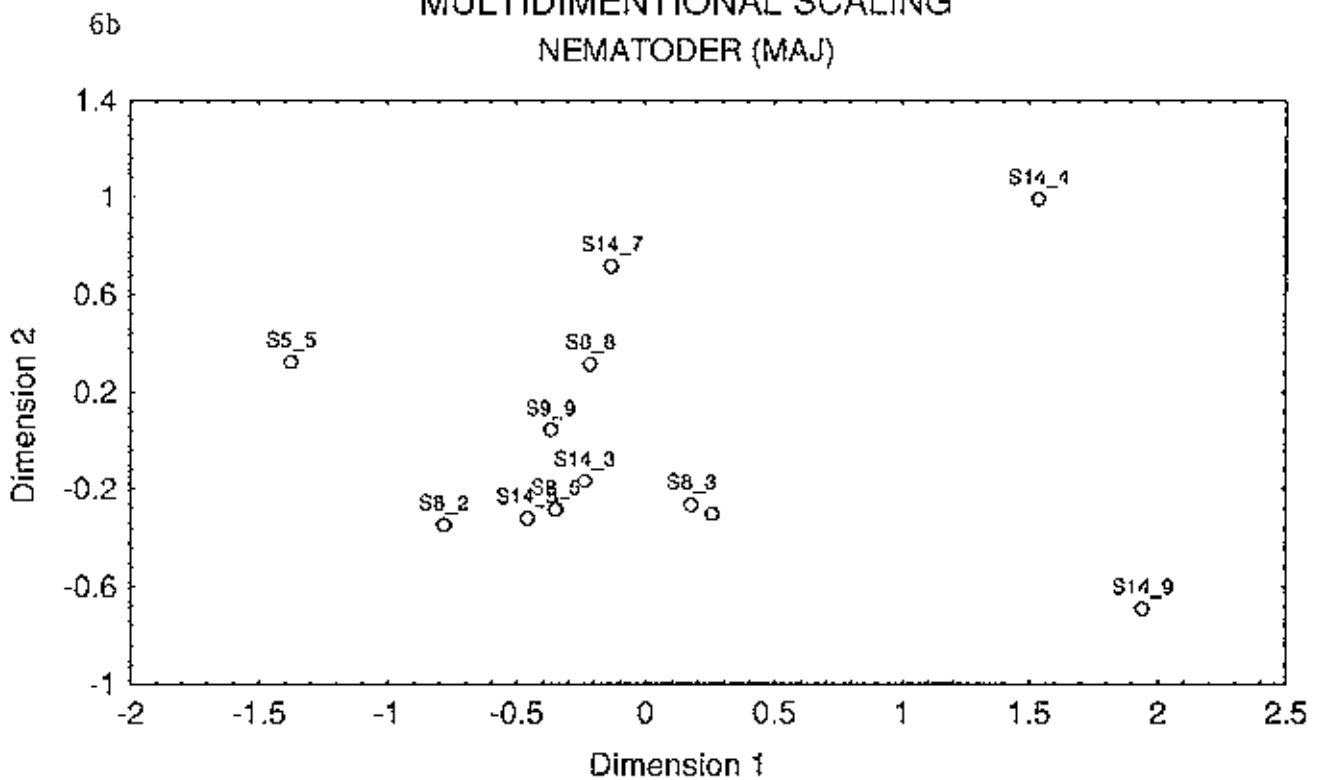
MULTIDIMENSIONAL SCALING  
MEIOFAUNA - HÖGRE TAXA (SEPTEMBER)

Figur 5. Likhet i samhällsstruktur (högre taxa) mellan stationer och provtagningspunkter uttryckt genom "Multidimensional scaling" (se texten för förklaring av metoden). I Fig. 5a visas likheten mellan stationsmedelvärdena i maj (M) resp. september (S) 1994. I Fig. 5b visas likheten mellan de olika provtagningspunkterna på de fyra stationerna i september.

MULTIDIMENSIONAL SCALING  
MEIOFAUNA - HÖGRE TAXA (MAJ)



MULTIDIMENSIONAL SCALING  
NEMATODER (MAJ)



Figur 6. Likhet i samhällsstruktur mellan de olika provtagningspunkterna på de fyra stationerna i maj 1994 för högre taxa (Fig. 6a) resp. nematoder (Fig. 6b) uttryckt genom "Multidimensional scaling" (se texten för förklaring av metoden). Notera att det för nematoder endast finns data från fem punkter per station för stationerna S8 och S14 och en punkt vardera från stationerna S5 och S9.

Sid 156

Blank

# Metoder för insamling och övervakning av glacialrelikta kräftdjur

Kjell Leonardsson och Erik Sparrevik  
Institutionen för ekologisk zoologi  
Umeå Universitet  
901 87 UMEÅ



## Inledning

Länsstyrelserna runt Vättern erhöll inom ramen för regional miljöövervakning medel av Naturvårdsverket för att utföra ett metodutvecklingsprojekt rörande glacialrelikta kräftdjur. Naturvårdsverket framhöll att en återkommande övervakning av dessa djur motiveras av organismernas betydelse i Vätterns ekosystem. Syftet med projektet var att få en genomgång av tidigare använda fångstmetoder samt att föreslå övervakningsmetoder för miljöövervakning av glacialrelikter i Vättern och andra större sjöar.

Arbetet har delats in i två delar: litteraturgenomgång av tidigare använda fångstmetoder och metodjämförelse mellan van Veen- och Ekmanhuggare. Litteraturgenomgången av fångstmetoder omfattar arterna: *Mysis relicta* (pungräka), *Saduria entomon* (ishavsgråsugga), *Monoporeia affinis* (vitmärkla), *Gammaracanthus lacustris (loricatus)* (sjösyrsa) och *Pallasea quadrispinosa* (taggmärkla). Metodjämförelserna mellan van Veen- och Ekmanhuggaren behandlar säkerheterna i täthetsskatningarna av *Saduria entomon*, *Monoporeia affinis* och *Macoma balthica*.

## Artbeskrivningar

*Mysis relicta* (pungräka) är en pelagisk-epibentisk art som förekommer i såväl insjöar som i Östersjön (Enckell 1980). I Sverige har den en naturlig utbredning i sjöar nedan högsta kustlinjen men har också planterats in i reglerade fjällsjöar för att kompensera förlust av fisknäringdjur (Fürst et al. 1986). Arten har en 1-2-årig livscykel och uppnår vid könsmognad en storlek på 15-20 mm. Reproduktionen sker under hösten varefter hanarna dör, ungarna släpps under senare delen av vintern (Svärdsson et al. 1988). Arten företar vertikala dygnsvandringar och förekommer nära botten under dagtid medan den nattetid finns högre upp i vattenmassan (Rudstam et al. 1988). I Vättern varierar tätheterna mellan 5-218 ind/m<sup>2</sup> på djup mellan 20-40 m respektive 4-13 ind/m<sup>2</sup> på djup över 70 m (Wiederholm 1974). *Mysis relicta* är en allätare som kan utnyttja zooplankton, bottenlevande kräftdjur, växtplankton och detritus som föda (Grossnickle 1982, Lasenby et al. 1986).

*Saduria entomon* (ishavsgråsugga) förekommer i Sverige i Östersjön och Öresund samt i några insjöar (Bruun 1924, Ekman 1940, Enckell 1980). Den har en 3-årig livscykel på grunda bottnar i norra Bottenhavet, men förmodligen är livscykeln längre på djupare bottnar i Östersjön (Leonardsson

1986, Haahtela 1990, Leonardsson 1991). Livscykeln är okänd i de stora insjöarna. Vuxna individer uppnår en storlek på 30-40 mm på grunda bottnar respektive 50-90 mm på djupare bottnar i N Bottenhavet. Motsvarande storleksmönster torde även förekomma i Vättern på grund av dess djupförhållanden. I N Bottenhavet reproducerar sig grundlevande *S. entomon* under vintern varefter ungarna släpps under våren, djuplevande individer fortplantar sig under hela året. Flertalet av hanarna dör efter reproduktionen (Leonardsson 1990). Arten förekommer i Östersjön på alla djup från stranden ned till 300 m djup (Leonardsson 1986, Haahtela 1990), men i Vättern finns den vanligen på djup mellan 30-80 m (Ekman 1915). *Saduria entomon* förekommer i Vättern i tätheter på 5-9 ind/m<sup>2</sup> på djup över 70 m (Wiederholm 1974). *Saduria entomon* är huvudsakligen aktiv under nattetid (Westin och Aneer 1987). *Monoporeia affinis* utgör den viktigaste födan för *S. entomon* men kannibalism är också vanligt förekommande (Hessle 1924, Leonardsson 1991). Arten karakterises även som asätare, men enligt egna observationer är den kräsen när det gäller död fisk, den skall helst vara färsk.

*Monoporeia affinis* (vitmärkla) är en både limnisk och marin art som i Sverige förekommer i Öresund och Östersjön samt i ett antal insjöar, däribland Mälaren, Vänern och Vättern (Enckell 1980). Livscykeln omfattar 1-4 år beroende på djup och geografisk lokalisering. Arten uppnår vid könsmognad en storlek på 7-11 mm (Segestråle 1937, Leonardsson et al. 1988). *Monoporeia affinis* har en likartad djuputbredning som *S. entomon* (Leonardsson 1990). Både grund- och djuplevande individer reproducerar sig under senhösten varefter hanarna dör, ungarna släpps under våren och därefter dör också honorna (Segestråle 1950). *Monoporeia affinis* ligger nedgrävd i sedimentet under dagtid och nattetid simmar den även i vattenmassan (Donner och Lindström 1980). I Vättern förekommer den i tätheter på 4-2300 ind/m<sup>2</sup> på djup mellan 20-40 m medan tätheterna uppgår till 300-4700 ind/m<sup>2</sup> på djup över 70 m (Wiederholm 1974). *Monoporeia affinis* lever av detritus i övre delen av sedimentet (Lopes och Elmgren 1989). Tätheterna varierar relativt mycket mellan år, på vissa ställen i till synes periodiska fluktuationer likt cykler (Andersin et al. 1978, Johnson och Wiederholm 1989).

*Gammaracanthus lacustris* (sjösyrsa) är en limnisk art som i Sverige har en naturlig utbredning i insjöar nedan den högsta kustlinjen (Enckell 1980). Den har dessutom utplanterats i några reglerade fjällsjöar för att kompensera förluster av fisknäringdjur (Furst et al. 1986). Arten har en 2-årig livscykel

och vid könsmognad är hanarna 20-25 mm och honorna 25-30 mm (Svärdsson et al. 1988). Fortplantningen sker under vintern. Under dagtid är arten bottenlevande men nattetid förekommer den också i pelagialen (Fürst et al. 1986). I Vättern finns *G. lacustris* på djup från 12-120 m (Ekman 1915). Tätheter på 4-19 ind/m<sup>2</sup> förekommer i Vättern på djup över 70 m (Wiederholm 1974). *Gammaracanthus lacustris* är roylevande och livnär sig främst på kräftdjuren *M. relicta* och *P. quadrispinosa* (Svärdsson et al. 1988).

*Pallasea quadrispinosa* (taggmärta) är en limnisk och marin art som i Sverige förekommer naturligt i vissa insjöar nedanför högsta kustlinjen och i norra delen av egentliga Östersjön samt Bottniska viken (Enckell 1980). *Pallasea quadrispinosa* har också inplanterats i några reglerade fjällsjöar som ersättning för bortfall av andra fisknäringdjur. Arten har en livscykel som är 1-2-årig. Den reproducerar sig från vintern fram till försommaren och når vid könsmognad en storlek på 10-20 mm (Fürst et al. 1986, Hill 1988b). *Pallasea quadrispinosa* förekommer från strandnära hårda bottnar ned till mjukbottnar på stora djup i insjöarna (Hill 1988a, Hill 1988b). I Bottniska viken återfinns den dock endast littoralt. I Vättern har den sin maximala utbredning på 10-20 m djup (Ekman 1915). Tätheterna i Vättern varierar mellan 4-211 ind/m<sup>2</sup> på djup mellan 20-40 m respektive 4-23 ind/m<sup>2</sup> på djup över 70 m (Wiederholm 1974). Vuxna individer äter detritus samt mikroskopiska växter och djur vid sedimentytan (Jacobson 1954, Hill 1988a, Hill 1988b).

## Provtagningsmetoder

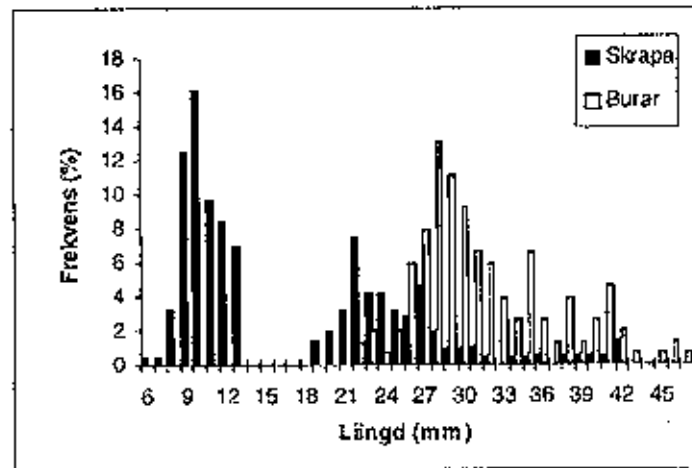
Ett flertal olika metoder har använts för att undersöka förekomsten av de glacialrelikta kräftdjuren *M. relicta*, *S. entomon*, *M. affinis*, *G. lacustris* och *P. quadrispinosa*. Metoderna kan indelas i kvalitativa, semikvantitativa och kvantitativa.

### Kvalitativa metoder

*Mysis relicta*: Saknas i litteraturen.

*Saduria entomon*: För att enkelt fånga stora mängder *S. entomon* (till försöksändamål) har sänkhåvar betade med strömning utnyttjats (Kjell Leonardsson, Umeå Universitet). Dessa fällor kan också användas både under

vinter- eller sommartid. Fällorna fångar dock en helt annan storleksfördelning av *S. entomon* jämfört med den existerande storleksstrukturen (Fig. 1). Den senare skattas enklast med bottenkrapning. Frånvaron av små *S. entomon* i de betade burarna beror på att de små *S. entomon* snarare skräms bort av fisklukten än att attraheras, troligen för att undvika aggregationer av större kannibalistiska artfränder.



Figur 1. Jämförelse mellan storleksfördelning av *S. entomon* fångade med bottenkrapa och burar betade med fisk. Maskvidden var 1.2 mm för båda metoderna.

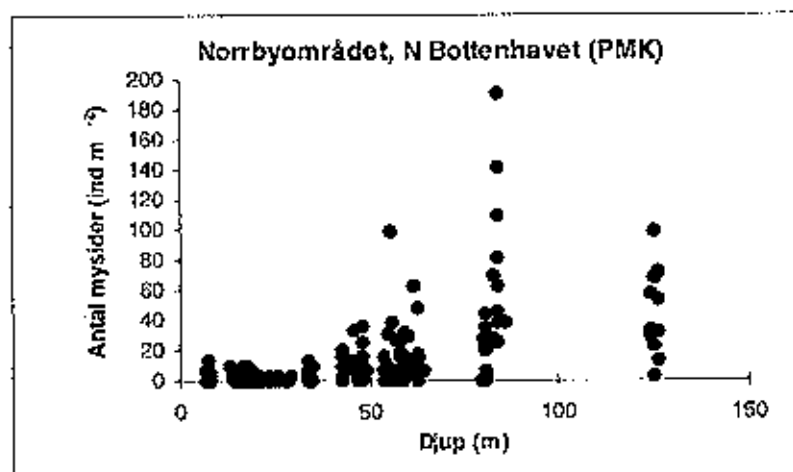
*Monoporeia affinis*: Saknas i litteraturen

*Gammaracanthus lacustris*: Fällor betade med fiskfoder har använts i vissa undersökningar för att få en kvalitativ uppfattning om förekomsten av denna art. Fällorna har bla använts av Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium (Olle Lindh) och har haft varierande storlek och design. En modell av dessa fällor är jämförbar med en kräftmjärde i utseende. Fällorna har lagts ut på botten under en natt och vittjats påföljande dag. Fällorna kan användas både under vinter- och sommartid.

*Pallasea quadrispinosa*: Se *G. lacustris*.

### Semikvantitativa metoder

*Mysis relicta*: Horisontell trålning under dagtid med bomtrål (bottensläde) har använts för att kvantifiera tätheterna av bland annat *M. relicta* (Fürst 1965, Kinsten 1986). Denna metod kan dock endast anses som semikvantitativ eftersom den sträcka som trålen dras kan variera (Hill 1988b). Täthetsbestämning av *M. relicta* har också utförts genom horisontell dragning av bongotrål samt vertikal håvning med bongonät. Provtagningen har utförts under nattetid eftersom djuren då är mer jämt fördelade jämfört med dagtid när de förekommer nära botten (Morgan 1980, Rudstam et al. 1986, Salemaa et al. 1986). Ytterligare en metod för skattning av relativa tätheter av mysider har provats av S. Hansson och L. Rudstam. Denna metod baseras på ekolodning under nattetid. Ett alternativt sätt att skatta den relativa mängden mysider är att använda van Veen-huggare. Det har visat sig att sådana täthetsskattningar är fullt i nivå med de som erhållits med håvdragning (Fig. 2, Salemaa et al. 1986). Salemaa's et al. (1986) täthetsskattningar för utsjöområdena i norra Bottenhavet uppgår till <math>20-100 \text{ ind m}^{-2}</math>. Av figur 2 framgår att täthetsskattningarna baserade på van Veen i Norrbyområdet är väl överensstämmande.



Figur 2. Djupfördelning av mysider insamlade med van Veen-huggare i Norrbyområdet.

*Saduria entomon*: Bottentrålning, se *M. relicta*. För arter som kan återfinnas några cm ned i sedimentet kan bottenskrapa, som gräver något djupare än bomtrålen, vara ett bättre alternativ. Bottenskrapan används i övrigt på

samma sätt som bomtrålen. För beskrivning av exempel på bottenskrapa se Holme och McIntyre (1971).

*Monoporeia affinis*: Bottenskrapa och bottentrålning, se *M. relicta*, och *S. entomon*.

*Gammaracanthus lacustris*: Bottenskrapa och bottentrålning, se *M. relicta*, och *S. entomon*.

*Pallasea quadrispinosa*: Bottenskrapa och bottentrålning, se *M. relicta*, och *S. entomon*.

### **Kvantitativa metoder**

*Mysis relicta*: Den metod som anses mest kvantitativ är vertikala håvdrag från botten till ytan under nattetid då mysiderna har lämnat botten (Morgan 1980, Rudstam et al. 1986).

*Saduria entomon*: Den säkraste metoden att kvantifiera fåtheter av *S. entomon* och *M. affinis* är att använda bottenhuggare. I Östersjön rekommenderas van Veen-huggare som standardmetod för provtagning av makroskopisk bottenfauna (Dybern et al. 1976) I limniska system rekommenderas användning av Ekmanhuggare för motsvarande provtagning (Röndell och Zetterberg 1986). Se dock kommentarer rörande jämförelser mellan olika huggartyper.

*Monoporeia affinis*: Bottenhuggare, se *S. entomon*.

*Gammaracanthus lacustris*: Bottenhuggare, se *S. entomon*.

*Pallasea quadrispinosa*: Bottenhuggare, se *S. entomon*.

### **Jämförelse mellan huggartyper**

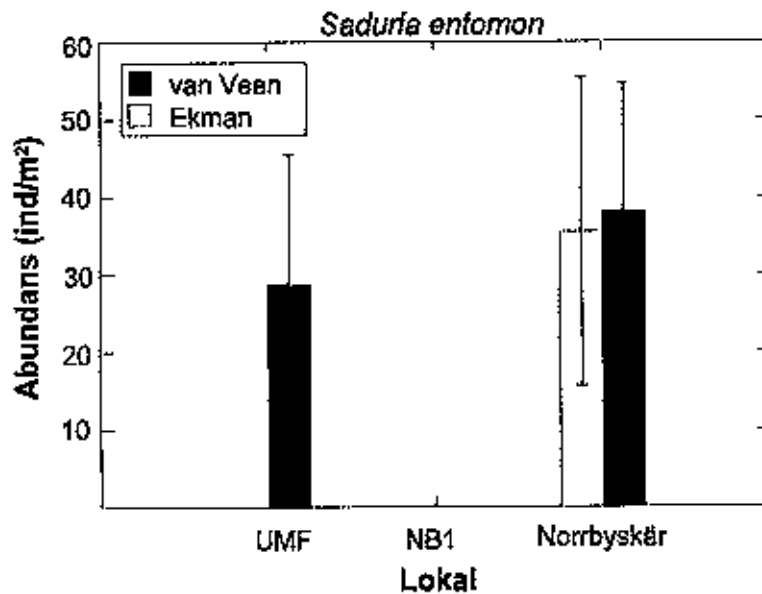
För mjukbottenfaunaprovtagning i sötvatten har framförallt Ekmanhuggare använts. På den marina sidan finns ytterligare ett antal huggartyper, varav van Veen och Smith-MacIntyre är de mest använda. För den nationella miljöövervakningen i Östersjön är van Veen-huggaren standard och kommer framöver även att rekommenderas som standard inom den marina recipientkontrollen. Inom recipientkontrollen har i vissa fall en mindre

variant av van Veen-huggaren börjat användas (t ex Ånell 1993). Spridningen i täthetsskattningarna av bland annat *M. affinis* har dock visat sig vara stor för denna typ av huggare. Det är oklart vad den stora variansen inom lokal beror på. Vid jämförelse med den fullstora van Veen-huggaren har det visat sig att nästan dubbelt så stor totalyta måste tas med den lilla huggaren för att uppnå samma precision i skattningen av medelvärdet (Leonardsson in prep.). Någon motsvarande jämförelse finns ej mellan Ekman och van Veen, vilket föranledde oss att påbörja en sådan jämförelse.

Vid denna jämförelse använde vi en obelastad van Veen-huggare (bottenyta 0,105 m<sup>2</sup>, vikt 28 kg) och en Ekmanhuggare modell Hydro-Bios (bottenyta 0,0225 m<sup>2</sup>, vikt 3 kg). Vi tog 3 prov med van Veen-huggare (0,315 m<sup>2</sup>) respektive 5 prov med Ekmanhuggare (0,1125 m<sup>2</sup>) på tre lokaler 40 km S Umeå i norra Bottenhavet. En djupstation, 40 m, utgår ur jämförelsen eftersom den även måttliga sjögången omöjliggjorde provtagning med den lättare Ekmanhuggaren. Proverna sållades i ett såll med 1 mm maskstorlek varefter de konserverades i 70 % etanol med bengalrosa. Lokalernas djup var 5 m (UMF), 26 m (NB1) och 22 m (Norrbysskär). Vindförhållandena var mycket gynnsamma även för Ekmanprovtagning vid dessa provtagningar. Lokalerna Norrbysskär och UMF har ett mjukt bottensediment som består av lergyttja, medan botten vid NB1 består av något fastare sediment med inslag av mjåla. Ett av de viktigare resultaten i denna jämförelse var att Ekmanhuggaren inte gick att använda för en fullständig jämförelse eftersom den för seriöst bruk endast skall användas i frånvaro av sjögång. Sådana förhållanden torde endast tillfälligtvis råda i såväl havsmiljö som i de stora sjöarna. Bottenfaunaresultaten från de stationer där prover erhöles visade entydigt att täthetsskattningen av *S. entomon* och *M. affinis* blev konsekvent högre med van Veen-huggaren (Figur 3 och 4). Skillnaderna i skattningen av *S. entomon* mellan provtagningsmetoderna beror förmodligen på att ytan på van Veen-huggaren är drygt fyra gånger större än Ekmanhuggaren. Detta gör att *S. entomon* som har låga tätheter och klumpad fördelning lätt kan missas inom en mindre yta.

För *M. affinis* var standardavvikelsen lägre med van Veen-huggaren från två av stationerna. Den lägre standardavvikelsen i proverna tagna med Ekman härrörde från den grundaste av de tre stationerna. van Veen-huggare har en konstruktion som gör att när den har grävt igen i samband med uppdragningen finns det ingen möjlighet att djur kan försvinna ur den då den

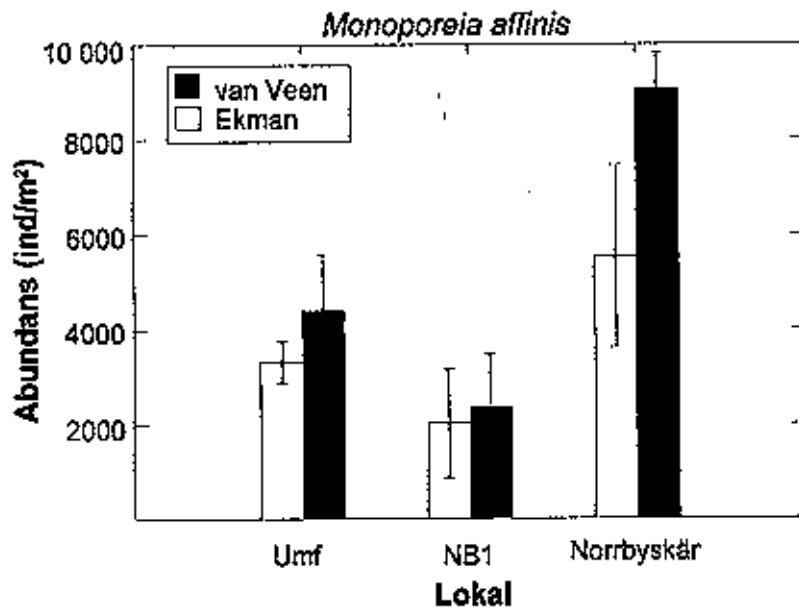
dras upp. Ekmanhuggaren som har luckor som ej är helt låsta och visst mellanrum på sidorna av grävkäftarna gör att mindre djur kan försvinna ur huggaren när den dras upp, speciellt från stora djup. Detta kan förklara att tätheterna genomgående var högre med van Veen- jämfört med Ekmanhuggaren. Med Ekmanhuggare har det även visat sig att turbulensen som orsakas vid uppdragningen även kan spola ur en del av sedimentet om luckorna ej stängt till ordentligt. Sådana prover skall naturligtvis inte accepteras utan tas om.



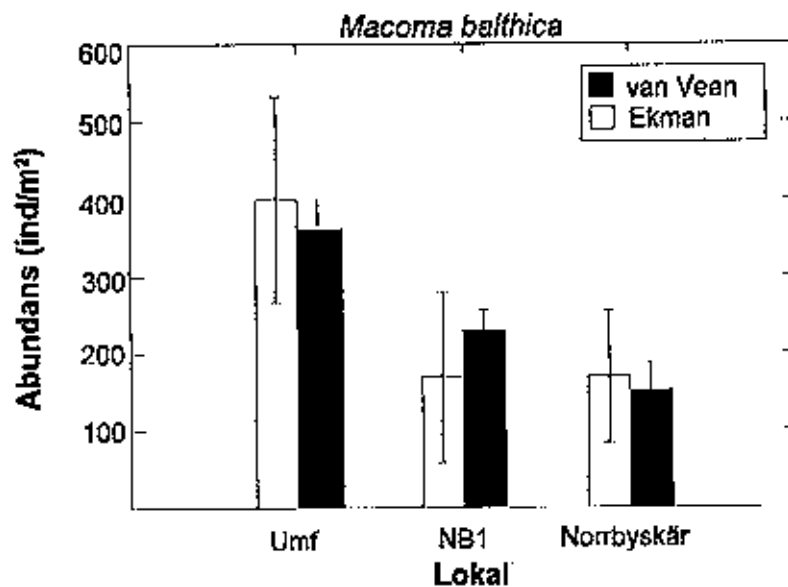
**Figur 3.** Täthetsskattningar av ishavsgråsugga (*S. entomon*) gjorda med van Veen-huggare (fyllda staplar) och Ekmanhuggare (ofyllda staplar) på tre stationer i Norrbyområdet. Skattningen av medelvärdet redovisas med  $\pm 1$  standardavvikelse.

För östersjömusslan *Macoma balthica*, som ej förekommer i Vättern, var standardavvikelsen lägre med van Veen-huggaren på samtliga stationer (Fig. 5). Detta kan förklaras av att van Veen-huggaren genom sin konstruktion och tyngd har liten variation i grävdjup (Ankar 1977). Observationer av dykare har däremot visat att standardmodeller av Ekmanhuggare kan orsaka stora variationer i täthetsbestämningar eftersom huggarens grävdjup varierar (Blomqvist 1990). *Mysis relicta* fångades inte på någon av de tre undersökningslokalerna troligen på grund av det ringa djupet.





Figur 4. Täthetsskattningar av vitmärsla (*M. affinis*) gjorda med van Veen-huggare (fyllda staplar) och Ekmanhuggare (ofyllda staplar) på tre stationer i Norrbyområdet. Skattningen av medelvärdet redovisas med  $\pm 1$  standardavvikelse.



Figur 5. Täthetsskattningar av östersjömussla (*M. balthica*) gjorda med van Veen-huggare (fyllda staplar) och Ekmanhuggare (ofyllda staplar) på tre stationer i Norrbyområdet. Skattningen av medelvärdet redovisas med  $\pm 1$  standardavvikelse.

Sammanfattningsvis är det van Veen den huggaren som ger de säkraste skattningarna av de bottenlevande djurens täthet. Det ställs dessutom mindre krav på gynnsam väderlek vid användandet av denna typ av huggare jämfört med Ekmanhuggaren. För att kunna använda van Veen-huggare behövs dock större fartyg med vinschutrustning än om Ekmanhuggare används.

### **Sammanfattning och rekommendationer**

För framtida miljöövervakning i Vättern och andra stora sjöar framstår, av den sammanställning som gjorts, två tänkbara metoder vid övervakning av såväl de bottenlevande som de mer rörliga och simmande glacialrelikterna. För kvantitativ provtagning rekommenderas van Veen-huggaren eftersom Vättern är en stor och djup sjö som i detta avseende ställer samma krav på utrustning som i marin övervakning. För semikvantitativ provtagning rekommenderas bottenskrapa eller bottentrål av lämplig utformning, t ex bomtrål (Fürst 1965, Kinsten 1986). Denna används enligt rekommendationerna i litteraturen. Fartyget måste för detta ändamål vara utrustat med hastighetsmätare. Om målsättningen med övervakningen endast är att fastställa förekomst eller icke förekomst torde det vara tillräckligt med den kvalitativa/semikvantitativa metoden. Om syftet däremot är trendövervakning för att kunna upptäcka eventuella antropogent orsakade förändringar i tätheterna bör båda metoderna användas för att komplettera varandra. Flera av de aktuella arterna förekommer i lågt antal i Vättern och det blir kostsamt att göra säkra skattningar med enbart den kvantitativa metoden.

Det finns noggranna metodbeskrivningar på huggare, sålnings-, konserverings- och sorteringsförfarande i HELCOM guidelines (1988) för mjukbottenfauna. I det fall övervakningen endast gäller glacialrelikterna kan med fördel 1 mm såll användas. Om programmet gäller fortsättning av provtagning på tidigare besökta stationer kan det dock vara en fördel att använda samma maskvidd som vid tidigare undersökningar.

Den provtagningsstrategi som rekommenderas, vad gäller antal stationer och prov per station, återfinns i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning under avsnittet om typundersökningar för marin miljö, mjukbottenfauna - trend- och områdesövervakning. Vi rekommenderar

denna strategi även för stora insjöar, trots att miljöhandboken ger andra rekommendationer för sötvatten. Detta gäller även typ av huggare, där vi rekommenderar van Veen-huggare istället för Ekmanhuggare.

I korthet går den marina strategin ut på att sprida ut flera stationer (t ex 10 st), med ett hugg per station, inom ett relativt stort område (ca. 20x20 km) som har bottendjup större än 30 m. Vi benämner ett sådant område för ett stationskluster. Om stora ytor behöver täckas placeras flera sådana stationskluster ut. Denna strategi gäller den kvantitativa provtagningen med van Veen-huggare. Kompletteringen med bottenskrapa kan göras vid några av stationerna inom ett sådant kluster, lämpligen där fätheterna av de mindre vanliga arterna är som lägst. För att kunna uttala sig om förändringar i storleksordningen 5% per år krävs årlig provtagning för att kunna påvisa förändringar inom en 5-10 årsperiod för de vanligare arterna, baserat på kvantitativa data från Norrbyområdet och Asköområdet. Vid glesare provtagning ökar den tidsperioden drastiskt.

## Referenser

- Andersin, A.-B., Lassig, J., Parkkonen, L. och H. Sandler. 1978. Long-term fluctuations of the soft bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974: with special reference to Pontoporeia affinis Lindström (Amphipoda). Finnish Mar. Res. 244, 137-144.
- Ankar, S. 1977. Digging profile and penetration of the van Veen grab in different sediment types. - Contributions from the Askö laboratory. University of Stockholm, Sweden.
- Blomqvist, S. 1990. Sampling performance of Ekman grabs - *in situ* observations and design improvements. - Hydrobiologia 206:245-254.
- Bruun, A. Fr. 1924. On Chiridothea entomon (L.) in the S. and W. Baltic. Cons. per. int. explor. mer. Publ. circ., 83:1-12.
- Donner, K. O. och Lindström, M. L. 1980. Sensitivity to light and circadian activity of Pontoporeia affinis (Crustacea, Amphipoda). - Ann. Zool. Fennici 17:203-212.
- Dybern, B. I., Ackefors, H. och Elmgren, R. 1976. Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic. - Baltic Marine Biologists. Publ no 1. Stockholm.

- Ekman, S. 1915. Die Bodenfauna des Vättern, qualitativ und quantitativ untersucht. - *Int. Rev. hydrobiol.* 7:146-204, 275-425.
- Ekman, S. 1940. Die schwedische verbreitung der glazial-marinen Relikte. *Verhandlungen Int. Verein. für theoretische und angewandte Limnologie*, Band IX, 37-58.
- Enckell, P H. 1980. Kräftdjur. - Signum. Lund.
- Fürst, M. 1965. 1965. Experiments on the transplantation of *Mysis relicta* Lovén into Swedish lakes. - *Inst. Freshw. Res.* 46:79-89.
- Fürst, M., Hammar, J. och Hill, C. 1976. Inplantering av nya näringsdjur i reglerade sjöar. - Slutrapport från FÅK.
- Grossnickle, N. E. 1982. Feeding habits of *Mysis relicta* - an overview. - Ur M.D. Morgan (ed) *Ecology of Mysidacea*. W. Junk Publ. Hague.
- Haahtela, I. 1990. What do Baltic studies tell us about the isopod *Saduria entomon* (L.)? - *Ann. Zool. Fennici* 27:269-278.
- Hessle, C. 1924. Bottenboneteringar i inre Östersjön. - *Meddelanden från Kungliga Lantbruksstyrelsen* 250.
- Hill, C. 1988a. Förbättras kvaliteten hos röding i sjöar med den introducerade taggmärkan *Pallasea quadrispinosa*. - Information från Sötvattenslaboratoriet nr 4. Drottningholm.
- Hill, C. 1988b. Life cycle and spatial distribution of the amphipod *Pallasea quadrispinosa*. - *Holarct. Ecol.* 11:298-304.
- Holme, N. A. och McIntyre, A. D. (eds.). 1971. *Methods for the study of Marine benthos*. IBP handbook No. 16. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh, 334 s.
- Jacobsson, C-O. 1954. Om marin-glaciala relikter i dalsländska sjöar. - *Fauna och flora* 49:218-228.
- Johnson, R. K. och T. Wiederholm. 1989. Long-term growth oscillations of *Pontoporeia affinis* Lindström (Crustacea: Amphipoda) in lake Mälaren. *Hydrobiologia* 175:183-194
- Kinster, B. 1986. Förekomst av relikta kräftdjur i mellersta Sverige med speciell inriktning på effekter av förorening. - Information från Sötvattenslaboratoriet nr 11. Drottningholm.
- Lasenby, D. C., Northcote, T. G. och Fürst, M. 1986. Theory, practice, and effects of *Mysis relicta* introduktions to North American and Scandinavian lakes. - *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 43:1277-1284.
- Leonardsson, K. 1986. Growth and reproduction of *Mesidothea entomon* (Isopoda) in the northern Bothnian Sea. - *Holarct. Ecol.* 9:240-244.

- Leonardsson, K. 1990. Variation in age and size at maturation in two benthic crustaceans in the Gulf of Bothnia. - Ph D diss University of Umeå, Sweden.
- Leonardsson, K. 1991. Effects of cannibalism and alternative prey on population dynamics of *Saduria entomon* (Isopoda). - *Ecology* 72:1273-1285.
- Leonardsson, K., Sörlin, T. och Samberg, H. 1988. Does *Pontoporeia affinis* Lindstr. (Amphipoda) optimize age at reproduction in the Gulf of Bothnia? - *Oikos* 52:328-336.
- Lopes, G. och Elmgren, R. 1989. Feeding depths and organic absorption for the deposit-feeding benthic amphipods *Pontoporeia affinis* and *P. femurata*. - *Limnol. Oceanogr.* 34:982-991.
- Morgan, M. D. 1980. Life history characteristics of two introduced populations of *Mysis relicta*. - *Ecology* 61:551-561.
- Rudstam, L. G., Hanson, S. och Larsson, U. 1986. Abundance, species composition and production of mysid shrimps in a coastal area of the northern Baltic proper. - *Ophelia* suppl. 4: 225-238.
- Röndell, B. och Zetterberg, G. 1986. Recipientkontroll vatten, metodbeskrivningar del 1, undersökningsmetoder för basprogram. - Naturvårdsverket rapport 3108.
- Salemaa, H., Tyystjärvi-Muuronen, K. och Aro, E. 1986. Life histories, distribution and abundance of *Mysis mixta* and *Mysis relicta* in the northern Baltic Sea. - *Ophelia* suppl. 4:239-247.
- Segerstråle S. G. 1937. Studien über die Bodentierwelt in südfinländischen Küstengewässern 3. Zur Morphologie und Biologie des Amphipoden *Pontoporeia affinis*, nebst einer Revision der *Pontoporeia*-Systematik. - *Comm. Biol. Soc. Scient. Fennica* 7:1-183.
- Segerstråle, S. 1950. The amphipods on the coasts of Finland - some facts and problems. - *Comm. Biol. Soc. Scient. Fennica* 10: 1-28.
- Svärdsson, G., Filipsson, O., Hanson, M. och Nilsson, N-A. 1988. Glacialrelikternas betydelse för Vätterns fiskar. - Information från Sötvattenslaboratoriet nr 15. Drottningholm.
- Westin, L. och Aneer, G. 1987. Locomotor activity patterns of nineteen fish and five crustacean species from the Baltic Sea. - *Environ. Biol. Fishes* 20:49-65.
- Wiederholm, T. 1974. Studier av bottenfaunan i Vättern. - Statens Naturvårdsverk, SNV PM 416:1-63.

Ånell, C. 1993. Samordnad recipientkontroll i NÖ Hälsingland. Undersökning av bottenfaunan i fjärdarna utanför Iggesund 1992. LV LAB, Kemisk och biologisk kontroll.

172

Blank

## PÅVÄXTALGSMETODIK FÖR VÄTTERN

Ett förslag till utformning av ett miljöövervakningsprogram för Vättern,  
baserat på fastsittande alger s.k. påväxtalger.

1995

LEIF KRONBORG

### SAMMANFATTNING

Några olika metodikförslag och vikten av en för varje enskild recipient speciellt anpassad metodik påpekas. Ett par av Nordic Phytoplankton and Periphyton Groups (NPPG) syften och igångsatta verksamhet presenteras, bl.a. metodik för två typer av miljöbedömning med hjälp av påväxtalger. Nödvändigheten av flexibilitet betonas beträffande eventuella oförutsägbara frågeställningar, som kan uppkomma medan en undersökning pågår. Fördelar med fastsittande alger som miljöindikatorer förklaras. Saprobiesystemets tillämpning och behov av anpassning till skandinaviska förhållanden kommenteras. 17 för Vättern viktiga indikatoralger namnges varav ett par med beskrivningar och ekologiska uppgifter. Tidigare algundersökningar i Vättern presenteras och värdet av dem belyses. Urvalsprinciperna för provtagningslokaler klarläggs och kommenteras. Lämplig tidpunkt (juli-september) för fältundersökningarna föreslås och motiveras. Hur bl.a. meteorologiska förhållanden kan påverka såväl provtagningen som resultaten belyses. Förslag på lämplig metod för ett övervakningsprogram samt intervaller och eventuella specialundersökningar framlägges.

Fältundersökningsmetodiken behandlar såväl tillvägagångssätt som förslag till lämplig utrustning i bilaga. Analysmetodik och resultatredovisning diskuteras och exemplifieras ur flera aspekter.

I bilageform presenteras provtagningslokaler i tabell och med hjälp av kartor.

Som bilaga i form av en kartbild visas sammanfattningen av Stjerna-Pooths bedömning av Vättern 1966-1967.

Som bilagor ges även riktlinjer för bedömning av tidsåtgång för olika moment samt kostnader.



## INLEDNING

Varje sjö eller rinnande vatten är unik. Om vi tar detta som utgångspunkt är det lika klart att varje objekt vi undersöker måste ha en metodik, som är anpassad till just den miljö samt de förutsättningar och frågeställningar, som råder i varje enskilt fall. Naturligtvis finns redan förslag på metodik och en önskan att likrikta såväl fältförfarande, analys som utvärdering. Beträffande recipientkontroll i rinnande vatten har Naturvårdsverket publicerat två förslag till metodik. Johansson (1986) använder sig av fastsittande alger, medan Fritzon (1986), förutom algerna, även inkluderar bakterier och mindre djurformer. Grovt sett är dessa båda arbeten likartade. Av naturliga skäl föreligger skillnader i tidsåtgång och andra mer eller mindre elementära skiljaktigheter i metodikuppbyggnad. Båda förslagen bygger på en långt gående artidentifikation, vilket leder till lång analystid av specialister och behovet av förhållandevis avancerad kunskap i statistik och numerisk analys.

Stjerna-Pooth (1978) redovisar i ett omfattande arbete benthosorganismernas förhållande till vattenmiljön. Såväl undersökningsmetodik som utvärdering av resultaten i fält och på laboratoriet behandlas. Olika faktorerers betydelse för bedömningen av ett vattendrags status analyseras ingående. Organismernas trofi- och saprobievärde, liksom saprobiesystemet i dess helhet, redovisas och praktiska undersökningsresultat exemplifieras. Förutom detta ger förf. förslag på bestämningslitteratur. Ett stort antal organismer har dessutom avritats eller fotograferats för hjälp till identifikation.

Detta arbete är en mycket god introduktion och en god sammanfattning ur de flesta aspekter för de som arbetar med föroreningsproblem.

För ett knappt år sedan bildades Nordic Phytoplankton and Periphyton Group (NPPG). Två av syftena för denna förening är "att vidareutveckla användandet av dessa organismgrupper som verktyg i forskning och miljöövervakning - att utveckla standardiserade metoder för detta." Nyligen har tre medlemmar i NPPG, för Naturvårdsverkets räkning, gjort en metodbeskrivning "Påväxt för bedömning av miljökvalitet i rinnande vatten". Den avses komma i två metoddelar, A och B. Med metod A, som föreligger i manus - och som för närvarande granskas av fackkollegor, görs en översiktlig analys av påväxtsamhället och en generell tillståndsbedömning. Metod B, som planlagts, innebär en "detaljerad analys av påväxtsamhället, där resultaten bl.a. bearbetas med hjälp av index, samt en mer preciserad tillståndsbedömning". - I princip föreligger inga väsentliga skillnader på grundmetodiken beträffande rinnande vatten och sjöar. NPPG har för avsikt, förhoppningsvis under innevarande år, att även komma med en metodik speciellt anpassad till sjöar.

I det följande kommer att framläggas ett förslag till metodik för Vättern. Av ovan anförda finns det all anledning att vara observant på om vissa metodförslag framkommer, som kan förbättra eller förenkla i denna rapport föreslagna metodik. I så fall är det viktigt att hänsyn tas till dessa innan ett eventuellt miljöövervakningsprogram för påväxtalger i Vättern får klartecken för praktiskt igångsättande. I detta sammanhang vill jag även framlägga nödvändigheten av en viss flexibilitet. Det kan t.ex. hända att under arbetets gång, p.g.a. fakta av oförutsebar natur, vissa korrigeringar

måste göras såväl beträffande fältarbetet som beträffande analys och därmed sammanhängande tillståndsbedömning.

Påväxtalgernas värde som indikator för ett vattens tillstånd har under senare år ökat markant. Detta gäller såväl sjöar som rinnande vatten. Kunskapen om de skilda arternas autekologi ökar år från år. Även inom det synekologiska området (påväxtalgsamhället) görs nya rön och framsteg. Varje undersökning som kommer till stånd fogar nya bitar till pusslet. Den sista biten blir dock aldrig lagd, så länge som nya ämnen tillförs våra vatten utöver de mer än 10 000, som redan nu tillförs.

Fördelen med att använda fastsittande algformer är att de "registrerar" både stora och små förändringar i vattenmiljön i såväl tid som rum. Såväl trofi - som saprobieförändringar kan utläsas genom arternas sammansättning respektive kvantitet. Detta gör påväxtalgerna till ett ovärderligt komplement till fysikalisk - kemiska och andra former av undersökningar.

Den utomordentliga information, som t.ex. planktonalgerna kan ge oss om tillståndet i det fria vattnet, får vi av de fastsittande algerna i strandnära områden. I denna del av sjön svarar fastsittande algformer, tillsammans med makrofyter, den avgörande rollen som primärproducenter.

## SAPROBIESYSTEMET - KOMMENTARER

De flesta påväxt- och påväxtalundersökningar bygger till stor del på det s.k. saprobiesystemet. Grundare till detta är Kolkwitz & Marsson (1902). Enkelt uttryckt är det ett system för vattenorganismernas förhållande till rent och förorenat vatten. Det har kompletterats, (Marsson, 1950) utvecklats, omarbetats och utvidgats åtskilliga gånger. Detta utan att själva grundprincipen frångåtts. (Liebmann, 1962 ; Fjerdingsstad, 1950, 1964 ; Sládeček, 1973.) Bl.a. har det inneburit att organismksamfunden fått en mer framträdande roll, liksom att arter tilldelats olika valens för värdet som indikator för en viss nivå.

Saprobitet kan uttryckas som intensiteten i nedbrytningen av dött organiskt material. Definitionsmässigt är trofi motsatsen. Det handlar här om intensiteten i uppbyggandet av organiskt material.

Båda dessa begrepp används vid vattenklassificeringen. Vi bör vara observanta för det faktum att ökad trofigrad ej entydigt innebär en ökad saprobiegrad. Detta liksom delar av det följande behandlas lättfattligt av Lindstrøm (1983). Hon ger utförliga kommentarer till saprobiesystemet med förklaringar till nivåer, indeks och valens. Vidare exemplifierar hon betydelsen av att införa ett s.k. reviderat saprobieindex.

Enkelt kan man uttrycka problemet som följande: Organismer, som lever i t.ex. kalla, snabbt rinnande älvar med optimala betingelser, tål större belastning, än om de lever i varma stillaflytande floder.

I mellaneuropa, där dessa olika saprobienivåer och -index skapats, har vi till övervägande del stillaflytande näringsrika varma floder som utgångspunkt för klassificeringen.

Detta måste givetvis tas hänsyn till och revisioner göras innan vi kan använda värdena till utgångspunkt för indelning i vattenkvalitetsklasser, som är tillämpliga på våra skandinaviska förhållanden.

Vättern är ur algsynpunkt unik på flera sätt. Den klassificeras som oligotrof (ur kontinental aspekt troligen påtagligt oligotrof). Trots detta finner vi här flera alger, som vi normalt ej kan återfinna i oligotrofa sjöar. Som exempel kan nämnas *Cladophora glomerata*, *Chaetophora incrassata* och *Hildenbrandia rivularis* samt även vissa kiselalger, som vi förknippar med betydligt näringsrikare vatten. Förklaringen till detta torde bl.a. vara att söka i klimatiska och fysikaliska faktorer. Dessa algers närvaro kan därför ej ses som onormala. Om däremot t.ex. *Cladophora glomerata* lokalt förekommer i massutveckling är detta ett klart tecken på en pågående entrofiering. Vid en bedömning är det alltså av stor vikt att inte stirra sig blind på enskilda arters "kontinentala" index, utan att "översätta" dessa till skandinaviska förhållanden. Samtidigt som vi är observanta på deras kvantitativa del i påväxtalgsamhället.

## INDIKATORALGER I VÄTTERN

Av de indikatorarter, som kännetecknar Vättern, skall här endast ett par beskrivas.

*Ulothrix zonata* (Web & Mohr) Kuetz. är en trådformig ogrenad grönalg. Den är lätt identifierbar genom att kloroplasten bildar en manschettformad ring runt cellväggen. Bredden på trådarna varierar mellan 10 - 70  $\mu\text{m}$ . Förökningen sker vanligen genom vegetativa sporer. (Ett mycket snabbt och effektivt förökningssätt). Fragmentation och könlig förökning är mindre vanlig.

Den har en förkärlek till, och fordrar vid optimalt uppträdande, en stark vattenrörelse. Den påträffas därför i sjöarnas exponerade lägen och i strömmande partier i rinnande vatten. Substratet är, på grund därav, som regel klippor och stenar. I sjöar talar vi om en *Ulothrix* - bård, som återfinns strax ovan, i och under vattenytan. I varmare vatten av eutrof karaktär uppträder denna bård strax efter islossningen och blir kvar i olika generationer som följer vattenståndet till försommaren. Ibland (under kalla förhållanden) kan en nykolonisation uppträda på hösten.

*Ulothrix* räknas som en kallvattenform och har sin optimala tillväxt vid temperaturer omkring 5° C (till 10° C). Vidare har den krav på förhållandevis höga elektrolythalter. Enligt litteraturen är nedre pH - gränsen för dess förekomst 6, 7 och massutveckling sker enbart vid pH > 7. Den ser ut att tåla viss föroreningsbelastning och reagerar på ökad tillförsel av närsalter genom stark tillväxt och den vanliga blekgröna färgen blir starkt grön. Vissa forskare gör gällande att *Ulothrix* förekommer i 2 raser. En renvattensform och en starkt sabrob. - Personligen delar jag ej denna uppfattning.

Att *Ulothrix* förekommer under större delen av året i Vättern - oftast som dominant och bårdbildare - torde bl.a. ha sin förklaring i att ytvattnet ej sammanhängande har höga temperaturer (för alger letala) och att konkurrens saknas från t.ex. *Cladophora glomerata*, som för att bilda bård kräver betydligt mer näringsrikt vatten.

*Didymosphenia geminata* (Lyngb.) W. Smith är en mycket stor kiselalg (75 - 150  $\mu\text{m}$ ). Cellen har ett markant yttre skal av kisel och sitter på långa dikotomt förgrenade geléskafv av kraftig och svårnedbrytbar typ. I massförekomst ser den ut som fetvaddslignande (p.g.a. geléskafven) beläggningar. Dessa geléskafv sitter fast förankrade i substratet och lossnar som regel först när nedbrytningen börjar. Själva cellen har en form, som närmast påminner om en fiol eller omvänd cocacolafaska. Förökningen sker bl.a. genom s. k. auxosporer.

Kunskapen om *Didymosphenia* är generellt mycket mindre än för *Ulothrix* bl.a. beroende på begränsad utbredning. Den var länge enbart förknippad med kalla nordisk - alpina rinnande vatten. Senare visade den sig även vara en viktig komponent i t.ex. Vänern och Vättern. Autekologin för denna alg är långt ifrån klarlagd. Vi vet dock att vattentemperaturen måste vara låg under hela tillväxtperioden. Vidare att den liksom *Ulothrix* är beroende av ett högt pH och att den inte trivs med vare sig för höga eller låga värden av närsalter. Från litteraturen är det känt att den kan orsaka påtagliga besvär för fisket genom att driften ansamlas och förorsakar nätpåslamningar (Vallin, 1951).

*Didymosphenia* utgör tidvis ett markant inslag i Vätterns algvegetation. Främst förekommer den insprängd i nedre delen av *Ulothrix* - bältet. I vissa fall kan den även bilda en egen zon. Eftersom den är beroende av en stark vattenrörelse, förekommer den sällan djupare än 1 m. I varje fall inte i mer sammanhängande eller påtaglig form. Hur känslig den är för förorening finns inga konkreta bevis för. Förf. har vid undersökningen i Vänern klara belägg för att den helt försvann vid kraftig påverkan från cellulosaindustrins utsläpp.

Utan att närmare beskriva eller gå in på följande algers ekologi, bör de nämnas som exempel på arter, som kan komma att ingå som indikatorer vid en bedömning av Vätterns olika delar. Att dessa listas beror bl.a. på att de vid tidigare undersökningar förekommit i Vättern. Antingen som dominant eller subdominant på någon lokal eller som typisk komponent i en algzon.

*Calothrix parientina*  
*Chaetophora incrassata*  
*Chamaesiphon polonicus*  
*Cladophora glomerata*  
*Cymbella ventricosa*

*Dichothrix orsiuata*  
*Gloeocapsa alpina*  
*Heribaudiella fluviatilis*  
*Hildenbrandia rivularis*  
*Meridion circulare*

*Nitella batrachosperma*  
*Phormidium autumnale*  
*Stigeoclonium tenue*  
*Scytonema crustaceum*  
*Tetraspora cylindrica*

## TIDIGARE ALGUNDERSÖKNINGAR I VÄTTERN

All information vi kan få av tidigare algundersökningar i Vättern är av stort värde. Inte enbart för jämförelser bakåt i tiden, de kan även ha betydelse för en framtidsprognos. Bland de tidigaste algobservationerna kan nämnas Cleve-Eulers (1911). Hon beskriver ett antal bottenlevande diatoméer.

Stålberg arbetade en stor del av 30-talet med Vättern ur flera aspekter. I ett arbete från 1938 ger han en god bild av norra Vätterns characéer.

Tidigare (1867) och i Hasslows (1931) arbete över Sveriges characéer finns även uppgifter om characéfynd i Vättern.

Stålberg betecknar *Nitella opaca* som den i Vättern vanligast förekommande arten. *Chara fragilis* hör även den till de mest utbredda. Två i Sverige sällsynta characéer *Nitella gracilis* och *N. batrachosperma* fann han även i mindre förekomster. (Den senare fann jag vid undersökningen 1972 ha ett stort värde som indikator, när det gällde att fastställa föroreningens från Aspa bruk påverkan och utbredning.) Stålbergs undersökning ger, utöver dokumentation och utbredning ett flertal belägg för characéernas vertikala utbredning. Ekologiska iakttagelser och kommentarer beledsagar beskrivningarna.

I arbetet Lake Vättern (1939) behandlas den epilittiska (på sten och klippor växande) alvegetationen från ett flertal stränder i Vättern. Tyngdpunkten är förlagd till området Hästholmen-Ålebäck strax söder om Omberg. Han redogör för algzoneringen och ger karaktärsarter för de olika zonerna. - Nedanför moss- och lavzonerna på klippan (ovan vattenlinjen) beskriver han de komponenter som ingår i blåalgsbältet. - Nästa zon (i och strax under vattenlinjen) utgörs av ett *Ulothrix zonata* - bälte. - Därpå följer ett *Zygnema cyanosporum* - *Heribaudiella fluvialis* -bälte i vars nedre del *Gomphonema* (= *Didymosphenia*) *geminata* utgör ett extremt viktigt element. - Området djupare än 4 m är ej analyserat, men förmodas innehålla rödalgen *Hildenbrandia rivularis* ner till åtminstone 30 m djup. Ett belägg för detta var att *H. rivularis* förekom tillsammans med 5 andra alger på några större stenar vid ett "slumpfynd" på 28 m djup, 5 km VNV Stava.

Åren 1966 och 1967 utförde Stjerna-Pooth (1968) för Naturvårdsverkets räkning en undersökning av benthos, alger och djurformer (=påväxt, förf. anm.) vid Vätterns stränder. Sammanlagt undersöktes 54 lokaler med tyngdpunkt på förmodat, av kommunala utsläpp, påverkade områden. Samtliga prover togs huvudsakligen på grunt vatten från stenar och andra fasta föremål i form av skrapprov. Lokalerna sammanfördes i 4 regionala grupper och termerna eutrof och saprob användes vid karaktäriseringen av biocoenosema (organismsamhällena). Förhållandevis få organismer artbestämdes och förf. bygger sin indelning huvudsakligen på biocoenosens sammansättning av alg- och djurformer samt en rik erfarenhet på detta område.

Miljöförhållandena indelas i 6 klasser. Siffrorna inom ( ) betecknar antalet lokaler av ifrågavarande miljö.

Renvattensmiljö (28), måttligt eutrof miljö (13), eutrof miljö (9), eutrof och saprob miljö (5), saprob miljö (2) och abiotisk miljö (1).

Lokalernas läge och fördelning på olika miljöklasser framgår av Stjerna-Pooths karta, som omritats och ingår som bil. 3.

Intressant ur algsynpunkt är att *Ulothrix zonata* fanns - och oftast dominerade - på de flesta lokaler i sjön. Vidare att *Chaetophora incrassata* och *Tetraspora cylindrica* dominerade på var sin lokal. Förvånansvärt är dock att den stora och lättidentifierade kiselalgen *Didymosphenia* endast återfanns (eller nämndes) från en lokal, då som subdominant.

1972 undersöktes Vättern och rinnande vatten inom nederbördsområdet av förf. Jfr. Kronborg (1973). Vid de ingående undersökningarna i området Hästholmen-Ålebäck framkom stora likheter med de resultat Stålberg (se ovan) visade. Detsamma gäller även beträffande characcéundersökningarna i norra delen av Vättern. Att ej samtliga orter återfanns kan bero på att ett färre antal lokaler undersöktes, men även på ökande utsläpp. Stålbergs djupvattensfynd belades delvis och *Hildenbrandia rivularis* påträffades ner till ca 60 m djup.

Beträffande övriga lokaler fann jag en god överensstämmelse med de resultat Stjerna-Pooth kom fram till. Genom att jag använt betydligt fler lokaler, kunde en mer differentierad, och därmed troligen sannare, bild av vattenförhållandena ges. Möjligen kan en förbättring spåras på de 5 år som skiljde undersökningarna åt. Som en positiv faktor i detta sammanhang betraktar jag att *Didymosphenia* påträffades på ett stort antal lokaler. (Erfarenheter och resultat från ovannämnda undersökning har varit till stor hjälp vid utformandet av denna rapport. Jag ser som angeläget att inom en nära framtid publicera resultaten i dess helhet. Kontakt har därför tagits med Vätternvårdsförbundet (Ola Broberg) i denna fråga.)

## VAL AV PROVTAGNINGSLOKALER I VÄTTERN

Valet av i detta program föreslagna lokaler baseras på de fältundersökningar som undertecknad utförde i dåvarande NLU:s regi, huvudsakligen under perioden juni-oktober 1972 (Kronborg, 1973). Av cirka 200 besökta presumtiva lokaler bedömdes cirka 100 lokaler såsom speciellt intressanta och lämpliga för provtagning och analys. Bland de kriterier som ställdes för detta urval ingick bl.a. följande förutsättningar - utan inbördes markering av prioritet.

1. Lokalerna i fråga skulle i möjligast mån täcka upp områden eller lokaler från tidigare undersökningar såsom Stålbergs (1938, 1939) och Stjerna-Pooths (1968).
2. Lokalerna skulle vidare vara representativa för sjön som helhet, d.v.s. representera områden med obetydlig påverkan till dito med svag, måttlig och stark påverkan. De senare skulle även tydliggöra inverkan av jord- och skogsbruk samt kommunala- och industriella utsläpp.
3. En täckning av eventuell påverkan från tillflöden till sjön skulle beaktas såtillvida att eventuell påverkan kunde avläsas på lokaler inom mynningsnära områden.
4. Någon eller några lokaler skulle undersökas avseende algernas zonering och djupförhållanden. Bland annat för jämförelse med tidigare iakttagelser (Stålberg, 1939).
5. Förutom ovan nämnda utgångskrav var det av synnerlig vikt att de flesta lokalerna ifråga skulle vara lättåtkomliga från land och med bil. Det senare ur tids- och utrustningssynpunkt. Endast ett fåtal lokaler skulle vara beroende av båt med eller utan personal.
6. Att ett nära samarbete skulle utvecklas med såväl lokala- som regionala miljöövervakningsmyndigheter för att kunna tillgodose eventuella önskemål samt att komplettera de litteraturuppgifter som förelåg. Vidare ansågs som viktigt att få information av yrkesfiskarna om iakttagelser av algkoncentration och eventuella problem med nät- och andra redskapsslamningar. I detta senare ingick även att etablera praktiskt fältarbetshjälp av några yrkesfiskare.

Att ovannämnda urvalsprinciper gav ett gott underlag för en bedömning av Vätterns status ur algsynpunkt, visar såväl delrapporter som utvärdering av alganalysen och därmed sammanhängande resultat.



## KOMMENTARER TILL VALET AV LOKALER

Av översiktskartan "Vättern" (bil. 2:1) framgår en tydlig koncentration av lokaler till norra och södra delen av Vättern. Detta sammanhänger med att industrin är speciellt påtaglig i dessa områden och vid tidigare undersökningar visat sig påverka sjön.

Befolkningscentra, främst större städer, har vid tidigare undersökningar, genom kommunala utsläpp, visat sig påverka sjön. Det är därför helt naturligt att även dessa områden har fler lokaler än opåverkade sträckor av sjön.

Visingsös förhållandevis stora antal lokaler sammanhänger med dess centrala läge i Vättern. Vi kan här förvänta oss de för sjön bästa renvattensförhållandena, vilket också påvisats i en tidigare undersökning (Stjerna-Pooth, 1968).

Djuplokalernas placering "5 km VNV Stava" beror på att tidigare värdefulla observationer gjorts där. Vidare har det visat sig att denna del ligger inom "nolltillväxtområdet" ur sedimentationssynpunkt (Håkansson & Ahl, 1975). En av förutsättningarna för att finna alger på stora djup är att de ej överlagras av sediment.

Fynd av alger på stora djup ger direkta besked om en sjös klarhet. Det biologiska svaret på den vanligen använda fysikaliska siktdjupsmätningen.

Lokalema speglar samtliga biotoper i sjön, från kraftigt exponerade till helt oexponerade. Från helt vegetationsfria (högre vegetation) till områden med täta vassar eller annan växtlighet. Naturligtvis skulle det underlätta vid analys och resultatredovisning om enbart lokaler med lika substrat (se nedan) och samma exponeringsgrad utnyttjades. En sådan jämförelse skulle å andra sidan ej återspegla de faktiska förhållandena.

Såväl klippor, sten, grus, sand, övrig vattenvegetation, visst alloktont material och i viss mån även mjuka sedimentbottnar utgör naturliga substrat för algerna. I vissa fall är algerna helt bundna (hänvisade) till ett specifikt substrat. I åter andra fall har de en viss preferens till speciella substrat. För många alger slutligen spelar substratet som sådant ingen, eller en underordnad roll ur kolonisationssynpunkt.

Genom det förhållandevis stora antalet föreslagna lokaler finns det, trots ovan anförda, goda möjligheter till adekvata jämförelser beträffande såväl exponeringsgrad som substrattyp. Lokaler är sammanlagt 102 till antalet. De är förtecknade och namngivna och presenteras i bil. 1 (s. ). Deras exakta läge framgår av UTM-systemets beteckningar och överskådligt på kartorna bil. 2 (s. ). Antalet lokaler kan vid ett första påseende verka vara i "mesta laget". Vättern har en strandlängd på 642 km. Det innebär, om lokalema fördelats strikt geografiskt, ett avstånd på 6,83 km mellan varje lokal. Detta ger snarare vid handen att antalet lokaler är i "minsta laget". Av på annan plats anförda skäl förekommer ibland ett flertal lokaler inom några få km. Trots detta är längsta uppmätta avstånd (fågelvägen) mellan 2 lokaler högst 15 km.

## TIDPUNKT FÖR FÄLTUNDERSÖKNINGEN

Vättern har en, oftast påtaglig, vegetation av påväxtalger under hela året. Ett flertal till längden olika successioner avlöser varandra och karakteriserar olika faser i sjöns årscykel. Speciellt påtagligt kan detta avläsas beträffande kiselalgerna och algbården med *Ulothrix zonata*.

Under vinterhalvåret är algvegetationen reducerad ur såväl kvantitativ som kvalitativ aspekt. Detta beror på flera faktorer. Av dessa är de mest påtagliga låg temperatur kombinerad med minskad insolation. De år då Vättern är isbelagd (helt eller delvis) tillkommer ännu en faktor, som påverkar algerna. Isbildning vid stränderna stör, dödar eller förhindrar en pågående succion. Detsamma gäller vid islossningen.

Perioden juli-september är den säkraste tiden att finna de flesta algformerna och den rikaste utvecklingen. En reservation bör dock göras beträffande möjligheten att med säkerhet finna fertila exemplar. Fertiliteten kan inträffa såväl tidigare som senare under säsongen. (I många fall fordras fertila alger för en säker artbestämning.)

Av flera skäl torde den bästa tiden för en huvudprovtagning förläggas till ovannämnda tidsperiod. Det är emellertid viktigt att undersöka samtliga lokaler inom så kort tidsrymd som möjligt. Eventuella skillnader mellan lokalerna som kan bero på tidsskillnader reduceras på detta sätt. Detta bör givetvis beaktas vid återkommande provtagningar.

Även om Vättern, i förhållande till en liten sjö, blir mindre påverkad av en extremt kall (eller varm) vår och försommar, bör ifrågavarande provtagning justeras i tiden för att vegetationsmässigt motsvara föregående provtagning.

Naturligtvis är det en stor fördel ur helhetssynpunkt om åtminstone någon eller några lokaler kan undersökas även under andra årstider. Detta skulle ge värdefull information om kallvattenformer-  
nas förekomst och uppträdande samt den övriga vegetationens allmänna tillstånd.

## ÅTGÄRDER FÖRE FÄLTUNDERSÖKNINGEN

Det är viktigt att i god tid före fältundersökningen inhämta väderprognoser för planerad provtagningsperiod. Stark vind försvårar eller gör det helt omöjligt att genomföra en provtagning på exponerade lokaler. Jfr. Stjerna-Pooth (1968).

Stark vind kan även påverka resultaten, om man ej tar hänsyn till denna faktor.

Få studier har gjorts på hur kraftig vågpåverkan inverkar på algsammansättningen när det gäller starkt exponerade lokaler. De flesta alger som lever i bränningszonen är anpassade till denna miljö vad beträffar såväl fastsättningsanordning som bålform. Kiselalgerna utgör en stor och viktig grupp där väsentliga skillnader råder mellan olika släktens och arters förmåga till vidhäftning. En kraftig storm kan helst förändra sammansättningen och kvantiteten av arter som normalt står att finna på ett substrat. Dessa mina iakttagelser från bl.a. Vättern vidimeras av en undersökning från sjön Erken (Kolbe, 1951). Det är därför av stor vikt att känna till och beakta de väderleksförhållanden som rått före en provtagning för att rätt kunna utvärdera de analysresultat, som baseras på kiselalger. Detta är speciellt viktigt när det gäller utvärderingar och jämförelser mellan sjöns olika lokaler.

Vidare bör man omedelbart före provtagningen inhämta uppgifter om rådande vattenstånd s.k. pegelvärde. Vid extremt högt vattenstånd kan det t.ex. vara nödvändigt att utsträcka provtagningen i vertikalled för att fastställa och ta prov på vegetationen, särskilt beträffande perenna algformer. Uppgifter om vattenståndet är dessutom en grundförutsättning vid arbete med algzoneringar.

Slutligen har man stor nytta av att i förväg informera eventuell båtpersonal, samt andra personer man är beroende av för undersökningens genomförande. En självklarhet är även att kontrollera provtagningsapparat och annan fältutrustning.

## FÄLTMETODIK

Vid ankomsten till varje provtagningslokal (gäller första besöket) görs en enkel skiss av lokalens läge som komplement till anteckningar. Detta för att kunna ge en enkel lokalbeskrivning vid redovisningen samt att lätt återfinna lokalen. I fältprotokoll eller fältarbetsbok görs en enkel beskrivning av omgivningen såsom bebyggelse, industri, åkermark, skog m.m. Tidpunkten för såväl ankomst som avresa från lokalen antecknas. Enklare väderleksobservationer antecknas såsom vindstyrka och -riktning, sol, regn samt luft- och vattentemperatur.

Ett strandavsnitt på 25-50 m (undantagsvis längre) rekognoseras, samtidigt som substrattyp observeras och antecknas. I vissa fall är det till stor hjälp, och ibland helt nödvändigt, att använda vattenkikare. Om lokalen ligger i närheten av en coprozoisk-zon eller förmodat polysaprob miljö, bör givetvis detta påpekas - t.ex. om lukt av svavelväte eller annat förekommer.

Dominerande substrat antecknas, liksom en grov skattning av övriga substrat, även artificiellt, om sådana används för provtagningen.

I samband med rekognoseringen insamlas makroalger och de i fält identifierbaras förekomst och utbredning antecknas.

Vidare antecknas påtagliga förekomster av högre vattenväxter och vattenmossor. På grundval av bl.a. rekognoseringen utförs en kvantitativ bedömning av lokalen. Denna bedömning bygger på en kombination av algernas täckningsgrad och tjocklek-täthet på substratet.

Den använda skalan går från 5-0, där 5 betecknar fullständig täckning, kombinerad med största möjliga tjocklek-täthet, 4=ca 1/2 av 5, 3=ca 1/4 av 5, 2=ca 1/8 av 5, 1= 1/16 av 5 och 0 slutligen=total avsaknad av makroskopiskt iakttagbara alger, fransett någon enstaka (Kronborg, 1975). Som regel är denna skala fullt tillräcklig. I tveksamma fall och där lokalen är mycket inhomogen, kan även mellanlägen brukas, t.ex. 0-1, 1-2 o.s.v.

Synlig makropåväxt skrapas med kniv eller med skraphåv från ytan till ca 75 cm djup (s.k. bland-skrapprov). När knivskrap utförs under vatten används med fördel en finmaskig håv för att uppsamla även mikroalger. Detsamma gäller när skrapningen kompletteras med en borstning. I de fall där synlig algpåväxt saknas, utförs en noggrann borstning av substratet för att även få med en eventuell (och vanligen förekommande) "film" av mikroalger. När substratet tillåter (mindre stenar och växter m.m.) rekommenderas att dessa lyfts upp i en vit balja för analys och provtagning.

På exponerade klipp- och stenstränder utvecklas som regel en markant och påtaglig algbård i, strax över och under, vattenytan. I Vätern utgörs den normalt av grönalgen *Ulothrix zonata* och kan ha en vertikal utbredning från någon cm till ca 20-30 cm.

På några lokaler uppmättes 1972 en sammanhängande *Ulothrix* - zon på flera meter. Då denna zon har stor kvantitativ och ekologisk betydelse, är det av vikt att, på varje lokal den förekommer, noggrant kontrollera dess utbredning såväl vertikalt som horisontellt. Det senare innebär bl.a. att undersöka om den förekommer på läsidan av klippor och större exponerade stenar.

Utöver de submersa provtagningar och observationer, som behandlats i det ovanstående, antecknas om en synlig blåalgsson finns strax ovanför den submersa algvegetationen. Denna zon är normalt förekommande på exponerade lokaler i större sjöar och uppstår p.g.a. en mer eller

mindre regelbunden överspolning. Den består av blåalger med god förmåga att utstå torka. Frånvaron av en välutvecklad blåalgsson kan tyda på en kraftig förekomst av toxiska ämnen.

På en eller ett par lokaler bör prov tas för analys av samtliga ingående alger. Detta kan lämpligen ske i samband med att vegetationen kartläggs ner till 2-4 m djup för att fastställa eventuella övriga zoner.

Provtagningar som ska utföras på djupare avsnitt än 50-75 cm fordrar som regel speciell utrustning. Det bästa sättet är dykarhjälp, vilket möjliggör exakta observationer på olika djup samt provtagning och eventuell fotodokumentation.

Normalt är man hänvisad till skraphäv med förlängningsskaft eller bottenskrapa på hårbotten kompletterat med t.ex. Lutherräfsa på mjukbotten.

*Characéer* kan (liksom vissa makroalger) handplockas på grunda botten, typ sand och hårdare lera. På mjukbotten sker denna insamling enklare från båt med Lutherräfsa.

När det gäller större djup, kan naturligtvis dykare anlitas för vissa uppgifter. Det enklaste sättet att skaffa material är dock att ta hjälp av någon yrkesfiskare. Vid t.ex. trålfiske på stora djup är det vanligt att bottenmaterial av olika slag oavsiktligen kommer med i fångsten. För att detta substrat skall ha ett påtagligt värde som belägg för vissa algers djupnivåer, fordras exakta ekolodsuppgifter. Denna hjälp av yrkesfiskare visade sig vid 1972-års undersökningar ha ett mycket stort värde när det gällde att undersöka algvegetationen på stora djup.

Samtliga prover konserveras i fält i 3-4% formalinlösning. Alternativt, eller som komplement, användes 70% alkohol. Naturligtvis kan vissa cellförändringar uppstå i samband med dessa behandlingsmetoder, speciellt en blekning av färgpigmenten. I regel är dessa små och saknar betydelse för bestämningsarbetet.

Det kan vara fördelaktigt ur bearbetningssynpunkt att skilja olika algfraktioner åt genom att använda flera burkar.

Ur analysynpunkt är det en stor fördel att ta med hela stenar, vattenväxter och annat i större burkar. Inte minst vid en kvantifiering är detta en fördel.

Utöver konservering är det fördelaktigt att pressa, och på så sätt långsiktigt bevara större algformer, speciellt *Nitella* och *Chara*. Även *Cladophora*, *Ulothrix*, *Dichothrix* m.fl. lämpar sig väl för pressning.

Såväl lokalen som närmaste omgivning dokumenteras (förutom i text, se ovan) med stillbildskamera och video. Videons fördel är att man samtidigt kan kommentera lokalen.

Ett komplement som visat sig fördelaktigt är en bandspelare. Särskilt för ensamprovtagaren är detta ett gott hjälpmedel, då man samtidigt som undersökningen pågår direkt kan "anteckna".

Ett generellt råd är att ju bättre och omfattande dokumentation som samlas vid provtagningen, desto lättare, säkrare och klarare blir såväl analysdelen som utvärderingen av resultaten.

På ett sätt utgör fältdelen i en undersökning den viktigaste länken i kedjan. Jag ser det som en självklarhet att den som analyserar och utvärderar själv utför eller aktivt deltar i den betydelsefulla fältdelen. Snarare kan olika specialister senare delta i såväl analys- som utvärderingsarbetet.

## FÖRSLAG TILL ÖVERVAKNINGSPROGRAM

Första provtagningsåret tas prover under perioden juli-september på de lokaler (ca 100) som föreslagits och återfinns namngivna i tabellen (bil. 1) samt markerats på kartor (bil. 2). Tyngdpunkten läggs på analys av makroalger samt mikroalger i makroskopiska förekomster. Endast dominanta arter och alger med högt indikatorvärde analyseras. En generell tillståndsbedömning görs på grundval av analysen i kombination med de fältobservationer som redogörs för i annat sammanhang. Endast på 2-3 lokaler görs en fullständig artutredning.

På grundval av första årets resultat utväljes ett mindre antal lokaler (15-20 st) för provtagning och analys påföljande år. Därefter bör det vara helt nöjaktigt med en förnyad kontroll vart femte år.

Huruvida analyserna andra året och i fortsättningen bör utökas och i vilken grad, t.ex. fler indikatorarter och mer detaljerade artlistor, beror helt på det värde och den säkerhet för bedömningen som erhållits vid initialundersökningen.

Beroende på resultaten av ovan nämnda undersökningar, kan och bör, lokala undersökningar sättas in vid behov. Om ett område genom en eller ett par lokaler visat sig vara starkt påverkat eller avvikande, kan det vara angeläget med en utökad provtagningsinsats, speciellt anpassad till denna del. (5-10 lokaler.)

Muntligen (till Ola Broberg) och i en "intresseanmälan för påväxtanalyser-metodik" (daterad 5 oktober 1994) till Vätternvårdsförbundet förordade jag att tillflödena ej skulle lämnas obeaktade. En undersökning av tillfödena skulle vara ett naturligt komplement till undersökningarna i själva sjön. En sådan undersökning skulle ur kostnadssynpunkt bli fördelaktigare, om den skedde i sammanhang med huvudprovtagningen - men kan naturligtvis göras separat.

Såväl en modifierad metodik som förslag till undersökningslokaler i ett 80-tal rinnande vatten inom Vätterns nederbördsområde kan med kort varsel översändas, om förbundet så önskar.

För utökade undersökningar av såväl *Characées* som djupvattensformer skulle separata undersökningar vara av stort värde. Inte bara ur vetenskaplig synpunkt utan även för att ytterligare klarlägga en helhetssyn på Vätterns fastsittande alger och denna sjös allmänna status.

## ANALYSMETODIK - NÅGRA RIKTLINJER

Analysarbetet förenklas betydligt och man når ett säkrare resultat, om proven före mikroskoperingen genomgås i stereolupp. Man får i detta fall en helt annan och bättre överblick av olika arters frekvens i proven, än man erhåller vid enbart mikroskopering. Detta är speciellt påtagligt, när makroalger dominerar i provet.

Efter momentet ovan överförs (vid behov) successivt delar av provet till objektglas för definitiv artanalys i mikroskopet. Överföringen sker med hjälp av s.k. urmakarpincett, pipett eller annat lämpligt redskap. Grundregeln vid mikroskoperingen är att man börjar med lägsta förstoringsgrad för att sedan, allt efter behov, successivt öka förstoringsgraden.

Under arbetets gång händer det ofta att man för jämförelse vill återkonsumera till ett visst preparat. Det är då fördelaktigt att redan från början ha tillsatt preparatet en glycerinlösning för att förhindra avdunstning. Vill man senare definitivt säkra objektet, behöver man endast tillsluta täckglas-kanterna med något effektivt lackmedel. Mercks Deckglaskitt nach Krönig, Art. 9231 är exempel på ett utmärkt sådant.

När det gäller framställning av preparat för analys av kiselalger finns flera användbara metoder. Glödning och rening av materialet genom kokning med syror behandlas utförligt i de flesta kiselalgsfloror. Liksom det övriga förfarandet såsom inbäddning m.m. Som regel har varje diatomolog sitt eget speciella tillvägagångssätt.

Beträffande själva bestämningsarbetet finns det ingen anledning att i detta sammanhang komma med generella anvisningar. Några praktiska exempel skall dock nämnas. Många alger, t.ex. *zygnemater* förekommer ofta i steril form och således omöjliga att bestämma till art. Det är då värdefullt att ange uppgifter såsom mått på cellbredd resp. -längd, cellinnehållets utseende som t.ex. kromoplasternas antal, form och läge, antalet pyrenoider m.m. Man bör alltså ej enbart beteckna med släktesnamn åtföljt av sp. eller spp. Vid osäker arttillhörighet (vilket ofta inträffar vid s.k. sammelarter) bör man hellre sätta ett conf. framför artnamnet och ange avvikelserna från algen ifråga. Speciellt när det gäller indikatorarter är kravet extra högt att en exakt artidentifiering görs.

Det är betydligt bättre med ett fåtal exakta arter, än med många av vilka någon (några) kan vara felaktigt bestämd. I ett olyckligt fall kan en sådan felaktigt bestämd alg placera (eller medverka till att placera) en lokal i fel saprobieklass vid bedömningen.

Beträffande bestämningslitteraturen rekommenderas att följa de listor, som upprättats av NPPG och fortlöpande kommer att kompletteras med nytillkommen litteratur. Dessa listor omfattar (åtminstone tillsvidare) ej mindre arbeten som ibland kan vara oundgängliga för bestämningsarbetet. Som regel har dock varje algolog sina egna listor för den typen av nödvändig bestämningslitteratur.

## RESULTATREDOVISNING - NÅGRA SYNPUNKTER

Det finns många sätt att redovisa likartade resultat. Flera av dem återfinns i de arbeten som nämns i inledningskapitlets exempel på metodik. I avhandlingsarbetet, som handlar om påväxtalger, är resultatbearbetning ofta omfattande (Johansson, 1982.) I ett övervakningsprogram bör man eftersträva att finna ett enkelt sätt att redovisa resultaten. Tolkingen av en redovisning bör ej vara alltför svår att göra. Det bästa sättet när resultaten föreligger är att i samråd med beställaren diskutera i vilken form och hur omfattande redovisningen ska vara. Med nuvarande datateknik är det enkelt att utföra kvadreringar, indexjämförelser m.m.

I vissa redovisningar förekommer tyvärr att naturen själv inte förmår åstadkomma det som resultaten ger sken av att ha klarlagt. Det är bättre att dra färre slutsatser och generaliseringar än tvärtom. Algerna själva reagerar aldrig för medelvärdena i naturen, det är alltid max- och min.värdena som utstakar gränserna.

I detta sammanhang vill jag påpeka att jag personligen anser att alger, som ej går att bestämma annat än till släktet (eller högre enhet), vanligen betecknande sp (spp) ej bör placeras tillsammans med organismer med bred ekologisk tolerans vid placering i trofi- eller saprobihänseende (ekologisk grupp). Man måste i så fall ha starka belägg för att hela släktet hör hemma i denna grupp. Det är ytterst sällsynt att släktet som sådant, i sin helhet, går att hänföra till en ekologisk grupp. Undantag finns dock, speciellt inom slakten med få arter.

### SLUTORD

Ovanstående rapport är ett försök att belysa och i viss mån klarlägga några av alla de frågor som bör beaktas vid de olika skeendena - före, i och efter - igångsättandet av påväxtalgundersökningar i Vättern.

För algologer och andra fackkollegor kan vissa avsnitt synas alltför elementära och självklara, men kan ändå fylla syftet att vara en repetitions- eller "kom ihåg"lista.

Rapporten gör inget anspråk på att vara uttömmande inom ämnet ifråga.

Avslutningsvis vill jag tacka Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet, för god kommunikation och värdefulla råd i samband med tillkomsten av detta arbete.

Mitt tack riktas även till Björn Andersson, Limnologiska institutionen, Uppsala, för väl genomförd renritning av kartmaterialet.

Sist, men inte minst, vill jag tacka Karin Söderbom för att hon tålmodigt och väl kommenterat och renskrivit materialet från "pärm till pärm".

Falun i februari 1995

Leif Kronborg



LITTERATURFÖRTECKNING

- Cleve-Euler, A., 1911. Det gotiglaciala havets utbredning. - Terra 1934.
- Fjordingstad, E., 1950. The microflora of the River Mölleaa. - Folia Limnologica Scandinavica 5.
- Fjordingstad, E., 1964. Pollution of streams estimated by benthal phytomicroorganisms. - Internationalen Revue für Hydrobiologie und Hydrogeographie 50.
- Fritzon, A., 1986. Inventering av perifytonsamhället på naturliga substrat i rinnande vatten. - BIN RR06, SNV Rapport 3109.
- Häkansson, L. & Ahl, T., 1975. Vätternrecenta sediment och sedimentkemi. - Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Uppsala.
- Johansson, C., 1982. Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. - Acta Phytogeografica Suecica 71.
- Johansson, C., 1986. Inventering av påväxtalger i rinnande vatten. - BIN RR01, SNV Rapport 3108.
- Kolbe, R.W., 1951. Über die Haftfestigkeit epiphytischer Diatomeen. - Botaniska Notiser, 1951.
- Kolkwitz, R., 1950. Oekologie der Saprobien. - Stuttgart, 1950.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M., 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. - Mittlungen Prüfungsanstalt Wasserversorgung Abwasserreinigung 1.
- Kronborg, L., 1973. Undersökning av fastsittande alger i Vättern och dess tillflöden 1972. (Kortfattad orientering om det pågående arbetet.) Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Uppsala. Stencil.
- Kronborg, L., 1975. Fastsittande alger i Hjälmaran med tillflöden. - SNV PM 674/NLU Rapport 84.
- Liebmann, H., 1962. Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie. Bd. 1,2. - G. Fischer Verlag, Jena.
- Lindström, E.-A., 1983. Biologisk begrunnet klassifisering av vannkvalitet. - Limnos 4.
- Sládeček, V., 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. - Archiv für Hydrobiologie. Beiheft 7.

- Stjerna-Poth, I., 1968. Undersökning av benthos (alger och djurformer) vid Vätterns stränder den 8-9/9 1966 och den 28/6 1967.
- Stjerna-Poth, I., 1978. Undersökning av benthos och kartering av vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. - Statens Naturvårdsverk, Rapporter.
- Stålberg, N., 1938. Norra Vätterns characévegetation. - Botaniska Notiser, 1951.
- Stålberg, N., 1939. Lake Vättern. - Acta Phytogeographica Suecica II.
- Vallin, S., 1951. The Role played by *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) in Clogging Gill Nets. - Institute of Freshwater research, Drottningholm, Report 32.
- Wilander, A., 1975. Vättern. - Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren - en översikt. - NLU/Statens naturvårdsverk. Publikationer 1976:1.
- Vättern Vatten Vård, Vattenvårdsplan för Vättern 1970. - Kommittén för Vätterns Vattenvård.

Lokalförteckning (Bil. 1)

För namn och lägesangivelser har Topografisk karta över Sverige, Fältkarta (skala 1:50 000) med linjeindelning använts. Vid lägesangivelserna har koordinatsystemet UTM (Universal Transvers Mercator) med en noggrannhet av 50 m tillämpats. Lokalerna är numrerade med början i Askersund medsols runt och i Vättern.

Förekommande förkortningar: S, NO etc. före geografiskt namn anger söder ..., nordost etc. S., N. etc. före geografiskt namn avser Södra ..., Norra ... etc.  
fr.=från, i.=inre, L=Lilla, m=meters djup, mln=mellan, ned.=nedanför, st.=stora, t.=till, y.=yttre.

Följande fältkartor har använts:

7 D Ulricehamn	SO
7 E Jönköping	NV, NO, SV
8 E Hjo	NV, NO, SV, SO
8 F Linköping	NV
9 E Askersund	NO, SO
9 F Finspång	NV, SV

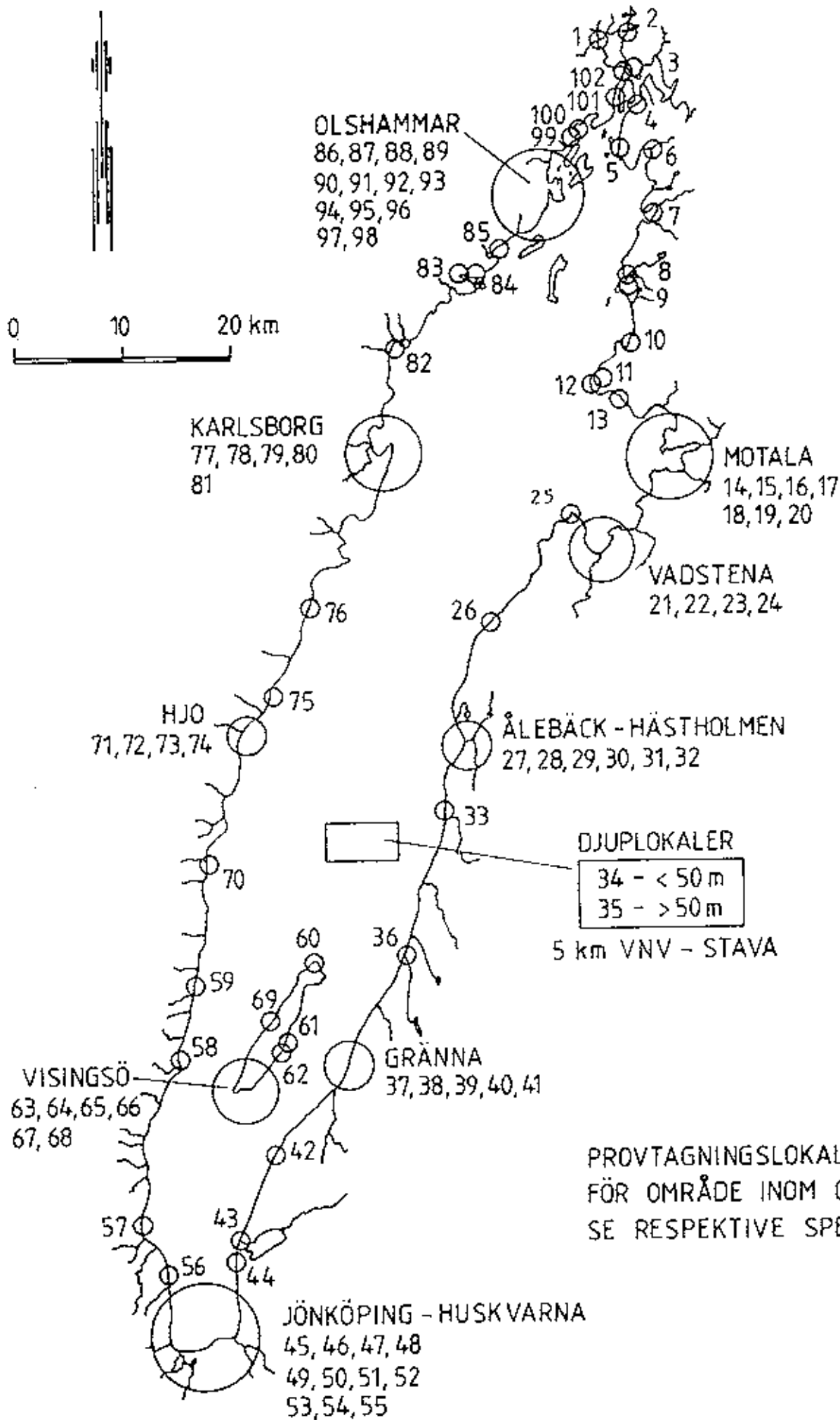
Kartor (Bil. 2)

Översiktskartan, Vättern (Bil 2:1) (skala 1:500 000) visar lokalerna, utmärkta med små cirklar, medsols Vättern med början i Askersund. De större cirkarna vid ortsnamn och med lokalnummer hänvisar till specialkartor (skala 1:50 000) för respektive område.

Motala (Bil. 2:2), Vadstena (Bil 2:3), Ålebäck-Hästholmen (Bil. 2:3), Gränna (Bil. 2:4), Jönköping-Huskvarna (Bil. 2:4), Visingsö (Bil. 2:5), Hjo (Bil. 2:5), Karlsborg (Bil 2:5), Olshammar (Bil. 2:6).

Lokalens		Lägesangivelse		Kartbladets	beteckning	Egna ant.
nr	namn	enl.	UTM-syst.			
1	Askersund	VF	94 30 26 70	Askersund	9E NO	
2	Djupviken	VF	96 85 27 30	Finspång	9F NV	
3	Edö	VF	96 60 23 90	Finspång	9F NV	
4	Stora Hammarsundet	VF	97 30 20 65	Finspång	9F SV	
5	Bastedalsviken	VF	95 95 16 30	Askersund	9E SO	
6	Hargéviken	VF	98 30 15 75	Finspång	9F SV	
7	Forsaviken	VF	99 10 10 70	Finspång	9F SV	
8	Medevi, bryggan	VF	96 10 03 70	Askersund	9E SO	
9	Medevi, viken	VF	96 15 03 60	Askersund	9E SO	
10	Åskebäckeviken	VE	96 50 98 65	Askersund	9E SO	
11	Näsboviken	VF	95 85 97 40	Hjo	8E NO	
12	Lemundaviken	VE	94 70 96 60	Hjo	8E NO	
13	Lindenäs	VE	95 10 92 55	Hjo	8E NO	
14	Varamoviken	WE	00 35 90 05	Linköping	8F NV	
15	Pariserviken	VE	99 30 88 35	Linköping	8F NV	
16	Motalaviken, Håsnäs	VE	99 40 87 90	Linköping	8F NV	
17	Motalaviken, Brinken	WE	02 20 87 85	Linköping	8F NV	
18	Motalaviken, Sjöhamra	WE	00 30 85 90	Linköping	8F NV	
19	Motalaviken, Uddhamra	VE	99 60 85 80	Linköping	8F NV	
20	Sandby	VE	97 65 84 35	Linköping	8F NV	
21	Vadstena, NO slottet	VE	93 45 78 95	Hjo	8E NO	
22	Vadstena, ned. slottet	VE	93 15 78 70	Hjo	8E NO	
23	Vadstena, sv. slottet	VE	93 15 78 45	Hjo	8E NO	
24	Vadstena, ned. reningsv.	VE	92 45 78 20	Hjo	8E NO	
25	Kampudden	VE	89 00 81 95	Hjo	8E NO	
26	Borghamn	VE	81 45 71 60	Hjo	8E SO	
27	Ålebäck, 12 m	VE	78 85 61 30	Hjo	8E SO	
28	Ålebäck	VE	79 10 61 00	Hjo	8E SO	
29	Hästholmen, 6 m	VE	78 75 60 20	Hjo	8E SO	
30	Hästholmen, y. fyrkilppan	VE	78 65 60 10	Hjo	8E SO	
31	Hästholmen, i. fyrkilppan	VE	78 60 60 05	Hjo	8E SO	
32	Hästholmen, viken	VE	78 60 59 95	Hjo	8E SO	
33	Ödeshög	VE	77 15 54 20	Hjo	8E SO	
34	Området 5 km VNV Slava, < 50 m			Hjo	8E SV	
35	Området 5 km VNV Slava, > 50 m			Hjo	8E SV	
36	Länsgränsen	VE	73 10 41 45	Jönköping	7E NO	
37	Gränna, V Mällby	VE	68 15 32 60	Jönköping	7E NV	
38	Gränna, i. hamnen	VE	68 05 32 30	Jönköping	7E NV	
39	Gränna, y. hamnen	VE	67 80 32 20	Jönköping	7E NV	
40	Gränna, SV Hembygdsq.	VE	67 65 30 80	Jönköping	7E NV	
41	Gränna, Röttlo	VE	66 45 28 95	Jönköping	7E NV	
42	Gudmunderyd	VE	59 95 22 00	Jönköping	7E SV	
43	Edesvarn	VE	56 95 14 95	Jönköping	7E SV	
44	Vista kulle	VE	56 60 13 15	Jönköping	7E SV	
45	Huskvarna, N småbåtshamnen	VE	56 75 07 50	Jönköping	7E SV	
46	Huskvarna, småbåtshamnen	VE	56 75 07 30	Jönköping	7E SV	
47	Huskvarna, S småbåtshamnen	VE	56 65 06 85	Jönköping	7E SV	
48	Huskvarna, pir O åns utlopp	VE	56 35 06 40	Jönköping	7E SV	
49	Huskvarna, pir V åns utlopp	VE	56 30 06 30	Jönköping	7E SV	
50	Huskvarna, L. Sanna	VE	55 15 06 10	Jönköping	7E SV	
51	Jönköping, Rosenlund	VE	53 15 05 10	Jönköping	7E SV	

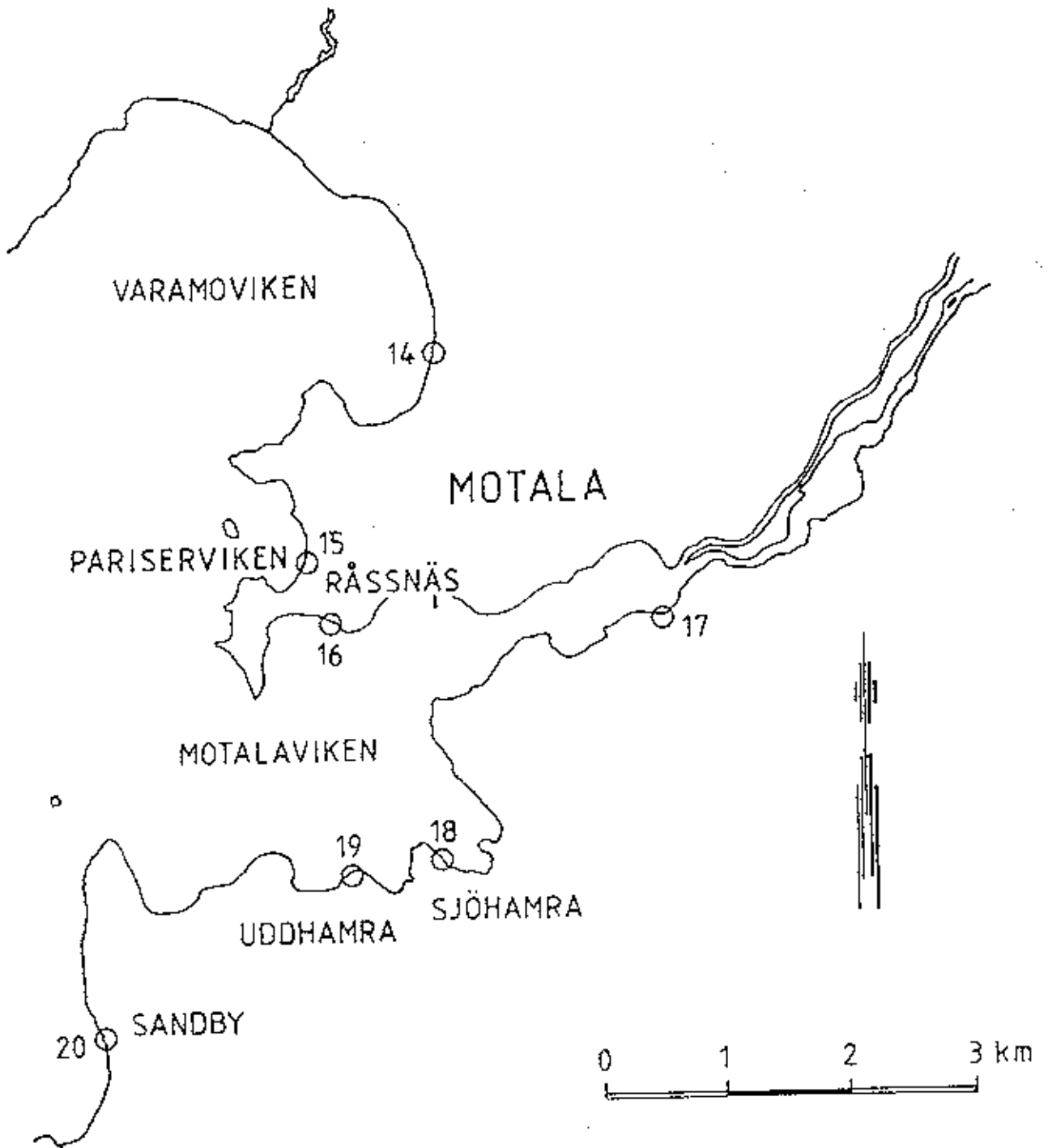
Lokalens		Lägesangivelse	Kartbladets beteckning	Egna ant.
nr	namn	enl. UTM-syst.		
52	Jönköping, O kanalen	VE 50 70 05 20	Jönköping	7E SV
53	Jönköping, V kanalen	VE 50 40 05 25	Jönköping	7E SV
54	Jönköping, V Centralstn	VE 49 70 05 60	Jönköping	7E SV
55	Jönköping, Kaptensbo	VE 49 70 07 00	Jönköping	7E SV
56	Trånghalla	VE 49 65 11 25	Jönköping	7E SV
57	Sjögarp	VE 47 70 17 85	Ulricehamn	7D SO
58	Sveduddon	VE 51 50 31 60	Jönköping	7E NV
59	Häldeholm	VE 53 20 38 15	Jönköping	7E NV
60	Visingsö, N. udde	VE 64 45 41 05	Jönköping	7E NV
61	Visingsö, hamn I.	VE 61 80 32 80	Jönköping	7E NV
62	Visingsö, hamn y.	VE 61 85 32 65	Jönköping	7E NV
63	Visingsö, Näs, slottet	VE 58 20 28 90	Jönköping	7E NV
64	Visingsö, Näs, bryggan	VE 58 00 29 05	Jönköping	7E NV
65	Visingsö, Näs, 6 m	VE 57 90 28 85	Jönköping	7E NV
66	Visingsö, Näs, 8 m	VE 57 80 28 70	Jönköping	7E NV
67	Visingsö, Näs, 12 m	VE 57 70 28 60	Jönköping	7E NV
68	Visingsö, S. udde	VE 57 25 28 80	Jönköping	7E NV
69	Visingsö, Tunnerstad	VE 59 90 34 60	Jönköping	7E NV
70	Moanäs	VE 54 85 50 80	Hjo	8E SV
71	Hjo, Bruket	VE 58 50 61 70	Hjo	8E SV
72	Hjo, centralt	VE 58 60 62 75	Hjo	8E SV
73	Hjo, badplats	VE 58 85 63 10	Hjo	8E SV
74	Mln Hjo och Sjöbonäs, 3-5 m	VE 60 25 63 80	Hjo	8E SV
75	Sjötorp	VE 61 40 65 65	Hjo	8E SV
76	Åstorp	VE 65 15 74 40	Hjo	8E NV
77	Karlsborg, Strandstugan	VE 72 10 85 30	Hjo	8E NV
78	Karlsborg, NO Underbacken	VE 72 75 87 15	Hjo	8E NV
79	Karlsborg, Vanäs fyr	VE 73 30 88 95	Hjo	8E NV
80	Karlsborg, Vanäs udde	VE 73 05 89 10	Hjo	8E NV
81	Karlsborg, Hankaviken	VE 71 20 90 70	Hjo	8E NV
82	Hyttehamn	VE 73 45 98 35	Askersund	9E SO
83	Boviken	VF 80 00 05 00	Askersund	9E SO
84	Boviken	VF 80 75 04 80	Askersund	9E SO
85	Igelbäcksviken	VF 83 00 06 60	Askersund	9E SO
86	St. Koviken	VF 85 75 08 95	Askersund	9E SO
87	L. Koviken	VF 87 30 08 90	Askersund	9E SO
88	SO L. Koviken, 10-12 m	VF 87 80 08 75	Askersund	9E SO
89	Skalkholmsviken	VF 87 60 09 20	Askersund	9E SO
90	Bergörn	VF 87 90 09 75	Askersund	9E SO
91	Hinstorp	VF 88 25 10 20	Askersund	9E SO
92	Viken, S Dimmestorp	VF 88 70 11 25	Askersund	9E SO
93	Dimmestorp	VF 88 75 11 40	Askersund	9E SO
94	Sörviken, sågen	VF 88 70 12 30	Askersund	9E SO
95	Sörviken, Olshammar	VF 88 70 13 25	Askersund	9E SO
96	Norrviken, badplatsen	VF 88 65 14 30	Askersund	9E SO
97	Aspa bruk	VF 89 25 15 30	Askersund	9E SO
98	Nynäs	VF 90 00 16 30	Askersund	9E SO
99	Uvaborget	VF 91 55 18 50	Askersund	9E SO
100	SV Äviken	VF 92 75 19 45	Askersund	9E SO
101	Lilla sundet, Sundgården	VF 96 10 22 30	Askersund	9E SO
102	Stjärnsund	VF 96 55 23 70	Askersund	9E NO

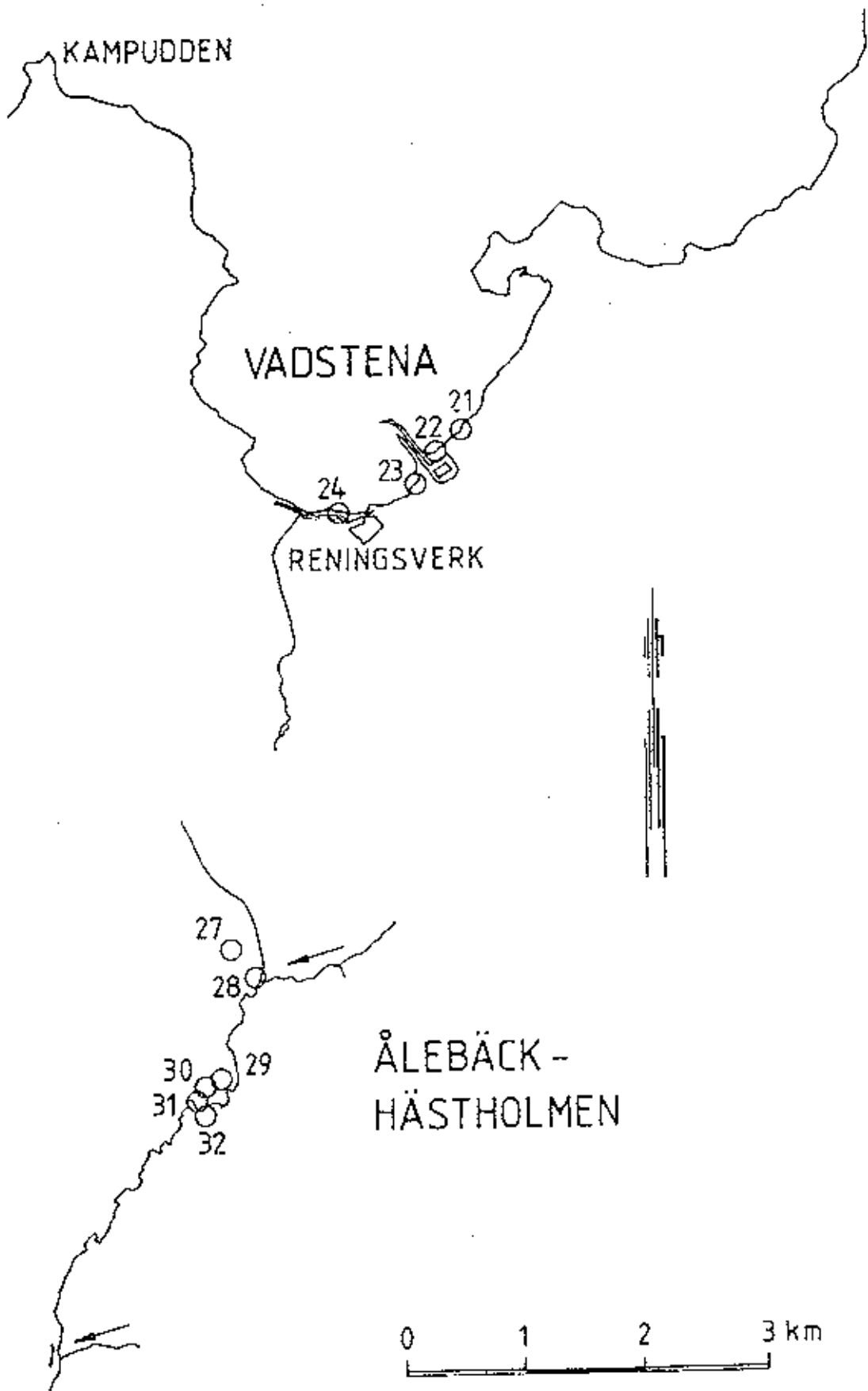


DJUPLOKALER  
 34 - < 50 m  
 35 - > 50 m

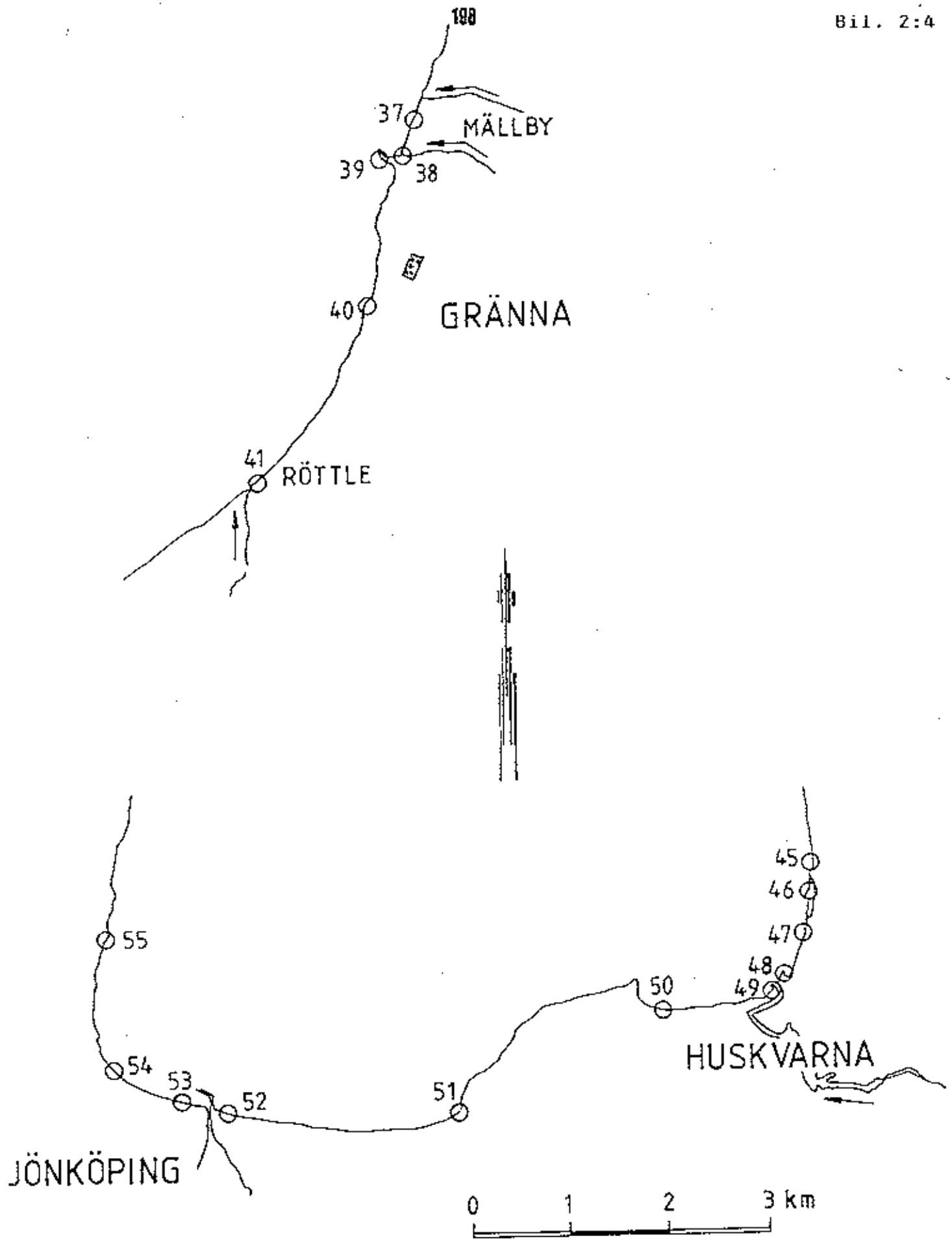
5 km VNV - STAVA

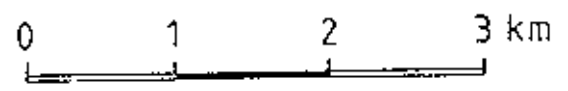
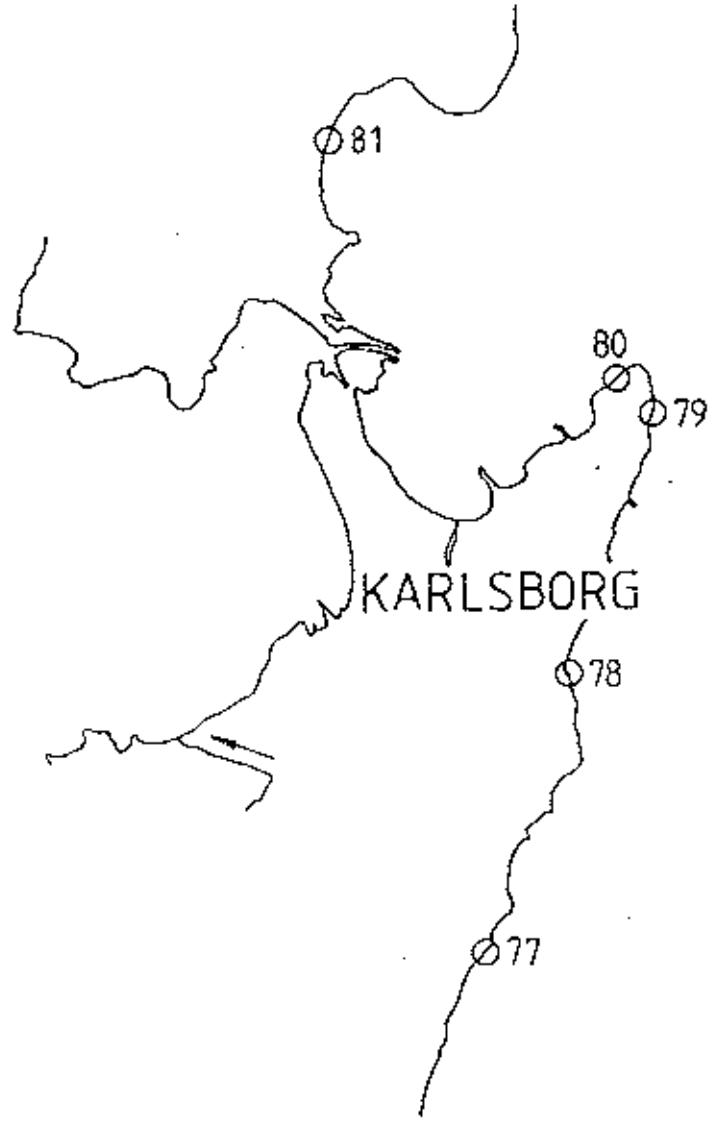
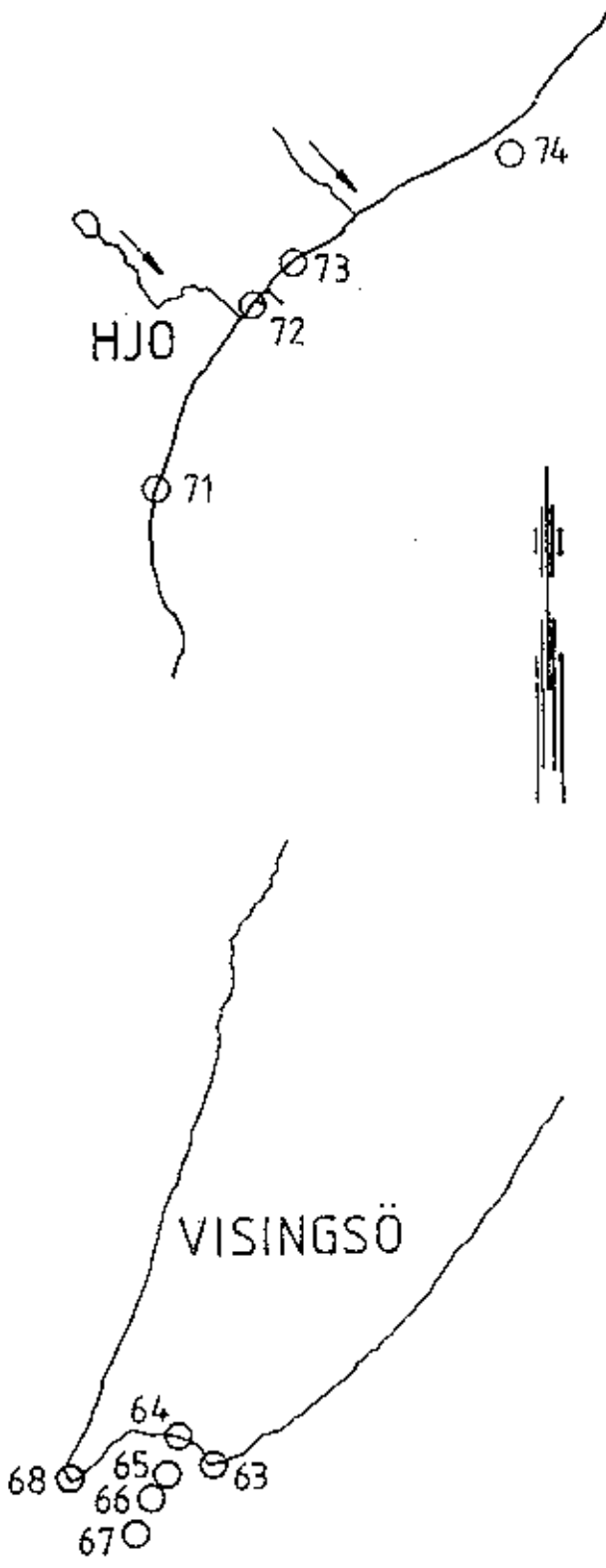
PROVTAGNINGSLOKALER.  
 FÖR OMRÅDE INOM CIRKEL  
 SE RESPEKTIVE SPECIALKARTA.

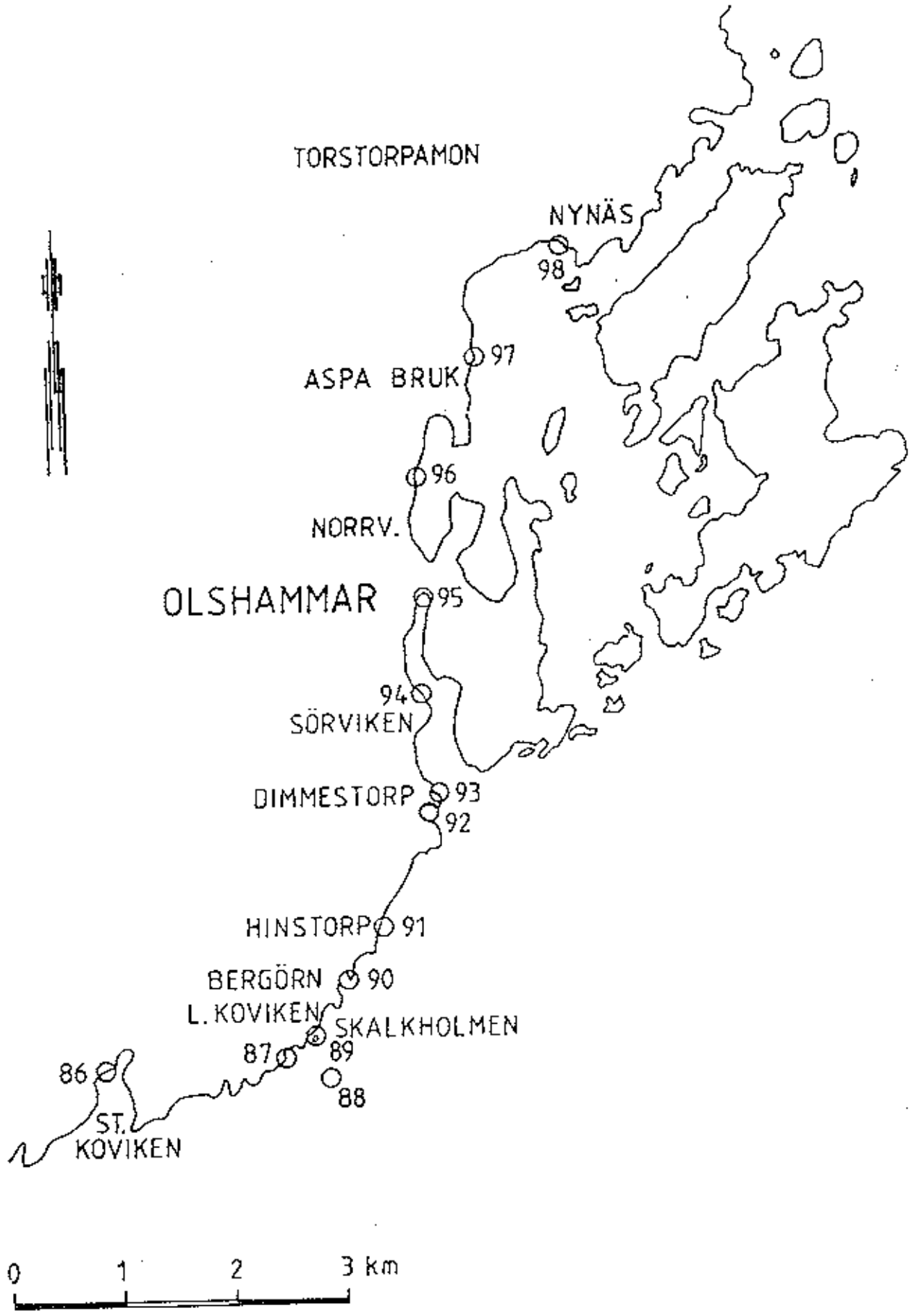




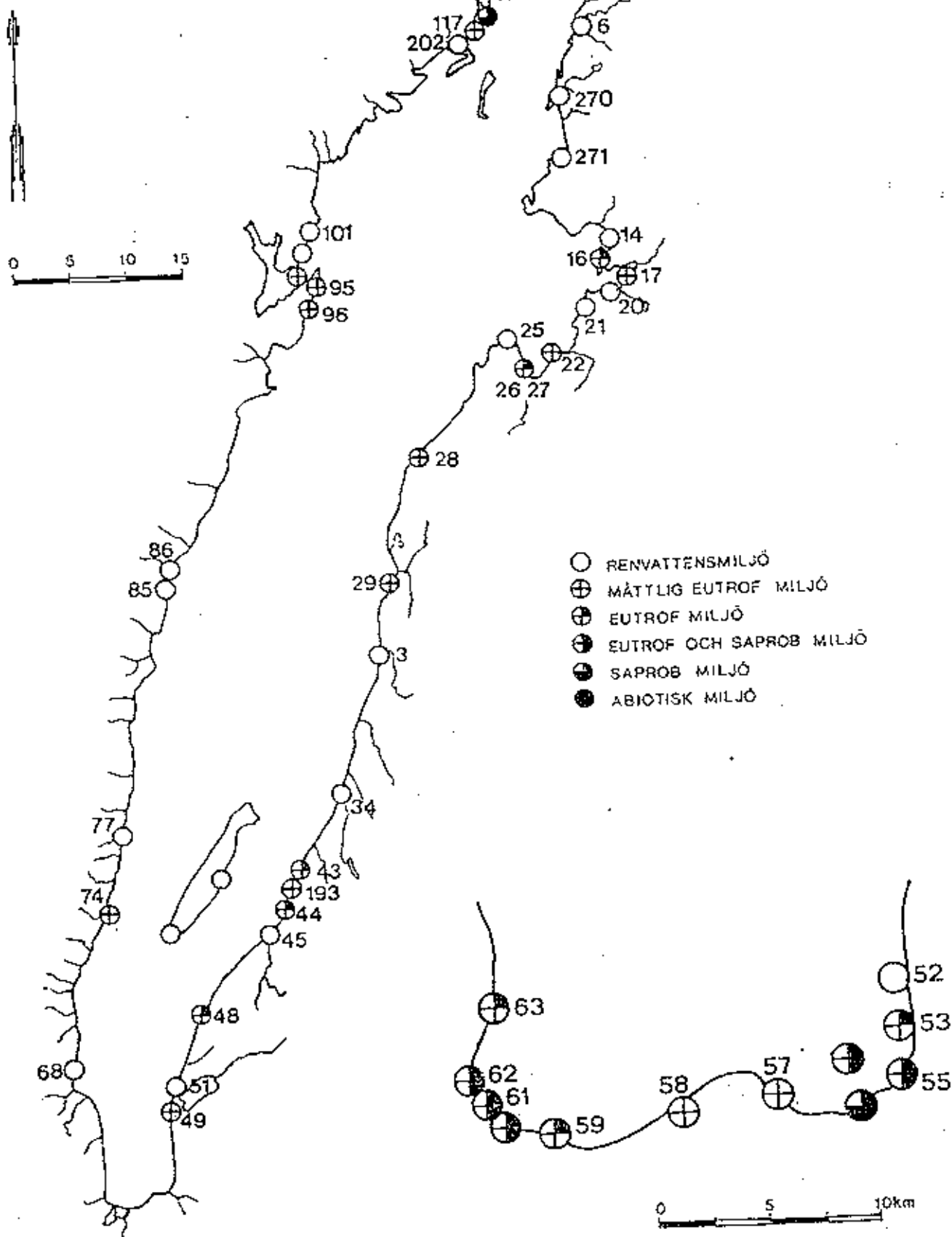








Efter Stjerna-Pooth, 1968.  
Siffrorna vid lokalsymbolerna  
överensstämmer ej med källans.



Fältdelen

Oöm fältklädsel (efter årstid), vadarbyxor (vadarstövlar), gummihandskar med såväl långa som korta skaft, regnkläder, flytväst och livlina. Extra komplement, främst ur säkerhetssynpunkt, utgör mobiltelefon.

Bilatlas, fältkartor med i förväg inprickade lokaler (se bil. 2), fältanteckningsbok och -protokoll, stillbilds- och videokamera, bandspelare.

Plastburkar av olika storlek med tätslutande lock, plastpåsar, konc. alkohol, formalinlösning.

Analysdelen

Stereolupp med förstöringsgrad 6-50 (75) ggr.

Mikroskop med mätokular 4, helst 5 objektiv varav ett immersionsobjektiv (100 ggr.).  
immersions-olja.

Objekt- och täckglas, urnakarpincetter, preparernålar, pipetter, glycerin, alkohol, dest. vatten, täckglaslack, utrustning för kiselalgspreparering enligt vald metod.

Adekvat bestämmingslitteratur t.ex. enligt NPPGs lista.

TIDSÅTGÅNG - KOSTNADER

## Preliminära beräkningar

Tidsåtgången baseras på följande arbetsinsatser.

Provtagning (fältarbete) på en drygt 100-tal lokaler runt och i Vättern. Analys av samtliga prover baserad på makroalger samt de mikroalger som bedöms nödvändiga som indikatoralger för att fastställa tillståndet på lokalen ifråga. På ca 2-3 av dessa lokaler utförs en fullanalys, d.v.s. samtliga arter genomgås. Beträffande resultatredovisningen kommer denna att ske i en ej alltför komplicerad och tidsmässigt krävande form.

Tidsåtgången fördelas på följande moment. 1) Uppläggning, disk. med beställaren, förberedelser för provtagning m.m. 2) Fältarbetet inklusive transporter och resor till och från Vättern. 3) Analys av algmaterial i stort. 4) Specialanalys inkl. speciell genomgång av kiselalger. 5) Bearbetning av analysresultaten, utvärdering samt rapportskrivning.

Moment 1	2 dagar
Moment 2	10 dagar
Moment 3	6 dagar
Moment 4	4 dagar
Moment 5	10 dagar

Summa 32 dagar + - 3 dagar för faktorer som ej i förväg kan beräknas.

Kostnaderna för arbetet beräknas efter en månadslön på 25.000:- för en specialist. Bilersättning och traktamente beräknas enligt statliga normer.

Lönekostnader beräknas till ca 1.200:- per dag.

Beräknat på 32 dagar blir det sammanlagt ca 38.000:-.

Enligt + - 3 dagar i tidsåtgången kommer kostnaden att ligga mellan ca 35.000:- och ca 42.000:- för själva arbetet.

Till detta kommer arbetsgivaravgifter och liknande.

Bilersättning beräknas till ca	4.000:-
Traktamenten " "	ca. 6.000:-
Materialkostnader " "	ca. 2.000:-
Summa	ca. 12.000:-

I kostnaderna ingår ej moms.

Ovanstående kalkyl är att betrakta som preliminär. Om så önskas kan specificering göras för en undersökning med färre lokaler eller för specialundersökningar.

204

Blank

## Programförslag miljöövervakning påväxtalger i Vättern

### Inledning

Alger är en mycket viktig del i näringsväven, dels som föda åt andra organismer, dels som syreproducenter. Påväxtalgerna i ett vatten utgörs av de för ögat synliga, men framför allt av de för ögat osynliga mikroskopiska alger, som sitter fast på olika substrat. Detta fastsittande levnadssätt gör påväxtalgerna beroende av det omgivande vattnet för näringsupptag och gasutbyte. De påverkas också av substrattyp, temperatur- och ljusförhållanden, betning samt vattnets strömningsförhållande, mm. Påväxtalgerna är enkelt byggda och reagerar därför snabbare och ofta starkare än andra organismgrupper på förändringar i vattenkvaliteten. De har en mycket stor spridningsförmåga och invaderar snabbt lämpliga substrat. Påväxtalgerna är en mycket artrik grupp (150 taxa eller mer per undersökningstillfälle är ingen ovanlighet på en lokal) vilket gör att det alltid finns ett stort antal indikatorer på varje plats.

Generationstiden hos olika arter varierar från flera år, t ex pärlbandsalg *Batrachospermum*, till ett par dagar, t ex encelliga flagellater. Ett påväxtalgsamhälle representerar en summering av, och ger en integrerad bild av de miljöförhållande som rått under algernas levnad.

Artsammansättning och artantal är således kraftigt beroende av vattenkvaliten.

Påväxtalgsamhället utgör därmed ett biologiskt fingeravtryck av vattenmiljön.

Metoden att analysera påväxtalger har sina starkaste sidor i att kunna registrera ganska små variationer i vattnets innehåll av för algerna tillgängliga närsalter, och dess registrering av vattnets pH/alkalinitet status. Vattnets innehåll av miljögifter av olika slag är idag svårt att säkert detektera och isynnerhet då vilket/ vilka miljögifter det rör sig om. Den totala artrikedomen samt diversiteten och variationer i dessa från tid till annan och från plats till plats kan ge en viss indikation om gifter i vattnet. Kring kiselalger pågår idag mycket forskning och kunskapen om olika arters autekologi ökar i rask takt. Som exempel kan nämnas att man har konstaterat morfologiska förändringar hos kiselalgen *Tabellaria flocculosa* vilka har inducerats av mycket låga koncentrationer av kadmium (Akshead-Simonsen et al 1981). Den relativt goda möjligheten att artbestämma kiselalger (speciellt jämfört med vissa grön- och rödalger, som måste vara fertila för att kunna artbestämmas) är viktiga anledningar att ägna kiselalgerna ett stort intresse i miljöövervaknings sammanhang. Kiselalgerna kan också enkelt och säkert förvaras för framtida kontroller.

Sammanfattningsvis kan sägas att påväxtalgsamhället med fördel kan användas för att mäta effekter av:

- närsaltsbelastning



- organiskt material
- pH/alkalinitetstatus
- total salthalt/konduktivitet
- humus
- miljögifter

### Provtagningsprogram

#### Förstudie

Eftersom kunskapen om påväxtalgerna i Vättern är liten vill jag föreslå att man använder minst ett år för att göra en survey genom att översiktligt undersöka påväxtalgförekomsten på ett 30-tal lokaler i Vättern med tillflöden. Metod i huvudsak enligt Jarlman, Bengtsson och Lindström (in prep). Extra stor vikt läggs första året vid fältarbetet, detta för att lägga en stabil grund för den framtida miljöövervakningen. Lokalerna väljs i samarbete med personal från berörda länsstyrelser miljövårdsenhet. Dessa personer får bl a ta ställning till i vilken utsträckning man vill mäta lokal påverkan eller om man enbart vill se vad som händer ute i sjön. Lokal påverkan kan t ex mätas genom provtagning en liten bit upp i åmynningarna. Påväxten insamlas från minerogent material, i första hand klippor, block och sten från strax under vattenytan ned till cirka en meters djup. Vid synlig förekomst av makroalger på större djup insamlas också dessa om så är möjligt. Lokalerna och påväxten dokumenteras med hjälp av fotografering och videofilming ovan och under vattenytan.

De insamlade proverna undersöks först i stereomikroskop och därefter i vanligt mikroskop och de dominerande organismerna identifieras så långt som möjligt, som regel till art. Förekomsten av mikroalger kvantifieras i mikroskop och makroalgförekomsten kvantifieras i fält alternativt under stereomikroskop allt i en femgradig skala. Arter som inte tillhör dominanterna eller subdominanterna artbestäms inte men de insamlade proverna fixeras med formalin och arkiveras tills vidare varför möjligheten finns att återkomma och göra en noggrannare analys av påväxtalgsamhället.

#### Fördjupad analys

Resultatet av denna survey ger besked om var och i någon mån hur många lokaler som bör ingå i en fördjupad miljöövervakning med hjälp av påväxtalger. Med dagens kunskap om Vättern och dess biologi antar jag att 8-10 lokaler, till att börja med, bör vara ett rimligt antal att årligen undersöka. Efter 3-5 år görs en utvärdering då man också beslutar om den framtida provtagningsfrekvensen och antalet undersökta lokaler. Det är sannolikt att antingen provtagningsfrekvensen och/eller antalet undersökta lokaler då kan skäras ned något.

I den noggrannare analysen (metoden påminner mycket om BIN RR 06) identifieras samtliga alger så långt som möjligt, åtminstone de första åren. Därefter görs ett övervägande om en koncentrerad av arbetsinsatsen på dominanter, subdominanter och kiselalgsamhället kan ge samma eller bättre information om förändringarna i Vättern. Förutom artlista redovisas bl a arternas systematiska tillhörighet i en summatabell, dess trofitillhörighet då den är känd, diversitetsindex, påväxtsamhällets likhet mellan olika lokaler och samma lokals likhet från år till år, vattnets pH uträknat med hjälp av kiselalgförekomsten och Renberg & Hellbergs (1982) index B.

### Referenser

Adshad-Simonsen, P.C., Murray, G. E. & Kushner, D. J. 1981. Morphological Changes in the Diatom, *Tabellaria flocculosa*, induced by Very Low Concentrations of Cadmium. - Bull. Environm. Contam. Toxicol. 26, 745-748.

Jarlman, A., Bengtsson, R., & Lindström, E-A. in prep. Påväxt, för allmän bedömning av miljö kvaliteten i rinnande vatten. - SNV Miljöhandbok?

Renberg, I. & Hellberg, T. 1982. The pH History of Lakes in Southwestern Sweden, as Calculated from the Subfossil Diatom Flora of the Sediments. - Ambio 11, 30-33.

### Kostnader

År 1995; dominansanalys på 30 lokaler

Reseersättning fältarbete 1 vecka 80 mil á 30:-	2400:-
Traktement och boendekostnad	3000:-
Arvode fältarbete analyser och redovisning	65000:-
Summa	70400:-

Årskostnad från och med 1996; fullständig analys på 9 lokaler

Reseersättning fältarbete 60 mil á 30:-	1800:-
Traktement och boendekostnad	1000:-
Arvode fältarbete analyser och redovisning	65000:-
Summa	67800:-

En kostnad för fotografering och videodokumentation av lokalerna på 100:- per lokal ingår i ovanstående kostnadsberäkningar.