



**Vätternvårdsförbundet**

# Årskrift 1999

**Rapport nr 57 från Vätternvårdsförbundet**

# Vätternvårdsförbundet

## Årsskrift 1999

### Rapport nr 57 från Vätternvårdsförbundet\*

*Layout och textbearbetning:* Måns Lindell

*Omslagsbild:*

*I sitt stora verk "Mundus subterraneus" (Den Underjordiska Världen) från 1664 hävdar den tyske jesuitmunken och vetenskapsmannen Athanasius Kircher att floderna får vatten från sjöar i bergens innandömen. Dessa grottsjöar fylls på från havet genom underjordiska floder (mörka i figuren). Med hjälp av laboratorieexperiment ansåg sig Kircher visa hur vattnet kunde fås att stiga upp till bergen när trycket i havet ökade av t ex vindpåverkan och tidvatten.*

*Beställningsadress:* Vätternvårdsförbundet  
Länsstyrelsen i Jönköpings Län  
551 86 Jönköping  
Tel 036-157083  
Fax 036-167183  
Email: Ingrid.Mansson@f.lst.se

*ISSN:* 1102-3791

\* Rapporterna 1-29 utgavs av Kommittén för Vätterns vattenvård. Kommittén ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som fortsätter rapportserien fr o m Rapport 30

## Förord

Årets sammanställning av miljötillståndet i Vättern utgör en något mer fördjupad genomgång om framför allt den senaste treårsperioden. Men utvärderingen berör givetvis även längre tidsperioder. Ett ganska stort och omfattande arbete läggs årligen ned på utvärdering av de undersökningar som utförs trots att förändringarna i många parametrar är små. Men årliga sammanställningar är viktiga då det uppkommer nya rön och kunskaper som tillsammans kan omvärdera de tidigare årens slutsatser. Det är därför av vikt att Vätternvårdsförbundet årligen ser till att kunskapen om Vätterns miljötillstånd inte bara är av god kvalitet utan även förankras i det senaste kunskapsfronten.

Ett ”dolt” och länge oansenligt miljöproblem för Vättern som belyses i rapporten är den ökande ledningsförmågan i vattnet. Ledningsförmågan styrs av mängden joner i vattnet bl a salthalten i vattnet. Troligen härrör saltet från halkbekämpning i trafiken. Här kan motsatta intressen med ”nollvision” i trafikolyckssammanhang och att minska belastningen på Vättern komma i dagen. Det är av stor vikt att man inte sprider salt i onödan och att dagvattenhantering med bl a sedimentationsbassänger som minskar vattnets hastighet mot Vättern kommer till stånd. I övrigt tycks miljöförbättringar råda på flera fronter i undersökningsprogrammet.

Vätternvårdsförbundet kommer även framgent att samordna undersökningar om Vättern och belysa relevanta problem. Dock behövs det aktiv hjälp av berörda aktörer att minimera respektives påverkan och nå del mål som finns för sjön.

Det är såväl sekretariatets, styrelsens och författarnas förhoppning att Årsskriften kan utgöra intressant läsning för såväl allmänhet som forskare. Slutsatserna häri bör leda till förbättringar av utnyttjandet av Vättern. Likaledes kan rapporten utgöra idéunderlag för lokala, kommunala, regionala, nationella och även internationella åtgärder. En ytterligare funktion är att upplysa forskare om att förlägga relevanta frågeställningar till just Vättern och därmed bidra till att minska dagens kunskapsluckor. Vättern är sannerligen en unik sjö och därom torde inga tvista.

Jönköping fredag den 26 januari 2001

Måns Lindell

# Innehållsförteckning

1. Sammanfattning av 1998 års rapporter	
1.1 Rapport 54: Embryonal utveckling hos vitmärta i fyra sjöar – Vänern, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön.....	7
1.2 Rapport 55: Åtgärder för att minska kväveläckage till Disevidån.....	8
1.3 Rapport 56: Bly – förekomst och fördelning i naturen, en litteratursammanställning.....	9
2. Vättern och dess tillflöden 1998	
2.1 Vattenkemi i Vättern.....	11
2.2 Vattenkemi i Vätterns tillflöden och utlopp.....	27
2.3 Växtplankton i Vättern.....	45
2.4 Djurplankton i Vättern.....	49
2.5 Bottenfauna i Vättern.....	53
3. Nederbördskemi	
3.1 Undersökning av försurande ämnen på Visingsö.....	61
3.2 Undersökning av tungmetaller på Visingsö.....	67
4. Fiskundersökningar	
4.1 De pelagiska bytesfiskbestånden i Vättern 1988-98.....	73
4.2 Nätprovfisken i Vättern 1997-99.....	77
4.3 Elfiskeundersökningar 1998 i bäckar till Vättern.....	85
4.4 Kontroll av harr i Hornån och Röttleån under leken 1999.....	97
5. Lista över utgivna rapporter.....	100

## Rapport 54 från Vätternvårdsförbundet

### Embryonal utveckling hos vitmärla i fyra sjöar – Vänern, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön

*Brita Sundelin, Ann-Kristin Eriksson och Eva Håkansson  
Stockholms Universitet, Institutet för tillämpad Miljöforskning*

#### Sammanfattning

I Miljöövervakning används ofta växter och djur som indikatorer för påvisa miljöpåverkan. Om man vid vattenprovtagning enbart tar vattenprov och analyserar detta får man endast veta hur vattenkvaliteten var vid just det tillfälle då provet togs. Växter och djur ger emellertid en bild av de miljöförhållanden som föreligger under en längre tid. Man säger att bioindikatorer ger en mer integrerad bild av verkligheten. Bioindikatorer används därför ofta som ett viktigt komplement till kemiska parametrar och vice versa. Undersökningen av vitmärlors äggutveckling är ett exempel på en sådan bioindikator.

Undersökningen är en test i sötvatten av en i saltvatten väletablerad metodik. Författarna har undersökt hur ägg utvecklas hos vitmärlan, *Monoporeia affinis*, i fyra olika svenska sjöar. Genom att studera hur många av äggen som är missbildade respektive utvecklas till normala vitmärlor kan man få en bild av de miljöförhållanden som råder vid sjöarnas botten och andelen misslyckade ägg kan relateras till någon form av störning. Att vitmärlan testats i bland annat Vänern och Vättern beror på att den är en glacialrelikt och kräver stora djup (lever nära eller direkt på botten) samt sjöar under högsta kustlinjen.



Det är glädjande att forskarna konstaterar att metoden fungerar bra även i sötvatten. Studien har ökat kunskapen om miljöförhållandena vid bottenarna i fyra av landets större sjöar. Författarna konstaterar att undersökningen kan användas i fortsatt miljöövervakning i sjöar. Speciellt intresse finns av fortsatta studier i Vättern som hade oförklarligt hög andel missbildade ägg, uppemot 90% av äggen i södra Vättern uppvisade någon störning vilket är alarmerande. I Vättern bör ytterligare studier utföras för att klargöra orsaken till den höga störningsgraden.

Författarna diskuterar troliga hypoteser till varför skillnaderna mellan Vänern och Vättern är så påtagliga.

Även förslag till fortsatta undersökningar ges. Undersökningen har genomförts med ekonomiskt bidrag från Naturvårdsverket. Rapporten som en sampublikation mellan Vänerns vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket.

## Rapport 55 från Vätternvårdsförbundet

### Åtgärder för att minska kväveläckage till Disevidån

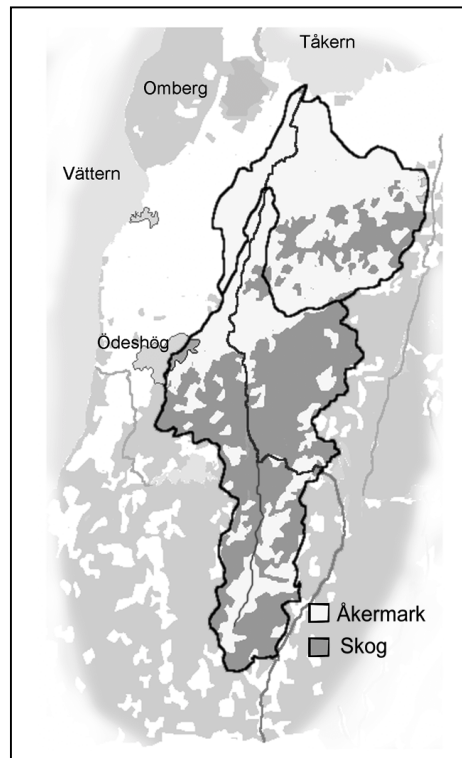
*Erik Årnfeldt, Länsstyrelsen i Östergötland*

Före Vättern började påverkas av näringsämnen var kvävehalten ca 500 µg/l i Vättern. Idag är kvävehalterna över 800 µg/l och fortsätter öka. Vätternvårdsförbundet har i sin vattenvårdsplan utstakat ett kortsiktigt mål på att nå 5-600 µg/l. För att nå målet måste stora ansträngningar mot kvävetillförsel göras. Kvävefrågan är idag en av de mest angelägna frågorna för Vätterns miljötillstånd. Det är dessutom ett nationellt miljöproblem då Vättern mynnar i Motala Ström och rinner till Östersjön vilken i sin tur skall avlastas från kvävetillförsel.

Tidigare undersökning utförda inom Vätternvårdsförbundets regi visar på att depositionen utgör nära hälften av totalkvävetillförseln till Vättern. Om man enkom ser till den direkt, via vattendrag och utsläppspunkter, tillförda kvävemängden till Vättern, kommer nära 80% från åkermark och reningsverk. Åkermark står nästan ensamt för 50% av den vattentillförda kväveandelen till Vättern. Således vore åtgärder inom jordbrukssektorn för att minska kväveläckage önskvärt och resultat skulle troligen bli tydliga.

Föreliggande rapport är en sammanfattning på just hur arbetet för initiering av kväveretention på åkermark kan göras. Rapporten bygger på den modellering som tidigare utförts inom Vätternvårdsförbundets regi (Rapport 46). Här har ett "typområde" valts för mer närgående studier. Valet föll till Disevidåns avrinningsområde på gränsen mellan Östergötland och Jönköpings län. Disevidån rinner ut i Tåkern och vidare till Vättern, då under benämning Mjölnaån. Mjölnaån för årligen mellan 100 och 300 ton kväve till Vättern vilket kan jämföras med Huskvarnaån, som årligen tillför 5-600 ton kväve. Disevidån ansågs därför som ett prioriterat område att studera i projektet.

Målet med projektet har varit att initiera konkreta åtgärder inom jordbrukssektorn genom att med fakta sprida information ute på plats hos jordbrukaren. Fältstudier, provtagningar, föredrag på LRF-träffar, kartering av punktkällor har präglat projektet. Förutom att rapporten innehåller en detaljerad områdesbeskrivning presenterar den även erfarenheter om hur svårt (eller lätt) arbetet är att få till stånd konkreta åtgärder vilka kan bidra till minska näringsläckaget från framför allt jordbruksmark. Ofta föreligger konfliktsituationer med olika stödformer. Ett viktigt poängterande som görs i rapporten är avsaknaden av en utvärdering från jordbrukssektorn självt över vilka effekter olika stödformer kan få. Projektet har förts inom "Kvävegruppen" i Vätternvårdsförbundet.



## Rapport 56 från Vätternvårdsförbundet

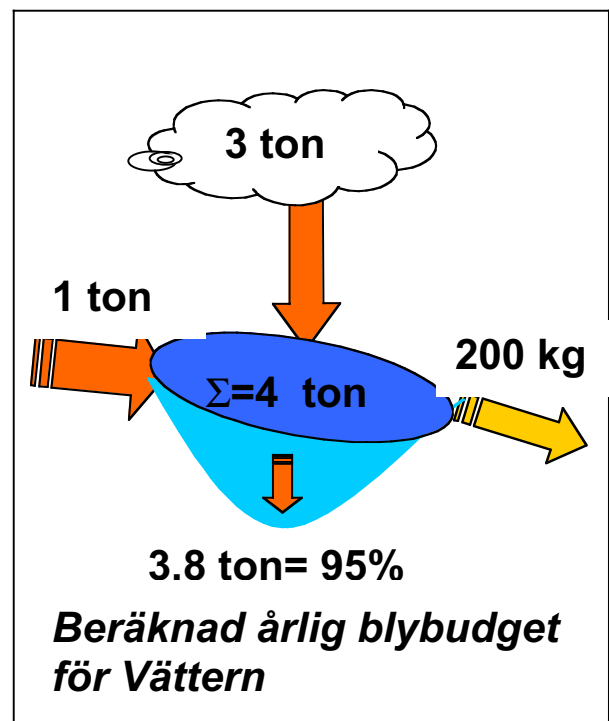
### Bly – förekomst och fördelning i naturen

Mattias Bäckström, MTM-centrum Örebro Universitet

Föreliggande rapport skiljer sig något från de senare som utgivits inom Vätternvårdsförbundets regi då den inte behandlar specifika undersökningar eller redovisar några konkreta resultat. Rapporten är istället en litteratursammanställning över blyets kända egenskaper i naturen. Studien är tänkt att utgöra ett objektivt diskussionsunderlag i den fortsatta debatten om bly i Vättern. Dyliga sakunderlag saknas alltför ofta varför Vätternvårdsförbundet väljer att publicera sammanställningen i sin rapportserie med författarens medgivande i förhoppning att nå en vidare målgrupp.

Då en del kritik har rests mot utskjuten ammunition i Vättern från militär verksamhet har även försvarsmakten delfinansierat experimentella studier berörande hur bly från bl a projektiler kan lösas ut i vattenfasen och kan teoretiskt utgöra en källa i Vättern. Vätternvårdsförbundet hoppas återkomma med en senare redovisning över dessa experiment.

Varje år beräknas Vättern tillföras ca 10 ton bly. Av detta beräknas försvaret bidra med ca 6 ton bly i fast form (kulor etc). I Rapport 39 beräknas grovt att ca 1% av utskjuten ammunition kan gå i lösning till vattenfasen vilket betyder ca 50-60 kg per år. Detta i sin tur motsvarar knappt 1% av den totala tillförseln av bly till Vättern. Övriga betydande källor är vattendragen (17%), dagvatten (11%), gruvavfall (3%). Störst andel har den atmosfäriska depositionen vilken beräknas vara nästan 3 ton bly per år, motsvarande 66% av totaltillförseln. På grund av Vätterns långa omsättningstid beräknas ca 95% av tillförd bly stanna i sjön och anrikas i sedimenten. Detta leder givetvis till konsekvenser för de organismer som har sitt livsutrymme där. Proportioner och källfördelningar är viktiga underlag för att förbättra vattenkvaliteten i Vättern.



Av litteratursammanställning kan man dra slutsatsen att i de förhållande som råder i Vättern vad beträffar pH, organisk halt, jonstyrka mm så är det troligt att bly har låg rörlighet och löslighet. Däremot kan det som tillförs direkt i jonform, t ex via deposition, kan under viss tid vara åtkomligt och därmed skadligt för organismer.

Det är Vätternvårdsförbundets förhoppning att rapporten kan bidra med kunskap för just Vätterns del även om den är generellt skriven.

# Vättern och dess tillflöden 1998

Mats Wallin, Lars Eriksson, Eva Herlitz, Gunnar Persson  
och Anne-Marie Wiederholm



## Förord

På uppdrag av länsstyrelserna runt Vättern utför Institutionen för miljöanalys vid SLU undersökningar i den regionala miljöövervakningen i Vättern och sjöns tillflöden och utlopp under perioden 1996–98. I uppdraget ingår provtagning och analys av vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna. I denna årsrapport redovisas resultaten från 1998 års undersökningar samt en utvärdering av hela tidsserien. Utvärderingen behandlar aktuellt tillstånd, trender, miljömål och behov av miljöförbättrande åtgärder.

Utgångspunkter för utvärderingen har varit Vätterns vattenvårdsplan från 1990 (Vätternvårdsförbundet 1990) samt tidigare utvärderingar av de kemiska och biologiska tidsserierna i Vättern och dess tillflöden (Persson 1987, Wilander & Willén 1996). Den senare utvärderingsrapporten behandlar tidsperioden 1971-1994. Den utvärdering som presenteras i denna årsrapport är därför fokuserad på tillstånd och förändringar efter 1994.

Provtagning samt kemiska och biologiska analyser har utförts i enlighet med "program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden" (Vätternvårdsförbundet 1996) som i sin tur bygger på Naturvårdsverkets "Handbok för miljöövervakning". Provtagningar i Vättern har utförts av personal från Inst. för miljöanalys. Provtagning i tillflöden och utlopp har utförts av berörda länsstyrelser. Samtliga kemiska och biologiska analyser har utförts på det ackrediterade laboratorium som finns på Inst. för miljöanalys.

Projektledare och ansvarig för utvärdering av vattenkemianalyserna har varit Mats Wallin. Artbestämning och utvärdering av växtplanktonanalyserna har utförts av Anne-Marie Wiederholm och Eva Herlitz. Artbestämning av djurplankton har utförts av Inger Sjöstedt. Gunnar Persson har svarat för utvärdering av djurplanktonanalyserna. Artbestämning och utvärdering av botten-faunaanalyserna har utförts av Lars Eriksson.

Uppsala i oktober 1999

Mats Wallin

## Sammanfattning

Dagens kvävehalter i Vättern kring 800 µg/l är nästan dubbelt så höga som miljömålet på 450 µg/l. Kvävehalterna visar inte heller någon tendens till att minska utan har snarare ökat kraftigt de senaste två åren. Orsaken till de successivt ökande kvävehalterna sedan mätprogrammet startade 1971 är en kombination av ökad kvävedeposition samt minskad fosfortillförsel och därmed minskade förluster via sedimentation och denitrifikation.

Fosforhalterna i Vättern har halverats under de senaste fyra åren och var 1998 nere på den rekordlåga nivån 3 µg/l. Halterna är således idag väl under miljömålet på 6 µg/l. En haltminskning med 3 µg/l motsvarar en minskning av det totala fosforinnehållet i Vättern med 222 ton. Detta innebär drastiskt försämrade produktionsförhållanden i sjön och bör märkas som minskningar i bl.a. klorofyllhalter och planktonvolym. Varken klorofyllhalter eller planktonvolym visar dock någon tendens till att minska. Snarare har planktonvolymerna ökat något. Samtidigt finns misstankar om att metodutveckling på lab kan ha bidragit till de minskande fosforhalterna. De uteblivna minskningarna i primärproduktion antyder också att så kan vara fallet.

De senaste årens ökning av halten organiskt material bröts 1998 då halterna sjönk kraftigt efter rekordnivåerna 1997. Med undantag för 1997 har halterna varierat mellan 5-10 mg KMnO<sub>4</sub> /l under hela mätperioden. Dessa haltvariationer är sannolikt effekten av naturliga klimatvariationer. Förändringar i halterna organiskt material tycks inte ha inverkat på siktdjupet. Orsaken till detta torde vara att det krävs mycket stora förändringar i Vätterns färg och grumlighet för att påverka det redan stora siktdjupet i sjön.

Sedan 1996 mäts metallhalter i Vätterns vatten. Halterna uppvisar en svagt avtagande tendens och är genomgående mycket låga (klass 1 & 2 enl. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder).

Trendanalyser visar bl.a. att Vättern blir saltare för varje år. Vattnets ledningsförmåga (konduktivitet) har ökat med 25% sedan 1971. Det är framförallt natrium och klorid som står för denna ökning. Vägsaltning, utsläpp från reningsverk samt ökad avdunstning är troliga orsaker till denna trend. En slutsats från trendanalyserna är volymviktade medelhalter alternativt medelhalten för samtliga provtagna nivåer bör användas för variabler med stor haltvariation från ytan till botten. Detta gäller speciellt för fosfor.

Uppmätta metallhalter i två av Vätterns tillflöden, Malmabäcken och Lillån, uppvisar tydlig påverkan från lokala utsläpp. I Malmabäcken är halterna så höga att det finns risk för biologiska effekter. Provtagningsfrekvensen bör ökas i detta vattendrag till 12 ggr per år. Det finns även behov av kompletterande biologiska undersökningar.

Generella trender i Vätterns tillflöden är att halterna kväve, organiskt material, klorid och alkalinitet ökar och att fosforhalterna minskar. Avsaknaden av nyare vattenföringsuppgifter för många vattendrag begränsar möjligheterna att bedöma näringstillstånd, transporter och naturliga haltvariationer. Det rekommenderas att vattenföringsuppgifter med dygnsupplösning kontinuerligt samlas in från samtliga vattendrag som ingår i mätprogrammet.

Från och med 1996 infördes provtagning av växtplankton redan i april då kiselalger förväntas ha en utvecklingstopp. Någon vårtopp i april har dock ännu inte kunnat påvisas utan liksom tidigare år uppmättes de högsta växtplanktonvolymerna under sommarmånaderna. Både djurplankton och djupbottenfaunan i Vättern kännetecknas av stabil artsammansättning. Mellanårsvariationen i biomassa är dock betydande för djupbottenfaunan p.g.a. varierande födotillgång (främst kiselalger).

# 1. Vattenkemi i Vättern

*Dagens kvävehalter i Vättern är näst intill dubbelt så höga som miljömålet. Det finns inte heller några tendenser till att halterna ska börja minska. Fosforhalterna har minskat stadigt de senaste fyra åren och var 1998 nere på rekordlåg nivå. Trots de därmed försämrade produktionsbetingelserna i sjön har varken klorofyllhalter eller algpolymer minskat. Detta pekar på att genomförda metodförändringar på lab kan ha bidragit till haltminskningen.*

*Trendanalyser visar bl.a. att Vättern blir saltare för varje år. Vattnets ledningsförmåga har ökat med 25% sedan 1971. Det är framförallt natrium och klorid som står för denna ökning. Ökad avdunstning, vägsaltning och utsläpp från reningsverk bidrar sannolikt till denna trend.*

## Inledning

### Syfte

Syftet med de vattenkemiska provtagningarna i Vättern är:

- att beskriva vattenkemiskt tillstånd och förändring i Vättern,
- att bedöma Vätterns påverkan av luftföroreningar, olika typer av utsläpp samt av markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom avrinningsområdet.

### Provtagningsstationer och nivåer

Vattenprover tas på 2 stationer och på 5 nivåer i Vättern (tabell 1.1 och figur 1.1). Detta är ett reducerat provtagningsprogram jämfört med de 5 stationer och 7-9 nivåer som provtogs från starten fram till 1995.

Vattenprov tas från 0,5 m, 10 m, 30 m, 50 m samt 1 meter över botten. Temperaturmätning

med termistor görs från yta ned till botten. Från yta ned till 30 m görs mätning varannan meter, och efter språngskiktet görs mätningar var 10:e meter ned till botten. Klorofyllprover tas från yta samt från samma samlingsprov som växtplanktonprov tas från (0-24 m).

Tabell 1.1. Vattenkemiska provtagnings-stationer.

Nr	Namn - läge	Koordinater (x/y)	Djup (m)	Nivåer (m)
1	Edeskvarna	642137/140642	115	0,5, 10, 30, 50, b*
2	Jungfrun NV	648695/143413	75	0,5, 10, 30, 50, b*

\* b=botten

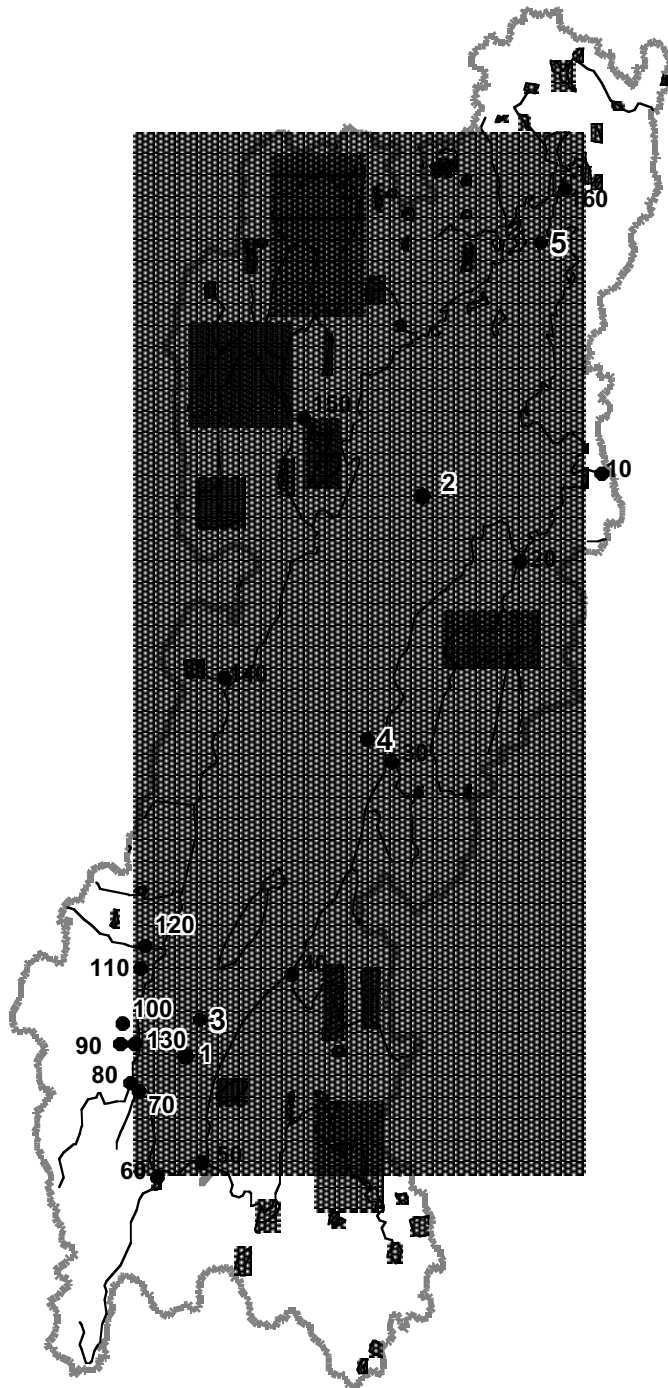
### Provtagningsfrekvens

Provtagning i Vättern utförs årligen i mitten av april, maj, juli och augusti. Detta är en reducerad provtagningsfrekvens jämfört med tidigare program (se bilaga 1). En annan förändring av programmet är att provtagningar sedan 1996 även görs i april. Vattenkemiska data från aprilprovtagningen utgör främst ett stöd för att utvärdera växtplanktondata från denna månad då kiselalger förväntas ha en vårtopp.

### Variabler

Vattenkemiska variabler i provtagningsprogrammet på Vättern framgår av tabell 1.2. Analysmetoder redovisas i bilaga 1. Två variabel-listor förekommer. "Fullkemilistan", som omfattar samtliga variabler, analyseras under maj och augusti medan "stödkemilistan" analyseras under april och juli som komplement till växtplanktonprovtagningen.

I PMK-programmet på Vättern har man under en lång period analyserat Kjeldahlkväve istället för totalkväve (persulfatuppslutning) vid bestämningen av halten totalkväve och permanganatförbrukning (KMnO<sub>4</sub>) istället för TOC vid bestämningen av halten lösta organiska ämnen. Tills vidare analyseras med båda metoderna för att inte förlora möjligheterna att göra trendanalyser för hela tidsperioden.



**Figur 1.1.** Karta över Vätterns avrinningsområde med provpunkter för den regionala miljöövervakningen. Vattenkemi, växt- och djurplankton provtas på station 1-2 (se tabell 1.1), bottenfauna på station 3-5 (se tabell 5.1) och vattenkemi i vattendrag på station 10-160 (se tabell 2.1).

**Tabell 1.2.** Vattenkemiska variabler i provtagningsprogrammet för Vättern.

Fullkemilista (maj och aug.)	Stödkemilista (april och juli)
Temperatur	Temperatur
Konduktivitet	Konduktivitet
pH	pH
ANC	Ammoniumkväve
Kalcium	Nitrit+Nitratkväve
Magnesium	Organiskt kväve
Natrium	Totalkväve
Kalium	Fosfatfosfor
Alkalinitet/aciditet	Totalfosfor
Sulfat	Tot. organiskt kol, TOC
Klorid	Syrgas
Ammoniumkväve	Klorofyll
Nitrit+Nitratkväve	Siktdjup
Organiskt kväve	Kisel
Totalkväve	
Fosfatfosfor	
Totalfosfor	
Tot. organiskt kol, TOC	
Permanganatförbrukning	
Absorbans	
Syrgas	
Klorofyll	
Siktdjup	
Kisel	
Järn	
Mangan	
Aluminium	
Koppar	
Zink	
Kadmium	
Bly	
Krom	
Nickel	

## Kvalitetsmål för Vättern

I Vätterns vattenvårdsplan från 1990 (Vätternvårdsförbundet 1990) anges följande kvalitetsmål för Vättern:

- Halten av totalfosfor i vattnet bör inte öka från nuvarande nivå, ca 6 µg P/l.

- Halten av totalkväve i vattnet bör minska från nuvarande 600-700 µg/l till i första hand ca 450 µg N/l.
- Halterna av metaller i ytsedimentet och i vattnet bör minska så att de ej överstiger de nivåer som betecknas som "låga halter" (klass 2) i naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.
- Halterna av DDT, PCB och kvicksilver i fisk får ej öka.
- Halterna av övriga klororganiska ämnen i vatten, sediment och organismer måste minska väsentligt. Utsläppen ska på sikt upphöra.

I detta kapitel görs en avstämning av aktuellt miljötillstånd i Vättern mot kvalitetsmål nr 1 och 2. Mål nr 3 följs endast upp med avseende på halter i vattnet. Det finns inte underlag att följa upp mål 4-5 i denna rapportering.

## Resultat och diskussion

Årets resultatredovisning från miljöövervakningen på Vättern är en s.k. treårsutvärdering. Detta innebär att tonvikten ligger på tidsutveckling för olika vattenkemiska variabler. Det aktuella miljötillståndet och dess utveckling relateras så långt som möjligt till naturlig och antropogen påverkan, naturvårdsverkets bedömningsgrunder och miljömål för Vättern. En jämförelse görs också med miljötillståndet i andra stora sjöar. Avslutningsvis redovisas förslag till förändringar i övervakningsprogram och framtida resultatredovisningar för att förbättra framtida utvärderingar av miljötillståndet.

**Fakta 1: Vätterndata på Internet**

Samtliga vattenkemiska\* och biologiska provtagningsdata från Vättern och dess tillflöden och utlopp finns numera tillgängliga på Internet på adressen <http://www.ma.slu.se> (hemsidan för Institutionen för miljöanalys vid SLU). Här finns en länk till databasen för miljöövervakning där data från den nationella miljöövervakningen i sjöar och vattendrag finns lagrade tillsammans med data från en del regionala program, bl.a. Vättern. Denna databas är i sin tur uppdelad i fyra delar - vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna. Välj först en av dessa databaser. Välj sedan det program/projekt du är intresserad av, t.ex. Vättern. Du erhåller då en lista över aktuella provtagningsstationer. Välj en av dessa stationer genom att klicka på stationsnamnet i stationslistan eller genom att klicka på stationen på kartan. Välj sedan en eller fler parametrar, period (år), säsong (månad) och nivå. Du kan sedan välja att få data redovisat i graf eller i tabell.

Om du vill bearbeta data vidare i andra programvaror, t.ex. i Excel, så finns det även möjlighet av ladda ner tabeller direkt som textfiler.

\* Ämnestransporter i vattendragen är ännu inte tillgängliga via Internet. Arbete pågår dock för att komplettera vår hemsida med även denna uttagsmöjlighet.

## Fakta 2: Att beställa data

Om Du inte har tillgång till en dator ansluten till Internet går det också bra att beställa data per telefon eller skriftligen till självkostnadspris. Ange stationsnamn, nivå, tidsperiod och variabler om Du beställer data skriftligen. Specialbeställningar som avviker från institutionens "standardutskrifter" görs helst per telefon. Beställningsadressen är: SLU, Inst. för miljöanalys, Box 7050, 750 07 Uppsala, tel.: 018-67 31 19 (Bert Karlsson), fax: 018-67 31 56, e-post: Bert.Karlsson@ma.slu.se

Redovisade tidsserier bygger på data från månatliga provtagningar under perioden maj-okt 1971 t.o.m. 1995. Fr.o.m. 1996 reducerades provtagningsfrekvensen till 4 ggr per år (april, maj, juli och augusti). Detta kan inverka på trender när årsmedelvärden används.

De homogena vattenkemiska förhållandena i Vättern gör att vattenkvaliteten på de båda prov-

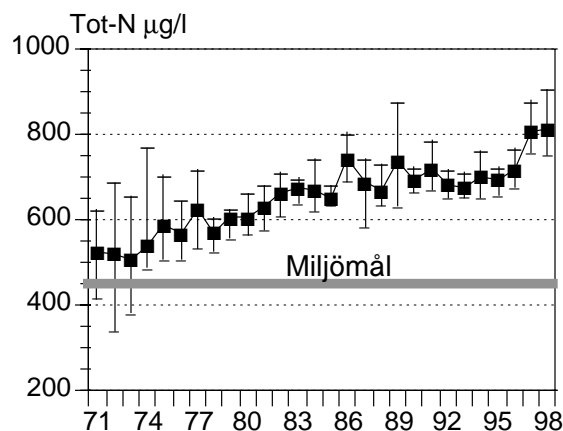
tagningsstationerna är mycket likartad (se Wilander & Willén 1997). Tidsserier redovisas därför enbart för station Edeskvarna.

Den som vill ha tillgång till rådata på samtliga analyserade variabler och provtagningsnivåer hänvisas till hemsidan för Institutionen för miljöanalys på Internet (se fakta 1 och 2).

## Tillstånd

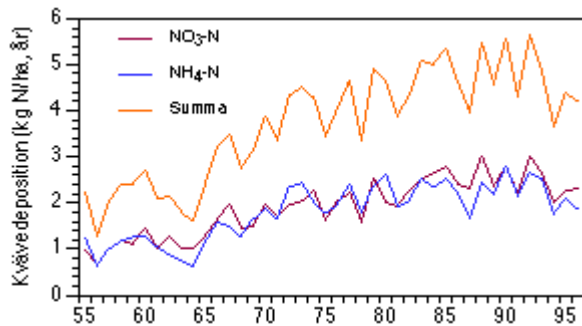
### Kväve- och fosforföreningar

Halterna totalkväve har ökat från mätperiodens start fram till mitten av 1980-talet för att sedan vara relativt konstanta fram till 1996 (figur 1.2). Haltutvecklingen i Vättern följer väldigt väl utvecklingen i kvävedeposition som stadigt ökat sedan 1950-talet för att plana ut under senare år (figur 1.3).



Figur 1.2. Medelhalt totalkväve i Vätterns ytvatten (0,5 m) på station Edeskvarna respektive provtagningsår 1971-97. Fyrkanter visar medelv. och vågräta streck min- och maxvärden.

1997 tog dock kvävehalterna i Vättern ett kraftigt kliv uppåt och för första gången passerades årsmedelhalten 800 µg/l. Halterna låg kvar på denna högre nivå även 1998. Dagens kvävehalter i Vättern är näst intill dubbelt så höga som miljömålet på 450 µg Tot-N/l från 1990 års



**Figur 1.3.** nitrat- och ammoniumdeposition med nederbörd över Mellansverige under perioden 1955-96. Data från svensk nationell miljöövervakning.

vattenvårdsplan för Vättern. Det finns inte heller några tendenser till att halterna ska börja minska.

I förra årets rapport konstaterades att det var nitratkvävet som svarade för haltökningen under hela tidsperioden med undantag för 1997 då nitratkvävet minskade och det organiskt bundna kvävet ökade. 1998 var det dock återigen nitratkvävet som bidrog till haltökningen.

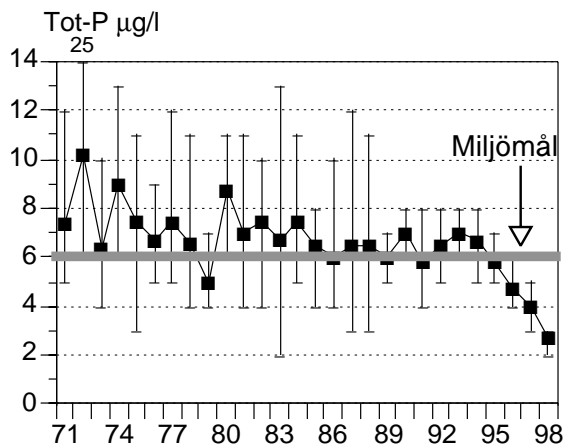
Det saknas nyare belastningsdata för att kunna säga något om orsakerna till de fortsatt ökande kvävehalterna i Vättern. Kortvariga episoder med stor kvävedeposition och interna processer i sjön är tänkbare orsaker. En annan tänkbar orsak är minskad fosforhalt de senaste åren och därmed minskad denitrifikation samt minskad fastläggning av kväve i sedimentet.

Persson m.fl. (1989) ansåg att det främst var minskad fosforbelastning och därmed minskad denitrifikation och sedimentation av kväve som var huvudorsaken till de ökande kvävehalterna i Vättern. Kväveförlusterna via denitrifikation bedömdes vara dubbelt så stora som förlusterna via sedimentation. Enligt Persson m.fl. (1989) har kväveförlusterna mer än halverats under perioden 1970-86. Sammantaget bör både den ökade depositionen och de minskade förlusterna ha bidragit till de ökade kvävehalterna i sjön.

Den minskande fosforhalten kan dock vara "falsk" (se nedan) varför man bör vara försiktig med att dra slutsatser från denna. Detta diskuteras mer i fosforavsnittet nedan. Med tanke på de senaste årens extrema väderfluktuationer, vilket bör ha påverkat de interna processerna i sjön, bör man vara försiktig med att dra förhastade slutsatser om trender i kvävehalten.

Tidsserien för totalfosforhalter i Vätterns ytvatten kan delas upp i tre från varandra avvikande perioder (figur 1.4). Under perioden 1971-88 varierade medelhalten kring ca 7 µg/l med en stor variation inom enskilda provtagningsår ( $\pm 4-5$  µg/l). Sedan följde perioden 1989-94 då medelhalten fortfarande låg kring 7 µg/l men säsongsvariationen har nu minskat till  $\pm 1-2$  µg/l. Den senaste perioden, 1995-98, uppvisar fosforhalten en tydlig trend till sjunkande halter med fortsatt liten säsongsvariation. Medelhalten totalfosfor 1998 var rekordlåga 3 µg/l vilket är den lägsta medelhalten hittills i Vättern. Sjöar med fosforhalter under 6 µg/l betecknas som ultraoligotrofa, eller extremt näringsfattiga, och Vättern kan närmast jämföras med näringsfattiga fjällsjöar.

Det finns inga rimliga orsaker till att fosforhalterna har halverats de senaste fyra åren. En haltminskning med 3 µg/l motsvarar en minskning av det totala fosforinnehållet i Vättern med 222 ton vilket motsvarar den totala fosfortillförseln till Vättern under 3 år. Det är speciellt de senaste två årens låga halter som avviker från resten av tidsserien.



**Figur 1.4.** Halt totalfosfor i Vätterns ytvatten (0,5 m) på station Edeskvärna. Data enligt figur 1.2.

1997 bytte institutionens vattenkemiska laboratorium konserveringsmetod för vattenprov. Från att tidigare ha konserverat proverna med kvicksilverklorid ( $\text{HgCl}_2$ ) gick man över till syrakonservering ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Metoderna parallellkördes under en kortare period för att se att jämförbara värden erhöles. Laboratoriet har också successivt blivit bättre på att analysera låga fosforhalter. Dessa två faktorer kan tillsammans ha bidragit till haltminskningen de senaste två åren. Om detta är fallet är dagens låga nivåer "sanna" och någon ytterligare haltminskning är inte att förvänta. Samtidigt kan äldre data vara för höga (ca 3 µg/l).

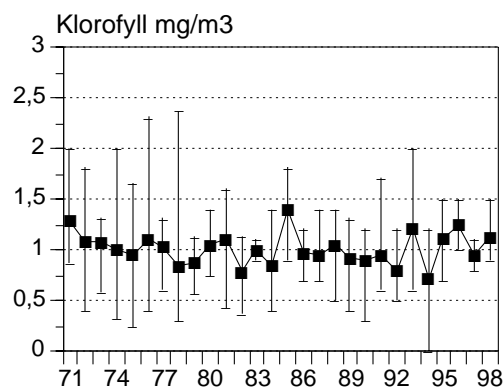
Enligt Persson m.fl. (1989) ska fosforhalten i Vättern nå jämvikt med dagens tillförsel år 1999 och vid en halt på 4,1 µg/l. Förutsättningar för denna beräkning är en konstant fosfortillförsel efter 1986 samt en konstant retention på 93%. Jämviktskoncentrationen är således redan uppnådd och 1998 underskreds den med 1 µg/l. Detta kan dels bero på den tidigare berörda metodutvecklingen på lab och dels på att den naturliga mellanårsvariationen i Vättern kan förväntas vara ca ± 1 µg/l (Persson m.fl. 1989).

Om det har skett en verklig halvering av fosforhalten i Vättern bör detta också påverka sjöns produktivitet och märkas som minskningar i bl.a. klorofyllhalter (se diagram 1.5 nedan), och

algpolymer. Detta utreds närmare i växtplanktonkapitlet. Sammanfattningsvis kan sägas att vare sig klorofyllhalten eller algvolymen har minskat de senaste åren. Algvolymer visar tvärtom en ökning på senare år vilket således skulle visa att det är osannolikt att fosforhalten har halverats på fyra år.

### Klorofyll

Tidsserier för klorofyllhalter i Vätterns ytvatten (0,5 m) på station Edeskvärna redovisas i figur 1.5 som medel-, min- och maxvärden för respektive provtagningsår. Till följd av att Vättern är en kall, klar och näringsfattig sjö är också planktonbiomassan, mätt som klorofyll, låg. Medelhalten klorofyll varierar kring 1 mg/l under hela tidsserien utan att visa någon tydlig tendens till trend. Denna nivå motsvarar mycket låga klorofyllhalter enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder.



**Figur 1.5.** Halt klorofyll i Vätterns ytvatten (0,5 m) på station Edeskvärna. Data enligt figur 1.2.

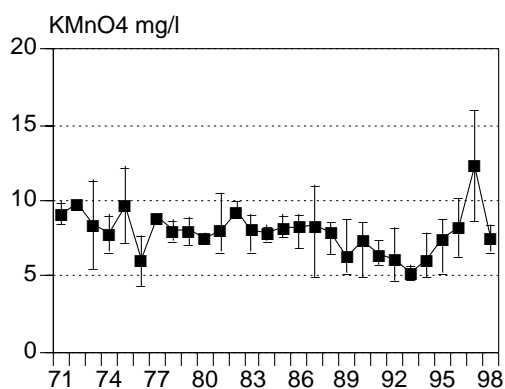
### Organiskt material

Tidsserier för organisk material i Vätterns ytvatten (0,5 m) på station Edeskvärna redovisas i figur 1.6 som medel-, min- och maxvärden för respektive provtagningsår. Halten organiskt material anges här som permanganatförbrukning vilket ger ett mått på mängden oxiderbar organisk substans. Permanganatförbrukning kan



enkelt omräknas till kemisk syreförbrukning ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) genom att dividera med 3,95.

De senaste årens ökning av halten organisk substans bröts 1998. Med undantag för 1997 har halterna organiskt substans varierat mellan 5-10 mg  $\text{KMnO}_4/\text{l}$ . Haltutvecklingen tycks också följa ett cykliskt förlopp vilket tyder på att de är påverkade av långsiktiga klimatsvängningar. Detta skulle i så fall innebära att haltminskningen mellan 1988 och 1993 sannolikt inte var en effekt av minskade utsläpp från cellulosaindustrin utan i första hand en effekt av naturliga klimatfluktuationer. Man bör således förvänta sig att halterna löst organisk substans kommer att fortsätta att variera på samma sätt framöver och att den mänskliga påverkan har minimal påverkan på denna haltutveckling.

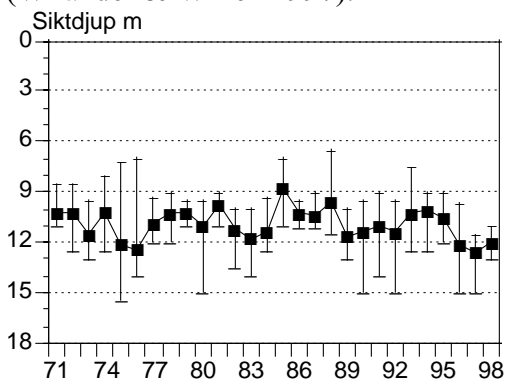


Figur 1.6. Halt organiskt material, uttryckt som permanganatförbrukning, i Vätterns ytvatten (0,5 m) på station Edeskvärna. Data enligt figur 1.2.

### Siktdjup

Tidsserier för siktdjup på station Edeskvärna redovisas i figur 1.7 som medel-, min- och maxvärden för respektive provtagningsår. Medel-siktdjupet har under mätperioden varierat mellan 9,3 m och 13,7 m utan att uppvisa någon tendens till trend. Det största uppmätta siktdjupet under mätperioden var 15 m och det minsta 7,2 m. Den ökande halten organisk substans under perioden 1993-97 tycks inte ha påverkat siktdjupet negativt. Tvärtom tycks siktdjupet ha ökat något under denna period.

Den minskande halten organisk substans under senare delen av 80-talet och början av 90-talet tycks således inte ha bidragit till ökat siktdjup. Orsaken till detta torde vara att det krävs mycket stora förändringar i vattnets egenfärg för att påverka det redan stora siktdjupet i Vättern (Wilander & Willén 1997).



Figur 1.7. Siktdjup i Vättern på station Edeskvärna. Data enligt figur 1.2.

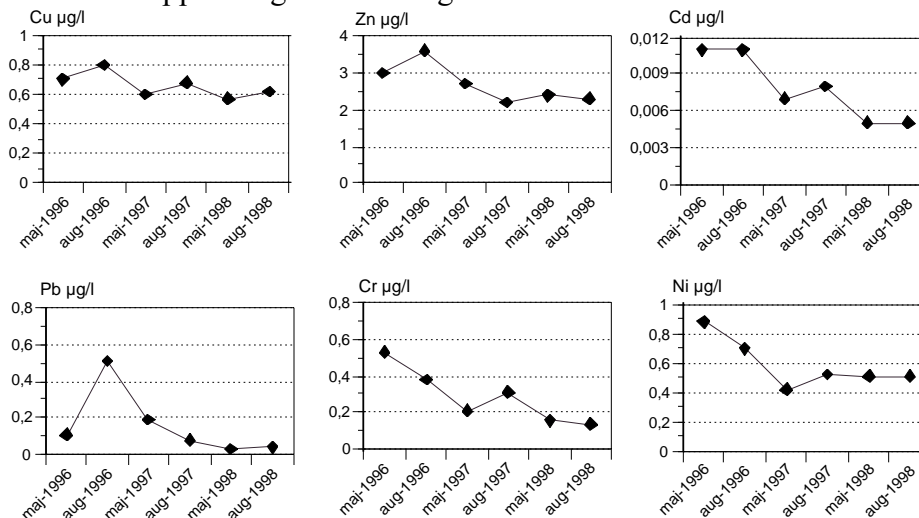
### Metaller

Sedan 1996 mäts metallhalter 2 ggr per år (maj och aug) i Vättern. Tidsserier redovisas i figur 1.8 för metallerna koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni). Metallhalterna följer samma mönster som depositionen, nämligen ett avtagande med tiden. Det är ännu dock lite tidigt att dra några slutsatser om tidsutvecklingen. Haltnivåerna motsvarar för samtliga metaller utom koppar mycket låga halter (klass 1) enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Kopparhalten motsvarar låga halter (klass 2) enligt bedömningsgrunderna. Detta innebär att kvalitetsmålet för Vättern klaras för samtliga metaller. Enligt kvalitetsmålet ska metallhalterna i Vättern ej överstiga de nivåer som betecknas som "låga halter" (klass 2). Vid de haltnivåer som råder i Vättern finns inga eller endast mycket små risker för biologiska effekter.

Under perioden 1985-90 analyserades också metallerna koppar och zink på prov från station Jungfrun NV (Wilander & Willén 1996). Medianvärdet för halten i ytvattnet under denna

period var för koppar 1,0 µg/l och för zink 3,2 µg/l, dvs. för koppar något över dagens

nivåer och för zink ungefär lika med dagens nivåer.



**Figur 1.8.** Halter koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni) i ytvattnet på station Edeskvärna under perioden 1996-98.

## Jämförelse med andra stora sjöar

I figur 1.9 jämförs Vättern med Vänern, Mälaren och Hjälmaren m.a.p. fosfor-, kväve- och klorofyllhalter samt halter organiskt material. För Mälaren och Hjälmaren redovisas värden för tre olika delbassänger i respektive sjö. Vättern är en extremt näringsfattig, lågproduktiv och klar sjö och avviker därför kraftigt från de näringsrika bassängerna i Mälaren och Hjälmaren. Av övriga sjöar är Vättern mest lik Vänern. Det är enbart kvävehalterna i Vättern som ligger i nivå med övriga stora sjöar. Det är kombinationen låga fosforhalter och stor andel deposition av totala kvävebelastningen som gör att ett stort kväveöverskott byggts upp i Vättern.

## Trender i ytvattnet

I figur 1.10-11 och tabell 1.3 redovisas linjära trender för att antal vattenkvalitetsvariabler framräknade med linjär regression. Regressionsanalysen är baserad på årsmedelvärden för perioden 1971-98. I tabell 1.3 redovisas lut-

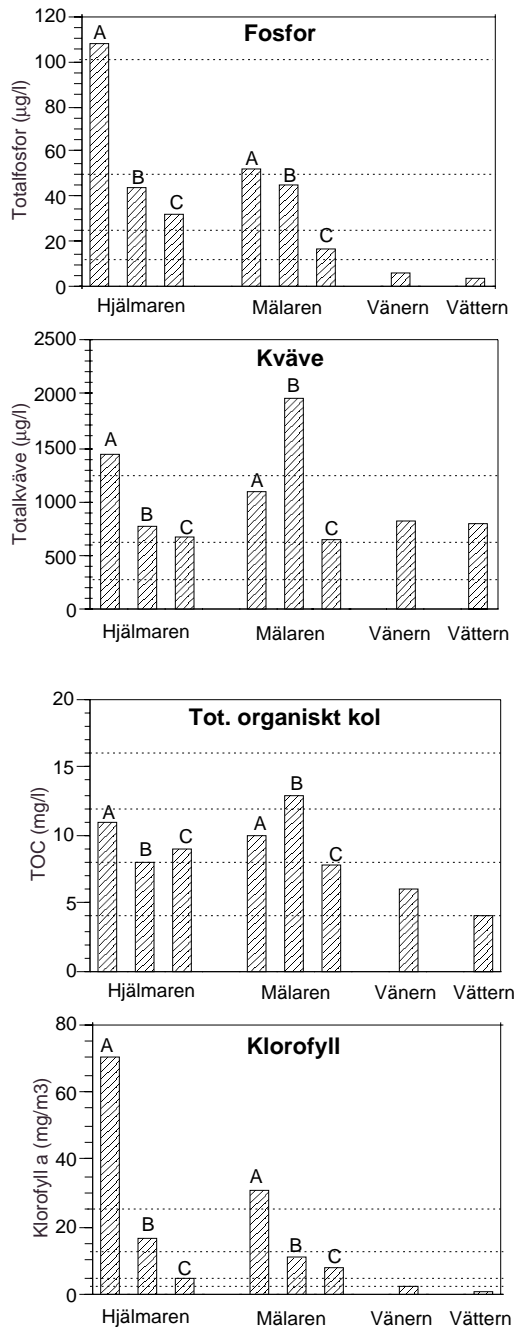
ningskoefficienter,  $r^2$ -värden (förklaringsgrader) samt samt p-värden för regressionsekvationerna.

**Tabell 1.3.** Trendberäkningar med linjär regression på årsmedelvärden för 1971-98. Signifikanta trender är markerade med kursiv stil (95%-nivån eller högre). Sulfat redovisas för två perioder p.g.a. metodbyte 1984. (forts. nästa sida)

Variabel	Koeff.	r <sup>2</sup> -värde	p-värde
Konduktivitet	0,097	0,96	<0,0001
pH	-0,007	0,33	0,013
Kalcium	0,004	0,86	<0,0001
Magnesium	0,002	0,75	<0,0001
Natrium	0,003	0,92	<0,0001
Kalium	0,0002	0,33	0,0015
Alkalinitet/aciditet	0,0004	0,095	0,11
Sulfat (1971-83)	0,003	0,55	0,004
Sulfat (1984-98)	0,004	0,86	<0,0001
Klorid	0,003	0,91	<0,0001
Ammoniumkväve	0,001	0,36	0,0008
Nitrit+Nitratkväve	-0,44	0,92	<0,0001
Totalkväve	9,08	0,83	<0,0001
Fosfatfosfor	8,90	0,36	0,0008
Totalfosfor	-0,069	0,45	<0,0001
Permanganatförbr	-0,042	0,061	0,21
Klorofyll	-0,002	0,009	0,64
Siktdjup	0,021	0,033	0,35
Kisel	0,005	0,24	0,007

Vid p-värden <0,05 bedöms trenderna vara signifikanta (95%-nivån). Ett  $r^2$ -värde på 0,7

motsvarar en 70%-ig förklaringsgrad eller att 70% av variationen för en viss variabel kan förklaras av regressionslinjen.



**Figur 1.9 a-d.** Medelhalter totalfosfor, totalkväve, TOC och klorofyll från sommarsäsongen 1997 från Hjälmararen, Mälaren, Vänern och Vättern. Hjälmararen redovisas som bassängerna (A) Mellanfjärden, (B) Storhjälmaren och (C) Ö. Hjälmararen. Mälaren redovisas som bassängerna (A) Galten, (B) Ekoln och (C) S. Björkfjärden. Gränserna mellan olika klasser i bedömnings grunderna är markerade som horisontella linjer i diagrammen, med gränsen mellan klass 1 och 2 underst.

I figur 1.10 redovisas linjära trender för olika lösta joner, de s.k. större konstituenterna, samt för konduktivitet och pH. Kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), vätekarbonat (=alkalinitet) ( $\text{HCO}_3^-$ ) och i viss mån kalium ( $\text{K}^+$ ) har alla sitt ursprung i vittring av berggrund och mark. Samtliga dessa joner uppvisar signifikant ökande trender i Vättern. En orsak till detta är sannolikt att många av Vätterns tillflöden kalkas regelbundet vilket medverkar till ökad transport av framför allt kalcium och vätekarbonat till Vättern.

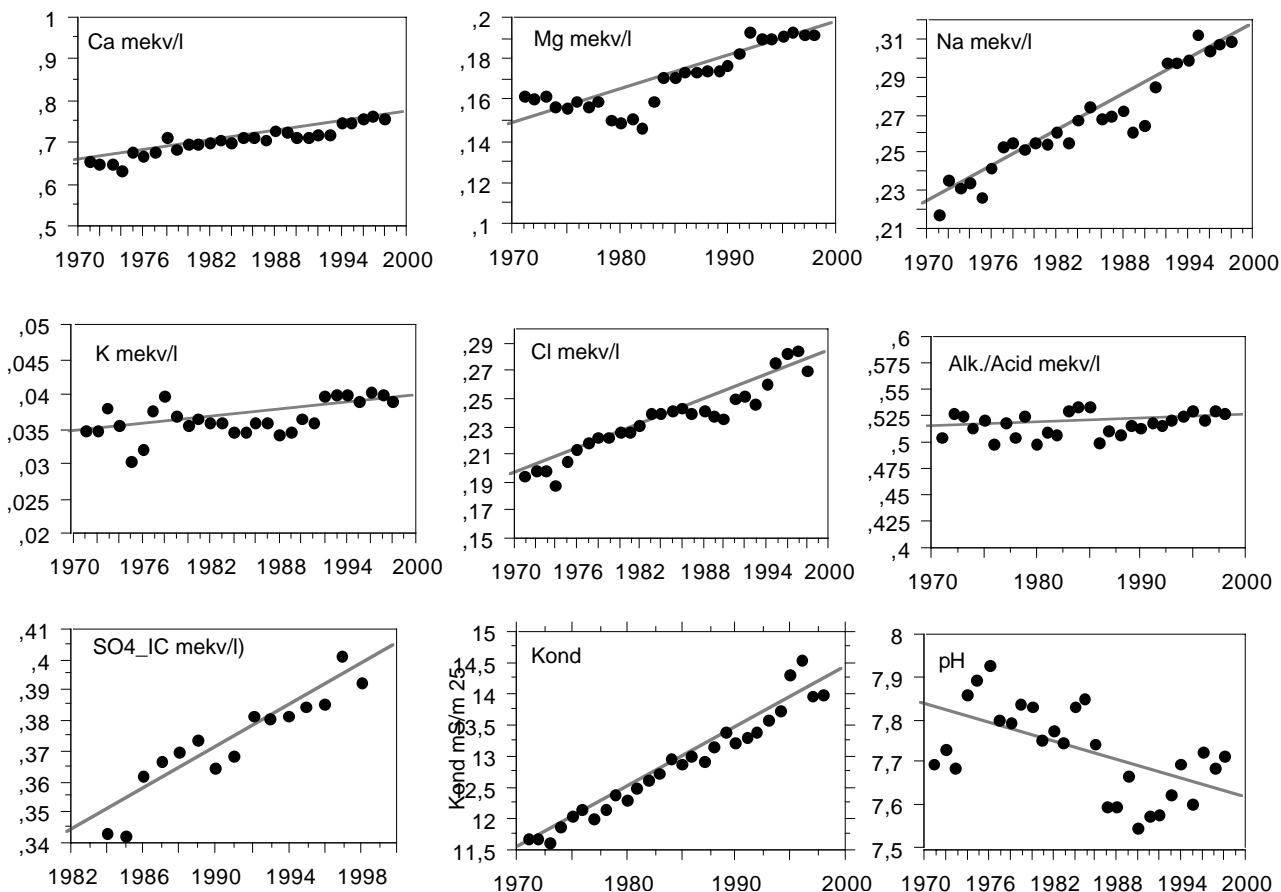
Natrium ( $\text{Na}^+$ ) och klorid ( $\text{Cl}^-$ ) tillförs Vättern från havet via deposition av s.k. "sea spray" eller genom utlakning av fossilt koksalt från jordar belägna under högsta marina kustlinjen. Natrium och klorid tillförs också Vättern från mänskliga källor som vägsaltning och fällningskemikalier i reningsverk.

Både natrium och klorid uppvisar signifikanta öknings i Vättern. Sannolikt beror detta på en kombination av ökad avdunstning (se Persson 1987) och därmed anrikning av salter i Vättern samt vägsaltning och utsläpp från reningsverk. Episoder med ökad deposition kan också spela in. Enligt uppgift från Vägverket tillförs vägarna i regionen ca 10 kg natriumklorid per km väg och år. Detta innebär att enbart vägen i direkt anslutning till Vättern tillförs ca 4 ton NaCl årligen. Vättern blir således saltare för varje år

vilket kan tyckas vara oroande eftersom Vättern är en dricksvattentäkt. Det är dock mycket långt kvar till existerande gränsvärden för dricksvatten.

Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) har i stor utsträckning mänskligt ursprung, främst från förbränning av svavelhal-

tiga fossila bränslen. Sulfatdepositionen har, precis som kvävedepositionen, minskat på senare år. Denna depositionsminskning syns dock ännu inte i Vättern där sulfathalterna ännu fortsätter att stiga. Detta kan bero på den långsamma vattenomsättningen och därmed långa responstiden i Vättern.



**Figur 1.10.** Linjära trender för olika lösta joner, samt för konduktivitet och pH. Notera att Y-axlarna har olika intervall.

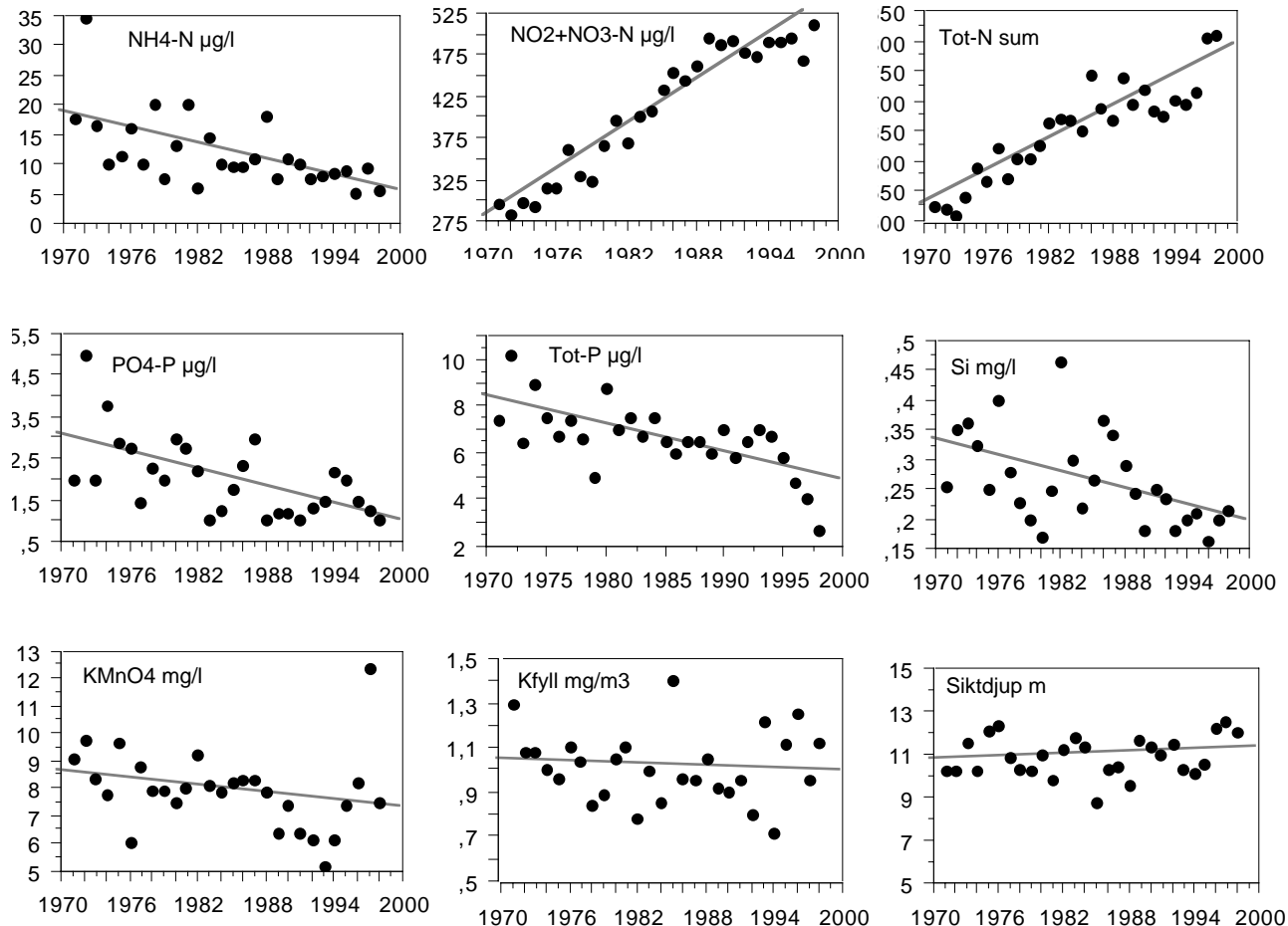
Enligt Persson m.fl. (1989) tar det 180 år för konservativa ämnen att nå jämviktskoncentration i Vättern. Orsaken till detta är den långsamma vattenomsättningen (58 år). Med konservativa ämnen menas ämnen vars koncentration ej förändras av biologiska processer i sjön. Hit hör t.ex. sulfat.

Den totala halten joner i Vätterns vatten kan uttryckas som konduktivitet eller vattnets

ledningsförmåga. Ju fler lösta joner vattnet innehåller desto bättre ledningsförmåga och ju högre konduktivitet har det. Av figur 1.10 framgår att konduktiviteten ökat stadigt under hela mätperioden. Sedan 1971 har konduktiviteten ökat med hela 25%. Detta beror, som tidigare redovisats, på att samtliga större konstituenten utom vätekarbonat (alkalinitet) uppvisar signifikant ökande trender. Denna trend är speciellt tydlig för klorid och natrium.

Linjär regression visar att pH har minskat något sett över hela mätperioden (dock ej signifikant). Detta ger dock en missvisande trend då pH

snarare uppvisar regelbundna cykliska svängningar. Alkaliniteten uppvisar ingen avtagande trend i Vättern vilket talar mot en minskning av pH-värdet.



**Figur 1.11.** Linjära trender för närsalter, kisel, organiskt material, klorofyll och siktdjup.

Förutom pH uppvisar många större konstituenterna regelbundna cykliska svängningar samtidigt som det finns en linjär trend, t.ex Mg, K och Cl. Någon närmare analys av orsaken till dessa svängningar görs inte här men det ligger nära till hands att misstänka att klimatologiskt styrda långtidsförändringar har inverkan.

Linjära trender för närsalter, kisel, organiskt material, klorofyll och siktdjup visar att det endast är kväve och fosfor som visar på signifikanta trender (figur 1.11). Högst signifikans har

de ökande halterna nitrit+nitratkväve samt totalkväve. De avtagande halterna för fosfatfosfor och totalfosfor uppvisar en betydligt större mellanårsvariation och stor inverkan av kraftigt avtagande halter de fyra senaste åren. För fosfor finns också risken att förändrade analys och konserveringsmetoder har bidragit till denna haltminskning (se ovan). Stor vertikal haltvariation i vattenmassan kan också inverka på resultatet av trendanalyser vilket diskuteras nedan.

## Trender på olika nivåer i vattenmassan

De trendanalyser som redovisas i föregående kapitel bygger på årsmedelvärden för ytvattenprov (0,5 m). Orsaken till detta är att diagrammen blir lättöverskådliga samt att mätprogrammet fokuserar på plankton under den temperaturskiktade perioden samt förutsättningarna för primärproduktionen (näringstillgång).

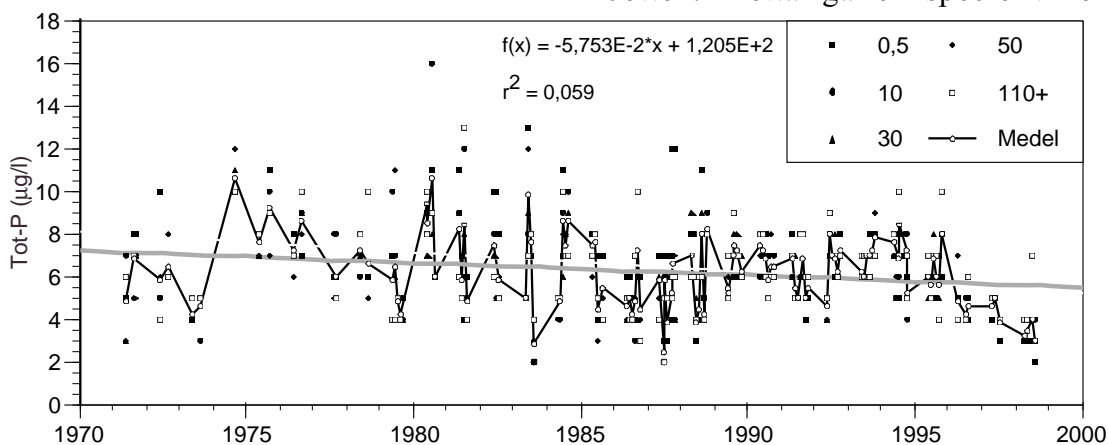
Variablernas upplösning i tid och rum kan dock påverka trenderna. En mer rättvisande trendanalys är baserad på data från samtliga provtagningsstillfällen och samtliga provtagningsdjup. Genom att räkna fram volymviktade medelvärden för hela sjövolymen, där varje nivå representerar en delvolym, erhålls ett mer rättvisande mått på långtidsförändringar i Vättern. Med denna metod tar man också hänsyn till skillnader i vattenstånd mellan olika år.

En svaghet med att använda volymviktade medelhalter för närsalter är att de kan vara dåligt kopplade till hur mycket som finns

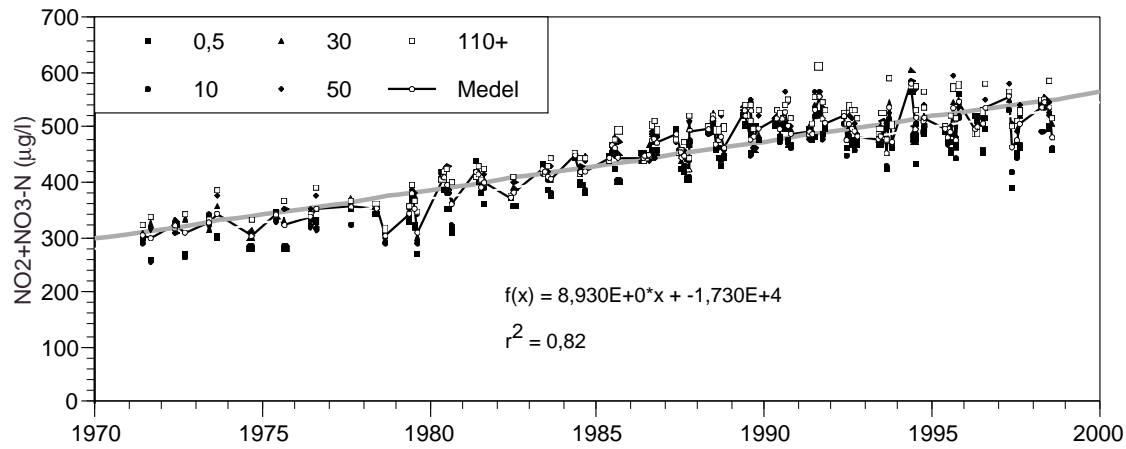
tillgängligt för plankton i det översta produktiva skiktet av vattenmassan.

Ett enklare förfarande än att volymvikta halterna är att plotta data från samtliga provtagningsstillfällen och provtagningsdjup i ett diagram och beräkna den linjära trenden på medelhalten för samtliga nivåer. Detta har gjorts för totalfosfor i diagram 1.12 och för nitrit+nitratkväve i diagram 1.13. Som framgår av diagrammen uppvisar fosfor en stor mellanårsvariation och en stor variation mellan olika provtagningsdjup. Nitrit+nitratkväve däremot varierar betydligt mindre mellan olika år och mellan olika provtagningsdjup. Trendanalys med linjär regression visar ingen eller möjligen en mycket svagt avtagande trend för fosfor och en tydligt ökande trend för nitrit+nitratkväve. Jämfört med trendanalyser på årsmedelhalter för ytvattnet (figur 1.10-1.11) får man således ett annorlunda resultat för fosfor när alla provtagningsstillfällen och -nivåer utnyttjas medan skillnaden för kväve är marginell.

Sammanfattningsvis bör volymviktade medelhalter alternativt medelhalten för samtliga nivåer användas vid framtida trendanalyser på variabler med stor haltvariation från ytan till botten. Detta gäller speciellt för fosfor.



**Figur 1.12.** Halten totalfosfor vid samtliga provtagningsstillfällen och samtliga provtagningsdjup under perioden 1971-98 på station Edeskarvarna. Den tunnare linjen visar medelhalten för samtliga nivåer vid varje provtagningsstillfälle och den grövre linjen visar linjär regression för dessa medelhalter. Regressionslinjens ekvation och  $r^2$ -värde redovisas också i diagrammet.



**Figur 1.12.** Halten nitrit+nitratkväve vid samtliga provtagningstillfällen och samtliga provtagningsdjup under perioden 1971-98 på station Edeskvärna . Den tunnare linjen visar medelhalten för samtliga nivåer vid varje provtagningstillfälle och den grövre linjen visar linjär regression för dessa medelhalter. Regressionslinjens ekvation och  $r^2$ -värde redovisas också i diagrammet.

## 2. Vattenkemi i Vätterns tillflöden och utlopp

*Metallhalter analyseras i sex av Vätterns tillflöden. Malmabäcken och Lillån uppvisar tydlig påverkan från lokala utsläpp för flera metaller. Koppar- och zinkhalterna i Malmabäcken är så höga att det finns risk för biologiska effekter. Generella trender i tillflödena är att halterna kväve, organiskt material, klorid och alkalinitet ökar och att fosforhalterna minskar. Avsaknaden av nyare vattenföringsuppgifter i många vattendrag begränsar möjligheterna att bedöma näringstillstånd och naturliga haltvariationer.*

### Inledning

#### Syfte

Syftet med de vattenkemiska provtagningarna i Vätterns tillflöden och utlopp är:

- att beskriva vattenkemiskt tillstånd och förändring i Vätterns utlopp och större tillflöden,
- att ta fram underlag för beräkning av massbalanser för olika ämnen som tillförs Vättern,
- att ta fram underlag för beräkning av ämnestransporter i Vätterns utlopp.

#### Provtagningsstationer

Provtagningsstationer för vattenkemi i Vätterns större tillflöden och utflöde presenteras i tabell 2.1 och figur 1.1. Provtagning görs i den centrala delen av strömfåran. Endast ytvattenprov (0,5 m) tas.

#### Provtagningsfrekvens

På samtliga stationer utom en utförs provtagning i mitten av varje månad 12 ggr/år. Undantaget är Malmabäcken där provtagning görs varannan månad dvs. 6 ggr per år.

#### Variabler

Vattenkemiska variabler i provtagningsprogrammet i Vätterns större tillflöden och utflöde framgår av tabell 2.2. Analysmetoder redovisas i bilaga 1. Två variabelistor förekommer - ”baslistan” och ”metallistan”. Baslistan tillämpas på samtliga vattendrag medan metallistan enbart tillämpas på vissa (se tabell 2.1).

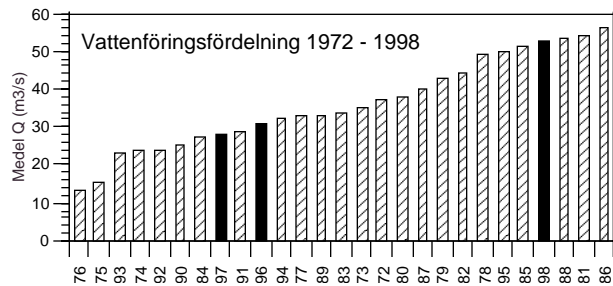
I PMK-programmet har man under en lång period analyserat Kjeldahlkväve istället för totalkväve (persulfatuppslutning) vid bestämningen av halten totalkväve och permanganatförbrukning ( $\text{KMnO}_4$ ) istället för TOC vid bestämningen av halten lösta organiska ämnen. Tillsvidare analyseras med båda metoderna för att inte förlora möjligheterna att göra trendanalyser för hela tidsperioden.

### Resultat och diskussion

#### Vattenföring 1996-98

Årsmedelvattenföringen 1996, -97 och -98 i Vätterns utlopp Motala ström redovisas i figur 2.1 tillsammans med medelvattenföringen för varje enskilt år under hela tidsperioden som kemimätningarna pågått. Åren 1996 och 1997 hamnar i den nedre tredjedelen på skalan dvs. bland de torrare åren medan 1998 hade den fjärde högsta medelvattenföringen





**Figur 2.1.** Årsmedelvattenföring i Vätterns utlopp Motala ström rangordnade från det lägsta till det högsta registrerade värdet. Åren 1998, 1997 och 1996 har markerats med svarta staplar i diagrammet.

**Tabell 2.1.** Provtagningsstationer för vattenkemi i Vätterns tillflöden och utlopp.

Nr	Namn - läge	Koordinater (x/y)		Analyslista	Frekvens (ggr/år)	Anmärkning
10	Utloppet Motala Ström (VT1)	649035	145565	Baslista	12	
20	Mjölneån (VT2)	646917	144480	Baslista	12	
30	Orrnäsaån (VT23)	645625	143105	Baslista	12	
40	Röttleån (VT5)	643092	141875	Baslista	12	
50	Huskvarnaån utlopp (VT25)	640881	140842	Baslista	12	
60	Munksjöns utlopp (SRKF400)	640750	140230	Baslista	12	Ny
				Metaller	12	
70	Lillån	641732	140096	Baslista	12	Provtagning och analys görs av SRK Södra Vättern
				Metaller	12	
80	Domneån (VT9)	641827	139990	Baslista	12	Nationellt referensvattendrag Bekostas av NV 1996
90	Hökesån (VT18)	642260	139876	Baslista	12	
100	Knipån (VT19)	642517	139895	Baslista	12	
110	Gagnån (VT20)	643167	140119	Baslista	12	
120	Svedån (VT11)	643451	140175	Baslista	12	Nationellt referensvattendrag Bekostas av NV 1996
				Metaller	12	
130	Malmabäcken (Ny)	642260	140040	Baslista	6	Ej joner (Ca, Mg, Na, K, Cl, SO <sub>4</sub> ), Si OrgN, KMnO <sub>4</sub> , abs. och susp. Ej Cd
				Metaller	6	
140	Hjoån (VT21)	646546	141100	Baslista	12	
150	Forsviksån (VT13)	649590	142025	Baslista	12	Nationellt referensvattendrag Bekostas av NV 1996
				Metaller	12	
160	Hammarsundet	652265	145085	Baslista	12	Ny
				Metaller	12	

## Näringstillstånd 1996-98

För bedömning av tillståndet i Vätterns tillflöden och utlopp med avseende på näringsämnen kväve och fosfor har Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag använts (se tabell 2.3 nedan). Tidigare bedömningsgrunder för vattendrag utgick från koncent-

rationer av kväve och fosfor. Detta har dock ersatts av arealspecifika förluster av kväve och fosfor i dom nya bedömningsgrunderna. Den arealspecifika förlusten av näringsämnen fokuserar på vattendragens betydelse vad gäller transporter i vattendragen och belastning på sjöar och havsområden. Arealspecifik förlust utgör också ett indirekt mått på produktionsförsättningarna för vattendragens växt- och djursamhällen.

Arealspecifika förluster avser resultat av haltmätningar 12 ggr/år under 3 år samt uppmätt eller beräknad dygnsvattenföring. För Vätterns tillflöden och utlopp har uppgifter om dygnsvattenföring multiplicerats med motsvarande koncentrationer som erhållits genom linjär interpolering mellan mättillfällena.

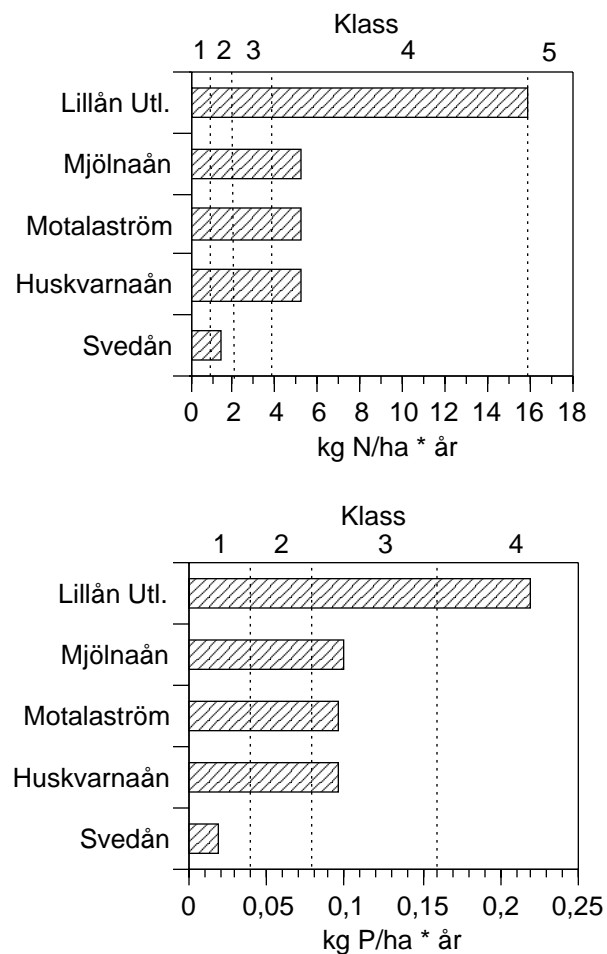
De framräknade dygnstransporterna har summerats årsvis för att erhålla årstransporten. Arealspecifika förluster har sedan erhållits genom division med avrinningsområdets areal.

Vattenföring mäts eller modelleras kontinuerligt i endast 4 av Vätterns tillflöden samt i utloppet Motala ström. Detta gör möjligheterna till helhetsbedömningar av det aktuella tillståndet m.a.p. kväve och fosfor mycket begränsade. I figur 2.2 redovisas arealspecifika förluster av kväve och fosfor som medelvärden för perioden 1996-98. Vattendragen har rangordnats i diagrammen från högst arealförlust överst till läst arealförlust underst. I figur 2.2 markeras också klassgränserna för olika tillståndsklasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) med streckade linjer. I tabell 2.3 redovisas de olika tillståndsklasserna tillsammans med "normalläckage" för olika markslag.

**Tabell 2.2.** Vattenkemiska variabler i provtagningsprogrammet i Vätterns större tillflöden och utflöde.

Baslista	Metallista
Temperatur	Järn
Konduktivitet	Mangan
pH	Aluminium
ANC	Koppar
Kalcium	Zink
Magnesium	Kadmium
Natrium	Bly
Kalium	Krom
Alkalinitet/aciditet	Nickel
Sulfat	
Klorid	
Ammoniumkväve	

Nitrit+Nitratkväve  
Organiskt kväve  
Totalkväve  
Fosfatfosfor  
Totalfosfor  
Tot. organiskt kol,  
TOC  
Permanganatförbrukning  
Absorbans  
Syrgas  
Suspenderat material  
Kisel



**Figur 2.2** Arealspecifika förluster av kväve (överst) och fosfor (underst) uttryckt som medelvärden för perioden 1996-98. I diagrammen markeras klassgränserna för olika tillståndsklasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder med streckade linjer.

Som framgår av figur 2.2 avviker ett vattendrag, Lillån, från övriga genom att ha väsentligt högre kväve- och fosforläckage. Kväveläckaget ligger på gränsen till klass 5 (mycket höga förluster), dvs. motsvarande läckaget från odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning. Fosforläckaget i Lillån ligger i klass 4 (höga förluster) vilket motsvarar läckage från åkermark i öppet bruk. Arealläckaget för Mjölnaån, Huskvarnaån och Motala ström ligger alla i samma tillståndsklasser, dvs. kväveläckaget motsvarar klass 4 och fosforläckaget klass 3. Svedån är det vattendrag som har lägst arealläckage. Kväveläckaget ligger i klass 2 (låga förluster) vilket motsvarar icke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige. Fosforläckaget i Svedån ligger i klass 1 (mycket låga förluster) vilket motsvarar lägsta förlust från opåverkad skogsmark.

Enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999) bör avrinningsområden med extremt stora kväve- och fosforförluster prioriteras i åtgärdsarbetet. Gränsen för extremt stora kväveförluster

är satt till 32 kg N/ha, år och gränsen för extremt stora fosforförluster är satt till 0,64 kg P/ha, år. Dessa gränser överskrids inte i något av Vätterns tillflöden för vilka aktuella arealläckage kan beräknas (5 vattendrag). Genom att nyttja vattenföringsuppgifter under perioden 1973-98 kan man också säga att dessa gränser inte överskrids i övriga tillflöden heller (se nedan).

I figur 2.3-2.4 redovisas tidsserier på arealläckage av kväve respektive fosfor i Vätterns tillflöden och utlopp. Diagrammen redovisar löpande treårsmedelvärden, dvs. värdet för 1973 är ett medelvärde för perioden 1971-73, osv. Av diagrammen framgår den stora betydelse vattenföringen har för arealläckaget. Den stora variationen sett över hela tidsperioden beror till stor del på variationer i vattenföring. Av figur 2.3-2.4 är det också uppenbart att det råder brist på vattenföringsuppgifter i de flesta vattendrag. Det är endast för perioden 1989-91 som treårsmedelvärden på arealläckage finns för samtliga vattendrag (beräknat på åren 1987-91).

**Tabell 2.3.** Klassificering av tillstånd i vattendrag med avseende på arealspecifika förluster av kväve och fosfor enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999).

<b>KVÄVE</b>			
<b>Klass</b>	<b>Benämning</b>	<b>Arealspecifik förlust (kg/ha år)</b>	<b>Normalläckage – olika marktyper</b>
<b>1</b>	Mycket låga förluster	≤ 1,0	Fjällhed och fattiga skogsmarker
<b>2</b>	Låga förluster	1,0 – 2,0	Icke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige
<b>3</b>	Måttligt höga förluster	2,0 – 4,0	Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark, ogödslad vall
<b>4</b>	Höga förluster	4,0 – 16,0	Åkermark i slättbygd
<b>5</b>	Mycket höga förluster	> 16	Odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning

Tabell 2.3. forts.

<b>FOSFOR</b>			
<b>Klass</b>	<b>Benämning</b>	<b>Arealspecifik förlust (kg/ha år)</b>	<b>Normalläckage – olika marktyper</b>
<b>1</b>	Mycket låga förluster	≤ 0,04	Lägsta förlust från opåverkad skogsmark
<b>2</b>	Låga förluster	0,04 – 0,08	Vanlig skogsmark
<b>3</b>	Måttligt höga förluster	0,08 – 0,16	Hyggen, myr/torvmark, ej erosionsbenägen åkermark
<b>4</b>	Höga förluster	0,16 – 0,32	Åkermark i öppet bruk
<b>5</b>	Mycket höga förluster	> 32	Erosionsbenägen åkermark

**Figur 2.3.** Arealspecifik förlust av kväve för Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-98 uttryckt som löpande treårsmedelvärden.

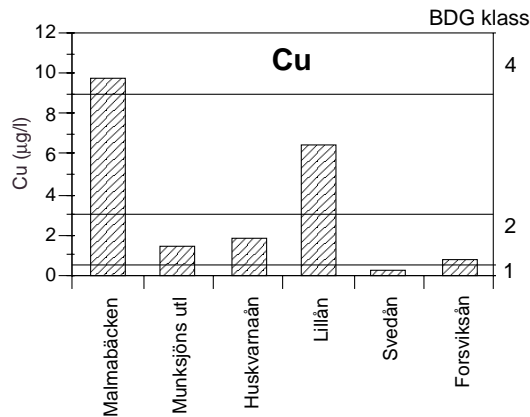
**Figur 2.4.** Arealspecifik förlust av fosfor för Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-98 uttryckt som löpande treårsmedelvärden

## Tillstånd 1996-98 - metaller

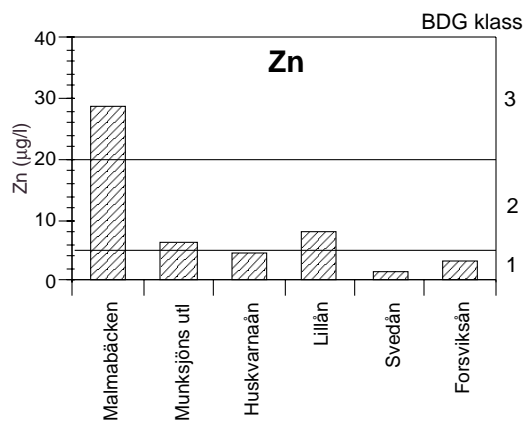
Metallanalyser görs för sex av Vätterns tillflöden (se tabell 2.1). Nedan beskrivs tillståndet i dessa vattendrag m.a.p. ”tungmetallerna” koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni). Till de s.k. tungmetallerna brukar man räkna metaller med en större täthet än  $5 \text{ g/cm}^3$ . Tungmetallerna är oförstörbara och bryts inte ner, och är således exempel på stabila (persistenta) ämnen. En del metaller är essentiella eller livsnödvändiga för levande organismer i små koncentrationer, t.ex. koppar, zink och krom. Andra metaller har så vitt man vet ingen nödvändig funktion hos levande organismer, t.ex. bly och kadmium. Redan i mycket låga koncentrationer kan dessa metaller vara skadliga för växter och djur.

I figur 2.5-2.10 redovisas medelhalter för olika metaller under perioden 1996-98 i sex tillflöden till Vättern. I figurerna redovisas också gränserna mellan olika klasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Enligt dessa ska underlaget för bedömningar utgöras av månatliga provtagningar under en treårsperiod. Ett vattendrag uppfyller inte dessa krav, nämligen Malmabäcken. Bedömningarna är här baserade på 4 prov från 1996 och ett prov från 1997. Från 1998 finns inga prov alls. Redovisade bedömningar för Malmabäcken är av denna anledning preliminära och ytterst osäkra.

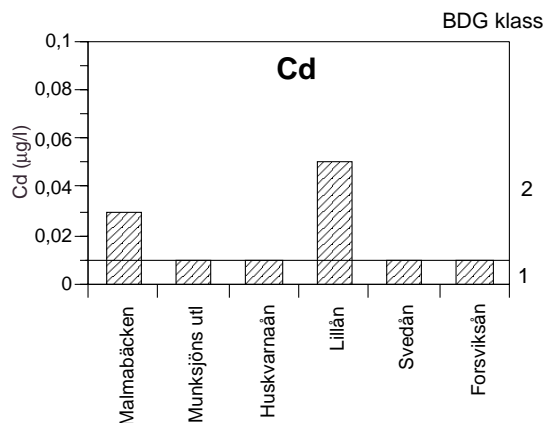
Klass 1 och 2 i bedömningsgrunderna innebär ingen eller liten risk för biologiska effekter av förekommande metallhalter. Fr.o.m. klass 3 och uppåt ökar risken för biologiska effekter. Risken är här störst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten med låga pH-värden. Med effekter menas här att arter eller artgrupper tar skada främst genom försämrad reproduktion eller som en sämre överlevnad i tidiga livsstadier. Bedömningsgrunderna rekommenderar uppföljande biologiska undersökningar om de uppmätta halterna ligger i klass 3 och däröver.



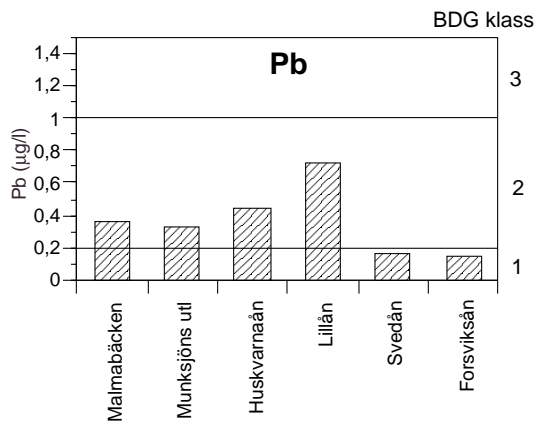
**Figur 2.5.** Medelhalt koppar i Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Olika klasser enligt bedömningsgrunderna redovisas längs den högra axeln.



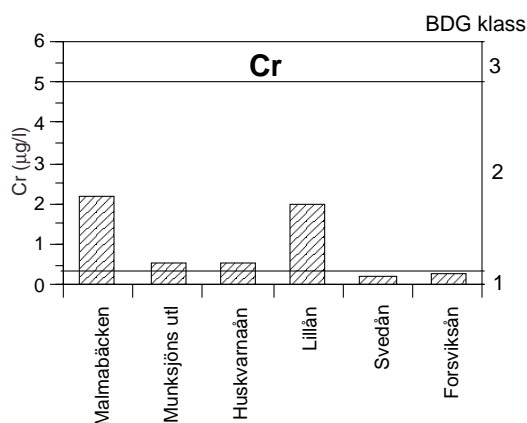
**Figur 2.6.** Medelhalt zink i Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Olika klasser enligt bedömningsgrunderna redovisas längs den högra axeln.



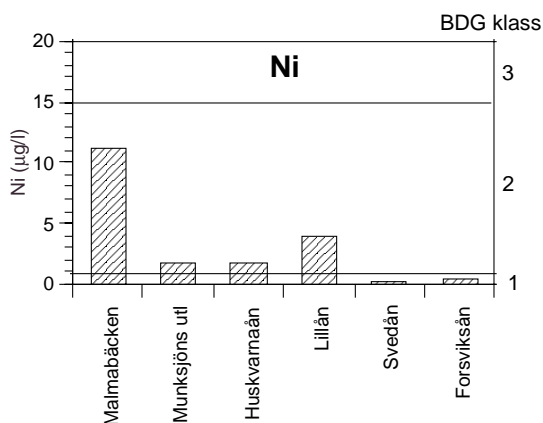
**Figur 2.7.** Medelhalt kadmium i Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Olika klasser enligt bedömningsgrunderna redovisas längs den högra axeln.



**Figur 2.8.** Medelhalt bly i Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Olika klasser enligt bedömningsgrunderna redovisas längs den högra axeln.



**Figur 2.9.** Medelhalt krom i Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Olika klasser enligt bedömningsgrunderna redovisas längs den högra axeln.



**Figur 2.10.** Medelhalt nickel i Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Olika klasser enligt bedömningsgrunderna redovisas längs den högra axeln.

Av figur 2.5-2.10 framgår att metallhalterna i Malmabäcken och Lillån är avvikande högre jämfört med övriga vattendrag. Kopparhalterna i Malmabäcken klassas som höga (klass 4) och zinkhalterna som måttligt höga (klass 3). I båda fallen är halterna så höga att det finns en risk för biologiska effekter. Det måste dock påpekas att bedömningarna är gjorda på ett mycket begränsat datamaterial för just Malmabäcken (se ovan). I Lillån är det främst kadmium- och i viss mån blyhalterna som är avvikande höga jämfört med övriga vattendrag. I båda fallen kan dock halterna klassas som låga (klass 2), dvs. riskerna för biologiska effekter är små. Genom att jämföra uppmätta metallhalter med nuvarande regionala bakgrundshalter för mindre vattendrag i södra Sverige kan graden av mänsklig påverkan bedömas (se tabell 2.4).

**Tabell 2.4.** Kvoten uppmätt halt/jämförvärde för Vätterns tillflöden för perioden 1996-98. Bakgrundshalter för mindre vattendrag i S Sverige har använts som jämförvärden (se Naturvårdsverket 1999). Klass enligt bedömningsgrunderna anges i parentes.

	Cu	Zn	Cd	Pb
Forsviksån	1,6 (2)	1,6 (2)	0,4 (1)	0,6 (1)
Svedån	0,6 (1)	0,8 (1)	0,5 (1)	0,7 (1)
Lillån	12,9 (5)	4,0 (3)	3,4 (2)	3,0 (2)
Huskvarnaån	3,7 (3)	2,2 (2)	0,8 (1)	1,8 (2)
Munksjöns utl	2,9 (3)	3,1 (3)	0,7 (1)	1,4 (2)
Malmabäcken	19,6 (5)	14,4 (5)	1,6 (2)	1,5 (2)

	Cr	Ni	Co	As
Forsviksån	1,3 (2)	1,2 (2)	0,8 (1)	1,0 (2)
Svedån	1,1 (2)	0,6 (1)	1,2 (2)	0,8 (1)
Lillån	9,9 (4)	9,7 (5)	-	2,2 (3)
Huskvarnaån	2,8 (3)	4,2 (4)	4,6 (2)	1,4 (2)
Munksjöns utl	2,8 (3)	4,4 (4)	3,7 (2)	1,2 (2)
Malmabäcken	11,0 (4)	28,0 (5)	3,0 (2)	1,7 (2)

Av tabell 2.4 framgår att Forsviksån och Svedån uppvisar ingen eller obetydlig mänsklig påverkan. (klass 1-2). Lillån och Malmabäcken uppvisar tydlig påverkan från lokala utsläpp för flera metaller (klass 5). Huskvarnaån och Munksjöns utlopp är mer svårbedömda men uppvisar för några metaller viss mänsklig påverkan (klass 3-4).



## Haltutveckling

Haltutvecklingen i Vätterns tillflöden och utlopp redovisas för några utvalda variabler som antingen har betydelse för närings- och produktionsförhållandena i Vättern och/eller som uppvisar tydliga trender i sjön (se kapitel 1). De utvalda variablerna är totalfosfor, totalkväve, permanganatförbrukning, klorid och kisel. Dessutom är försurningsutvecklingen i tillflödena intressant varför även alkalinitet ingår i utvärderingen.

I figur 2.11-2.16 visas tidsserier för årsmedelhalter totalkväve, totalfosfor, organiskt material, alkalinitet, klorid och kisel. I figurerna redovisas också regressionslinjer med tillhörande  $r^2$ -värdet. Ju högre  $r^2$ -värde desto säkrare trend. Observera att det är olika skalor i diagrammen.

För att kunna uttala sig om en halttrend i vattendrag beror på förändrad mänsklig påverkan eller om det beror på naturliga klimatsvängningar bör man filtrera bort vattenföringens påverkan på haltvariationerna. Detta har dock inte kunnat göras för tillflödena eftersom vattenföringsdata enbart finns att tillgå fr.o.m. 1985 och framåt i tidsserien för de flesta vattendrag.

Avrinningens och vattenföringens påverkan på haltutvecklingen är mycket komplex och skiljer sig mellan kväve, fosfor och organiskt material. Organiskt material uppvisar tydligast positiva samband med vattenföringen, dvs. ökande halter vid ökande vattenföring. För kväve och fosfor finns också ett svagt sådant samband men även ett negativt samband med vattenföringen vid låga flöden. Orsaken till det sistnämnda är minskad utspädning med ytavrinnande regnvatten vid låga flöden.

### *Kväve*

Tidsserier för årsmedelhalter totalkväve redovisas i figur 2.11. Halterna i Vätterns utlopp Motala ström följer naturligt nog samma ökande trend som halterna i sjön. I två av Vätterns tillflöden syns ingen trend i kvävehalterna men i övriga ökar kvävehalten. Den minskade depositionen av kväve under senare år har således inte fått fullt genomslag ännu. Mellanårsvariationen är dock stor vilket gör att trender ska tolkas med stor försiktighet

### *Fosfor*

Tidsserier för årsmedelhalter totalfosfor redovisas i figur 2.12. Halterna i Vätterns utlopp Motala ström följer samma avtagande trend som halterna i sjön. I Mjölnaån finns en svag tendens till stigande fosforhalter medan halterna sjunker eller är oförändrade i övriga tillflöden. Röttleån uppvisar den tydligaste sjunkande trenden.

### *Organiskt material*

Tidsserier för årsmedelhalter organiskt material, uttryckt som permanganatförbrukning ( $\text{KMnO}_4$ ) redovisas i figur 2.13. Halterna i Vätterns utlopp visar på en sjunkande trend medan halterna istället ökar i samtliga tillflöden. Utläckaget av organiskt material från markerna till vattendrag styrs till stor del av klimatet. Därför torde observerade haltökningar i Vätterns tillflöden bero på storskaliga klimattrender.

### *Alkalinitet*

Tidsserier för alkalinitet i Vätterns tillflöden och utlopp redovisas i figur 2.14. Alkaliniteten ökar i de flesta av Vätterns tillflöden. Det är enbart Svedån som uppvisar en avtagande trend. Den allmänna ökningen av alkaliniteten är dels en effekt av omfattande kalkning av sjöar, vattendrag och jordbruksmark i Vätterns tillrinningsområde samt dels en effekt av minskad deposition av sur nederbörd.

### **Klorid**

Tidsserier för årsmedelhalter klorid i Vätterns tillflöden och utlopp redovisas i figur 2.15. Precis som i Vättern och utloppet Motala ström så ökar kloridhalterna med något undantag i samtliga tillflöden. Den troligaste orsaken till detta är ökad tillförsel via vägsaltning och kommunala avloppsutsläpp. Detta styrker antagandet att dessa källor har stor betydelse för den observerade haltökningen av salter i Vättern.

### **Kisel**

Tidsserier för årsmedelhalter kisel i Vätterns tillflöden och utlopp redovisas i figur 2.16. Kiselhalterna i Vättern uppvisar en avtagande trend. Detta återspeglas även i utloppet Motala ström. Kiselalger är den dominerande växtplanktongruppen i Vättern och har stor betydelse som föda för bottendjur. Kiselalgerna är beroende av tillgången på kisel, speciellt inför vår-/försommarblomningen. Vid låga kiselhalter kan kisel bli begränsande för kiselalgsproduktionen. Mot bakgrund av detta är det av speciellt intresse att se om det finns trender i kiselhalterna i sjöns tillflöden. Kisel tillförs nämligen Vättern nästan uteslutande via vittringsprocesser i tillrinningsområdet.

Endast två av Vätterns tillflöden uppvisar minskande kiselhalter (Knipån och Huskvarnaån). I övriga vattendrag uppvisar kiselhalterna inga trender alls. Mellanårsvariationen tycks öka ju större andel jordbruksmark det finns i tillrinningsområdet. Mjölnaån uppvisar extremt stor mellanårsvariation i kiselhalt. Den minskade kiselhalten under senare år i Vättern beror sannolikt på interna processer i sjön och inte på minskad tillförsel via vattendragen.

## **Synpunkter på mätprogrammet**

För att kunna göra tillförlitliga bedömningar av miljötillstånd och trender i Vätterns tillflöden föreslås följande av kompletteringar av existerande mätprogram:

- Metallhalter bör analyseras 12 ggr per år i Malmabäcken istället för dagens 6 ggr per år. Dessutom finns behov av kompletterande biologiska undersökningar eftersom det föreligger en risk för biologiska störningar till följd av de höga metallhalterna.
- Vattenföringsuppgifter med dygnsupplösning bör kontinuerligt samlas in för samtliga vattendrag som ingår i övervakningsprogrammet.
- Dessutom bör äldre vattenföringsuppgifter rekonstrueras i vattendrag med långa kemiska provtagningsserier men med avsaknad av äldre vattenföringsuppgifter.

**Figur 2.11.** Årsmedelhalter totalkväve (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-1997. I diagrammen redovisas också regressionslinjer (grå linje) med tillhörande statistiska förklaringsgrad,  $r^2$ -värde.

**Figur 2.12.** Årsmedelhalter totalfosfor (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-1997. I diagrammen redovisas också regressionslinjer (grå linje) med tillhörande statistiska förklaringsgrad,  $r^2$ -värde.

**Figur 2.13.** Årsmedelhalter organiskt material mätt som permanganatförbrukning,  $\text{KMnO}_4$ , (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-1997. I diagrammen redovisas också regressionslinjer (grå linje) med tillhörande statistiska förklaringsgrad,  $r^2$ -värde.

**Figur 2.14.** Årsmedelhalter alkalinitet/aciditet (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-1997. I diagrammen redovisas också regressionslinjer (grå linje) med tillhörande statistiska förklaringsgrad,  $r^2$ -värde.

**Figur 2.15.** Årsmedelhalter klorid (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-1997. I diagrammen redovisas också regressionslinjer (grå linje) med tillhörande statistiska förklaringsgrad,  $r^2$ -värde.

**Figur 2.16.** Årsmedelhalter kisel (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp under perioden 1971-1997. I diagrammen redovisas också regressionslinjer (grå linje) med tillhörande statistiska förklaringsgrad,  $r^2$ -värde.



### 3. Växtplankton

*För att få mer information om vårutvecklingen i Vättern infördes från och med 1996 provtagning av växtplankton redan i april. Någon utvecklingstopp av kiselalger har dock ännu ej kunnat påvisas under våren utan liksom tidigare år uppmättes de högsta planktonvolymerna under sommar-månaderna. De senaste årens minskande fosforhalt tycks inte ha påverkat växtplanktonproduktionen negativt. Tvärtom finns en tendens till ökande algvolymen den senaste femårsperioden. Det är främst gruppen flagellater som står för denna ökning.*

### Inledning

#### Syfte

Undersökning av växtplankton i Vättern syftar till att beskriva tillstånd och förändring av växtplanktonsamhällets artsammansättning, relativ förekomst av olika arter, samt individtäthet och biomassa i den öppna vattenmassan. Speciellt är det biologiska effekter av förändringar av ljusförhållande och näringsnivå som följs med växtplanktonundersökningar. Växtplankton har en fundamental roll i ekosystemet som primärproducent. Information om biomassa och artsammansättning hos växtplankton är nödvändig för att tolka förändringar på andra trofnivåer.

#### Provtagningsstationer

Växtplanktonprov tas med vattenhämtare och analyseras kvantitativt med avseende på frekvens och biomassa av ingående arter. Parallellt med den kvantitativa provtagningen insamlas ett kvalitativt håvprov (maskstorlek 25 µm) för att möjliggöra kontroll av artbestämningar. I tabell 3.1 nedan redovisas stationer för provtagning av

växtplankton, vilka är samma som för vattenkemiprovtagningen (figur 1.1).

#### Provtagningsnivåer

Från provpunkten tas prov med en rörhämtare från varje tvåmetersintervall ned till 24 m (0-2, 2-4 etc) till ett blandprov. Provet konserveras med standard jodjodkaliumlösning. Det kvalitativa provet tas från 0 - 10 m.

#### Provtagningsfrekvens

Provtagning av växtplankton i Vättern utförs 4 ggr per år i mitten av april, maj, juli och augusti.

*Tabell 3.1. Provtagningsstationer för växtplankton i Vättern*

Nr	Namn - läge	Koordinater (x/y)	Djup (m)	Nivåer (m)
1	Edeskvarna	642137/140642	115	0 - 24 m (bland)
2	Jungfrun NV	648695/143413	75	0 - 24 m (bland)

#### Metoder

Växtplankton i Vättern har fram till 1992 analyserats enligt metod BIN PRO 66 (Naturvårdsverket 1986). Från 1992 har den metod använts som beskrivs i Naturvårdsverkets "handbok för miljöövervakning" undersökningstypen "växtplankton i sjöar". I den förstnämnda metoden räknas endast dominerande arter, vilket innebär arter som förekommer i sådant antal att säkerheten vid räkningen åtminstone ska vara ±30%. I den sedan 1992 använda metoden räknas alla arter oberoende av frekvens på en given yta i en vattenvolym som vanligen är mindre än den förut använda. Fördelar och nackdelar med den nya metoden beskrivs mer i detalj av Wilander & Willén (1997). Prov analyserade enligt den nya metoden får en högre totalvolym än de som räknats med den "gamla" metoden. I Vättern var ökningen i medeltal 30%, med en lägsta ökning på våren då planktonsamhället domineras av ett par kiselalgararter och en högsta ökning på sommaren då artdiversiteten är störst.

Största delen av den ökning i växtplanktons biomassa som iaktogs från 1992 måste tillskrivas metodförändringen.

## Resultat och diskussion

Nedan följer en redovisning av ett urval av resultaten från provtagningarna 1998 samt medelvärden för treårsperioden 1996-98. Den som vill ha tillgång till samtliga rådata hänvisas till hemsidan för Institutionen för miljöanalys på Internet (se fakta 1 och fakta 2 i kapitel 1).

Växtplanktonvolymen i Vättern var 1998 något högre jämfört med referensperiodens (1978-95) medelvolym men det bör noteras att den totala medelvolymen av planktiska alger i denna näringsfattiga sjö är mycket låg (tabell 3.2). De volymsmässigt mest betydelsefulla alggrupperna i Vättern har under hela mätperioden varit guldalger, kiselalger och cryptofycéer. Förhållandena mellan de olika grupperna har varierat mellan åren (figur 3.1) och viktiga orsakerna till dessa variationer kan förmodligen främst hänföras till temperaturförhållanden och ljusklimat.

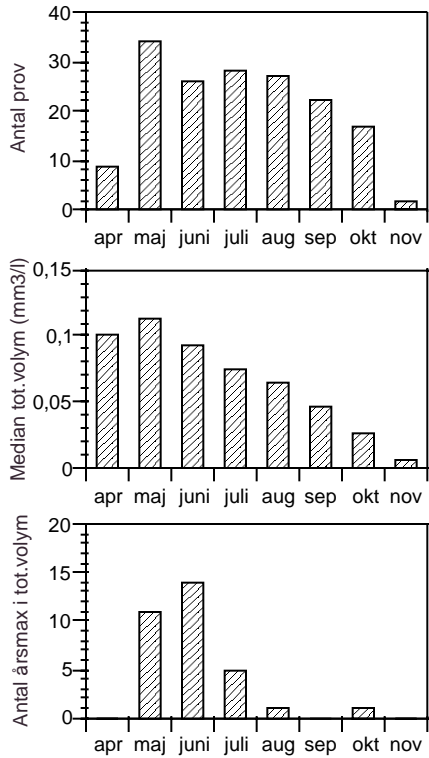
För att få mer information om vårutvecklingen i Vättern infördes från och med 1996 provtagning av växtplankton redan i april (Wilander & Willén, 1996). I figur 3.1 redovisas hur totalvolymen alger fördelar sig på olika månader under perioden 1970-98. Uttryckt som medianvärden tycks den totala algvolymen i april vara marginellt lägre än i maj. Efter maj avtar biovolymen sedan successivt till ett minimum i november. Ännu så länge har ingen utvecklingstopp av alger kunnat påvisas under våren. Dom maximala volymerna tycks istället vara vanligast i juni (se fig. 3.1). Värt att notera att just juni utgått från provtagningsprogrammet sedan 1996.

De högsta planktonvolymerna under 1998 uppmättes i juli och augusti (figur 3.2). På den södra provtagningsstationen (Edeskvärna) dominerade guldalger växtplanktonsamhället i juli. Framförallt förekom små chrysomonader och släktet *Uroglena*. I norra delen av Vättern (Jungfrun)

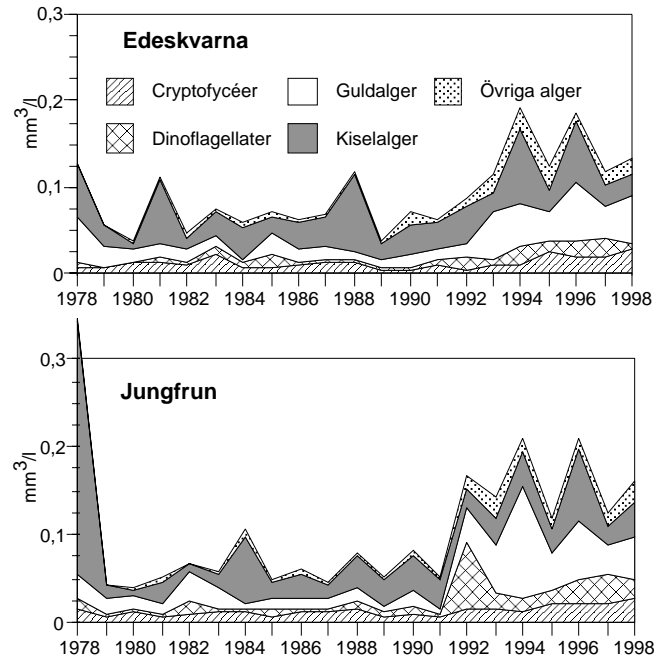
uppmättes den högsta volymen i augusti där kiselalger av släktet *Cyclotella* upptog en stor del av totalvolymen tillsammans med dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*. På våren karakteriserades växtplanktonsamhället på båda stationerna av ett stort antal arter i mycket låga volymer. Kiselalger och guldalger utgjorde då den största andelen av den totala volymen. Figur 3.2 visar förutom året 1998 den genomsnittliga säsongsutvecklingen på de två provtagningsstationerna i Vättern under tre år (1996-98). Planktonutvecklingen 1998 stämmer väl överens med treårsperiodens utveckling. Även årets totala medelvolym är i stort sett identisk med treårsperiodens (tabell 3.2).

Enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) kan en bedömning av tillståndet i Vättern ske med avseende på totalvolym alger i augusti eller över säsongen. I båda fallen är medelbiomassan för treårsperioden 1996-98 mycket liten (klass 1) på de två stationerna baserat på en femgradig skala.

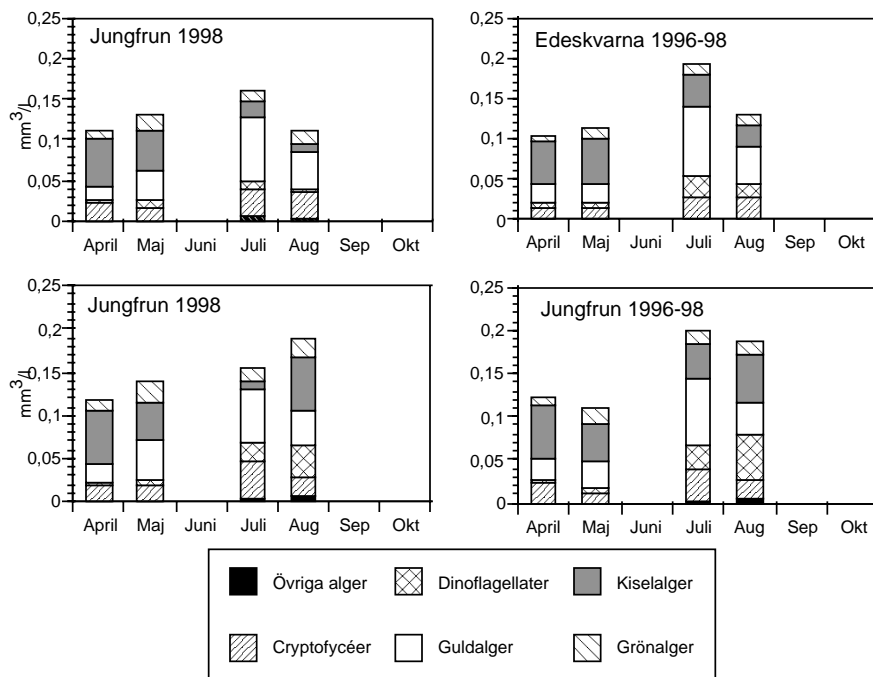
I kapitel 1 konstateras att fosforhalterna i Vättern i stort sett halverats de senaste fyra åren. Denna haltminskning bör, om den är riktig, påverka sjöns produktivitet och märkas som minskningar i bl.a. klorofyllhalter och algvolym. Det har redan konstaterats att klorofyllhalterna inte visar någon trend alls (se kapitel 1). Inte heller algvolymerna uppvisar någon tendens till minskning de senaste åren. Tvärtom syns en tendens till ökande totalvolym den senaste femårsperioden (figur 3.4) Det är främst flagellater (cryptofycéer, dinoflagellater och guldalger) som står för denna ökning. Kiselalgerna står för de årliga maxvärdena i algvolym men uppvisar ingen tendens till ökning. Cyanobakterierna uppvisar en tendens till ökning mot slutet av mätperioden men det rör sig hela tiden om mycket små algvolym för denna alggrupp.



**Figur 3.1.** Antal växtplanktonprov (överst), median totalvolym (mitten) och antal årsmax i total volym (underst) för olika månader under perioden 1970-98.



**Figur 3.2.** Medelvärde av volymen ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) under 1978-98 för dominerande växtplanktongrupper under maj, juli och augusti från två stationer i Vättern.



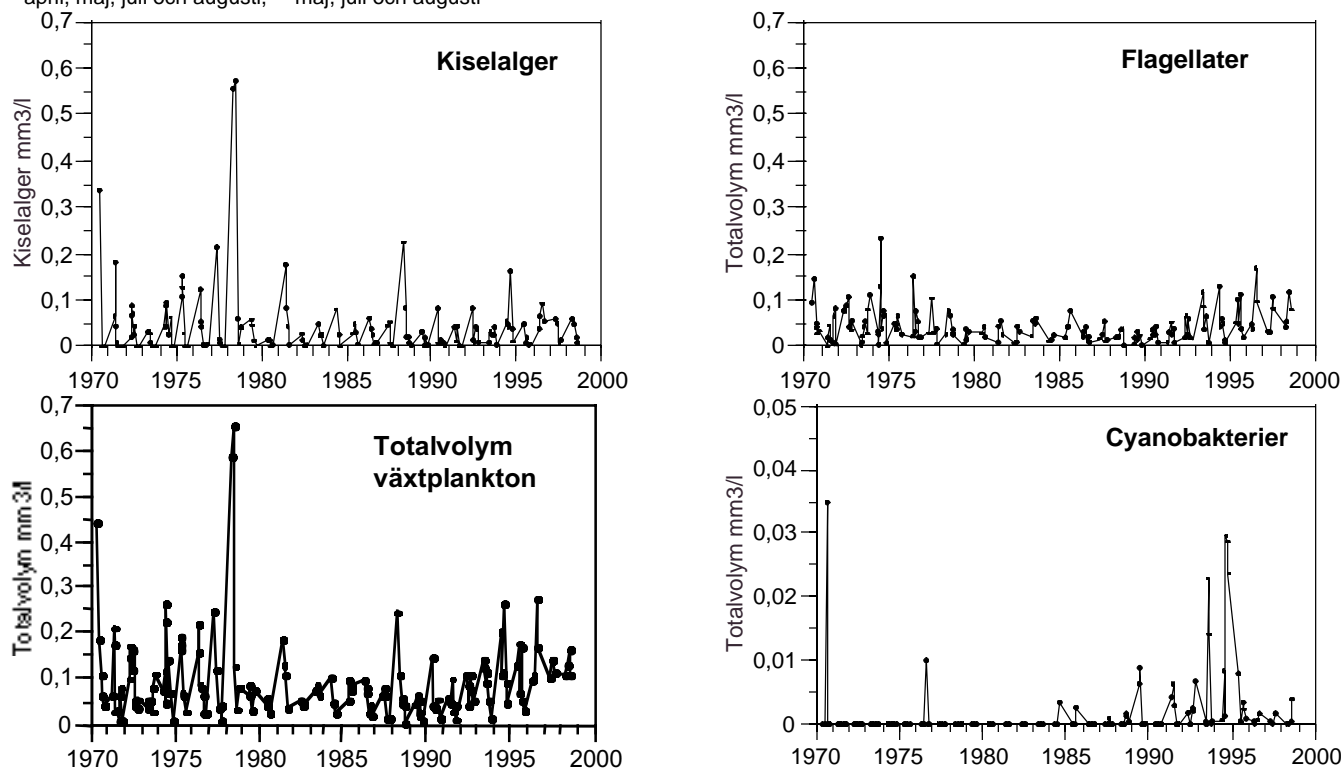
**Figur 3.3.** Volymen växtplankton ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) under provtagningssäsongen 1998 och trårsperioden 1996-98 på två stationer i Vättern.

**Tabell 3.2.** Antal arter och medelvolymer ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) inom respektive växtplanktongrupp samt medelvolymer ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) under treårsperioden 1996-98 vid två stationer i Vättern 1998. Som jämförelse anges genomsnittliga medelvolymer för perioden 1978-95. Provtagning i april är nytt fr.o.m. 1996.

Station <b>Edeskvärna</b>	Antal arter	Medelvolymer -98 4 mån. *	% av tot volymer	Medelvolymer 1996-98 4 mån.*	Medelvolymer 1978-95 3 mån. **
Cyanobakterier	6	0,001	1	0,001	0,002
Cryptofycéer	7	0,026	20	0,020	0,011
Dinoflagellater	6	0,006	5	0,014	0,007
Guldalger	25	0,046	36	0,046	0,022
Kiselalger	23	0,033	26	0,043	0,037
Grönalger	32	0,015	12	0,012	0,006
<b>Totalt</b>	<b>100</b>	<b>0,128</b>		<b>0,135</b>	<b>0,085</b>

Station <b>Jungfrun</b>	Antal arter	Medelvolymer -98 4 mån. *	% av tot volymer	Medelvolymer 1996-98 4 mån.*	Medelvolymer 1978-95 3 mån. **
Cyanobakterier	6	0,003	2	0,002	0,002
Cryptofycéer	7	0,026	17	0,023	0,012
Dinoflagellater	9	0,017	11	0,023	0,012
Guldalger	22	0,042	28	0,043	0,027
Kiselalger	21	0,044	29	0,050	0,042
Grönalger	35	0,019	13	0,015	0,005
<b>Totalt</b>	<b>100</b>	<b>0,150</b>		<b>0,155</b>	<b>0,099</b>

\* april, maj, juli och augusti, \*\* maj, juli och augusti



Figur 3.4. Tidsserier för totalvolym av växtplankton, kiselalger, flagellater och cyanobakterier.

## 4. Djurplankton

*Djurplanktonbestånden i Vättern undersöks sedan 1996 två gånger per säsong på två stationer enligt det nya övervakningsprogrammet. På båda stationerna visade djurplanktonbestånden mycket stora likheter i augusti 1998 och biomassan vid stationen mellan Motala och Karlsborg (Jungfrun NV) låg i nivå med långtidsmedelvärdet för perioden 1978–95. I juli 1998 var planktonsammansättningen annorlunda med mycket stor täthet av små hjuldjur (Rotatoria), som då också dominerade volymmässigt.*

### Inledning

#### Syfte

Det viktigaste skälet till att djurplankton ingår i Vätternprogrammet är deras stora betydelse som "länk" i näringskedjan. Övervakning av djurplankton ger därför möjlighet att bedöma effekten av interaktioner mellan olika trofinivåer på ekosystemet. Information om biomassa och artsammansättning hos djurplankton är också nödvändig för att tolka förändringar i växtplankton- och fiskesamhället.

Djurplanktonundersökningarna syftar till att beskriva tillstånd och förändring med avseende på djurplanktonsamhällets artsammansättning, relativ förekomst av olika arter (indikatorarter), samt individtäthet och biomassa av djurplankton i den öppna vattenmassan.

#### Provtagningsstationer

Stationer för provtagning av djurplankton redovisas i tabell 4.1. Stationernas läge framgår av figur 1.1 och är samma som för provtagning av vattenkemi.

### Provtagningsnivåer

Djurplankton provtas på nivåerna 0-10, 10-20 och 20-40 (flertalet av djurplanktonarterna bedöms förekomma över 30 meters nivå). Provtagning görs så att varje delprov/nivå representerar lika stora vattenvolymer.

*Tabell 4.1. Provtagningsstationer för djurplankton i Vättern.*

Nr	Namn - läge	Koordinater (x/y)	Djup (m)	Nivåer (m)
1	Edeskvärna	642137/140642	115	0-10, 10-20, 20-40
2	Jungfrun NV	648695/143413	75	0-10, 10-20, 20-40

### Provtagningsfrekvens

Provtagning utförs 2 ggr per år i mitten av juli och augusti.

### Metoder

Vid insamling av större djurplankton på angivna nivåer (se ovan) användes en Clarke-Bumpushåv (maskvidd 100 µm). Håven har apparatur som anger genomströmmande vattenvolym och dras i de olika djupintervallen och stängs därefter. Hjuldjur och ungdomsstadier av hoppkräftor (nauplier) insamlas genom filtrering (nät med 40 µm maskvidd) av vattenhämtningsprover från samma nivåer (blandprov av 3 prover från varje nivå; 0,5+5+10 m; 10+15+20 m, etc.). Metod för kvalitativ och kvantitativ provtagning av djurplankton (BIN PR016) beskrivs i detalj av Naturvårdsverket (1986).

## Resultat och diskussion

År 1998 var både planktondjurens individtäthet och totalbiovolym genomsnittligt högre vid stationen Jungfrun NV än vid stationen Edeskvärnaån NV (figur 4.1). Vad gäller individtätheten bidrog främst hinnkräftor till den högre tätheten vid stationen Jungfrun. Hinnkräftorna var dock av något mindre storlek vid Jungfrun än vid Edeskvärnastationen och bidrog därmed

förhållandevis lite till skillnaden i total biovolym mellan stationerna. (figur 4.1).

För augustiprovtagningarna vid Jungfrun finns normalvärden insamlade perioden 1978-95 (tabell 4.1) och 1998 års värden kan relateras till dessa. Jämförelsen visar att rotatorietätheten är hälften så hög som normalt och copepodtätheten ca 1,5 ggr högre än långtidsmedelvärdet. Dessa avvikelser är inte anmärkningsvärda utan kan betingas av förskjutningar i årscykeln, speciellt med tanke på att rotatorie- och copepodtätheten i juli låg i nivå med referensperiodens värden.

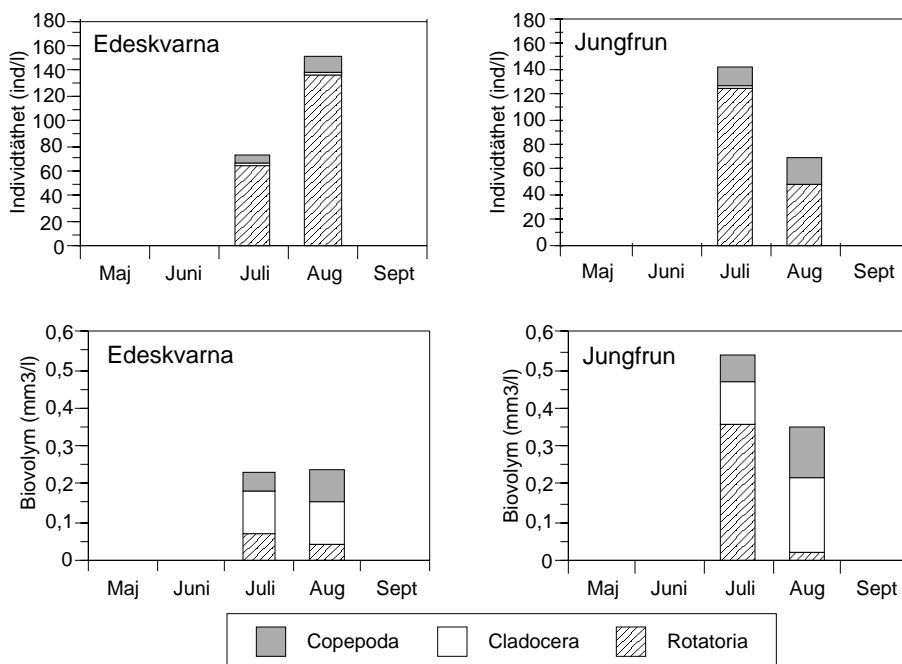
Vid provtagningar i juli och augusti fångas normalt maximala individtätheter och biovolym av djurplankton. Enstaka år kan djurplanktonvolymerna vara högre i september. Under de tre år som det nya provtagningsprogrammet tillämpats i Vättern har den totala individtätheten varit högre i augusti än i juli vid stationen Edeskvarnaån NV. Vid stationen Jungfrun har individtätheten i augusti varit lägre under 2 år av 3. Ser man till totalbiomasorna har de varit mycket lika i juli och augusti vid Edeskvarnastationen medan de vid Jungfrun varit ca dubbelt så höga i juli som i augusti under 2 år av 3.

Skillnaden i individtäthet mellan juli och augusti beror framför allt på att antalet hjuldjur (Rotatoria) varierar. Eftersom de vid Jungfrun varit av ett storvuxet släkte (Asplanchna) har detta släkte stått för en stor del av biomassvariationen mellan månaderna. Ser man enbart till de mer "populationsstabila" kräftdjurens biomassa är den alla tre åren något högre i augusti än i juli på båda stationerna.

Vid jämförelse mellan stationerna kan det därför finnas anledning att behandla kräftdjuren och hjuldjuren separat. För en bedömning av skillnaderna mellan stationerna har medelvärdet för juli+augusti använts (tabell 4.2). I medeltal är hjuldjurstätheten identisk på båda stationerna (ca 100 ind/l) medan djuren på stationen Jungfrun alla 3 åren är större (fr.a. genom släktet

Asplanchna) vilket resulterar i ca 1,5 ggr högre biomassa. För kräftdjuren finns en skillnad i individtäthet mellan stationerna som består i ca 1,5 ggr högre individtäthet och biomassa på stationen Jungfrun. Djuren är alltså i detta fall genomsnittligt lika stora på stationerna. Mellanårsvariationen är dock relativt stor (tabell 2).

Långtidsförändringar av djurplanktonbestånden i Vättern har redovisats tidigare (Persson 1997). De biovolymerna som då redovisades från skiktet 0–60 m vid station Jungfrun NV tydde på en förvånansvärt stor konstans, fränsett år 1988 (avvikande vertikal fördelning m.m.) samt de låga biovolymerna vid tidsseriens början (1978 och 1979). Det framgick vidare att hjuldjuren aldrig bidrog med mer än 40 % till den totala biovolymen. Tidsseriejämförelsen har nu uppdaterats med data för 1998 och med vattenskiktets djup motsvarande 0–40 m (figur B). Det framgår då att kräftdjurens individtäthet ligger i nivå med tidigare års. Möjligen kan hoppkräftsläktet Eudiaptomus vara något individrikare än genomsnitt men som helhet ligger de senaste tre årens värden inom den förväntade variationsvidden och tyder på stabilitet i sjön.



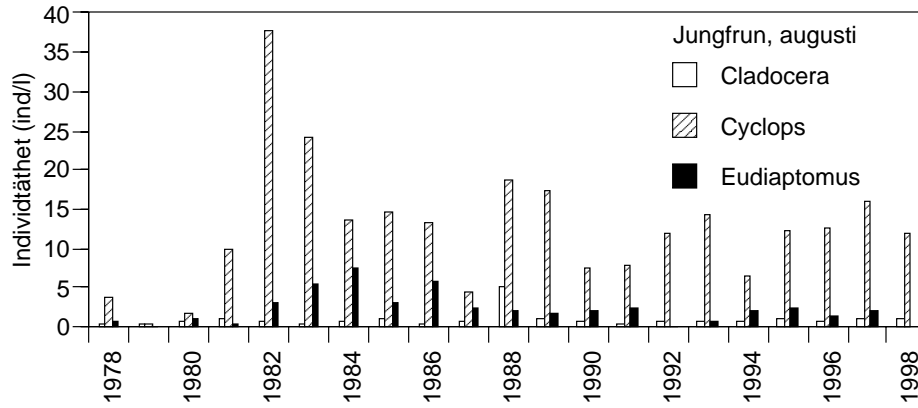
**Figur 4.1.** Individdensiteter och biovolym för olika djurplanktongrupper vid provtagningarna i juli och augusti 1998 från nivån 0-40 m på stationerna Edeskvärna och Jungfrun NV

**Tabell 1.** Individdensitet (ind/l) av de tre huvudgrupperna av djurplankton i skiktet 0-40 m i juli och augusti på två stationer i Vättern. Från station Jungfrun NV redovisas som jämförelse medelvärden för perioden 1978-95.

	Totalt ind/l	Rotatoria ind/l	Cladocera ind/l	Copepoda ind/l
Edeskvärna, juli 1998	72	64	1,83	5,95
Edeskvärna, aug 1998	150	137	1,72	12,1
Jungfrun NV, juli 1998	140	125	1,02	15,1
Jungfrun NV, aug 1998	70	47	1,07	21,9
Jungfrun NV, aug 1978-95	124	108	0,96	15,2

**Tabell 2.** Djurplanktons individdensiteter och biomassa åren 1996-98 samt 3-årsmedelvärden. För stationerna Edeskvärnaån och Jungfrun NV anges individdensitet (rad1+2) och biovolym (rad3+4) i skiktet 0-40 m.

	1996		1997		1998		1996-98	
	Rotatoria	Kräftdjur	Rotatoria	Kräftdjur	Rotatoria	Kräftdjur	Rotatoria	Kräftdjur
Edeskvärna ind/l	84	10,1	113	13,5	100	10,8	99	11,5
Jungfrun NV ind/l	85	14,6	128	16,4	86	19,6	99	16,9
Edeskvärna mm <sup>3</sup> /l	0,11	0,08	0,03	0,08	0,06	0,18	0,06	0,11
Jungfrun NV mm <sup>3</sup> /l	0,16	0,07	0,17	0,14	0,19	0,25	0,17	0,16



**Figur 4.2.** Tidsserier för individtätheten hinnkräftor (*Cladocera*) och hoppkräftor (*Cyclops* och *Eudiaptomus*) vid station Jungfrun NV i augusti 1978–98. Djupintervallet 0–40 m redovisas.



## 5. Bottenfauna

**Djupbottenfaunan i Vättern kännetecknas av stabil artsammansättning men stor mellanårsvariation i total biomassa. Svängningar i biomassa kan nästan helt kopplas till föregående års planktonproduktion, speciellt vårblomningen av kiselalger, vilket i sin tur kan kopplas till klimatfaktorer som instrålning och vattentemperatur. Djupbottenfaunan i Vättern i augusti 1998 visar på en uppgång av individtätheten vid två av de tre stationerna i Vättern jämfört med föregående år.**

### Inledning

#### Syfte

Att beskriva kvalitativ status och/eller förändringar i bottenfaunasamhällets sammansättning i sjöns djupare delar. Artsammansättningen förändras vid miljöpåverkan, och resultaten kan därför användas för att bedöma sjöekosystemets samlade påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom avrinningsområdet. Undersökningen är speciellt lämplig för att bedöma status och förändring i sjöars trofigrad.

#### Provtagningsstationer

Stationer för provtagning av bottenfauna redovisas i tabell 5.1. Stationernas läge framgår av fig 1.1. Prover tas från en provtagningsyta som utgörs av området inom 200 m radie från provtagningsstationen. Provtagning görs på mjukbotten/ackumulationsbotten med Ekmanhämtare (automatisk utlösning och möjlighet att variera vikter) från 10 st provpunkter som fördelas med jämn spridning inom provtagningsytan. Samtliga enskilda prover från en yta analyseras separat.

### Provtagningsfrekvens

Provtagning i Vättern utförs varje år i mitten av augusti och samordnas med vatten- och planktonprovtagningarna.

*Tabell 5.1. Provtagningsstationer för bottenfauna i Vättern.*

Nr	Namn - läge	Koordinater (x/y)	Djup (m)
3	Visingsö S (PMK 5)	642548/140805	109
4	Omberg (PMK 9)	645840/142775	100
5	St Aspön (PMK 14)	651657/144792	90

### Metoder

Provtagningsmetodik och nödvändig utrustning finns beskrivna i Svensk Standard SS 028190.

## Resultat och diskussion

Bottenfaunan i Vättern i augusti 1998 visar på en uppgång av individtätheten två av de tre stationerna i Vättern jämfört med föregående år (figur 5.1). Stationen Visingsö SV visar på en halvering av oligochaetafaunan medan Monoporeia visar på en kraftig uppgång, abundansmässigt ligger dock totalfaunan något under föregående års. Stora förändringar i bottenfaunans individtäthet har även skett tidigare år (figur 5.1). Dessa förändringar kan sannolikt kopplas till mellanårsvariation i planktonproduktionen och därmed varierande tillgång på föda för bottenfaunan. Planktonproduktionen kan i sin tur kopplas till klimatiska faktorer som instrålning och temperatur. Ett år med stor planktonproduktion, speciellt som vårblomning av kiselalger, följs i regel av ett år med stor individtäthet/biomassa hos djupbottenfaunan.

Bottenfaunans artsammansättning har under åren varit tämligen stabil trots stor mellanårsvariation i total biomassa. Oligochaeternas låga numerär 1996 vände uppåt 1997 för att åter

sjunka vid två stationer under 1998 ( Visingsö SV och Omberg) de variationer som visats hör sannolikt till den så kallade mellanårsvariationen som är ett resultat av föregående års planktonproduktion

Övriga djurgrupper som finns i enstaka exemplar i proverna är ishavsrelikterna *Relictacanthus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* (taggmärsla) och *Saduria entomon* (ishavsgråsugga/skorv). Dessa arter brukar normalt inte uppträda i några större mängder per ytenhet och kan till och från saknas i proverna något år för att sedan komma tillbaka.

Ett mått på vattenkvaliteten är BQI (biologiskt kvalitetsindex; fakta 3) vilket är baserat på chironomidernas artsammansättning. Detta index kan ligga mellan 1 och 5 där 1 indikerar eutrofa förhållanden och 5 oligotrofa förhållanden. I Vättern ligger detta index mellan 4 och 5 då chironomidfaunan domineras av känsliga taxa som *Heterotrissocladius subpilosus* (index 5) och *Paracladopela sp.* (index 4). BQI varierar endast marginellt från ett år till ett annat och visar på en stabil chironomidfauna och på stabila förhållanden i Vättern.

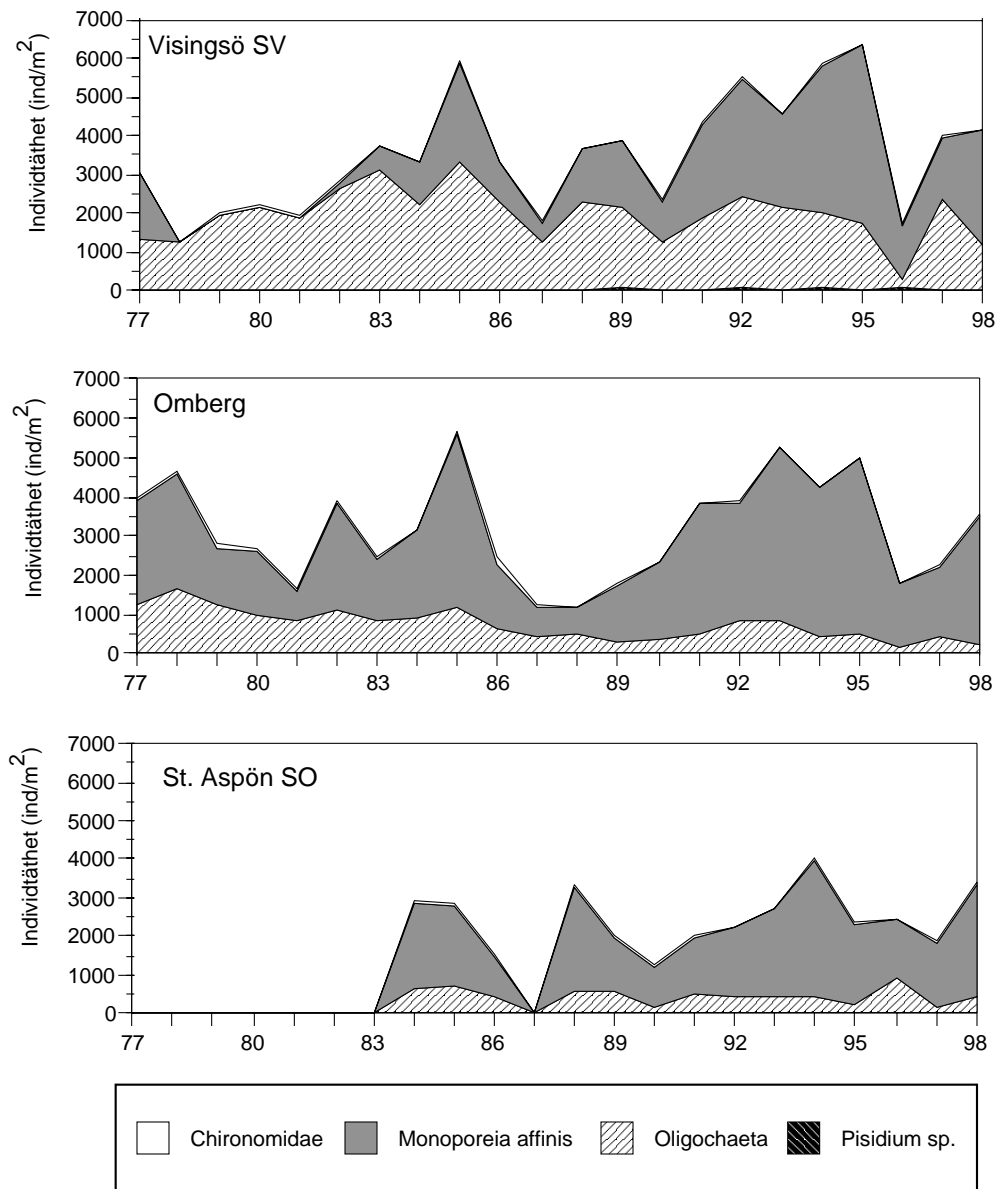
index ingår ett antal chironomidarter med olika krav på vattenkvalitet eller bottensubstrat. Vissa arter klarar mycket låga syrgashalter medan andra fordrar rent vatten och höga syrgashalter. BQI varierar mellan 1 och 5 och de arter som fordrar rent vatten och höga syrgashalter får indexsiffran 5 medan de tåliga arterna får indexsiffran 1. Då chironomiderna har en lång generationstid, upp till ett år, innebär det att BQI visar hur förhållandena i sjön har varit under en längre period. Enligt Wiederholm (1980) beräknas BQI som:

$$BQI = \sum_{i=0}^5 k_i * n_i / N$$

Där: Vikt för indikatorart eller grupp ( $k_i$ )=5 för *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.), 4 för *Paracladopelma sp.*, *Micropsectra sp.*, *Heterotanytarsus apicalis* (Kieff.), *Heterotrissocladius grimshawi* (Edw.), *Heterotrissocladius marcidus* (Walker) och *Heterotrissocladius maeaeeri* Brundin, 3 för *Sergentia coracina* (Zett.), 1 för *Chironomus plumosus* L., och 0 om ingen av dessa arter finns i provet;  $n_i$  = antalet individer i varje indikatorgrupp och  $N$  = totala antalet individer i alla indikatorgrupper.

### Fakta 3: Biologiskt kvalitetsindex (BQI)

BQI är ett biologiskt kvalitetsindex baserat på fjädermyggornas (chironomidernas) artsammansättning. I



**Figur 5.1.** Individdtäthet (ind/m<sup>2</sup>) för de fyra vanligaste bottenfaunagrupper från augustiprovtagningen på tre stationer i Vättern. Ingen provtagning gjordes 1987 på station St. Aspön.

**Tabell 5.2.** Individtäthet ( $\text{ind/m}^2$ ) och biomassa ( $\text{g/m}^2$ ) för de fyra vanligaste profundaltaxa vid provtagning på tre stationer i augusti 1998. Som jämförelse redovisas också medelvärden för perioden 1973-97.

<b>Station 5 Visingsö SV</b>	Antal $\text{ind/m}^2$	% av totala antalet $\text{ind/m}^2$	Biomassa $\text{g/m}^2$	Antal $\text{ind/m}^2$ 1973-97
Oligochaeta	1159	28	5,22	1999
Monoporeia affinis	2927	70	4,49	1519
Chironomidae	20	0	0,01	33
Pisidium	32	1	0,01	20
Övrigt	40	1	0,16	2
<b>Totalt</b>	<b>4178</b>		<b>9,89</b>	<b>3653</b>

Tabell 5.2. (fortsättning)

<b>Station 9 Omberg</b>	Antal $\text{ind/m}^2$	% av totala antalet $\text{ind/m}^2$	Biomassa $\text{g/m}^2$	Antal $\text{ind/m}^2$ 1973-97
Oligochaeta	192	5	0,96	823
Monoporeia affinis	3296	90	5,70	2456
Chironomidae	68	2	0,07	60
Pisidium	12	0	0,00	19
Övrigt	109	3	0,23	98
<b>Totalt</b>	<b>3677</b>		<b>6,97</b>	<b>3456</b>

<b>Station 14 St. Aspön SO</b>	Antal $\text{ind/m}^2$	% av totala antalet $\text{ind/m}^2$	Biomassa $\text{g/m}^2$	Antal $\text{ind/m}^2$ 1973-97
Oligochaeta	397	12	1,33	512
Monoporeia affinis	2927	84	4,85	1712
Chironomidae	60	2	0,02	41
Pisidium	0	0	0	9
Övrigt	61	2	0,13	80
<b>Totalt</b>	<b>3445</b>		<b>6,33</b>	<b>2354</b>

## 6. Referenser

- Kvarnäs, H. 1997. Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde - källfördelning och retention. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 46.
- Naturvårdsverket. Handbok för miljöövervakning. Uppdateras kontinuerligt och finns tillgänglig via Internet på adressen <http://www.environ.se/verket/mo/handbok.htm>.
- Naturvårdsverket 1986. Recipientkontroll vatten, metodbeskrivningar Del 1, undersökningsmetoder för basprogram. - Naturvårdsverket, Rapport 3108.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. – Naturvårdsverket, rapport 4913.
- Persson, G., 1987. Vätterns limnologiska status i ett 20-års perspektiv. - Vätternvårdsförbundet, rapport nr 29.
- Persson, G. 1997. Djurplankton – I: Wilander, A. och Willén, E. (red) 1997. Vättern och dess tillflöden 1971–1994. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 40.
- Persson, G., Olsson, H., Wiederholm, T. & Willén, E., 1989. Lake Vättern, Sweden: A 20-year perspective. – *Ambio* 18:208-215.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. - *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*: 537-547.
- Wilander, A och Willén, E. (red) 1997. Vättern och dess tillflöden 1971–1994. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 40.
- Vätternvårdsförbundet, 1990. Vättern 90, Vattenvårdsplan för Vättern. - Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Vätternvårdsförbundet 1996. Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 38.

## Bilaga 1.

Vattenkemiska variabler i provtagningsprogrammet på Vättern och sjöns tillflöden och utlopp, deras beteckningar i tabeller och diagram, mätta enheter samt analysmetoder.

Variabel	Beteckning	Enhet	Analysmetod
Temperatur	Temp	°C	Termometer i provtagare samt termistor
Konduktivitet	Kond	mS/m	SS 028123 mod
pH	pH		SS 028122-2 mod
Kalcium	Ca	mekv/l	Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22
Magnesium	Mg	mekv/l	Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22
Natrium	Na	mekv/l	Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22
Kalium	K	mekv/l	Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22
Alkalinitet/aciditet	Alk/acid.	mekv/l	SS 028139 mod/Standard Methods 16th ed.Method 402
Sulfat	SO <sub>4</sub>	mekv/l	Fritz, J., Gjerde, D., Pohland, C., 1982. Ion Chromatography
Klorid	Cl	mekv/l	Fritz, J., Gjerde, D., Pohland, C., 1982. Ion Chromatography
Ammoniumkväve NH <sub>4</sub> -N		mg/l	SIS 028134
Nitrit+nitratkväve	NO <sub>2</sub> -N+NO <sub>3</sub> -N	mg/l	SIS 028132 mod. Bran Luebbe Industrial Method 55010279B
Totalkväve	Tot-N	mg/l	SIS 028132 mod. Bran Luebbe Industrial Method 55010279B
Kjeldahlkväve	Kj-N	mg/l	Jönsson 1966. Vattenhygien Nr 1, sid 10-14. SIS 028134 mod
Fosfatfosfor	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	Schuster, Arch. Hydrobiol. 65:4. Koroleff, ICES 1968 C33
Totalfosfor	Tot-P	mg/l	Schuster, Arch. Hydrobiol. 65:4. Koroleff, ICES 1968 C33
Totalt organiskt kolTOC		mg/l	SS 028199 Shimadzu Manualer
Permanganatförbr.KMnO <sub>4</sub>		mg/l	SS 02 81 18 mod.
Absorbans ofiltreratAbs OF		abs 420/5	Chalupa, 1963. Sbornik Vysoké školy chemicko-technologické v. Praze.Technologie vody 7(1), 17-47.
Absorbans filtrerat	Abs F	abs 420/5	Se ovan
Syrgas	O <sub>2</sub>	mg/l	SS EN 25813, -14
Kisel	Si	mg/l	Bran Luebbe Industrial Method No. 811-86T
Susp. material	Susp	mg/l	SS 02 81 13 mod.
Klorofyll	Kfyll	mg/l	SS 02 81 46
Siktdjup	Siktdjup	m	Siktskiva från båtens skuggsida
Järn	Fe	µg/l	ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982. Det.gräns: 1 µg/l.
Mangan	Mn	µg/l	ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982. Det.gräns: 0,03 µg/l.
Aluminium	Al	µg/l	ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982. Det.gräns: 0,1 µg/l
Koppar	Cu	µg/l	ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982. Det.gräns: 0,2 µg/l.
Zink	Zn	µg/l	ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982. Det.gräns: 0,2 µg/l.
Kadmium	Cd	µg/l	ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982.

Bly	Pb	µg/l	Det.gräns: 0,003 µg/l. ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982.
Krom	Cr	µg/l	Det.gräns: 0,02 µg/l. ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982.
Nickel	Ni	µg/l	Det.gräns: 0,05 µg/l. ICP-MS. Jobin Yvon JY 24.1989-1982.

---

*Beräknade variabler.*

$$\text{ANC} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} + \text{K}^{+} + \text{NH}_4^{+} - (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^{-} + (\text{NO}_2^{-} + \text{NO}_3^{-})) \quad (\text{mekv/l})$$

$$\text{Org-N} = \text{Kjeldahl-N} - \text{NH}_4\text{-N} \quad (\text{mg/l})$$

$$\text{Övrig-P} = \text{Tot-P} - \text{PO}_4\text{-P} \quad (\text{mg/l})$$

$$\text{Abs Diff} = \text{Abs OF} - \text{Abs F}$$

$$\text{Syrgasmättnad} (\%)$$

# Nederbördskemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö

*Eva Hallgren Larsson, IVL-Aneboda*

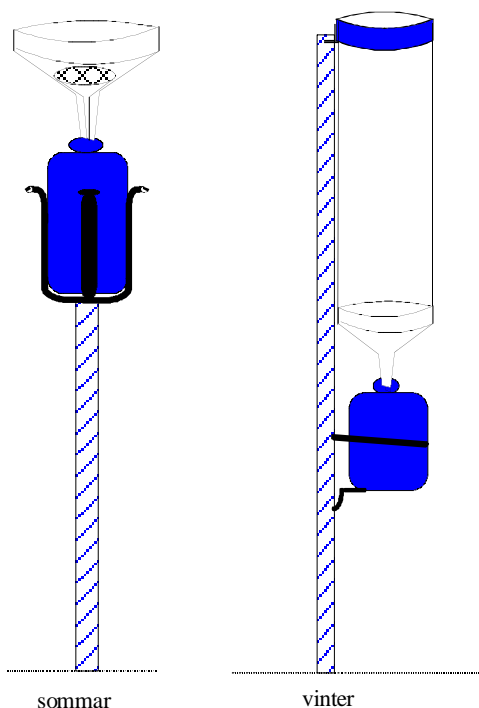
## Bakgrund

Våtdepositionen på öppet fält mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd från Säby på Visingsö. Undersökningarna utförs av Institutet för Vatten- och

Luftvårdsforskning (IVL) i Aneboda på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Nedfallet av tungmetaller undersöks på samma plats och redovisas i separat artikel (Westling, 1999).

## Metoder

Nederbörd insamlas sommartid med hjälp av tratt och dunk (5 l) som under vinterperioden ersätts av snösäck med dunk (5 l). Utrustningen är placerad på ett öppet fält, på en stolpe 1,5-2 m över marken, se figur 1. Insamlaren töms en gång per månad av provtagaren Britta Fredriksson. Insamlad volym noteras och provet skickas till IVL i Aneboda för analys av pH (surhet), alkalinitet, klorid, svavel samt kvävekomponenter.



**Figur 1.** Utrustning för nedfallsmätning på öppet fält, sommar och vinter.

## Resultat

Som jämförelse till situationen på Visingsö redovisas resultat från nio lokaler fördelade på fyra län. Stationernas läge, namn och trädslag framgår av figur 2. Nederbördens genomsnittliga koncentration av vätejoner, svavel och kväve under oktober 1997 till september 1998 framgår av figur 3. Nedfall

av dessa ämnen under samma period framgår av figur 4. Från jämförelsestationerna redovisas, förutom nedfall på öppet fält, även nedfall till skogsmark, mätt som krondropp och där torrdeponerade ämnen ingår. Torrdepositionens omfattning är som regel större i granskog än i tallskog.



E 08, Omberg	Gran
E 21, Solltorp	Gran
E 22, Höka	Tall
F 20, Visingsö	-
F 21, Gyngge	Tall
F 22, Bordsjö	Gran
P 57, Valshalla	Gran
P 93, Humlered	Tall
R 06, Blängsmossen (exponerat läge)	Gran
R 09, Stora Ek	Gran

**Figur 2.** Visingsö och jämförelselokaler med nederbördskemiska mätningar 1997/98.

När det gäller svavel har nederbörden i allmänhet innehållit drygt 0,4 mg/l, vilket är klart mindre än året innan. Till skillnad mot tidigare år har nederbörd från Visingsö i allmänhet visat samma svavelkoncentrationer som kringliggande lokaler på fastlandet. På samma sätt som för svavel har halterna av kvävekomponenter visat lägre koncentrationer under 1997/98 jämfört med året innan; cirka 0,4 mg/l. Däremot noteras det som varit så tydligt för ett flertal ämnen under tidigare år; nämligen högre halter av kväve på Visingsö än på kringliggande lokaler.

Orsakerna till att koncentrationen av svavel och kväve som regel varit högre på Visingsö än på kringliggande lokaler är oklar. Om detta avspeglar verkliga förhållanden måste en lokal föroreningskälla finnas i närheten av Visingsö. Samtidigt kan inte provtagnings-tekniska skäl uteslutas. Nederbörd på öppet fält utgör som regel ett bra mått på våtdeposition av svavel och kväve utan större inslag av torrdeposition. Det är dock möjligt att förhållandena ändras när man har en så stor öppen yta som Vättern utgör, och att torrdeposition av olika komponenter på öppet fält får större betydelse ju större den

öppna ytan är. Partiklar och dimdroppar, som driver i sidled vid starka vindar, kan eventuellt fastna på innerkanten av nederbördsinsamlarna och leda till att våtdepositionen överskattas. Detta skulle i så fall kunna vara en bidragande orsak till de höga koncentrationer som tidigare år noterats på Visingsö jämfört med övriga lokaler, där insamlarna står på betydligt mindre öppna ytor.

## Deposition

Figur 4 visar att nedfallet av vätejoner, svavel och kväve var förhållandevis litet under hydrologiska året 1997/98 och i nivå med Naturvårdsverkets miljömål för belastning av försurande ämnen i Götaland; 3 kg svavel och 5 kg kväve per hektar och år (NV, 1993). På Visingsö var nedfallet av kväve (5 kg/ha) dubbelt så stort som nedfallet av antropogent svavel (2,6 kg/ha). Liten deposition under 1997/98 gäller både vid jämförelse med tidigare år och kringliggande lokaler. Skillnaden jämfört med kringliggande lokaler förklaras av betydligt mindre nederbörds mängder på Visingsö än på fastlandet, se även figur 5.

Figur 3. Nederbördens genomsnittliga innehåll av vätejoner ( $H^+$ ), sulfatsvavel ( $SO_4-S_{ex}$ ),<sup>1</sup> nitratkväve ( $NO_3-N$ ) och ammoniumkväve ( $NH_4-N$ ) under hydrologiska året oktober 1997 till september 1998.

---

<sup>1</sup>  $SO_4-S_{ex}$  innebär antropogent svavel, där havssaltets bidrag har räknats bort.

*Figur 4. Deposition av vätejoner ( $H^+$ ), sulfatsvavel ( $SO_4-S_{ex}$ ),<sup>2</sup> nitratkväve ( $NO_3-N$ ) och ammoniumkväve ( $NH_4-N$ ) i kg per hektar under hydrologiska året oktober 1997 till september 1998.*

---

<sup>2</sup>  $SO_4-S_{ex}$  innebär antropogent svavel, där havssaltets bidrag har räknats bort.

## Tidsutveckling deposition

Nedfallet av så gott som samtliga undersökta ämnen var mindre under 1997/98 jämfört med tidigare år, då mätningar utförts på Visingsö.

Tabell 1 och figur 5 visar resultat från de fem år som mätningarna har pågått. Tabellen visar att årlig nederbördsmängd i genomsnitt varit 587 mm. Samtidigt har depositionen av antropogent svavel varit 4 kg/ha. Nedfallet av kväve har varit dubbelt så stort; drygt 8 kg/ha räknat som summan av nitratkväve

och ammoniumkväve och nedfallet av havssalt, mätt som klorid, har varit 11 kg/ha. Detta innebär att nedfallet i *genomsnitt under dessa fem år* varit betydligt större än Naturvårdsverkets miljömål för belastning av svavel och kväve.

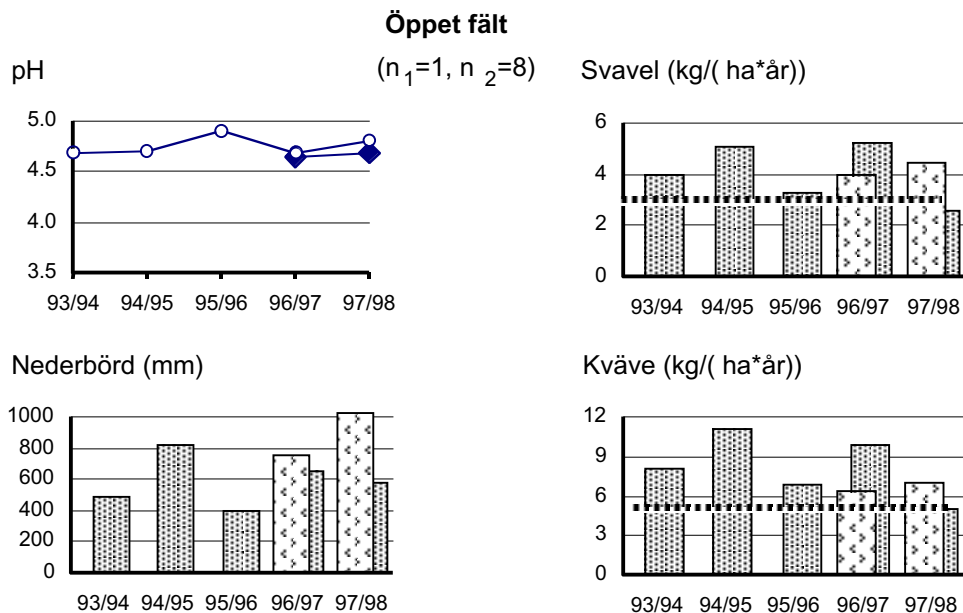
Klorid visar betydande variationer, vilket är naturligt eftersom intransport och nedfall i stor utsträckning styrs av förekomst av saltförande vindar från väster.

Tabell 1. Nedfallsdata från Visingsö under fem hydrologiska år.

År	Nedb mm	H <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> -S	SO <sub>4</sub> -S <sub>ex</sub>	Cl	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ca	Mg	Na	K
-----kg/ha-----											
93/94	484	0,10	4,5	4,0	11,7	3,6	4,4	3,1	1,3	7,8	2,5
94/95	817	0,16	5,9	5,1	18,8	5,4	5,7	2,6	1,4	10,3	2,5
95/96	403	0,05	3,5	3,2	4,6	3,3	3,5	1,7	0,7	3,3	1,7
96/97	649	0,13	6,0	5,2	17,2	5,4	4,5	2,0	1,1	5,8	3,5
97/98	583	0,09	2,8	2,6	4,4	2,5	2,5	1,9	0,8	5,1	2,1
<b>medel 93-98</b>	587	0,11	4,5	4,0	11,3	4,0	4,1	2,3	1,1	6,5	2,5

Data från övriga mätningar som IVL genomfört visar en kraftigt minskad torrdeposition (gaser och partiklar) av svavel i södra Sverige sedan slutet av 1980-talet. När det gäller våtdeposition är det betydligt svårare att se tydliga trender. Däremot har nederbörden i södra Sverige i allmänhet blivit mindre sur. Som exempel kan nämnas att pH-värdet i nederbörd från fem lokaler i Jönköpings och Örebro län ökat från 4,4 under åren 1989-91 jämfört med 4,7 under de tre senaste åren, 1995-98 (t.ex. Hallgren Larsson m. fl. 1997, Hallgren Larsson 1999a och b). På Visingsö är tidsserien ännu för kort för att se egentliga trender. Sedan mätningarna startade har nederbördens pH-värde varit mellan 4,7 och 4,9 (räknat som medelvärden för hydrologiska år).

Våtdepositionens omfattning beror till stor del på aktuell nederbördsmängd även om koncentrationen av olika ämnen också är betydelsefull. Som regel är koncentrationen av olika föroreningar större i södra än i norra Sverige. Data från SMHI visar att det regnar och snöar mindre på Visingsö än på fastlandet (SMHI, 1997-1998). Under 1961-1990 har nederbördsmängden på Visingsö generellt varit 70% av nederbördsmängden på Jönköpings Flygplats. Figur 5 visar liknande resultat under det senaste hydrologiska året då knappt 600 mm nederbörd noterades på Visingsö, jämfört med drygt 1000 mm som medelvärde från de åtta jämförelsestationerna i området. Detta är den främsta förklaringen till att nedfallet av svavel och kväve var mindre på Visingsö än på fastlandet.



**Figur 5.** Årsmedelvärden för pH-värde, nederbördsmängd samt våtdeposition av svavel och kväve. på Visingsö ( $n_1$ ) jämfört med åtta lokaler på fastlandet ( $n_2$ ). Syftet är att visa tidsutveckling och skillnad mellan situationen på Visingsö (serie  $n_1$  från 1993/94) jämfört med åtta lokaler på fastlandet (serie  $n_2$  från 1996/97). Stationerna är desamma som i figur 1, med undantag för den exponerade lokalen på Billingen (R 06 Blängsmossen). Streckad linje anger Naturvårdsverkets miljömål för belastning av svavel och kväve i Götaland.

## Referenser

- Hallgren Larsson (red.) 1999a. Övervakning av luftföroreningar i Jönköpings län - resultat till och med september 1998. IVL Aneboda.
- Hallgren Larsson (red.) 1999b. Övervakning av luftföroreningar i Örebro län - resultat till och med september 1998. IVL Aneboda.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Lövblad, G., Malm, G., Sjöberg, K. och Westling, O. 1997. Luftföroreningar i södra Sverige, 1985 - 1995. IVL B 1257.
- NV, 1993. Ett miljöanpassat samhälle - Miljö 93. SNV, Rapport 4234.
- SMHI. Väder & Vatten 1997-1998.
- Westling, O. 1999. Nederbördskemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö.

## Nederbörds-kemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö

*Olle Westling, IVL-Aneboda*

### Deposition och halter 1993 till 1998

Våtdepositionen av tungmetaller mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd från Säby på Visingsö. Undersökningarna utförs av Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL) i Aneboda på uppdrag av Vätternvårdsförbundet.

### Metoder

Sommartid insamlas nederbörd med tratt och dunk (2L) på stolpe, samt vintertid med hink (5L) på stolpe. Främst under vinterperioden kan nederbörd avdunsta från insamlarna och resultera i mindre volymer men högre koncentrationer. All utrustning som kommer i kontakt med nederbörd är specialdiskad med stark- och svagsyra. Nederbördsinsamlarna töms en gång per månad. Hela insamlaren byts ut och all insamlad nederbörd skickas till IVL Aneboda för syrakonservering och analys. Efter två veckors syralakning av prov och insamlare skickas provet till SGAB i Luleå för analys av tungmetaller med ICP-MS teknik. Byte av insamlare utförs av provtagare bosatt i direkt anslutning till provlokalen.

### Resultat

Månatlig deposition av tungmetaller under 1998 redovisas i tabell 1. Perioden 1994 till 1998 framgår av tabell 4. Data från 1993 omfattar endast 10 månader och finns inte med i tabellen. Till skillnad mot depositionen av försurande ämnen redovisas tungmetallerna för ett kalenderår för att kunna jämföras med andra nationella mätningar som redovisas årsvis (se tabell 2).

Under 1994 noterades den högsta depositionen under våren (mars och april) samt hösten (augusti och september) för flertalet tungmetaller. Under våren 1994 var den insamlade nederbördsvolymen (Nb) liten, men det bör noteras att det under vissa omständigheter kan dunsta från insamlarna. Detta påverkar dock inte depositionen eftersom halten ökar vid avdunstningen. Under augusti och september 1994 var den insamlade nederbördsmängden relativt stor, vilket gav en högre deposition än de flesta andra månader.

Även under 1995 noterades den högsta depositionen för flertalet metaller under vår (mars) och höst (september). Båda månaderna var nederbördsrika, vilket i kombination med relativt höga halter gav den förhållandevis höga depositionen.

Under 1996 påträffades den högsta depositionen under nederbördsrika månader som inträffade i april, juni, juli och november. Samtliga månadsdepositioner var måttliga och de högsta värdena var lägre än motsvarande tidigare år.

Under 1997 noterades måttliga eller låga månadsdepositioner med relativt små skillnader mellan månaderna. Med undantag för januari var nederbörden jämnare fördelad på månaderna jämfört med tidigare år. Även halterna hade en måttlig variation vilket gjorde att depositionen var likartad många månader. En något högre deposition av de flesta metallerna uppmättes under sommarhalvåret jämfört med vintermånaderna.

1998 uppvisade högst deposition under våren och sommaren, med undantag för krom (Cr) och nickel (Ni) som uppvisade förhöjda halter under februari. En kontaminering av krom och nickel kan dock

inte uteslutas. De deponerade mängderna var generellt relativt låga jämfört med tidigare år (i synnerhet kadmium, Cd) och utan stor variation.

Tabell 1. Månatlig deposition av tungmetaller under 1998.

Månad	Nb mm	As g/ha	Cd g/ha	Cr g/ha	Cu g/ha	Ni g/ha	Pb g/ha	Zn g/ha
1998 01	1	0.006	0.002	0.02	0.13	0.02	0.14	0.6
02	24	0.001	0.002	1.18	0.08	0.64	0.26	1.1
03	9	0.029	0.005	0.04	0.17	0.04	0.33	1.7
04	41	0.232	0.032	0.05	0.31	0.14	0.68	4.0
05	5	0.023	0.009	0.06	0.60	0.13	0.17	1.5
06	67	0.086	0.033	0.21	2.20	0.49	0.61	5.5
07	70	0.077	0.041	0.09	3.01	0.26	0.36	7.9
08	85	0.124	0.017	0.06	0.95	0.10	0.39	5.3
09	56	0.044	0.017	0.01	0.27	0.07	0.24	2.6
10	66	0.031	0.009	0.02	0.22	0.14	0.47	1.9
11	13	0.036	0.009	0.02	0.08	0.07	0.38	1.1
12	5	0.014	0.004	0.04	0.62	0.17	0.56	3.3

En jämförelse mellan åren 1993 till 1998 (tabell 2) visar att flera metaller (Cd, Cr, och Cu) hade den högsta halten 1993, men den relativt låga volymen insamlat prov (Nb) gjorde att depositionen inte alltid var högre än under perioden 1994 till 1998. Den låga årsvolymen 1993 beror på att insamlingen av nederbörd startade först i mars. Generellt har halterna för alla undersökta metaller minskat mellan 1993 och 1998. De relativt stora skillnaderna i nederbördsmängd mellan åren gör dock att depositionen inte uppvisar samma tydliga utveckling mot en minskning. Hög nederbörd under 1995 resulterade i den högsta depositionen under sexårsperioden för arsenik (As), nickel (Ni) och bly (Pb). För krom (Cr) uppmättes de högsta halterna och den högsta depositionen 1996 och 1998, som var år med relativt låg nederbörd. Trots hög nederbörd under 1997 var depositionen betydligt lägre för flertalet metaller jämfört med det andra nederbördsrika året 1995. Under 1998 noterades låg deposition av arsenik (As), kadmium (Cd) och bly (Pb), samtidigt som depositionen av krom (Cr)

och koppar (Cu) var något högre än de senaste åren.

Resultaten från Visingsö kan jämföras med det nederbörds-kemiska nätets undersökningar på fyra platser i landet (se tabell 2). Arup ligger i Skåne, Aspveten i Södermanland, Gårdsjön i Bohuslän och Bredkälen i Jämtland. Insamling och analys (ICP-MS) av nederbördsproven är likartad som på Visingsö, med undantag för att insamlarens utformning är annorlunda och radien på provtagningskärlet är mindre i det nederbörds-kemiska nätet. Detta påverkar insamlingens effektivitet och avdunstningen från insamlaren, vilket gör att jämförelsen får ske med viss försiktighet.

Under 1994 var de volymvägda halterna av arsenik (As), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) något högre på Visingsö än i Arup och Aspveten i södra Sverige. Förhöjningen var störst för zink (Zn).

Tabell 2 Årsdeposition och volymvägda medelhalter av tungmetaller under perioden 1993 till 1998 på Visingsö, samt volymvägda medelhalter på två lokaler under 1994, och samtliga lokaler 1995 till 1998, som ingår i det nationella nederbördskemiska nätet.

	År	Nb (mm)	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Årsdeposition Visingsö	1993 <sup>1)</sup>	320	g/ha	0.9	0.6	1.6	16.3	1.5	8.5	49.9
	1994	369	g/ha	1.5	0.3	1.4	9.2	2.1	12.2	61.1
	1995	575	g/ha	2.5	0.5	1.6	10.3	3.2	14.8	59.4
	1996	357	g/ha	0.7	0.3	1.8	4.0	1.9	5.2	32.8
	1997	638	g/ha	1.1	0.5	1.2	7.3	2.6	6.8	40.7
	1998	443	g/ha	0.7	0.2	1.8	8.6	2.3	4.6	36.6
Medelkonc. Visingsö	1993 <sup>1)</sup>	330	ug/l	0.28	0.198	0.50	5.09	0.47	2.65	15.6
	1994	369	ug/l	0.40	0.094	0.38	2.51	0.58	3.30	16.6
	1995	575	ug/l	0.44	0.088	0.27	1.79	0.55	2.57	10.3
	1996	359	ug/l	0.19	0.089	0.50	1.12	0.53	1.45	9.2
	1997	638	ug/l	0.17	0.071	0.19	1.14	0.40	1.06	6.4
	1998	443	ug/l	0.16	0.041	0.41	1.95	0.52	1.04	8.3
Medelkonc. Arup	1994	876	ug/l	0.28	0.079	0.25	5.81	0.46	3.02	7.3
	1995	653	ug/l	0.34	0.082	0.24		0.51	3.83	11.6
	1996	555	ug/l	0.35	0.106	0.32		0.43	3.70	15.1
	1997	558	ug/l	0.26	0.096	0.32		0.42	3.34	17.1
	1998	730	ug/l	0.15	0.044	0.12	2.18	0.24	2.00	11.5
Aspvreten	1994	717	ug/l	0.28	0.085	0.19	2.77	0.35	2.49	6.1
	1995	483	ug/l	0.39	0.072	0.22		0.30	2.67	9.8
	1996	435	ug/l	0.29	0.086	0.39		0.32	2.68	15.4
	1997	463	ug/l	0.25	0.091	0.28		0.32	2.77	19.3
	1998	497	ug/l	0.22	0.097	0.24	3.70	0.26	2.53	20.3
Gårdsjön	1995	754	ug/l	0.22	0.058	0.19		0.29	2.24	9.2
	1996	684	ug/l	0.19	0.071	0.25		0.30	2.52	9.3
	1997	905	ug/l	0.17	0.058	0.21		0.28	2.00	9.5
	1998	806	ug/l	0.13	0.041	0.08	2.15	0.21	1.55	12.8
Bredkålen	1995	419	ug/l	0.08	0.029	0.13		0.18	1.10	8.0
	1996	493	ug/l	0.06	0.030	0.10		0.16	0.96	8.1
	1997	480	ug/l	0.06	0.037	0.21		0.20	0.87	14.8
	1998	642	ug/l	0.07	0.027	0.12	0.93	0.13	0.52	10.1

1) Endast mätningar under 10 månader

Förhållandet mellan Visingsö och de två övriga lokalerna Arup och Aspvreten var likartat 1995 jämfört med 1994. Skillnaden i medelhalt för zink (Zn) mellan Visingsö och de andra lokalerna i södra Sverige var dock liten 1995. Visingsö hade de högsta halterna

av krom (Cr) och nickel (Ni) under 1996. Arsenik (As) och zink (Zn) på Visingsö var i nivå med, eller lägre än, andra stationer i södra och mellersta Sverige. Kadmium (Cd) och bly (Pb) uppvisade tydligt lägre volymvägda medelhalter på Visingsö jämfört



med södra och mellersta Sverige, vilket inte var fallet tidigare år.

Nederbördskemiska nätet har inte redovisat halter av koppar under perioden 1995 till 1997 på grund av trolig kontaminering, vilket gör att det saknas jämförelse med Visingsö under den perioden. Under 1997 uppvisade Visingsö de lägsta halterna för samtliga metaller jämfört med Arup och Aspvreten (undantag nickel jämfört med Aspvreten). Halterna på Visingsö 1997 var mer jämförbara med Gårdsjön på Västkusten. Halterna av krom (Cr) och zink (Zn) på Visingsö var lägre än i Breckälven i Jämtland.

Under 1998 var de volymvägda årsmedelhalterna i nederbörd av kadmium (Cd), koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn) lägre på Visingsö än de tre jämförelsestationerna i södra och mellersta Sverige. Halten av zink (Zn) på Visingsö var även lägre än Breckälven i norra Sverige som i många sammanhang betraktas som en

"renluftslokal". Arsenik (As) uppvisade likartade halter på alla lokaler, med undantag för Breckälven med något lägre årsmedelhalt. Halterna av krom (Cr) och nickel (Ni) var högre än på alla andra lokaler i nederbördskemiska nätet. Det beror i första hand på de höga halterna på Visingsö i februari 1998. Eftersom inga andra metaller var förhöjda under den månaden kan inte en kontaminering uteslutas, troligtvis orsakad av kontakt med ett stålmaterial som innehåller krom och nickel.

Undersökningarna av metaller i nederbörd på Visingsö ger även ett mått på depositionen av järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al). Deposition av dessa metaller utgör en relativt liten ekologisk risk, men stora förändringar med tiden bör noteras. Resultaten i tabell 3 visar att depositionen har en måttlig variation under år med likartad nederbördsmängd. Depositionen var relativt låg 1998.

**Tabell 3.** Årsdeposition av järn, mangan och aluminium under perioden 1993 till 1998 på Visingsö.

År	Nb mm	Fe g/ha	Mn g/ha	Al g/ha
1993	320	301	36	266
1994	369	552	37	358
1995	575	1079	44	403
1996	357	605	36	561
1997	638	405	33	296
1998	443	323	26	301

**Tabell 4.** Månatlig deposition av tungmetaller under perioden 1994 till 1997 på Visingsö.

Månad	Nb mm	As g/ha	Cd g/ha	Cr g/ha	Cu g/ha	Ni g/ha	Pb g/ha	Zn g/ha
1994 01	14	0.080	0.006	0.08	0.57	0.04	1.62	1.8
02	7	0.055	0.003	0.01	0.45	0.26	0.38	8.6
03	6	0.408	0.062	0.14	1.35	0.52	3.05	14.0
04	19	0.109	0.030	0.24	1.08	0.19	2.24	4.8
05	49	0.143	0.026	0.05	2.05	0.24	1.57	8.0
06	5	0.058	0.006	0.07	0.23	0.10	0.18	1.1
07	4	0.149	0.007	0.13	1.49	0.12	0.29	5.8
08	106	0.106	0.106	0.11	0.56	0.16	0.77	4.5
09	75	0.075	0.031	0.42	0.45	0.11	0.69	5.6
10	38	0.038	0.038	0.11	0.37	0.16	0.56	3.9
11	28	0.136	0.024	0.03	0.38	0.14	0.44	1.9
12	19	0.116	0.009	0.02	0.29	0.09	0.39	1.1
1995 01	26	0.098	0.017	0.10	0.54	0.33	1.22	4.2
02	33	0.139	0.024	0.32	1.57	0.40	2.26	6.5
03	97	0.292	0.049	0.19	1.95	0.49	2.92	14.6
04	46	0.102	0.046	0.05	0.46	0.20	2.67	2.2
05	82	0.082	0.044	0.08	1.02	0.12	1.94	7.7
06	68	0.156	0.068	0.07	1.42	0.29	0.49	5.0
07	38	0.102	0.018	0.12	0.64	0.06	0.83	8.2
08	34	0.136	0.026	0.03	0.38	0.17	0.44	3.4
09	105	1.275	0.176	0.50	2.17	0.91	0.81	3.5
10	21	0.057	0.010	0.10	0.05	0.15	0.57	2.5
11	14	0.062	0.014	0.01	0.07	0.04	0.56	1.2
12	11	0.002	0.011	0.01	0.01	0.04	0.06	0.4
1996 01	1	0.007	0.002	0.01	0.06	0.02	0.10	0.5
02	1	0.006	0.001	0.01	0.03	0.00	0.08	0.2
03	5	0.035	0.009	0.04	0.28	0.09	0.47	2.3
04	48	0.072	0.053	0.27	0.90	0.37	1.04	6.0
05	37	0.055	0.016	0.18	0.63	0.26	0.50	1.9
06	52	0.078	0.052	0.35	0.05	0.08	0.79	4.0
07	70	0.106	0.070	0.37	0.51	0.42	0.49	6.1
08	11	0.016	0.010	0.12	0.30	0.09	0.11	1.7
09	34	0.051	0.034	0.03	0.40	0.14	0.33	2.8
10	29	0.159	0.044	0.08	0.08	0.11	0.60	2.8
11	57	0.086	0.018	0.31	0.63	0.25	0.55	3.8
12	11	0.018	0.007	0.02	0.13	0.05	0.12	0.7
1997 01	17	0.029	0.012	0.03	0.21	0.08	0.20	1.2
02	55	0.092	0.038	0.11	0.68	0.24	0.63	3.8
03	69	0.104	0.069	0.07	1.26	0.07	0.28	1.0
04	36	0.147	0.035	0.23	0.34	0.22	0.79	2.9
05	72	0.108	0.031	0.07	0.70	0.36	0.80	4.5
06	68	0.101	0.016	0.07	0.98	0.36	0.64	7.2
07	58	0.088	0.012	0.15	1.06	0.41	0.33	3.3
08	69	0.104	0.024	0.07	0.65	0.24	0.70	6.8
09	40	0.059	0.091	0.15	0.35	0.26	0.92	3.0
10	33	0.050	0.033	0.03	0.36	0.05	0.36	2.2

11	44	0.066	0.017	0.13	0.30	0.16	0.55	3.1
12	76	0.114	0.076	0.08	0.39	0.11	0.58	1.7

# De pelagiska bytesfiskbestånden i Vättern 1988-98

*Per Nyberg, Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Örebro*

## Inledning

Genom att Vättern är synnerligen djup och har en stor "fri" vattenmassa, domineras sjöns fisksamhälle av pelagiska fiskarter, dvs sådana som lever åtminstone merparten av sitt liv ute i det fria vattnet. Typiska sådana arter i Vättern är röding, siklöja, nors, lax, öring och storspigg, men även sik och större abborre uppträder ofta utan nämnvärd strand- eller bottenkontakt. Dessa arter har under senare år övervakats genom årliga ekoräkningar och trålningar. Med det känsliga ekolodet kan enskilda fiskar räknas nattetid, när stimmen upplösts. Trålningarna utförs för att bestämma vilka arter ekolodet registrerar.

Undersökningarna utfördes under åren 1988-95 inom ramen för Fiskeriverkets resursövervakning, men ingår sedan 1996 som en del även i miljöövervakningsprogrammet i Vättern. Genom att Vätternvårdsförbundet är med och delfinansierar provtagningarna sedan detta år, har årliga eko-räkningar kunnat utföras under senare tid. Vid provtagningarna ekoräknas längs sammanlagt 14 transekter tvärs över sjön och trålas på tre djupnivåer i norra, mellersta och södra delen av sjön. De erhållna resultaten utgör ett medelvärde för fisktätheten i hela sjön, uttryckt som antal individer per hektar (1 ha=100\*100 m).

## Resultat

I Vättern var norsbeståndet relativt svagt (ca 550 ind/ha) när undersökningarna startade 1988. En dryg fördubbling av tätheten hade dock skett till ekoräkningstillfället två år

senare. 1992 uppstod en synnerligen individrik årsklass och beståndet ökade till över 4 500 individer/ha. 1993 hade emellertid beståndet reducerats till 1/10 av vad det var året innan, till följd av hög dödlighet under vintern och/eller sommaren. En återhämtning hade dock skett till 1994, då tätheten var ca 1 900 norsar/ha. Individtätheten minskade sedan under åren 1995-96, men 1997 uppstod en något starkare årsklass och tätheten av nors ökade till knappt 1 200 individer/ha (*Figur 1*).

Även siklöjebeståndet var svagt åren 1988 och -90 (ca 30 resp 50 ind/ha) (*figur 1*), men i likhet med nors uppstod en mycket god årsklass 1992 och tätheten ökade till nästan 600 ind/ha. 1993 observerades dödlighet i siklöje-beståndet och vid ekoräkningarna befanns att beståndstätheten hade mer än halverats sedan föregående år.

### **Vad är ekointegrering?**

*Vid ekoräkning används ett datoranslutet ekolod med hög upplösning. Vid undersökningarna i Vättern medgav detta att enskilda fiskar ned till 4 cm längd kunde räknas. Då undersökningarna utförs på sensommaren-hösten är detta tillfyllest för att ensomriga individer av alla arter skall kunna räknas.*

*En förutsättning för den använda metodiken är att fiskstimmen är upplösta och att inte fiskarna står botten nära. Denna förutsättning är bäst uppfylld för avsedda arter under den mörka årstiden, då stimmen är upplösta åtminstone nattetid. Av praktiska skäl har ekoräkningarna utförts vid något varierande tillfällen under perioden slutet av augusti-mitten av september.*

Sommaren 1993 var kall och bytesdjursproduktionen (kräftdjursplankton) sannolikt för låg för att kunna räcka till för det täta beståndet, varför sikløjorna uppenbarligen svalt ihjäl. De sikløjor som fångades vid trålningarna var också synnerligen magra. Beståndet har ännu inte återhämtat sig och någon ny stark årsklass har inte uppstått, utan trålfångsten har dominerats av 1992 års klass under hela perioden 1992-97. 1998 noterades åter en låg täthet (ca 50 ind/ha) liknande som under 1997 och åren 1988-90 (Figur 1).

Tätheten av övriga arter var också relativt låg 1988-90. 1992 uppstod dock en rik årsklass även av spigg, som detta år dominerade mycket påtagligt bland övriga arter i trålfångsten, och totaltätheten ökade till nästan 2 000 individer/ha. Tätheten hade ökat ytterligare (ca 3 000 ind/ha) till 1993, men då förekom även åtskilliga sikar i trålfångsten. Därefter har tätheterna av övriga arter minskat successivt och till endast ca 130 individer/ha 1996, även om tätheten ökade något (ca 170 ind/ha) 1997, tack vare en något starkare årsklass av spigg (Figur 1). Under 1998 noteras den i lägsta tätheten av övriga arter, endast 16 ind/ha.

Även om någon statistisk analys ännu inte utförts, förefaller det som om den varma sommaren 1992 gav upphov till rika årsklasser av såväl nors som siklöja och storspigg. Även somrarna 1994 och 1997 var varma, men dessa resulterade i förbättrade årsklasser endast av nors. I motsats till detta förefaller det som om en skaplig årsklass av sik uppstod den kalla sommaren 1993.

### **Ekointegrering i Vättern**

*I Vättern har ekoräknats längs 14 transekter lagda tvärs över sjön. Vid ekoräkningarna erhålles ett mått på mängden fisk i olika storlekar i hela vattenmassan. I Vättern har storleksklasserna varit 40-79 mm, 80-160 mm resp >160 mm. Indelningen har valts för att så säkert som möjligt skilja på olika arter. Den minsta klassen innehåller i huvudsak ensamrig nors och storspigg, mellanklassen äldre nors, siklöja och yngre sikar samt den största längdklassen huvudsakligen sik, en del siklöja och nors samt enstaka större individer av övriga pelagiska arter.*

*För att artbestämma vad som registreras på ekolodet utförs samtidigt trålningar på vanligtvis tre djup (ytan, i språngskiktet och under språngskiktet) i tre områden, norra mellersta och södra delen av sjön. Under 1988-92 trålades med två parallella båtar (partrålning) och sedan 1993 har undersökningarna utförts som enbåt-trålning med Fiskeriverkets undersökningsfartyg Ancylus. Fångsten artbestäms och delprov tas ut för längdmätning. Den använda trålen har en strut med 5 mm maskor, bortsett från 1993 då maskvidden var 7 mm, för att göra det möjligt att fånga storspigg och ensamriga individer av nors. Den finmaskiga struten och jämförelsevis låga trålfarten medför att större individer av arter som är goda simmare kan stå emot och aldrig komma ut i struten, vilket medför att de blir underrepresenterade i fångsten. Artsammansättningen i den största storleksklassen är därför osäker.*

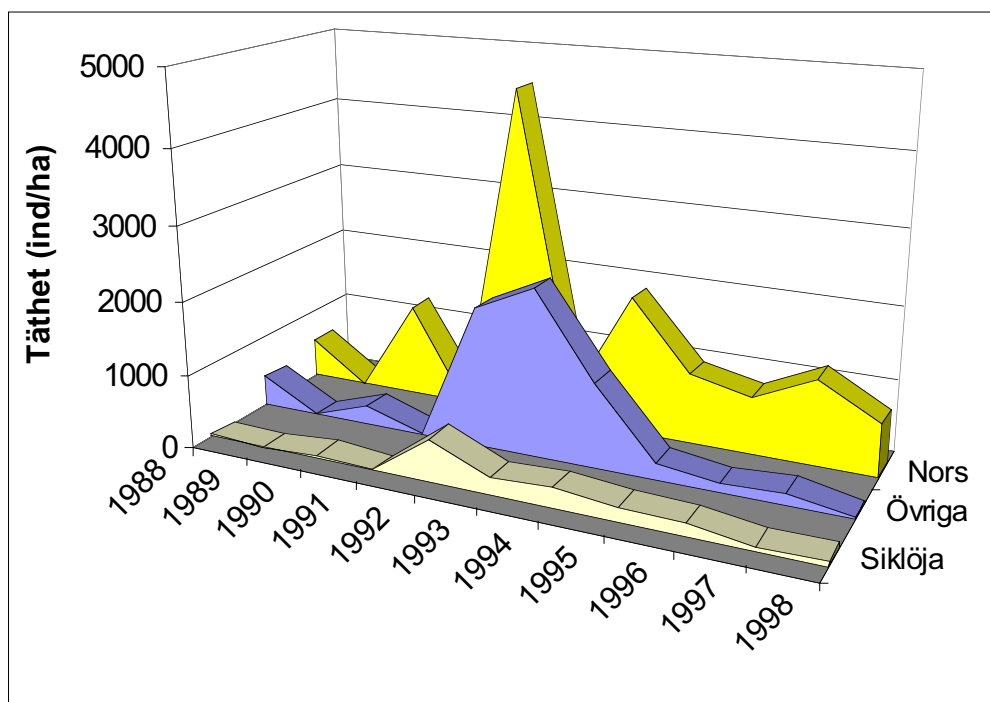
## Diskussion

Nors är alltså dominerande art i det pelagiska fisksamhället. Tätheten i beståndet har varierat mycket mellan enskilda år under undersökningsperioden, vilket beror på mellanårsvariationer i årsklasstyrka i kombination med att ensomriga individer dominerar i beståndet. Bra årsklasser av nors har uppstått de varma somrarna 1992, 1994 och 1997. År 1992 uppmättes tätheten av nors till hela 4 500 ind/ha (Figur 1). Men 1998 var dock tätheten relativt låg (734 ind/ha) och i nivå med vad som uppmättes 1996 (792 ind/ha).

Siklöjan är oftast näst vanligaste art i det pelagiska fisksamhället i Vättern. Även hos denna art uppstod en synnerligen stark årsklass 1992, som dock till stora delar svalt

ihjäl under sommaren 1993. Rika årsklasser av siklöja är inte lika starkt kopplade till varma somrar som hos nors.

Beståndstätheten har varit låg de senaste två åren ca 50 ind/ha, (Figur 1). Av övriga arter har vanligtvis sik och storspigg varit vanligast i trålfångsten. Orsaken till den låga tillgången under 1998 är osäker. Möjligen kan det ha metodologiska förklaringar men nedgången av övriga arter har varit gradvis sedan rekordåret 1993. Dessutom minskar även siklöja och nors sakta. Ytterligare studier och uppföljning behövs för öka kunskapen om det pelagiska betesfisksamhället.



**Figur 1.** Utveckling av den pelagiska bytestätheten i Vättern mellan 1988 och 1998 såsom beräknad med ekointegrering. Under åren 1989 och 1991 utfördes inga mätningar varför dessa år ej går att utläsa (noll i figuren). Övriga fiskarter utgörs av t ex spigg, abborre, sik.

## Vätterns litorala fiskfauna – övervakning av biologisk mångfald

*Erik Degerman, Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Örebro*

### Inledning

Med biologisk mångfald avses 'rätt art på rätt plats och i opåverkade bestånd'. Detta innebär inte att det behöver vara artrikt utan att det skall vara den fauna och flora som är ursprunglig, dvs före/utan människans påverkan. I Vättern har den biologiska mångfalden varierat under senare tid på grund av sjöns eutrofiering under mitten av seklet. Detta avspeglade sig vad gäller fisket t ex i ökade sikfångster i Vättern perioden 1950-75. Lokalt har säkerligen också närsalter och andra utsläpp medfört påverkan på den naturliga fiskfaunan i avgränsade kustavschnitt.

Man brukar dela in fiskar efter var de brukar uppehålla sig i sjön. Man skiljer på litorala, profundala och pelagiska fiskar. **Litoral** betyder strandnära grundbotten i motsats till **profundal**, som betyder djupbottnar. I profundalen uppehåller sig till exempel hornsimpan i Vättern. I de grunda skärgårdsområdena dominerar den litorala fiskfaunan. **Pelagialen** betyder ute i den fria vattenmassan. Det pelagiska fisksamhället (ex lax, siklöja och nors) ute i egentliga Vättern övervakas inom ramen för pågående resurs- och miljöövervakningsprogram genom ekoräkningar och trålningar samt genom statistik från det kommersiella fisket. Detta fisksamhälle skiljer sig från de fisksamhällen man finner litoralt, där andra arter förekommer och där artrikedomen är större.

För att belysa den biologiska mångfalden i Vätterns strand- och skärgårdsområden utförs inom miljöövervakningen standard-

iserade nätprovfisken i ett antal utvalda kustavschnitt fördelade över hela sjön. År 1998 genomfördes provfiske utanför Huskvarna och dessutom upprepades 1996 års provfiske i Duvfjärden, norra Vättern.

Duvfjärden är en av öar och grundområden relativt väl avgränsad fjärd i Vätterns norra skärgård och belägen norr om Stora Aspön. Provfiskelokalen vid Huskvarna ligger på helt öppen kust utanför Huskvarnaåns mynning.

Resultaten från tidigare års provfisken har presenterats i Vätternvårdsförbundets årskrifter 1997 och 1998. För att underlätta jämförelser mellan olika områden ges även de tidigare årens resultat här i tabellform. En utförligare utvärdering och jämförelser mellan de 5 lokalerna fiskde 1996-98 och annat material kommer att göras under våren år 2000.

### Metodik

Provfiskena utfördes som sk stationsfisken enligt Sötvattenslaboratoriets standardiserade metodik med bottenfatta nät av typ "Norden". Dessa är 30 m långa, 1,5 m djupa och sammansatta av 12 olika maskstorlekar, 5-55 mm mellan knutarna. Nätinsatsen och fördelningen i olika djupzoner följde Sötvattenslaboratoriets standard, där nätinsatsen avgörs utgående från undersökt areal och maxdjup (Tabell 1).

**Tabell 1.** Samtliga undersökta områden i Vättern under 1996-98, nätinsats, maximalt provfiskedjup och ytvattentemperatur.

Plats	Län	Datum start	Antal nät	Max-djup(m)	Temp yta (°C)
Duvfjärden, norra skärgården	18	960831	24	13	19,0
Duvfjärden, norra skärgården	18	980813	24	13	16,8
Rökнасundet, norra skärgården	18	970901	32	29,5	20,5
Karlsborg, Göta kanals utlopp	14	970904	24	11,3	18,7
Medhamra, N. Vadstena	5	960903	32	9	18,0
Huskvarna, H-åns mynning	6	980908	32	ca 24	13,3

Observera att det skilde en månad i provfisketid mellan Duvfjärden (start 13 augusti) och Huskvarna (start 8 september). Dock var temperaturskillnaden liten (Tabell 1).

Detta innebar dock att vattenmassan i Duvfjärden hade små temperaturskillnader mellan yt- och bottenvatten (16,8 resp 13,4 °C) medan skillnaden var större vid Huskvarna (13,3 resp 8,0 °C). Till del betingas denna skillnad också av det öppnare läget vid Huskvarna.

## Resultat

Lokal Huskvarna hade flest arter av de undersökta lokalerna 1996-98, men lägst antal individer resp vikt per nätansträngning (Tabell 2). Det höga artantalet berodde säkerligen av utvandring av fiskarter från den näringsrika och stora Huskvarnaån. Den låga fångsten var troligen en effekt av den öppna kusten som medförde små fångster av mört och abborre. Lokal Duvfjärden hade intermediärt antal individer resp vikt per nät, och utgör en lämpligare miljö för abborre och mört.

**Tabell 2.** Totala antalet fångade arter vid provfiskena i Vättern, samt medelfångst per provfiskenet i antal individer och totalvikt.

Plats	Art-antal	Vikt/nät (g)	Antal/nät
Duvfjärden-96	10	1493	55,4
Duvfjärden-98	11	1925	60,3
Rökнасundet		9	987
Karlsborg		9	2324
Medhamra		10	1390
Huskvarna		12	1061
Medelvärde		10,2	1530
			53,0

Vid Duvfjärden förekom år 1998 samma arter som 1996, undantaget ett exemplar av bergsimpa resp nors som fångades 1998 (Tabell 3). Även antalet fångade individer per nät skilde obetydligt mellan åren. Störst skillnad förelåg för siklöja (0,7 resp 2,2 per nätansträngning), vilket beror på att siklöjan uppträder i stim och fångstchansen därmed varierar. Således indikerade resultaten att

fiskfaunan i de skyddade skärgårdsområden var relativt stabil.

Fångstresultatet från Huskvarna liknade mest resultatet från en annan öppen kust, Medhamra i Motalaviken. På båda platserna var förekomsten av abborre och mört reducerad, gers förekom rikligt och pelagiska arter som nors, siklöja och sik förekom (Tabell 3).



**Tabell 3.** Antal/nät för fångade arter vid provfisken 1996-98 i Vättern.

Plats	Duvfjärd -96	Duvfjärd -98	Rökna- sundet	Karls- borg	Med- hamra	Hus- kvarna
Abborre	18,2	15,9	15,9	27,9	9,7	3,6
Benlöja	0,1	1,7	1,1	1,2	0,8	0,2
Bergsimpa		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Björkna				1,5		
Braxen	0,2	0,2		0,8	0,1	0,3
Elritsa	0,1	0,1	0,7	3,6	4,0	0,5
Gers	5,2	6,4	8,6	20,9	12,6	12,0
Gädda	0,1	0,2				
Lake					0,1	
Mört	30,6	33,5	12,7	41,8	5,5	13,8
Nissöga	0,1		0,1			
Nors		0,1	0,1			0,1
Sarv	0,1	0,1		0,8		
Sik						0,5
Siklöja	0,7	2,2	1,0		0,1	0,5
Småspigg					0,1	
Stensimpa						0,1
Öring						0,1

### Rödlistade arter

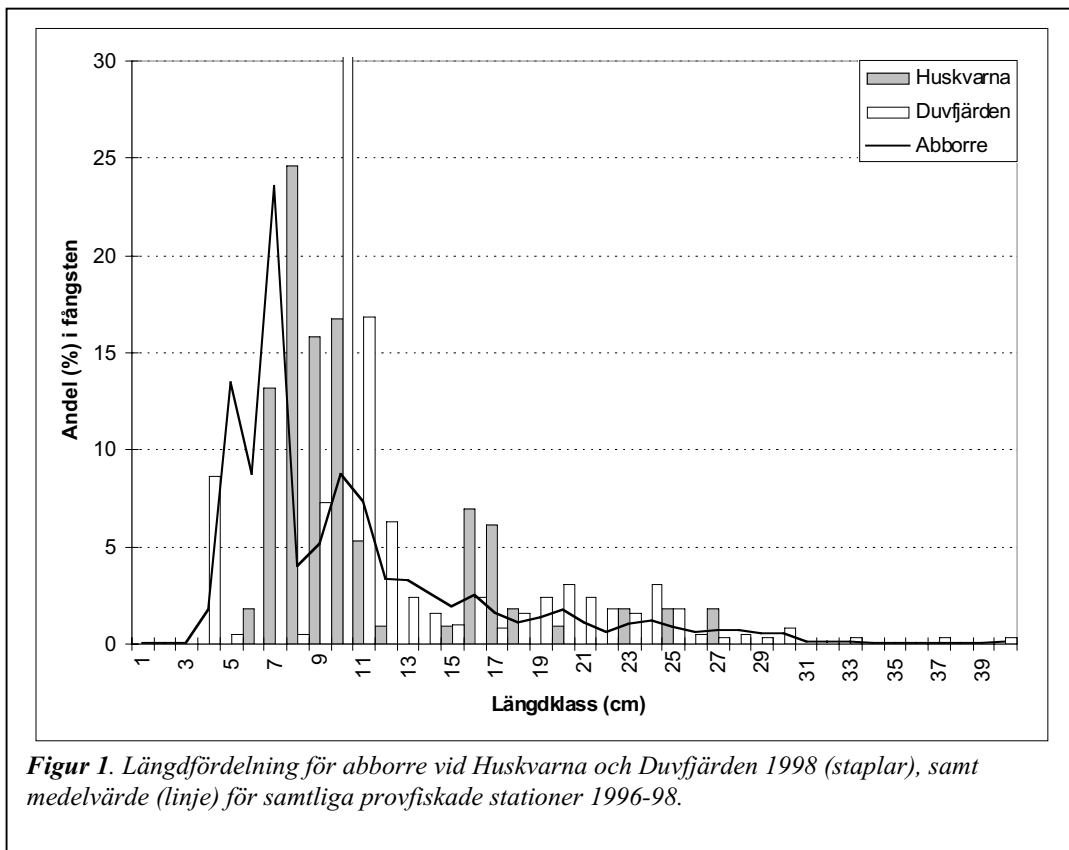
Ett antal växter och djur har klassats vara så sällsynta eller skyddsvärda att de förts upp på den 'röda listan' av Artdatabanken och Naturvårdsverket. De 'rödlistade' fiskarter som förekommer i Vättern är nissöga (litoral), hornsimpa (profundal), röding (pelagial & profundal), öring (litoral) och harr (litoral). En rödlistad art påträffades vid 1998 års provfiske, nämligen insjööring vid Huskvarna. Totalt fångades tre öringar på 136-555 mm, alla på grunt vatten (<3 m). Öring uppträder ofta grunt och kustnära och är därför (tyvärr) lätt att överbeskatta vid nätfiske. Ofta är dock dessa grunda vatten enskilt fiskevatten.

Det rödlistade nissögat fångades 1996 i Duvfjärden. Arten tillhör familjen grönlingar som är små (max 10 cm) slanka fiskar med skäggtömmar runt munnen. Nissögat uppträder grunt. Den kan, liksom berg- och stensimpa, vara underrepresenterad i fångsten på grund av sin litenhet.

Noterbart är att både sten- och bergsimpa förekom i fångsten vid Huskvarna. Ofta

uppträder de båda arterna åtskilda. Bergsimpa är vanligast i Vättern, men stensimpa förekommer på den östra sidan. Båda arterna lever i bränningszonen på 0,5-6 m vattendjup. Dessutom förekommer de rikligt i tillrinnande bäckars strömmande partier. De är speciellt anpassade till områden med kraftiga vattenrörelser i och med sin platta kroppsform, avsaknad av simblåsa samt förmåga att 'suga sig fast' vid underlaget med bukfenorna.

År 1998 var osedvanligt kallt och årsungar av abborre (3-7 cm) hade knappt vuxit sig så stora att de kunde ingå i fångsten (ca 45 mm). Detta var speciellt tydligt vid den öppna kusten vid Huskvarna, som i stort sett saknade årsungar av abborre i fångsten. Fjölårsungarna av abborre var också större i den skyddade och varmare Duvfjärden (9-12 cm) än vid Huskvarna (7-11 cm) (Figur 1).



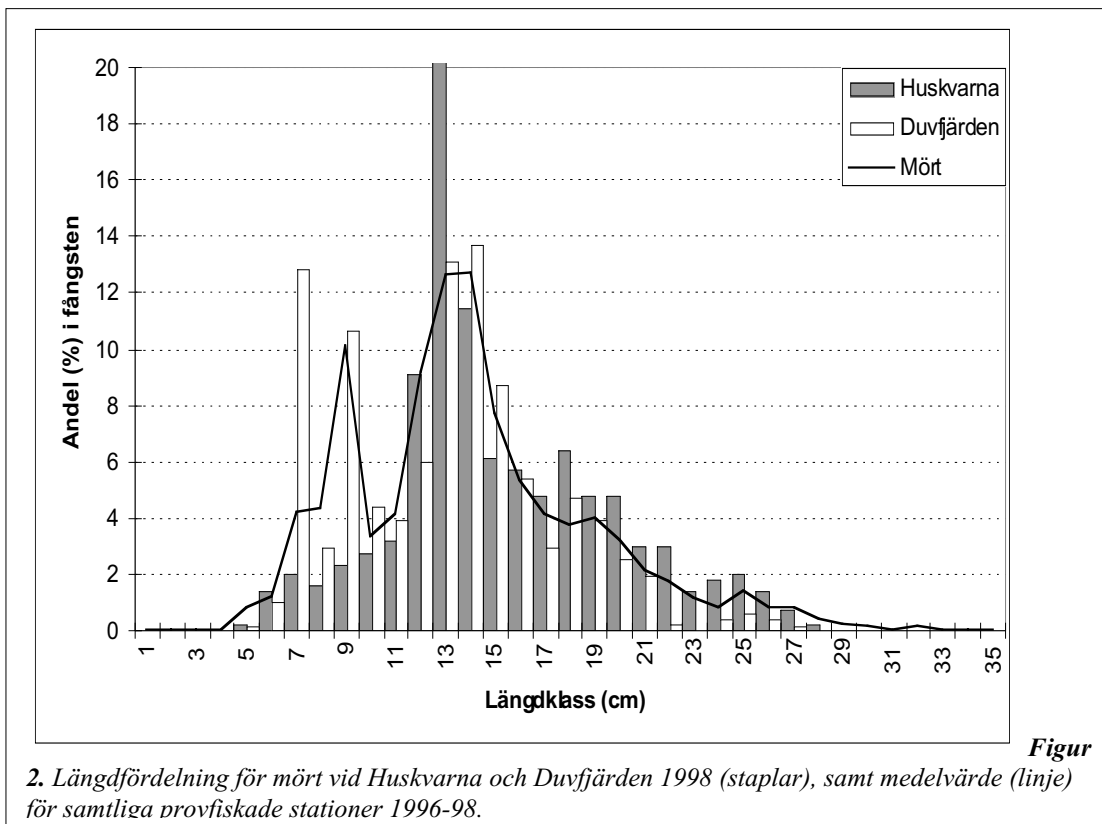
Mörtfångsten dominerades av småvuxna individer i storlek 10-13 cm, vilka sannolikt var tvåsomriga (Figur 2). Provfiskeårets kull av mört är i regel för små att fångas i de använda provfiskeäten. Fjolårets (1997 års) mörtar syntes som en distinkt topp i fångsten från Duvfjärden, medan dessa unga (små) mörtar förekom sparsamt vid Huskvarna.

Enstaka braxen fångades i båda områdena. Braxen lever i denna sjötyp litoralt och brukar som ung livnära sig av djurplankton. Mellanstora braxen brukar filtrera fjädermygglarver ur bottenlam, medan större braxen kan bli fiskätare. De fångade braxarna var 88-156 mm (troligen två somrar gamla) vid Huskvarna och 206-296 mm i Duvfjärden.

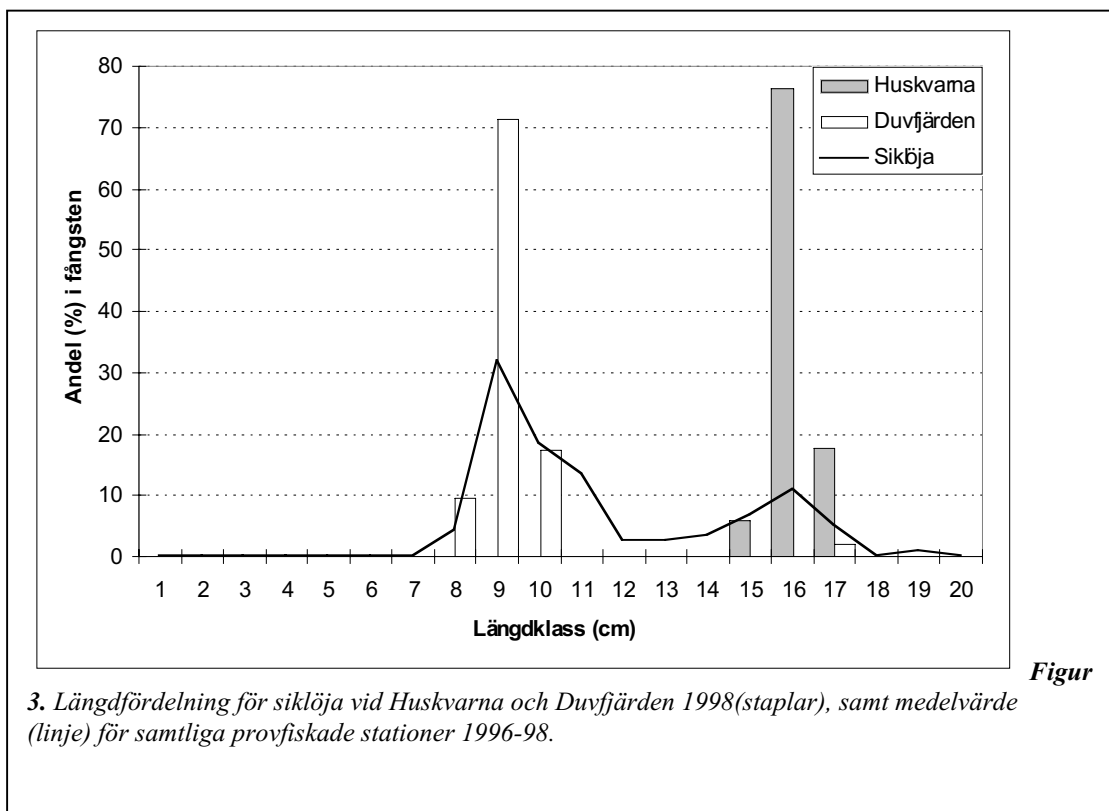
Sarv fångades på grunt vatten i Duvfjärden. Arten är nära släkt med mörtan, men kan

särskiljas på sina högröda fenor och något mörkare kroppsfärg. Den uppträder alltid strandnära, ofta inne i vassar eller näckrosbestånd. De tre fångade sarvarna var stora, samtliga över 300 mm.

De siklöjor som fångades i Duvfjärden utgjordes huvudsakligen av ensamriga siklöjor (årsungar) i storlek 9-12 cm (Figur 3). Duvfjärden utgör reproduktionsområde för arten. I Huskvarna fångades enbart ett fåtal äldre individer. Siklöja är en pelagisk art som dock simmar in över grundare bottnar ibland, dock uppehåller sig siklöja med förkärlek i kallare, och därmed djupare, vatten. Vid Huskvarna fångades samtliga siklöjor under temperatursprångskiktet, dvs den skarpa temperaturgräns som bildas sommartid i sjöar.



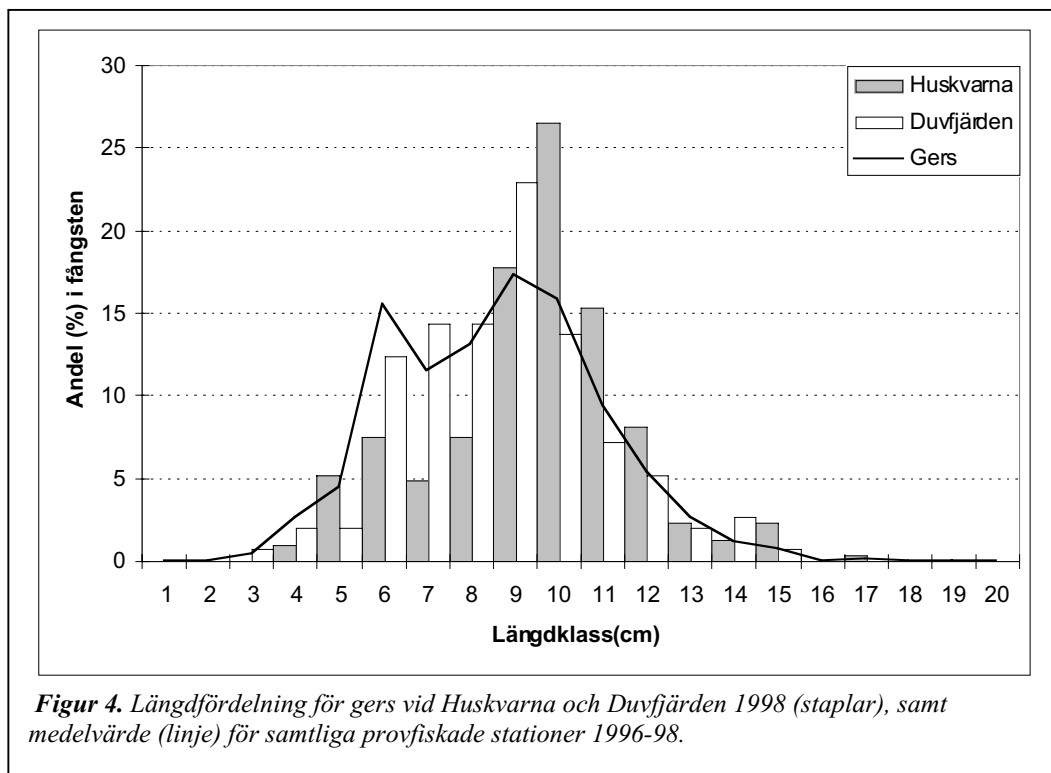
**Figur 2.** Längdfördelning för mört vid Huskvarna och Duvfjärden 1998 (staplar), samt medelvärde (linje) för samtliga provfiskade stationer 1996-98.



**Figur 3.** Längdfördelning för siklöja vid Huskvarna och Duvfjärden 1998 (staplar), samt medelvärde (linje) för samtliga provfiskade stationer 1996-98.

Abborrsläktingen gers kallas ibland 'snorgärs' på grund av sitt slemmiga skinn. Gers var vanligare i de öppna vikarna och fångsten var mer än dubbelt så stor vid Huskvarna som i Duvfjärden (Tabell 3).

Längdfördelningen var likartad på lokalerna (Figur 4), men är till stor del beroende på näteaktivitet och speglar inte direkt den aktuella populationens struktur.



Figur 4. Längdfördelning för gers vid Huskvarna och Duvfjärden 1998 (staplar), samt medelvärde (linje) för samtliga provfiskade stationer 1996-98.

Tabell 4. Medel-, max- och minlängd (mm) för fångade arter, samt antalet fångade individer per område (n) vid fisket 1998.

Plats	Duvfjärden			Medel	Min	Huskvarna		Medel
	Min	Max	n			Max	n	
Abborre	132	41	405	382	113	67	277	114
Benlöja	121	73	156	41	138	129	146	5
Bergsimpa	57	57	57	1	62	56	71	3
Braxen	228	206	296	6	115	88	156	10
Elritsa	67	67	67	1	57	50	71	16
Gers	90	39	152	153	99	46	172	385
Gädda	368	298	450	4				
Mört	133	57	270	803	157	59	280	440
Nors	116	116	116	1	91	91	91	1
Sarv	353	340	366	3				
Sik					243	153	406	17
Siklöja	96	85	170	52	165	154	174	17
Stensimpa					58	58	58	1
Öring					284	136	555	3

Rovfiskar som gädda och stor abborre förekom i goda bestånd i Duvfjärden. De

största fångade abborrarna var 405 mm (Tabell 4), vilket innebär vikter på över 1 kg.

På den öppna kusten vid Huskvarna utgjordes rovfisken istället av större öring.

Vid Huskvarna fångades hela 17 sikar, i storlek från 153-406 mm (Tabell 4). Siken är en typisk pelagisk art, men större exemplar kan leva bottennära och livnära sig på bottendjur.

## **Diskussion**

Den funna fiskfaunan överensstämde med den förväntade för ett skyddat skärgårdsområde resp för öppen kust. Närmare jämförelser med andra vatten kommer att ske våren år 2000, men direkt kan konstateras att fiskfaunan uppvisade god biologisk mångfald.

Noterbart är att av de rödlistade fiskarterna uppträder nissöga i de näringsrikare och varmare norra fjädrarna, medan övriga rödlistade arter i sjön tillhör den öppna kusten. Öring och harr på grunt vatten och röding och hornsimpa på djupt vatten.

Den litorala fiskfaunan är starkt beroende av tillrinnande vattendrag. Artrikedomen var hög utanför Huskvarnaån, där troligen flera arter vandrar mellan ån och kustvattnet. Flera arter uppträder både i tillrinnande vattendrag och litoralt i sjön, t ex elritsa, sten- och bergsimpa samt öring, harr och flodnejonöga. De tre senare är beroende av tillgång till vattendrag för sin reproduktion. Trots Vätterns storlek beror således fiskfaunans biologiska mångfald av tillrinnande vatten. Till och med abborre, gädda och mört torde rekryteras från tillrinnande vatten på de öppna kustavsnitten.

Detta innebär att kalkningsverksamhet, eliminering av vandringshinder och minskade utsläpp i tillrinnande vattendrag är väsentligt för den biologiska mångfalden hos Vätterns fiskfauna.

# ELFISKEUNDERSÖKNING 1998 I

## TILLRINNINGSBÄCKAR TILL VÄTTERN

*Arne Johlander & Fredrik Nöbbelin, Utredningskontoret Jönköping*

### INLEDNING

Tillrinningen till Vättern sker bl a genom ett antal mindre vattendrag. Ett flertal av dessa utgör viktiga reproduktionsområden för den sjölevande öringen i Vättern. Även för södra Sverige ovanliga fiskarter som harr och flodnejonöga vandrar upp i vissa bäckar. Nationellt har Vätterbäckarna ansetts viktiga att skydda för att bevara den naturliga mångfalden. Vattendragens betydelse ur fiske- och naturvårdssynpunkt har motiverat att flera har angivits som av riksintresse enligt NRL.

Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet under sommaren 1998, på motsvarande sätt som tidigare år, utfört elfiskeundersökning i sex av Vätterns tillrinningsbäckar. Undersökningen, som i första hand inriktas på kontroll av öringreproduktionen, ingår som en del av den regionala miljöövervakningen av Vättern.

*Tabell 1 Vattendrag ingående i 1998 års elfiskeundersökning.*

### UNDERSÖKTA VATTENDRAG

Som en del i Motalaströms vattensystem avvattnas Vättern genom Motala ström ut till Östersjön. I förhållande till sjöns yta är tillrinningsområdet tämligen litet och tillrinningen sker från ett stort antal bäckar och mindre åar.

De elfiskeundersökningar som genomförts 1998 inom tillrinningsområdet till Vättern och som redovisas i föreliggande rapport, omfattar kontroller i sex vattendrag (tabell 1.)

<u>Vattendrag</u>	<u>Provlokaler</u> Koordinater (RAK)	<u>Län</u>
Granviksån	650170 142690	Västra Götaland län
Hornån	642805 139975	Jönköpings län
Gagnån	643100 140155	Jönköpings län
Knipån	642500 139880	Jönköpings län
Tabergsån	640225 139945	Jönköpings län
Röttleån	643120 141875	Jönköpings län

De olika vattendragens läge utmed Vättern framgår av bifogad översiktskarta. (Fig 1.)

De övre delarna av Vätterns tillrinningsområde är belägna på en höjd av drygt 300 meter över havet medan Vätterns yta ligger ca 89 m ö h. Höjdskillnaderna medför en väsentlig lutning i flera vattendrag vilket bl a ger upphov till de långa strömsträckor som utgör lämpliga biotoper för uppväxande öring. I de södra delarna av tillrinningsområdet är fallhöjderna så stora att det i flera bäckar och åar finns naturliga vandringshinder för uppvandrande fisk. Fallhöjden i många av vattendragen till Vättern har också utnyttjats för kvarnverksamhet, kraftproduktion mm.

Delar av Vätterns tillrinningsområde är försurningspåverkat och i flera av Vätterns tillflöden är kalkning nödvändig för att upprätthålla en god vattenkvalitet. Vattenföringsförhållandena i bäckarna är också av stor betydelse för fiskproduktionen. Reglering av vattenflödet liksom vattenuttag påverkar miljön i ett flertal Vätterbäckar.

## **METODIK VID ELFISKET**

Vid undersökningarna har elfiske nyttjats för att kontrollera fiskbeståndet på olika provytor i de vattendrag som ingått i undersökningen. Fisket har gjorts med normal elfiskemetodik, vilket bl a innebär fiske mot vattnets strömriktning på ett sådant sätt att hela provytan täcks in. Elfiskena har

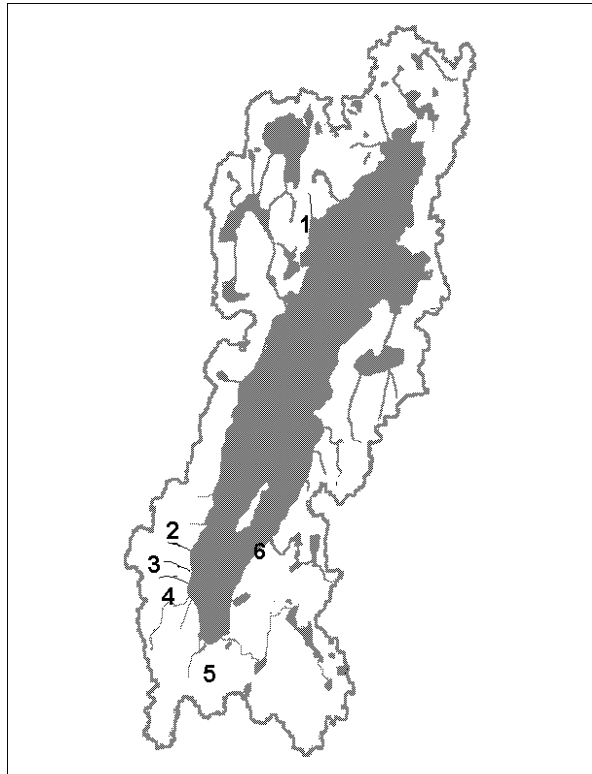
skett under perioden augusti till början av september. Vattenföringsförhållandena i vattendragen påverkades av den rikliga nederbörden sommaren 1998 vilket medförde att karaktären på provlokalerna i viss mån förändrades. Trots den tidvis höga vattenföringen gick ändå fiskena att genomföra på vanligt sätt.

Fiskena är i fält utförda genom successiv utfiskning med tre upprepade fiskeomgångar. Detta möjliggör bl a skattning av populationsstorlek av öring med viss säkerhet. Avfiskning har i respektive bäck skett på ett bestämt avsnitt, omfattande en yta på mellan 105 och 260 m<sup>2</sup>. Stor vikt har lagts på att på respektive lokal utföra elfiskena så att resultaten blir jämförbara med tidigare års elfiskeundersökningar. Samtidigt finns viss möjlighet till jämförelse mellan lokaler och vattendrag.

Vid elfiskena har förhållanden kring fisket samt fångsten för respektive fiskeomgång noterats i speciella sk elfiskeprotokoll. All fisk har noterats med avseende på art och antal. Dessutom har längdmätning gjorts. (Längdmätning av alla öringar har skett på samma sätt som tidigare år, dvs till närmsta halva cm.) Klassning av åldersgrupper hos öringungar har gjorts med utgångspunkt från längdfördelning. (Angivna åldersgrupper : 0+ = årsunge , ≥ 1+= fjolårsunge eller äldre.) Vikten på den samlade fångsten av varje art har noterats vilket möjliggör beräkning fiskbiomassa.

Elfiske, på det sätt som nu har utförts, innebär att merparten av populationen av öring och andra fiskarter på en provsträcka fångas upp. Vid successiv utfiskning med tre fiskeomgångar fås t ex normalt ca 85 - 95 % av den fångstbara öringpopulationen.

(Anm. En liten del av populationen är ofta av olika skäl inte fångstbar och ingår därmed inte i resultat och beräkningar.) Beräkning



av antalet kvarvarande fångstbara öringar liksom det totala antalet öringungar inom de olika provytorna har sedan gjorts från fångstdata med hjälp av Zippin's metod. Separat beräkning har gjorts för öring 0+ respektive öring  $\geq 1+$ . Besättningstäthet på den avfiskade provytan har beräknats genom att dividera det beräknade antalet öringar inom provytan med provytans areal.

Figur 1. Översiktskarta över elfiskade vattendrag .

- nr 1: Granviksån
- nr 2: Gagnån
- nr 3: Hornån
- nr 4: Knipån
- nr 5: Tabergsån
- nr 6: Röttleån

## RESULTATREDOVISNING

Vid 1998 års elfiskeundersökningar utfördes, som angivits ovan, kontroll i sex av de till Vättern tillrinnande vattendragen; Granviksån, Gagnån, Hornån, Knipån, Tabergsån samt Röttleån. I enlighet med

*Tabell 2. Sammanställning över 1998 års elprovfisken i sex av Vätterns tillflöden.*

undersökningsprogrammet har fiske skett på en lokal i respektive vattendrag. I nedanstående tabell redovisas en sammanställning av resultaten av årets provfisken (tabell 2.).

Vattendrag	Datum	Provyta m <sup>2</sup>	Öring Fångst av		Öring Beräknad täthet, st/100m <sup>2</sup>		Öring Beräknad biomassa kg/100m <sup>2</sup>	Fångst av övriga arter
			0+	1+/Ä	0+	1+/Ä		



Granviksån	1998-09-04	105	62	13	68	13	0,8	Lake
Gagnån	1998-08-03	150	111	92	81	63	1,1	Nejonöga obest)
Hornån	1998-08-04	105	78	44	81	42	1,4	-
Knipån	1998-08-05	150	69	42	49	28	0,5	-
Tabergsån	1998-09-03	260	59	14	25	6	0,3	Bergsimpa
Röttleån	1998-09-03	160	206	56	150	62	1,6	Bergsimpa, lake

Förklaring:  
Öring: 0+ = årsungar , 1+ / Å = tvåsömriga eller äldre ungar

I följande redovisas 1998 års elfiskeresultat i respektive vattendrag. Vissa kommentarer

till resultaten lämnas också och speciellt fokuseras på förekomsten av öringungar.

## Granviksån

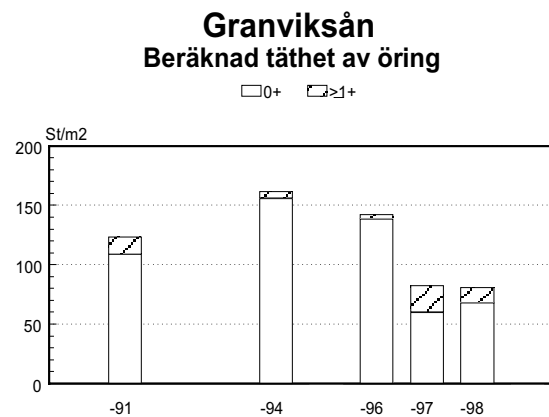
Kommun:	Karlsborg
Avrinningsområde:	16-19 km–
Sjöandel:	5-6 %

Granviksån mynnar till Vättern i Granvik ca 12 km norr om Karlsborg och avvattnar skogsområden norr om Granvik samt bl a sjöarna Bergsjön, Kvarnsjön och Ottersjön. Endast den nedersta delen av ån är tillgänglig för Vätternöring. Kalkningsåtgärder genomfördes i ett flertal av sjöarna inom tillrinningsområdet 1985-86 och har sedan dess upprepats i olika omgångar.

### Elfiske 1998 - resultat och kommentarer

Elfiskelokalen, som är förlagd till nedre delen av vattendraget i höjd med värds huset, utgör en bra öringbiotop. Fångsten på lokalen dominerades av öring och förutom dessa noterades endast lake. Öringbeståndet var relativt tätt med en beräknad täthet på ca 80 öringar per 100 m<sub>2</sub> varav ca 70 st/100 m<sub>2</sub> utgjordes av årsungar. Den beräknade öringbiomassan uppgick till ca 0,8 kg/100 m<sub>2</sub>.

Resultatet 1998 jämförs i följande diagram med tidigare elfiskedata från lokalen (fig 2.).



Figur 2. Elfiske i Granviksån, lokal Värds huset, 1991, -94 och 1996-98

Resultatet 1998 är i nivå med vad som erhöles 1997 och pekar på relativt höga tätheter av både årsungar och fjolårsungar. Andelen fjolårsungar har dock återigen

minskat något jämfört med 1997 och närmar sig resultaten från tidigare år.

Fångsten av övriga fiskarter uppvisar inga större skillnader jämfört med tidigare år. Vid 1998 års fiske fångades lake, men inga bergsimpor eller nejonögon. Sett till det låga

antalet fångade exemplar tidigare år och årets höga vattenflöden bedöms resultatet (2 lakar) som normalt.

---

## Gagnån

Kommun :	Habo
Avrinningsområde :	ca 29 km <sub>2</sub>
Sjöandel :	0,7 %

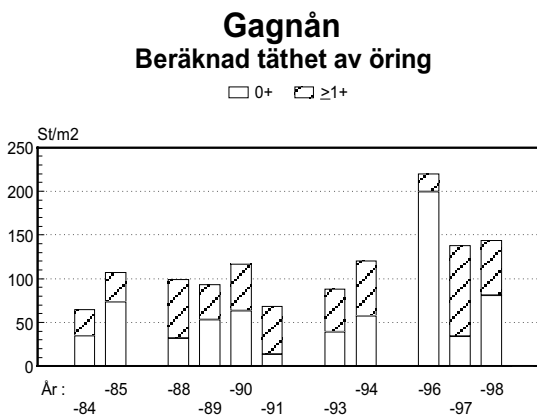
Gagnån avvattnar ett område inom södra delen av Hökensås. Några mindre sjöar ingår i avrinningsområdet, bl a Kroksjöarna och Fisklösen. Gagnån mynnar i Vättern ca 1 mil norr om Habo och större delen av avrinningsområdet är beläget inom Habo kommun. Vid vattenprovtagning i bäcken i början av 1980-talet konstaterades låga pH-värden och kalkningsåtgärder påbörjades hösten 1985 i form av våtmarkskalkning. Sedan 1991 sker nu årlig kalkning av vissa våtmarker utmed bäcken. Likaså kalkas ett par av sjöarna i avrinningsområdet. Efter att kalkningen påbörjats har pH och alkalinitet förbättrats.

I Gagnåns nedre delar finns strömsträckor som utgör reproduktionsområden för sjölevande öring i Vättern. Likaså har utnyttjar nedre delarna av ån som lekområde. Längre uppströms i bäcken, ovan vandringshinder, finns stationär, strömlevande öring. Dessutom finns här bestånd av amerikansk bäckröding. Övriga fiskarter som noterats vid gjorda elfisken i vattendraget är abborre, gädda, bergsimpa samt flod- och bäcknejonöga. Dessutom har också bl a signalkräfta påträffats.

Elfisket 1998 i den nedre delen av Gagnån (Bjälkatorpet), skedde inom den del av ån som är tillgänglig som reproduktionsområde för sjölevande Vätteröring. Fångstresultatet på provsträckan visade på en hög besättningstäthet av öringungar, totalt ca 145 st/100m<sup>2</sup>. Skattad täthet av årsungar (0+) uppgick till ca 80 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till drygt 1,1 kg/100m<sup>2</sup>. En andel av öringungarna på sträckan är tresomriga (2+) och ofta vandrar öringen här ut mot Vättern först som 3-årig smolt. Förutom öring fångades 1998 ett nejonöga och ytterligare ett antal små nejonögon observerades.

Återkommande elfisken har gjorts i Gagnån sedan 1984. Beräknad besättningstäthet av öring på den aktuella provytan under åren 1984 - 1998, framgår av nedanstående diagram (fig. 3.).

## Elfiske 1998 - resultat och kommentarer



Figur 3. Elfiske i nedre Gagnån vid Bjälkatorpet perioden 1984-98.

Sett över perioden visar resultaten från lokalen på i stort sett goda produktionsförhållanden för öring. Någon markant förändring märks inte 1998 utan elfisket visar på en fortsatt stabil förekomst av öringungar. Sammantaget pekar gjorda undersökningar på en god rekrytering av öring i vattendraget och livskraftiga bestånd. Övriga fiskarter har varit mer sparsamt förekommande, med undantag för nejonöga som ibland påträffats tämligen rikligt. Någon successiv förändring av fiskfaunans sammansättning, under den period som lokalen kontrollerats, har inte noterats.

Besättningstätheten av öringungar 1998 på den undersökta lokalen kan anses som hög och ån är mycket produktiv ur fisksynpunkt. Öringen i Gagnån syntes, trots låga pH-värden i början av 1980-talet, inte varit markant försurningspåverkad. Möjligen är detta en följd av att aluminiumutflödet från kringliggande marker varit litet.

En begränsande faktor för produktionen av Vätteröring i ån, förutom försurningen, torde vara vattentillgången, dels under tillväxtperioden och dels under lek- och uppvandringstid genom att lekfisk kan ha svårt att ta sig upp till vissa lekområden. Vattenuttag för jordbruksändamål, som påverkar vattenflödet i ån, har tidigare år noterats förekomma i de nedre delarna av Gagnån under torrperioder. I nedre delen av Gagnån inverkar utsläppen från det kommunala avloppsreningsverket vid Fagerhult också på vattenkvaliteten och bl a vid ett tillfälligt utsläpp försommaren 1993 observerades döda öringar i ån. Förändringen i populationssammansättningen under 1996 och 1997 (förhållandet 0+/äldre öringungar, figur 3) bedöms vara ett resultat av påverkan i bäcken och minskad öringförekomst under 1995. Elfisket 1998 tyder på en återgång till mer normala förhållanden.

## Hornån

Kommun :	Habo
Avrinningsområde :	ca 29 km <sub>2</sub>
Sjöandel :	ca 2 %

Hornån avvattnar också ett område inom mellersta delen av Hökensås. Några sjöar ingår i avrinningsområdet, bl a Hornsjön. Vattendraget mynnar i Vättern ca 5 km norr om Habo och avrinningsområdet är beläget inom Habo kommun. För att motverka försurningspåverkan i vattendraget skedde

kalkning av Hornsjön redan 1984. Våtmarkskalkning gjordes sedan inom avrinningsområdet 1989 och en kombination av våtmarkskalkning - sjökalkning sker nu årligen. Vattenkvaliteten har förbättrats efter det att årlig våtmarkskalkning påbörjades. De våtmarker som lämpar sig för kalkning är dock begränsade och i samband med sura



Avrinningsområde :	ca 53 km <sub>2</sub>
Sjöandel :	ca 3 %

Knipån avvattnar ett område inom den södra delen av Hökensås. Några sjöar ingår i avrinningsområdet, bl a Knipesjön och Furusjön. Bäckens mynnar i Vättern ca 3 km nordost om Habo. Ån är i viss mån utsatt för försurningspåverkan i sina översta delar. I de nedre delarna, inom det område som Vätteröringen reproducerar sig, synes ån inte vara försurad. Sedan 1991 görs årlig kalkning i Knipesjön och Furusjön och vattenprovtagning pekar nu på goda pH- och alkalinitetsvärden i sjöarna liksom i Knipån.

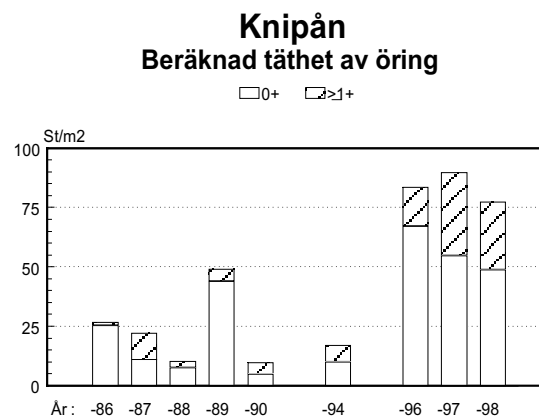
I Knipåns nedre delar finns strömsträckor som utgör reproduktionsområden för uppvandrande öring från Vättern. Längre uppströms i bäcken, ovan vandringshinder, finns sparsamt bestånd av stationär, strömlevande öring. Harr utnyttjar nedre delarna av ån som reproduktionsområde. Övriga fiskarter som noterats vid elfiske i vattendraget är gädda, lake, elritsa, abborre, bergsimpa samt flodnejonöga.

### Elfiske 1998 - resultat och kommentarer

Elfisket på provsträckan i den nedre delen av bäcken (vid Lilla Simontorp) visade 1998 på en besättningstäthet av öringungar som är i nivå med flera andra Vätterbäckar, totalt ca 75 st/100m<sup>2</sup>. Skattad täthet av årsungar (0+) uppgick till ca 50 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,5 kg/100m<sup>2</sup>. Inga fler arter än öring fångades på lokalen.

Elfiske har skett i Knipån ett flertal år sedan 1986. Undersökningarna på lokalen vid Lilla Simontorp har fram till och med 1994 skett under hösten, i oktober och november månad. De tre senaste åren har dock fisket utförts i augusti för att öka jämförbarheten med andra elfisken i regionen. Den ökade

besättningstäthet som noteras från och med 1996 kan antagligen delvis förklaras med att elfiskena tidigarelagts (fig. 5.). En förbättring av förhållandena i denna del av ån, efter det att regleringen för vattenkraftsändamål upphört, är dock också trolig och resultaten tyder på en ökad rekrytering av öring. Förekomsten av öringungar 1998 är något lägre än under de två närmast föregående åren, vilket sannolikt beror på den jämförelsevis höga vattenföringen som påverkat biotopens kvalitet för öring.



**Figur 5.** Elfiske i nedre Knipån (lokal: Lilla Simontorp), perioden 1986-98. (Anm. Elfisken 1996 - 1998 är utförda i augusti, övriga senare på hösten, oktober-november.)

Andra fiskarter än öring förekommer sparsamt på provsträckan. Det kan påpekas att lake som fanns här under 1980-talet, inte fångats de senaste åren. Möjligen har laken tidigare haft en viss negativ inverkan på förekomsten av öringungar. Vid lägre vattenflöden har här tidigare även påträffats sparsamt med bergsimpa, flodnejonöga och gädda. Dessa arter uppehåller sig troligen inte på lokalen i samma utsträckning vid de höga vattenflöden som uppkom under 1998.

Knipån synes i den nedre delen inte varit märkbart försurningspåverkad och vattenprovtagning har visat på god buffertkapacitet. Annan påverkan på vattenmiljön kan dock inte uteslutas med tanke på bl a den relativt svaga förekomsten av öringungar som noterats under flera år vid utförda elfisken. Produktionen av öring har bedömts som negativt påverkad av det vattenuttag som sker för bevattning och tidigare även av den reglering av vattenflödet som skett. Vattenregleringen genom kraftverket har nu upphört sedan kraftverket tagits bort. Vattenuttaget var under 1997 föremål för domstolsbehandling

och regler för vattenuttag och minimitappning fastställdes.

Vatten till Knipåns nedre delar leds ut från en anlagd damm. Sommartid under varma perioder synes vattentemperaturen i dammen öka och temperaturförhållandena i Knipån kan därigenom skilja sig något från övriga vattendrag. Likaså torde ibland under sommaren vattenkvaliteten i dammen försämrats. Sammantaget kan detta leda till påverkan på vattenmiljön i nedre Knipån, dvs inom den del av ån som utnyttjas av Vätteröringen.

---

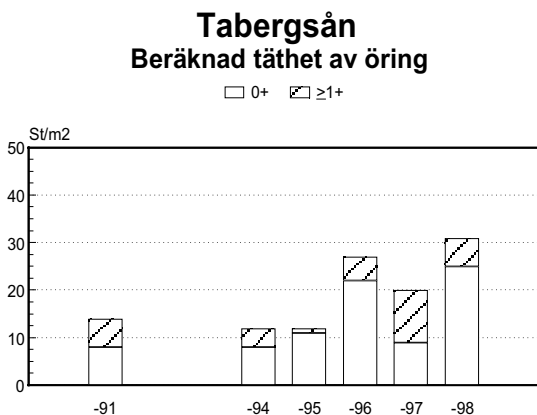
## Tabergsån

Kommun:	Jönköping
Avrinningsområde:	204 km <sup>2</sup>
Sjöandel:	1,3 %

Tabergsån mynnar till Vättern via Munksjön inne i Jönköping, och avvattnar både tätortsområden och landsbygd söder om Jönköping. Vederydssjön är största sjö i vattensystemet uppströms Munksjön. Från Tabergsån finns uppgifter om en storvuxen öringstam och att fiskar mellan 10 och 15 kg fångades i början av seklet. Under en stor del av 1900-talet var Tabergsån starkt påverkad av utsläpp från både industri och bebyggelse och öringbeståndet i huvudfåran var kraftigt påverkat. Tabergsån är försurningspåverkad uppströms Vederydssjön där kalkning sker. Genom en fiskväg vid Hovslätts hembygdspark utökades uppväxtområdena för Vätteröringen väsentligt 1993 och vandrande öring i Tabergsån har nu möjlighet att nå ca 8,5 km upp i ån.

Provytan, som ligger strax nedströms det tidigare vandringshindret i Hovslätts hembygdspark, utgörs av en bra öringbiotop. Vid elfisken 1998 förekom i fångsten endast öring och bergsimpa. Tätheten av öring uppgick till ca 30 st/100 m<sup>2</sup>, varav tätheten av årsungar (0+) var ca 25 st/100 m<sup>2</sup>. Den beräknade biomassan av öring uppgick till ca 0,3 kg/100 m<sup>2</sup>. I nedanstående diagram redovisas resultatet från 1991 och 1994-98 (fig. 6.).

## Elfiske 1998 - resultat och kommentarer



Figur 6. Elfiske i Tabergsåsån på lokal Hembygdsparken 1991 och 1994-98

1998 års resultat är ungefär i nivå med fångsten 1996 och uppvisar en relativt förra

året väsentlig ökning av antalet årsungar. Antalet fjolårsungar är fortfarande lågt, beroende på svag rekrytering 1997. Troligen befinner sig det vandrande beståndet ännu i en uppbyggnadsfas och en fortsatt positiv utveckling är sannolik.

På lokalen har tidigare fångats lake, nejonöga, signalkräfta och vid låga vattenflöden, elritsa. Antalet individer av dessa arter har emellertid varit lågt och frånvaron av dessa under 1998, med aktuell vattenföring, bedöms inte peka på någon störning i ån.

## Röttleån

Kommun:	Jönköping
Avrinningsområde:	31 km <sup>2</sup>

Röttleån var ursprungligen ett av de större Vättertillflödena med ett avrinningsområde på 230 km<sup>2</sup> som bl a innefattade de större sjöarna Ören och Bunn. Sedan byggdes Gränna kraftverk och Röttleån fick endast behålla avrinningen från ett mindre område nedströms Bunn. Genom omprövning av vattendomen 1998 har mindre minimitappning från Bunn under tiden maj till oktober införts. Avrinningsområdet innehåller marker med en god buffringsförmåga och några försurningsproblem bedöms inte påverka de nedre delarna av Röttleån.

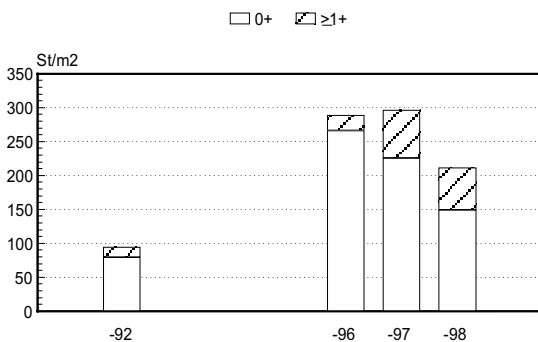
Öring och harr från Vättern utnyttjar idag den nedersta delen av ån, en 350 m lång sträcka upp till de naturliga fallen i Röttle

by. Uppströms i ån finns strömlevande öring inom vissa avsnitt.

### Elfiske 1998 - resultat och kommentarer

Den elfiskade provytan är belägen mellan fallen och mynningen i Vättern och är att betrakta som öringbiotop av god kvalitet. Fångsten vid elfisket dominerades av öring medan i övrigt fångades enstaka bergsimpor och lakar. Den beräknade tätheten av öringårsungar var ca 150 st/100 m<sup>2</sup>, och fjolårsungar eller äldre, ca 60 st/100 m<sup>2</sup>. Den beräknade biomassan, baserad på skattade tätheter, uppgick till ca 1,6 kg/100 m<sup>2</sup>. Resultaten från 1998 års elfiske jämförs i nedanstående figur med resultaten från 1996-97 samt med 1992, då samma lokal fiskades (fig 7.).

**Röttleån**  
Beräknad täthet av öring



Figur 7. Elfiske i Röttleån, lokal Turbinfundamentet, 1992 och 1996-98

Fisket 1992 var föranlett av en mindre fiskdöd i ån vid Röttle, vilket kan ha påverkat öringbeståndet. Populationen tycks senare ha ökat och elfiske 1998 tyder på en god öringproduktion. Det kunde dock noteras ett något minskande antal fångade öringar jämfört med tidigare år. Orsaken till resultatet är sannolikt kraftiga vattenflöden under sommaren 1998. Förutom öring fångades lake och bergsimpa. Möjligheterna

för andra arter än öring att uppehålla sig på strömsträckorna i bäcken torde varit påverkade av vattenföringsförhållandena under sommaren.

**SAMLAD BEDÖMNING**

Utifrån elfiskeundersökningarna 1998, tillsammans med tidigare års resultat, gör avslutningsvis en bedömning av nuläget i de aktuella vattendragen (tabell 4). Bedömningen koncentreras till öringbestånden och deras utveckling.

Bakgrunden är dels öringens värde för fisket i Vättern och dels att öring är försurningskänslig, har en allmän förekomst och dess beteende (revirhävande och stationär) gör det möjligt att avläsa tätheten med god precision genom elfiske inom begränsade provytor. Öringen utgör därigenom en lämplig indikatorart avseende vattenkvalitet.

Tabell 4. Bedömning av produktion och rekrytering av öring på undersökta lokaler. (Klass I - III.)

Vattendrag : och rekrytering	Bedömd produktion			Kommentar
	I	II	III	
Granviksån		x		Oförändrade förhållanden
Gagnån	x			God rekrytering av öring,
Hornån	x			Minskat antal öringungar, ändå god rekrytering av öring.
Knipån nedre		x		Tämligen god rekrytering av öring.
Tabergsån		x		Tämligen glest bestånd av öring, men ökat antal årsungar.
Röttleån	x			God rekrytering av öring

I	-	Optimal eller nära optimal produktion och rekrytering av öring
---	---	--



- |     |   |   |
|-----|---|---|
| II  | - | Produktion och rekrytering av öring sker men är ej optimal p g a försämrad vattenkvalitet eller annan negativ påverkan på vattenmiljön.           |
| III | - | Produktion och rekrytering av öring väsentligt reducerad eller utslagen till följd av kraftig negativ påverkan på vattenmiljön, eller uttorkning. |

Trots att undersökningarna endast omfattar en undersökningslokal per vattendrag kan, genom att bl a upprepa fiskena på samma lokaler och på jämförbart sätt år från år, en relativt god bild fås av situationen och eventuella förändringar. Fortsatt kontroll av fiskförekomsten och öringproduktionen är

därför planerad för att belysa status och utveckling i angivna Vättertillflöden.

**LITTERATUR, RAPPORTER mm:**

- Vätternvårdsförbundet 1996. Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 38.
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 1997. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 47. Elfiskeundersökningar 1996 i tillrinningsbäckar till Vättern. (sid 55-68)
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 1998. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 53. Elfiskeundersökningar 1997 i tillrinningsbäckar till Vättern. (sid 65-75)

# Kontroll av harr i Hornån och Röttleån under leken 1999

Fredrik Nöbbelin, Fiskeriverkets Utredningskontor Jönköping

## INLEDNING

Vättern är idag Sveriges sydligaste lokal där ett ursprungligt bestånd av harr finns kvar. Harren leker både i bäckar i södra Vättern och ute i sjön, företrädesvis i norra Vättern. Leken försiggår i strömmande vatten med grus- eller stenbotten, från slutet av april och in i maj. Hannarna hävdar lekrevir på lämpliga bottnar, vilket ger en viss spridning av leken.

Fiskeriverkets Utredningskontor i Jönköping har sedan ett par år tillbaka kontrollerat harrleken i två av Vätterns tillflöden, Hornån och Röttleån. Projektet har utförts på uppdrag av Vätternvårdsförbundet som en del av ett regionalt miljöövervakningsprogram för Vättern och dess tillrinnande vattendrag. I föreliggande rapport redovisas den kontroll som genomfördes våren 1999. Årets undersökningar och rapport har utförts av Fredrik Nöbbelin, Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping.

## METODIK

De båda, i projektet ingående, bäckarna besöktes sammanlagt vid tre tillfällen

vardera under våren 1999. Kontrollerna inleddes med besök i båda bäckarna den 28:e april och ytterligare två inventeringar gjordes fram till och med 12:e maj. Den undersökta sträckan ligger i båda fallen nära respektive bäcks utflöde i Vättern och delades på plats in i lämpliga mindre sektioner. Vid kontrollerna av dessa delsträckor, som utfördes på motsvarande sätt som tidigare år, antecknades i fältprotokoll antalet observerade lekharrar varefter de olika sträckorna summerades. Utöver detta antecknades antalet harrar som var i lek vid undersökningstillfället och en ungefärlig uppskattning av andelen lediga lekrevir.

Temperaturen i såväl ån, Vättern och luften har mätts vid varje tillfälle. Vattenföringen har uppskattats liksom grumlighet och/eller vattenfärg samt graden av bottensikt i åarna. Kontrollen har normalt tagit ca en timme att genomföra per å och tillfälle.

I tabell 1 nedan beskrivs de kontrollerade sträckorna översiktligt.

**Tabell 1 Översiktlig beskrivning av de fiskekontrollerade sträckorna**

	Röttleån	Hornån
Koordinater		
Nedre gräns	643130	642796
	141875	140025
Övre gräns	643100	642790
	141872	140007
Längd, m	350	300
Medelbredd, m	4	5
Areal, m <sup>2</sup>	1400	1500
Bottensubstrat	Block	Grus
	Sten	Sten
	Grus	Block
Omgivning	Lövskog	Blandskog

## RESULTAT

Sammanfattningsvis vid de tre besöken observerades 30 harrar i Röttleån och 30 harrar i Hornån.

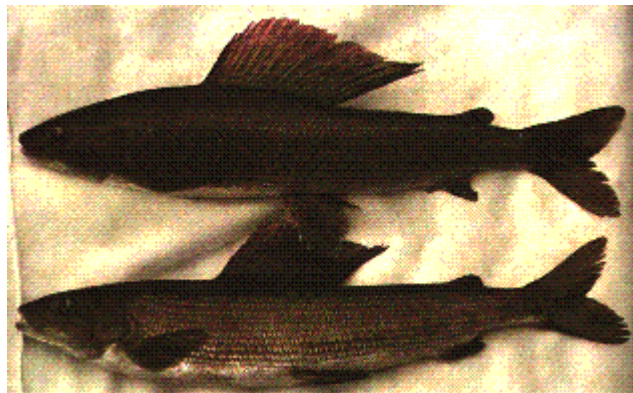
Vid det inledande besöket hade harrleken i båda åarna startat och relativt rikligt med harr kunde noteras i båda åarna. I Röttleån noterades totalt 17 lekharrar och i Hornån uppgick antalet harrar till 18 st. Vattenflödet var vid tidpunkten för besöket hög och uppskattades till ca 350 l/s i Röttleån och ca 300 l/s i Hornån. Vattentemperaturen var relativt hög, 8,9°C i Röttleån och 10,8°C i Hornån. Grumligheten och färgen utgjorde i allmänhet inga större hinder vid besiktningen bortsett från djupare liggande partier.

Vid andra besöket 990504 hade antalet observerade harrar minskat något i båda bäckarna jämfört med första besöket. I vardera ån observerades 12 st harrar. Vid tillfället pågick ingen lek. Möjligen kan leken stagnerat något på grund av de köldperioder som inföll mellan första och andra besöket, vilket märktes tydligt i en minskad vattentemperatur i åarna. Vattenflödet hade samtidigt minskat och uppskattades till ca 200 l/s i vardera ån vilket underlättade undersökningen. Vattentemperaturen hade som tidigare nämnts sjunkit och åvattnet höll en temperatur på 6,8°C i Röttleån och 9,0°C i Hornån. Även vid detta besök utgjorde färg och grumlighet i allmänhet inga större hinder vid besiktningen bortsett från de djupare höljor som finns på vissa sträckor.

Vid sista kontrollen som genomfördes 990512 var leken i Röttleån och Hornån i princip slut. I Röttleån noterades endast en fisk och i Hornån observerades ingen. Vattentemperaturen hade sjunkit ytterligare och åvattnet höll en temperatur på endast 5,8°C i Röttleån och 7,1°C i Hornån. Vattenföringen uppskattades i likhet med det förra besöket till ca 200 l/s i respektive

tidigare tillfällen och utgjorde således inga större hinder vid besiktningen bortsett från djupare höljor.

En sammanställning över årets resultat redovisas i tabell 2.



## KOMMENTARER

Antalet observerade lekharrar i Röttleån och Hornån var vid årets kontroll avsevärt lägre än under tidigare år, i synnerhet i Röttleån vilket framgår av sammanställningen i tabell 3.

Tidpunkten för kontrollerna har varit i stort sett de samma, med början i slutet av april fram till mitten av maj och årets inledande kontroll 990428 gav ett relativt gott resultat jämfört med tidigare säsonger. Vid de följande besöken minskade emellertid antalet harrar kraftigt mot tidigare år vid samma tidpunkt och som tidigare nämnts kraftigast i Röttleån.

En bidragande orsak kan vara den stora temperatursänkning som skedde i både Röttleån och Hornån från slutet av april till mitten av maj och som möjligen stört harrens uppvandring. Stigningen av lekharr varierar naturligt mellan olika år beroende på väderförhållanden och vattenflöden och leder under vissa förutsättningar till en tidsmässigt koncentrerad lekperiod.

Utanför Hornåns mynning viker åvattnet söderut och i detta strömdrag har det vid samtliga besök funnits ett nät placerat endast 20-30m söder om mynningen. Vid harrens lekvandring använder sannolikt

fisken delvis detta lockvatten för att lokalisera vattendraget vilket gör koncentrationen av fisk hög. Hur nätet påverkat harrens lekvandring är osäkert, men

eftersom nätet satt väl placerat mitt i strömdraget kan man anta att ett flertal individer fångats upp.

**Tabell 2 Observationer och mätningar i Röttleån och Hornån våren 1999.**

Vattendrag	Datum	Tid	Väder	Vattenförling (Q, l/s)	Temp. (C°)	Grumlighet Färg	Bottensikt	Totalt antal	Varav i lek	Antal 100m <sup>2</sup>	Lediga revir
Röttleån	28.4	14.00	moln	350	8,9 å	tämligen	ej i höljor	17	4	1,2	flera
					5,8 sjö	klart					
					11,8 luft						
Röttleån	4.5	11.00	klart	200	6,8 å	tämligen	ej i höljor	12	0	0,9	flera
					5,8 sjö	klart					
					10,5 luft						
Röttleån	12.5	11.00	moln	200	5,8 å	tämligen	ej i höljor	1	0	0,05	alla
					5,1 sjö	klart					
					6,0 luft						
Hornån	28.4	16.00	moln	300	10,8 å	klart, brunt	ej i höljor	18	2	1,2	många
					8,2 sjö						
					15,4 luft						
Hornån	4.5	13.30	klart	200	9,0 å	klart, brunt	ej i höljor	12	0	0,8	många
					10,0 sjö						
					12,3 luft						
Hornån	12.5	13.30	moln	200	7,1 å	klart, brunt	ej i höljor	0	0	0	alla
					6,4 sjö						
					7,3 luft						

**Tabell 3 Jämförelse mellan antalet observerade lekharrar 1997-99**

Datum	Röttleån Antal lekharr	Hornån Antal lekharr
970425	8	
970430	66	
970502		16
970509		3
97051	26	22
<b>Summa:</b>	<b>100</b>	<b>41</b>
980429	6	
980505		46
980506	44	
980512		16
980513	40	
980515		0
<b>Summa:</b>	<b>90</b>	<b>62</b>
990428	17	18
990504	12	12
990512	1	0
<b>Summa:</b>	<b>30</b>	<b>30</b>

## Rapporter inom Vätternvårdsförbundet

Nr	År	Rapporttitel	Författare
1	-63	<i>Inventering av vattentäkter, avloppsutsläpp och undersökningar i Vättern</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
2	-64	<i>Vattenuttag i Vättern. Prognos för 1980-tal och 2000.</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
3	-67	<i>Fysikaliska, Kemiska och Biologiska data för Vättern augusti och november 1966</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
4	-68	<i>Fysikaliska, Kemiska och Biologiska data för Vättern 1967 och dess tillflöden</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
5	-68	<i>Bedömning av vattenbeskaffenheten i Vättern</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
6	-68	<i>Limnologiska observationer i Vättern sommaren 1962</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
7	-68	<i>Information angående undersökningar i och vattenvårdsplan för Vättern</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
8	-70	<i>Vätterns geologi</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
-	-70	<i>Vätterns vattenvårdsplan</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
9	-72	<i>Undersökning i Vättern och dess tillflöden 1969 och 1970</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
10	-73	<i>Undersökning i Vättern och dess tillflöden 1971</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
11	-73	<i>Årsredogörelse 1971-72</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
12	-74	<i>Undersökning år 1972 i Vättern och dess tillflöden</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
13	-74	<i>Årsredogörelse 1973</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
14	-75	<i>Årsredogörelse 1974</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
15	-76	<i>Årsredogörelse 1975</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
16	-76	<i>Undersökningar åren 1973-74 i Vättern och dess tillflöde</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
17	-77	<i>Årsredogörelse 1976</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
18	-78	<i>Årsredogörelse 1977</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
19	-78	<i>Bidrag till om kännedom om sjön Vätterns Plankton år 1899</i>	de Toni/ Forti
20	-79	<i>Årsredogörelse 1978</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
-	-79	<i>Vättern Vatten Vård, översyn</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
21	-80	<i>Årsredogörelse för 1979</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
22	-81	<i>Årsredogörelse 1980</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
23	-82	<i>Årsredogörelse 1981 samt redogörelse för undersökningar i Vättern utförda under längre tid.</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
24	-83	<i>Årsredogörelse 1982</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård

25	-84	<i>Årsredogörelse 1983</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
26	-85	<i>Årsredogörelse för 1984. Tema Fiske</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
27	-86	<i>Årsredogörelse för 1984. Tema Vattenförsörjning</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
28	-	-	-
29	-87	<i>Årsredogörelse 1987; Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
-	-88	<i>Konferens B. Konferens i anslutning till Kommittén för Vätterns vattenvårds 30-års jubileum</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
-	-90	<i>Vättern 90, Vattenvårdsplan</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
-	-91	<i>Glacialrelikter i Vättern</i>	Magnus Fuhrst, SöLab
30	-91	<i>Årsskrift 1991</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
31	-92	<i>Årsskrift 1992</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
32	-93	<i>Metaller i Vättern</i>	Lennart Lindeström, Miljöforskrgrp
33	-93	<i>Årsskrift 1993</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
34	-94	<i>Vättern: En unik sjö med en unik Fauna</i>	Limnodata HB
35	-94	<i>Årsskrift 1994</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
36	-95	<i>Miljöövervakning Vättern, Förslag till program och undersökningstyper</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
37	-96	<i>Förstudie konsekvensklassificering för Vättern</i>	Ola Broberg/Gunnar Lagerkvist
38	-96	<i>Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden</i>	Bernhard Jaldemark, Lst Jönköping
39	-96	<i>Metaller i Vättern, Tillförsel och källfördelning 93-95</i>	Lennart Lindeström, Miljöforskrgrp
40	-96	<i>Vattenkvaliteten i Vättern och dess tillflöden 1971-94</i>	A. Wilander&E. Willén, SLU
41	-96	<i>Persondatorbaserad spridningsmodell för Vättern</i>	Cecilia Ambjörn SMHI
42	-96	<i>Användarhandledning till Spridningsmodell Vättern</i>	Cecilia Ambjörn SMHI
43	-96	<i>Årsskrift 1996</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
44	-97	<i>Påväxtalger i Vättern</i>	Roland Bengtsson, IVL
45	-97	<i>Miljögifter i röding och abborre i Vättern 1996</i>	Anders Bignert, Nathist. Riksmus.
46	-97	<i>Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde</i>	Hans Kvarnäs, SLU
47	-97	<i>Årsskrift 1997</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
48	-97	<i>Naturvärden i Vätterbäckar (system Aqua)</i>	Gunnar Lagerquist, Lst Jönköping
49	-97	<i>Konsekvensklassificering för Vättern</i>	Gunnar Lagerquist, Lst Jönköping
50	-98	<i>Vättern - inte bara vatten</i>	Emma Wirén, Lst Östgöt.

- 51 -98 *Undersökning av naturlig mellanårsvariation hos meiofauna i Vättern* Bertil Widbom, Stockholms Univ.
- 52 -98 *Åtgärdsplan Vättern Öst* Bernhard Jaldemark, Lst  
Jönköping
- 53 -98 *Årsskrift 1998* Måns Lindell, Vätternvårdsförb.
- 54 -99 *Embryonal utveckling hos vitmärta i fyra svenska sjöar Vänern, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön* B. Sundelin *et al.* ITM,  
Stockholms Universitet
- 55 -99 *Åtgärder för att minska kväveläckage till Disevidån* H. Årnfeldt, Lst Östergörland
- 56 -99 *Bly – förekomst och fördelning i naturen, en litteratursammanställning* M. Bäckström, MTM-centrum  
Örebro Universitet
- 57 -99 *Årsskrift 1999* Måns Lindell, Vätternvårdsförb