



# Vätterns Vatten Vård

Årsredogörelse

1987

## Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv

Rapport nr 29  
från kommittén för Vätterns vattenvård  
1987

ISSN 0280 - 9435

Årsredogörelse

1987

**Vätterns limnologiska status i ett  
20-årsperspektiv**

Rapport nr 29  
från kommittén för Vätterns vattenvård  
1987

ISSN 0280 - 9435

Hur fungerar Vättern som mottagare av föroreningar: Vad bryts ned? Vad blir kvar? Hur mycket hamnar i sediment respektive vatten? Vad blir de biologiska effekterna? Påverkar föroreningarna människor? Dessa och andra närliggande frågor behandlas i årets temarapport från Kommittén för Vätterns vattenvård. Ett tidsperspektiv på sjöns utveckling ges med data framtagna framför allt inom Naturvårdsverkets Miljökontrolllaboratorium i Uppsala. Laboratoriet har samverkat med kommittén sedan mitten av 1960-talet och i samband med kommitténs 30-årsjubileum har denna rapport sammanställts vid laboratoriet. Förhållandena i Vättern är även av internationellt intresse och en engelskspråkig version av rapporten kommer att publiceras i tidskriften AMBIO.

Rapporten har författats av Gunnar Persson, Laboratoriet för miljökontroll, Uppsala

## □ Bakgrund

Under 1950- och 1960-talen iaktogs snabba förändringar i Vätterns status. Eutrofieringsproblemen var först att uppmärksammas. I en enkät uppger 7 nu verksamma fiskare "början" eller "mitten av 1950-talet" som den tidpunkt då påväxt av alger på stenstränder eller nät ökade markant.

Kommittén för Vätterns vattenvård bildades 1957. I kommitténs regi gjordes inventeringar av utsläpp samt en omfattande vetenskaplig statusbeskrivning av sjöns ekosystem med noteringar av de förändringar som kunde sammankopplas med höjd tillförsel av organisk substans och växtnäringsämnen.

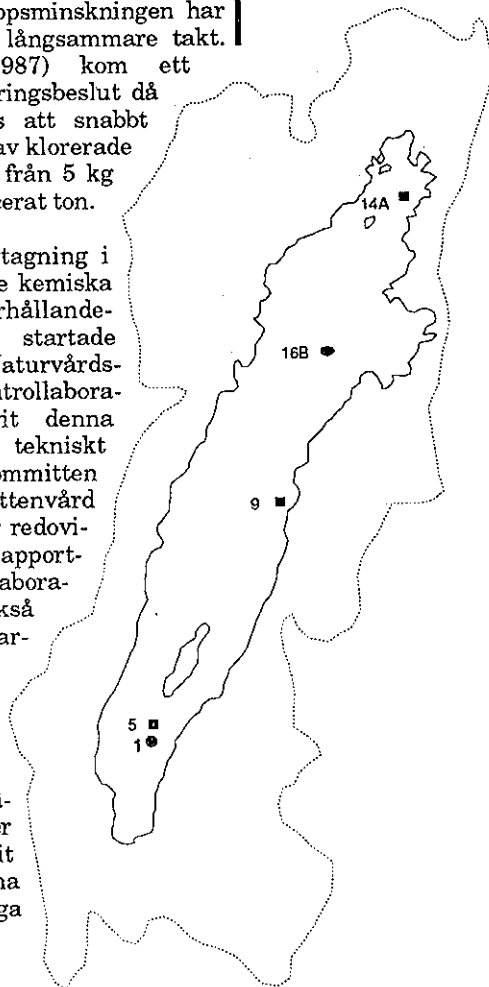
Alla undersökningar verifierade oron. Sjöns siktdjup på fritt vatten var tidvis så lågt som 7m (17m före kriget). Vid många åmynningar klassificerades påväxtsamhällena på stenar som "polysapoba" dvs typiska för starkt förorenade vatten(10). Bakteriehaltarna var höga vid badplatser i sjöns södra ände. Också fiskfångsterna förändrades under slutet av 1950-talet och år 1966 tillskrev Vätterns Allmänna Fiskarförbund länsstyrelserna om de kraftigt minskade fångsterna av röding och lake.

En vattenvårdsplan för Vättern antogs 1970. Den lades till grund för kraftfulla åtgärder för att begränsa tillförseln av föroreningar till Vättern: De kommunala reningsverken inom hela dräneringsområdet försågs med kemisk fällning för att reducera framför allt tillförseln av fosfor. Åtgärderna var helt genomförda 1974 men de kommunala utsläppen hade då redan minskat under flera år beroende på en tidigare beslutad utbyggnad med biologisk behandling i verken. År 1974 lades även Munksjö Bruks sulfidfabrik i Jönköping ned och verksamheten i Aspa Bruk utvidgades, dock med väsentligt bättre reningsteknik. Ytterligare utsläppsreduktion gjordes i samband med införandet av en ny

blekningsprocedur vid Aspa Bruk. Utsläppen av metallsalter från Zinkgruvan till Kärrafjärden i sjöns norra del minskade från och med 1976 då ett nytt anrikningsverk togs i drift. År 1979 togs även ett nytt sandmagasin i bruk och båda åtgärderna minskade utsläppen av zink, bly, kadmium, koppar och cyanid till sjön.

Perioden 1974-1980 var således särskilt betydelsefull för att reducera tillförseln av organisk substans, fosfor och metaller till sjön. Utsläppsminskningen har därefter fortsatt i långsammare takt. Helt nyligen (1987) kom ett betydelsefullt regeringsbeslut då Aspa Bruk ålades att snabbt minska utsläppen av klorerade organiska ämnen från 5 kg till 3 kg per producerat ton.

Regelbunden provtagning i sjön för att följa de kemiska och biologiska förhållandenas utveckling startade omkring 1970. Naturvårdsverkets miljökontrolllaboratorium har drivit denna verksamhet med tekniskt bistånd från Kommittén för Vätterns vattenvård och resultaten har redovisats i form av årsrapporter. Miljökontrolllaboratoriet har också genomfört karteringar och olika specialundersökningar i sjön. I denna rapport görs en sammanfattning av de väsentliga slutsatser som framkommit genom tidsserierna och av övriga studier i Vättern.



Figur 1. Vättern med dräneringsområde samt provtagningslokaler i sjön. Punkter = kemi- och planktonprov; kvadrater = prov på sediment och bottendjur.

Tabell 1. Fysiska och hydrografiska data om Vättern

Dräneringsområde, land	(km <sup>2</sup> )	4503
Sjöyta	(km <sup>2</sup> )	1856
Sjövolym	(km <sup>3</sup> )	74
Medeldjup	(m)	40
Maximumdjup	(m)	128
Teor. omsättningstid	(år)	56

### □ Vätterns unika egenskaper som recipient

Vätterns reaktion på tillförda föroreningar styrs till stor del av några få naturgivna unika egenskaper (Tabell 1). De viktigaste är den stora bassängvolymen och sjöytan i relation till dräneringsområdet. Därav följer att sjön har en, jämfört med de flesta andra sjöar, extremt långsam vattenväxling. Koncentrationen av ämnen i sjövattnet kommer att nå jämvikt med koncentrationen i tillfört vatten enligt ekvationen:

$$\tau(95\%) = 3 \cdot \tau_w \cdot (1 - R)$$

$\tau_w$  = vattnets teoretiska uppehållstid  
 $R$  = förlustkoefficient för given substans

$\tau(95\%)$  = tid för att uppnå 95 % koncentrationens jämvikt

Ekvationen visar att det tar ca 180 år innan koncentrationen av konservativa ämnen (faktaruta 1) i tillfört vatten når jämvikt med koncentrationen i sjöns vatten.

jämfört med många andra sjöar. Kvoten mellan koncentrationen i sjön och koncentrationen i tilloppen ( $\approx (1-R)$  i ekvation 1) blir därför ovanligt låg. (Med tilloppskoncentration avses här total ämnestillförsel/total vattentillförsel; depositionen direkt på sjöytan ingår således.) I sedimenten kan koncentrationen av t ex toxiska ämnen höjas genom dessa förhållanden. Till detta medverkar också att förhållandenvis litet organiskt material sedimenterar och "späder ut" gifterna på grund av den låga produktionen i sjön.

Den stora andelen sjöyta av dräneringsområdet (30%, exklusive dräneringsområdets övriga sjöar) innebär stort direktnedfall av lufttransporterade substanser på sjöytan jämfört med många andra sjöar där t ex luftdeponerade försurande ämnen och miljögifter i större utsträckning kan nå sjön efter jonbyte eller partiell fastläggning i dräneringsområdets marklager.

### □ Vattenkemi

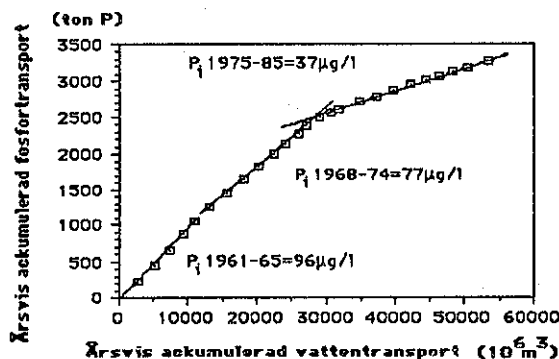
#### A. Fosforhalter

Fosfor är det näringsämne som reglerar växtproduktionen i sjön. Med hjälp av koncentrationsmätningar i 14 tillflöden, uppgifter om utsläpp från industrier och reningsverk samt vattenförings- och nederbördsdata har beräkningar av fosfortillförseln från 1960 och framåt gjorts (figur 2). Beräkningarna är osäkrast i början av perioden men visar att medelkoncentrationerna för fosfor i inkommande vatten har sänkts från maximalt ca 110  $\mu\text{g}$  tot P/l åren 1964-65 till ca 80  $\mu\text{g}$  tot P/l åren 1968-75 och ca 35  $\mu\text{g}$  tot P/l åren

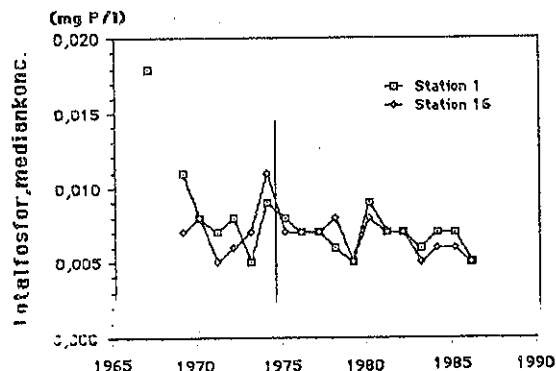
#### Fakta 1. Amnesbalans i sjöar

Konservativa ämnen utgörs av substanser vars koncentration i det vatten som tillförs sjöar inte förändras genom biologisk assimilation, sedimentation, kemisk omvandling eller förflyktigande ( $R=1$  i ekvationen). Många vattenlösliga salter ingår i denna grupp där natrium och klorid är de bästa exemplen. De icke konservativa ämnena påverkas i vattnet av en eller flera av de ovan nämnda processerna och koncentrationen reduceras då ( $R$  i ekvation 1 blir mindre än 1). De flesta substanser är icke konservativa och typexemplen fosfor och kväve diskuteras mer i detalj.

För icke konservativa ämnen (faktaruta 1) inställer sig en jämvikt mellan tilloppskoncentration och sjökoncentration betydligt snabbare. Den långsamma vattenomsättningen innebär för många sådana ämnen ovanligt stor sedimentation inom sjön och att en större andel kommer att tillföras sedimenten



Figur 2. Utvecklingen av den årliga fosfortillförseln till Vättern i relation till den årliga vattentillförseln 1961-1985. Koncentrationen i inkommande vatten ( $P_i$ ) har angivits i tre tidsperioder före, under och efter fosforavlastningen.



Figur 3. Tidsutvecklingen av medianfosforhalten (3-6 mättn. / vegetationsperiod) i skiktet 0-10 m djup. Stationer enligt figur 1. Perioden före och efter den slutliga fosforavlastningen har åtskiljts av en vertikal linje.

1975 - 85. I figuren anges de beräknade medelvärdena för perioden före avloppsrening, perioden under utbyggnadsfasen samt perioden efter införandet av kemisk fällning och med reducerade industriutsläpp. Man kan med fog tala om att Vättern definitivt fosforavlastades 1974-75 även om tillförseln i relation till vattentillförseln fortfarande sjunker något.

Vätterns reaktion på insatta åtgärder har följts med reguljär provtagning fr o m 1969. Utvecklingen av totalfosforhalten har under senare år varit svagt avtagande vilket visas för station 16 i sjöns centrala del och station 1 i dess södra del i figur 3. Efter avlastningen 1975 har fosforhalten i medeltal minskat 0,10 µg/l år på Station 1 och 0,17 µg/l på station 16.

De högsta koncentrationerna bör ha sammanfallit med de högsta koncentrationerna i de samlade tilloppen i mitten på 1960-talet eftersom fosfor tillhör de icke konservativa ämnena och snabbt sedimenterar i sjön. Mätdata från denna tid är emellertid fåtali- ga och inte alltid tillförlitliga. Vatten- inspektionens halter på 13-14 µg tot P/l i juli 1962 (1) är antagligen det bästa riktvärdet för situationen i sjön.

För att bättre kunna beskriva och förutsäga utvecklingen av fosforhalten i sjön har en enkel dynamisk modell använts. Modellen startades med data från 1962 på halter i sjön (ovan) och fosfortillförsel (figur 2). Sedimentationshastigheten antogs vara proportionell mot halten i sjön och hastighetskonstanten varierades för att ge sjökoncentrationer som överensstämde med de uppmätta, med betoning på perioden 1975-85. En sedimentationskonstant på 0,18 /år visade sig ge den bästa anpassningen. Förlustkoefficienten (enligt ekvation 1) närmar sig då 0,86.

Förlustkoefficienten kan användas för att beräkna vilken fosforkoncentration i sjön som motsvarar det årliga belastningstak på 100 ton fosfor per år som fastlagts i vattenvårdsplanen. Koncentrationen i sjön skulle vid jämvikt vara

ca 6,5 µg Tot P/l. Den nuvarande sjökoncentrationen understiger detta värde med 11% och kommer att understiga det med 31% när jämvikt uppnås med dagens belastning. Denna jämvikt kommer att nås om 13 år och gehalten 4,5µg Tot P/l förutsatt att fosforbelastningen förblir densamma som idag.

Av mellanårsvariationerna (figur 3) såväl som av variationerna inom enskilda år (opublicerat) kan man också utläsa att fosforhalten i vattenmassan under enskilda år varierar på ett sätt som inte styrs av haltvariationer i tillflödena utan snarare indikerar att ett par hundra ton fosfor tillfälligt kan lämna sedimenten vid vissa miljöbetingelser. En mellanårsvariation (ökning) på 1 µg tot P/l kan därför innebära att 70 ton fosfor mobiliseras från sedimenten eller att all intransporterad fosfor under ett år blir kvar i vattenmassan.

Fastän fosforhalten i sjön (samt produktionsförhållandena) således i viss mån "lever ett eget liv" frikopplat från den externa belastningen kan effekterna av avlastningen fortfarande avläsas i den ovan diskuterade koncentrationstrenden. Med hänsyn till "egensvängningarna" kan man i framtiden förvänta sig mellanårsvariationer på µg-nivå omkring det beräknade jämviktsvärdet.

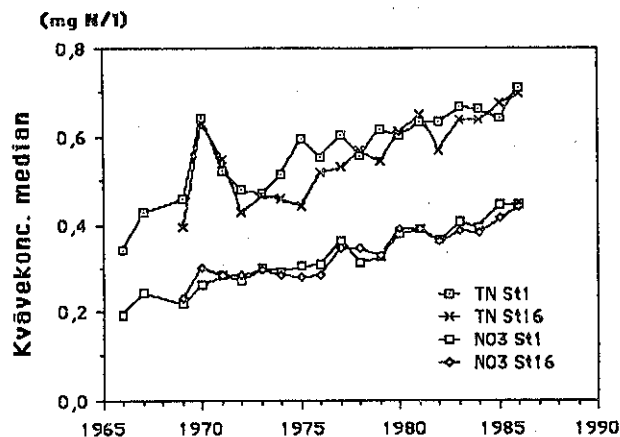
## B. Kvävehalter

Bland kvävetts olika förekomstformer (faktaruta 2) har halterna av ammonium och organiskt kväve fluktuerat relativt lite under årens lopp medan ni-

### Fakta 2.

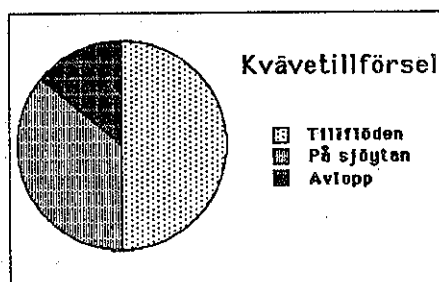
#### Kväveformer—Denitrifikation

I levande organismer finns kväve framför allt som NH<sub>2</sub>-grupper i proteiner. Vid nedbrytning av organiskt material bildas slutligt ammoniumjoner (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) men lösta organiska kväveföreningar kan finnas kvar länge. Ammonium i vattnet kan dels direkt assimileras av växter dels bakteriellt nitrifieras till nitratjoner (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) som också assimileras av vattnets växter. Nitrifikationen sker i syrgasrik miljö. En stor del av nitraten denitrifieras emellertid till kvävgas (N<sub>2</sub>) (ev. lustgas N<sub>2</sub>O) av bakterier som lever i syrgasfri miljö. Gaserna löser sig i vattnet och avgår genom övermättning till luften. Förutsättningarna för denitrifikation finns i organiskt rika sediment i gränssytan mellan syrgasrik och syrgasfri miljö.



Figur 4. Tidsutveckling av medianhalter av nitratkväve och totalkväve baserat på provtagningar enligt figur 3.

tratkoncentrationen ökat nästan konstant från år 1966. Totalkvävehalten har ökat på motsvarande sätt (figur 4). Ökningen av nitrathalten i sjön kan med fog kallas dramatisk. Mediankoncentrationen har ökat från 216  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$  år 1969 till 447  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$  år 1986, vilket ger en mängdökning i sjön på 950 ton kväve/år beräknat över 16 år. Beräknat över 12 år (enligt tabell 2) blir upplagringen i vattenmassan 730 ton kväve/år. Koncentrationen av nitrat och totalkväve i inkommande dräneringsvatten har varit nästan konstant de senaste 16 åren (ca 600 resp 1300  $\mu\text{g N/l}$ ) trots varierande årlig vattentillförsel och kväveintransport. Tillförseln via nederbörd är betydande men har också varit relativt konstant under perioden (2), liksom tillförseln från punktkällor. Fördelningen mellan källorna framgår av figur 5. Förändringarna i tillförsel är således alldeles för små för att förklara haltförändringarna i sjön. Orsakerna till föränd-



Figur 5. Tillförsel av kväve till Vättern från olika källor.

ringen måste alltså sökas inom sjön. Anpassningen av en dynamisk massbalansmodell, liknande den för fosfor, till de ökande kvävehalterna i sjön visar att de årliga förlusterna där har minskat från ca 1800 ton år 1970 till 700 ton år 1986. Dessa förluster beror inte enbart på sedimentation utan även på denitrifikation (faktaruta 2). De båda posterna brukar särskiljas genom att sedimentationen uppskattas.

Sedimentens kväve- och fosforhalter bestämdes vid stora sedimentkarter-

ingar 1971-73 (3). Vid denna tidpunkt var kväve/fosfor-kvoten i ytsedimenten (0-1cm) i medeltal 3,4 (n=91). Eftersom den årliga fosforsedimentationen vid samma tid var 160-175 ton kan kväveackumuleringen i sedimenten grovt skattas till 550-600 ton per år. Detta innebär att ca 1200 ton kväve årligen skulle ha denitrifierats. Skattningen är grov främst beroende på att de sedimentskikt som analyserats har ackumulerats under mer än tio år under vilken tid åtminstone fosforackumuleringen förändrats på grund av eutrofiering. Trots detta vågar man fastslå att kväveförluster via denitrifikation är viktiga i sjön. För närvarande visar den använda modellen att totala kväveförluster och fosforsedimentation har kväve/fosforkvoten 10. Den nuvarande kväve/fosfor-kvoten i ackumulerande sediment har inte mätts. Skulle den vara högre så skulle en mindre andel av kväveförlusterna denitrifieras. Det är emellertid uppenbart att även om kväve/fosforkvoten är så låg som 3,4 så har den mängd kväve som denitrifieras minskat från den undersökta periodens början till dess slut.

Även om nitrathalten fortfarande ligger långt under alla gränsvärden för dricksvatten, kräver den nuvarande utvecklingen en noggrann uppföljning.

### C. Vattnets salthalt

De viktigaste jonerna som bestämmer totalsalthalten är alla konservativa till skillnad från de hittills behandlade när-salterna som förekommer i för totalsalthalten försumbara koncentrationer. Vatten med låg totalsalthalt tillförs Vättern både från nederbörden och från större delen av dräneringsområdet. Ett saltrikt vatten tillförs dock från Östgötaslättnens lättvittrade leror. Sjövattnets jonsammansättning är stabilt bestämd i mer än 1000 prov under perioden 1970-74. Av tabell 2 framgår att förändringar kan iaktas när äldre

Tabell 2. Jonkoncentrationer i Vättern under referensperioden 1970-74 samt före andra världskriget och i nutiden. Halter i mg/l.

Period	1939 <sup>1)</sup>	1970-74	1982-86 <sup>2)</sup>
Kalcium	8.6	12.9	14.2
Magnesium	2.6	1.9	2.0
Natrium	4.4	5.3	6.2
Kalium	0.9	1.4	1.4
Bikarbonat	29.6	31.7	32.2
Sulfat	9.1	15.5	17.3
Klorid	6.5	7.0	8.5
Nitrat	0.250	0.304	0.429
Summa <sup>3)</sup>	61.7	75.6	81.8

1) Ett prov centralt i sjön utanför Hästholmen, analyserat av Lohammar (19)

2) Provantal 260-520

3) Nitrat ingår ej

och nyare data ställs mot denna referens. Salthalten har ökat 23% mellan 1939 och 1970-74 samt 8% under den senaste 12-årsperioden. En viktig orsak till denna salthaltsökning kan vara den trend med ökad evapotranspiration som iakttagits under innevarande sekel (Ahl, opublicerat). Denna trend ger som medelvärde en saltanrikningsfaktor på 1,2 för perioden 1939-1986. Anrikningseffekten skulle bäst kunna bekräftas av kloridjonhalten eftersom klorid antas vara helt konservativt och härlett från havssalter i nederbörden vars kloridhalt varierat obetydligt under perioden. Den mätta kloridanrikningen i sjön under perioden är 1,3. Om man drar bort de saltmängder som kan ha tillförts genom den ökade saltanvändningen på vägar i området blir anrikningsfaktorn ca 1,24 vilket stämmer relativt väl med anrikningshypotesen.

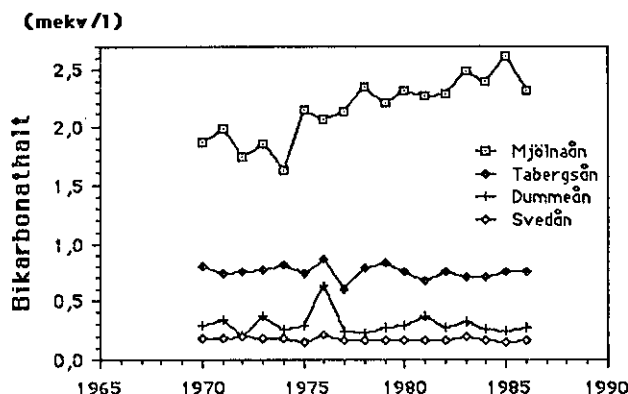
Den allmänna saltanrikningen förklarar emellertid inte vattnets förändrade jonsammansättning (tabell 2). De mest påtagliga förändringarna i saltbalansen är emellertid karaktäristiska effekter av den ökade depositionen av starka syror (faktaruta 3). År 1939 var bikarbonatunderskottet 0,157 mekv/l jämfört med 0,348 mekv/l under perioden 1982-87. Bikarbonatunderskottet

har således mer än fördubblats under perioden vilket visar hur försurningen påverkat sjön utan att vare sig pH-värdet eller själva bikarbonathalten nämnvärt förändrats (båda har ökat något).

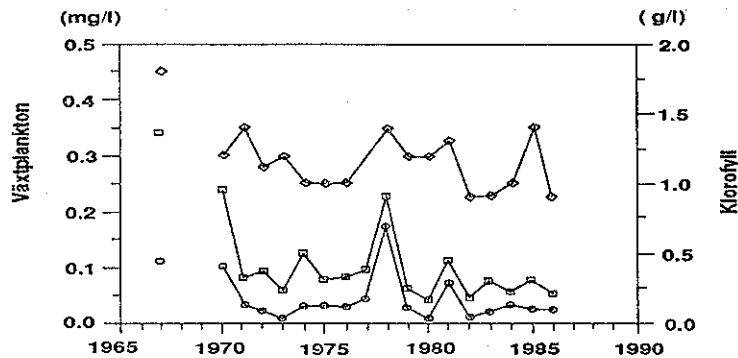
Den mätbara försurningseffekten i Vättern är således en ökad andel av kalcium- och sulfationer jämfört med perioden före kriget. Samtidigt kan man notera en betydligt långsammare ökningstakt under den senaste 12-årsperioden då även en minskad syradeposition över skandinavien registrerats (5). Sjöns buffertförmåga (=bikarbonathalt) är fortfarande tillfredsställande, antagligen beroende på en kombination av ökad vittring, jonbyte samt kalkning i dräneringsområdet.

En översikt av buffertförmågan i några av sjöns tillflöden (figur 6) visar att bikarbonathalterna varit ganska

**Fakta 3.**  
**Nederbördsförsurning-jonbalans**  
När karbonatmineral vittrar naturligt genom påverkan av kolsyra antas kalcium (ofta även magnesium) lösas ut i mot bikarbonat ekvivalenta mängder. En del av bikarbonatet kan emellertid förbrukas (bilda koldioxid och vatten) genom neutralisation av de vätejoner som tillförs med nederbörden. Det resulterande underskottet av bikarbonat i relation till den summerade kalcium- och magnesiumhalten brukar därför användas som ett mått på vattnets påverkan av nederbördsförsurningen (4).



Figur 6. Tidsutveckling för bikarbonathalten (buffertförmågan) i ett urval av Vätterns tillflöden. Årsmedelkoncentrationerna baseras på månatliga mätningar.



Figur 7. Tidsutveckling av klorofyllhalten i vattnet (romber) samt den totala biomassan av planktonalger (kvadrater) och av planktiska kiselalger (cirklar). Medelvärden för vegetationsperioden (4-6 mätn./vegetationsperiod) och för skiktet 0-20 m djup på station 1 anges.

stabila i år med låg salthalt medan den ökat i tillflöden från den östra delen av dräneringsområdet (t ex Mjölnaån) där salthalten redan är hög. Ökningen sker således främst i tillopp där inga sjökalkningar genomförts för att motverka försurningen. Till höjningen av Vätterns buffertförmåga bidrar emellertid också kalkningar i de västra tillflödena som skulle ha haft en något lägre genomsnittlig bikarbonathalt utan genomförda kalkningar.

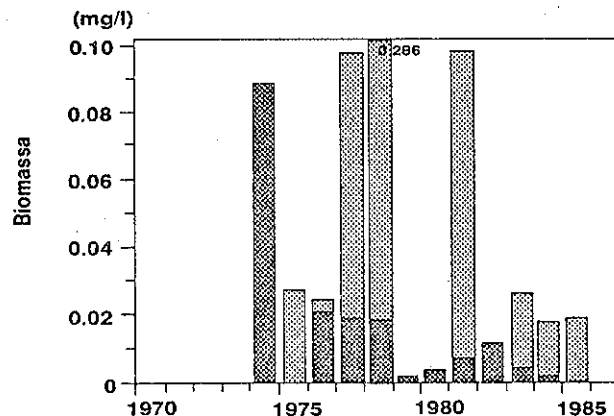
## □ Biologiska förhållanden

### A. Algsamhällen

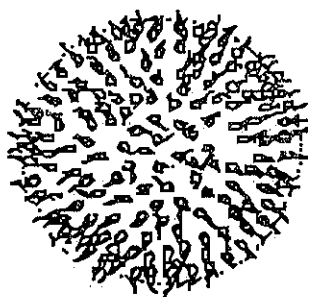
De snabbaste biologiska förändringarna som följd av fosforavlastningen bör komma till synes i växtplanktonsamhället eftersom det till stor del regleras av fosfortillgången. Under de år då säsongmedelbiomassor beräknats (månatliga provtagningar) visar dessa en avtagande trend (figur 7). Kiselalger utgör den största enskilda taxonomiska gruppen i samhället och i säsongmedelbiomassan kan 1/3 till 4/5 kiselalger ingå. Dessa alger når i regel snabbt en populationstopp på våren när vattnets temperatur stiger men vårutvecklingen kan dock i hög grad modifieras av väderlek och ljus under perioden vilket också medför att hela säsongmedelbiomassan av alger kraftigt påverkas av dessa förhållanden.

Starka vårpopulationer av kiselalger ger sålunda topparna i totalbiomassa 1978 och 81 men i mindre utsträckning 1967 och 70 då andra alger, cryptomonader och grönalger – mer typiska för eutrofierade förhållanden – utgjorde betydande andelar av biomassan. Biomassan av dessa grupper minskade konstant under perioden fram till Vätterns slutliga avlastning (1967-74) och har därefter funnits i tämligen konstanta låga biomassor (6).

Två enskilda algarters uppträdande förtjänar att uppmärksammas. Det är dels guldalgen *Uroglena* dels kiselalgen *Melosira islandica* (figur 8). *Uroglena* är känd för att ge vattnet en från fisklukt och "oljig" konsistens vid massförekomst (8). I Vättern förekommer den främst under sommaren och då i måttliga mängder. Dess ökande biomassa i sjön efter 1974 är parallell med en allmän ökning av hela guldalgsgruppen efter den slutliga avlastningen. Gruppen som sådan är typisk för klara näringsfattiga vatten och *Uroglena* tycks föredra ett klart vatten med hög salthalt och höga kvävehalter. Det förefaller naturligt att koppla denna algs ökade förekomst till de problem med lukt och smak på konsumtionsvattnet som rapporterats från vattenverk och enskilda under senare år.



Figur 8. Medelbiomassor (juni+juli+aug) av guldalgen *Uroglena* (ljusare skuggning) samt medelbiomassor (maj+juni) av kiselalgen *Melosira islandica* (mörkskuggat). Prov enligt figur 7.



Koloni av *Uroglena*



*Melosira islandica* är intressant ur allmän synpunkt på grund av dess tendens att bilda "påslag" på nät. Prov på "nätpåslag" från Vättern har visat sig bestå nästan enbart av denna art. Man kan därför anta att det finns ett visst samband mellan förekomsten i sjön (figur 8) och nätpåslagens omfattning.

*Melosira* är tidigare känd från Vättern där den noterades 1898 (9) och 1938 men ej 1922 (7) och 1962 (G.Rosén, opublicerat). Vätterns nutida växtplankton med *Melosira* och *Uroglena* visar överhuvudtaget stora likheter med prov från 1922 och 1938 (7) med den viktiga skillnaden att *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides* som då dominerade vårens kiselalgspopulation förekommer mycket sparsamt under nuvarande undersökningsperiod (från 1962). Detta kan vara en indikation att ytterligare samhällsförändringar är att vänta om sjön är på väg att återgå mot ett annu fattigare stadium.

Utvecklingen av påväxtalger längs sjöns stränder har inte följts på samma sätt som planktonalgerna. Undersökningar 1966-67 (10) och 1972 (11) visade dock att inga drastiska förändringar kunde iaktas i påväxtsamhällena under den period då växtplanktonsamhällena förändrades mest drastiskt. Under den senare undersökningen noterades också att samma arter av vattenmossa och påväxtalger som Stålberg 1938 noterade på stort djup fortfarande fanns kvar på 55-70m djup. De viktigaste betingelserna för dessa är låg näringsstandard och klart vatten.

## B. Djursamhällen

Eutrofieringen kan också antas ha påverkat sjöns djurbestand. Att döma av djurplanktonprovtagningar i augusti 1978-87 i centrala sjön (Station 16B) ökade biomassan under perioden efter den slutliga avlastningen. Mellanårsvariationerna är dock nästan lika stora som ökningen under hela perioden vilket påkallar försiktighet vid trendbedömningen.

Enstaka provtagningar finns också under samma årstid 1962, 1969 och 1974. Alla totalbiomassorna låg då högre än de högsta biomassorna under perioden 1978-87. Biomassemaximum uppmättes år 1974.

Djurplankton indelas i grupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor. Av dessa visar hoppkräftorna genomgående den största variationen och styr i huvudsak totalbiomassans variation. De flesta förekommande arterna är typiska för näringsfattiga vatten och inga direkt eutrofieringsindikerande arter är noterade. Skillnaden i biomassa före och efter de reguljära provtagningarnas start är för planktondjuren den enda eutrofieringsindikationen. Skillnaden är således mer kvantitativ än kvalitativ.

De bottenlevande djuren i Vättern finns i förhållandevis stora mängder på större djup (80-110m) där sedimenterande material ackumuleras och där reguljära provtagningar görs. Faunan utgörs dock bara av ett fåtal olika arter.

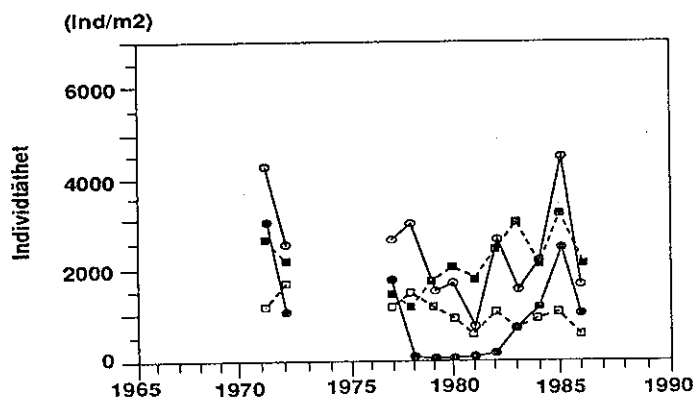
Karaktärsdjur är framför allt vitmärulan *Pontoporeia affinis*, som hör till de s k maringlaciala relikterna. Arten förekommer också i Östersjön och är i Vättern en kvarleva från den tid då Vätterbäckenet var en del av det postglaciala ishavet. Andra kräftdjur som utgör kvarlevor från denna tid är den s k bottenkorven *Mesidothea entomon*, pungräkan *Mysis relicta* samt en annan art av märlor vid namn *Gammaracanthus lacustris*. De tre senare är mindre vanliga än *Pontoporeia* och fångas normalt inte med de provtagningsmetoder som använts i Vättern.

Förutom kräftdjur är olika arter av fåborstmaskar (*Oligochaeta*) vanliga i bottenfaunan. Dessutom förekommer musslor och insektslarver i mindre antal.

På de två huvudstationerna (Station 5 och 9) domineras bottenmiljöerna av olika djurgrupper (figur 8). I den centrala delen av sjön (Station 9) har kräftdjuren varit dominerande i antal



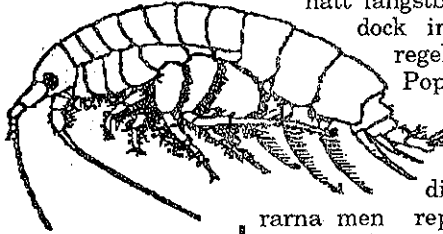
Celltrådar av *Melosira islandica*



Figur 8. Individtäthet för bottenlevande djur på Station 5 (110 m djup) och Station 9 (110 m djup) vid provtagningar i augusti. Heldragna linjer anger täthet av *Pontoporeia* och streckade linjer anger individtäthet av maskar (*Oligochaeta*). Fyllda symboler anges för Station 5 och ofyllda för Station 9.

och än mer i biomassa. I sjöns södra del (station 6) har däremot maskar genomgående varit antalsmässigt dominerande. Detta visar på betydande skillnader i sedimentation av organiskt material, då just masktätheten, precis som i markmiljön, är en god mätare på näringsrikedomen.

På den centrala stationen ökar *Pontoporeia*-tätheten regelbundet mellan provtagningarna i maj och augusti varje år (ej visat i figuren) beroende på att avkomman som föds på våren då nått fängstbar storlek. Detta har dock inte varit en allmän regel på stationen i söder.



*Pontoporeia affinis*

Populationsuttunnningen där under åren 1978 - 83 föregicks av tämligen höga individtätheter under vårarna men reproduktion eller överlevnad för avkomman tycks ha misslyckats. Från andra studier (12, 13) är det känt att överlevnaden för en årsklass är beroende på födotillgången i form av den mängd kiselalger som sjunker till botten efter vårens produktionsstopp. Med hänsyn till de kraftiga produktionsstopparna av kiselalger 1978 och 1981 (jfr ovan) är den misslyckade rekryteringen för *Pontoporeia* under dessa år anmärkningsvärd. Från 1983 till 1986 var rekryteringen av *Pontoporeia* åter normal med högre augusti-tätheter på den södra stationen, men 1986 var rekryteringen åter svag. Under perioden med låg *Pontoporeia*-täthet ökade maskarna på den södra stationen (figur 8), vilket avviker från det förväntade då ju sedimentationen av organiskt material (föda) succesivt avtar. Den ökade masktätheten kan möjligen vara en effekt av en minskad konkurrens med *Pontoporeia* under denna period.

Det skall slutligen noteras att *Pontoporeia* är känd för att ha kraftiga beståndsvariationer, speciellt i näringsrika miljöer. Orsaken till variationerna, som ibland kan vara cykliska med

en period på 7-10 år, är dock fortfarande okända (14, Cedervall citerad i 15).

## Miljögifter

### A. Koncentrationer i sediment

Vid den stora undersökning av Vätterns sediment som genomfördes 1972-73 (3) analyserades 14 metaller med potentiell giftverkan. Tidigare hade 3 metaller inom samma kategori analyserats.

För metallerna zink, kadmium, bly och kvicksilver betecknades sedimentföreningen som allvarlig. Samtidigt gjorda analyser av de organiska miljögifterna DDT och PCB (faktaruta 4) pekade också på en relativt allvarlig sedimentkontaminering. Metallhalten tilltog generellt med djupet i sjön och var högst på djup större än 60m där den permanenta avsättningen av finpartikulärt material är störst.

Zink, kadmium och bly härrör från gruvutsläppen i Kärrafjärden längst i norr och därifrån sträcker sig en mycket tydligt avtagande haltgradient i sedimenten söderut i sjön. Kviksilverhalten i sedimentet visar utöver källor i norr också källor i Karlsborgs- och Jönköpingsområdet. Även luftdeposition kan antas bidra till ackumuleringen av många metaller.

I en nyligen (1985) genomförd undersökning studerades föroreningsbilden i sedimenten i bassängen norr om Röcknen, i centrala Vättern samt syd Visingsö (tabell 3). Analyserna inkluderade mikroskopiska sotpartiklar, tungmetaller, polyaromatiska kolväten (PAH) (faktaruta 4) och extraherbara organiska klorföreningar (EOCl).

De mikroskopiska sotkulorna härrör från förbränning av fossila bränslen och de uppträder i olika sedimentlager i proportion till förbränningen av olja och kol under den period då sedimen-

Tabell 3. Halter av potentiellt giftiga ämnen ackumulerade i sediment från stationerna 5, 9 och 14A (figur 1). Halterna i ytsediment (0 - 1 cm) anges. Sedimentens tillväxthastighet har uppskattats från ackumuleringen av sotpartiklar (se text).

Lokal	Station 5 (109 m)	Station 9 (101 m)	Station 14A (93 m)
Sed. tillväxthastighet (mm/år)	1	0,5	0,5-1,0
Glödningsförlust (% TS)	11,2	9,3	10,3
Bly (µg/g TS)	61	63	185
Zink (µg/g TS)	340	340	620
Kadmium (µg/g TS)	2,55	2,55	4,25
Kviksilver (µg/g TS)	135	158	118
K <sub>d</sub> <sup>1)</sup>	21,3	24,5	39,2
PAH (ng/g TS)	2560	1740	2540
EOCl (µg/g TS)	5,0	3,7	39,3

1) K<sub>d</sub>=summerad kvot: ytsedimenthalt/bakgrundshalt för Pb, Zn, Cd, Hg och Cu enligt (17)

ten avsattes (16). För komsten av sotkolor i sediment från stationerna i Vättern indikerade att sedimentens ackumulationshastighet var dubbelt så hög på lokalen i den södra bassängen jämfört med på lokalen i centrala sjön. Sedimenten på den norra lokalen hade en intermediär avlagringshastighet.

Metallhalterna visade de förväntade gradienterna, med möjligt undantag för kvicksilver. Kontaminationsgradienterna förstärks än mer när halterna relateras till mängden organiskt material i sedimenten. Den samlade metallkontamineringen ( $K_d$ ) placerar Vätterns sediment i klassen "hög kontamineringsgrad" ( $20 < K_d < 50$ ) i en gradering omfattande "låg", "måttlig", "hög" och "mycket hög" kontamineringsgrad (17). Som jämförelse kan nämnas att de flesta sjöarna i Kolbäckens vattensystem nedströms gruvor och metallindustrier har högre kontamineringsgrad än Vättern.

Vätterns känslighet för förorening via deposition på sjöytan har föranlett en kontroll av halterna av PAH i sedimenten. De summerade halterna (tabell 3) av 21 analyserade föreningar är måttligt höga. Halterna i sedimentterande material i Stockholms inre skärgård är högre och halterna i Vätterns sediment är närmast jämförbara med motsvarande halter i Stockholms yttre skärgård (Wiederholm m. fl., opublicerat).

Med avloppsvattnet från massablekriet vid Aspa Bruk tillförs Vättern stora mängder klorerade organiska föreningar. Mindre mängder kan också deponeras från atmosfären. Många av föreningarna i gruppen är resistent mot nedbrytning och ackumuleras i miljön. De tenderar dessutom att bioackumuleras och kan ha giftverkan. Ett fåtal föreningar inom gruppen är välkända till sammansättning och giftverkan. Bland dessa ingår flera dioxiner. De föreningar som är fettlösliga kan extraheras med organiska lösningsmedel och analyseras i klump som "extraherbara organiska klorföreningar" (EOCl). Man antar att grovt räknat en tiondel av de organiska klorföreningarna kan extraheras ur sediment (18).

I relation till mängden organiskt material liknar EOCl-halterna i sediment från lokalen norr om Röcknen de halter som uppmätts på stort avstånd (10 kilometer) från kusten i Bottenhavet. EOCl har även analyserats på två lokaler mindre än 2 km från kusten S och SW om Aspa Bruk (ca 30m djup) vilket gav minst 1/3 lägre halter än på lokalen N Röcknen. Även till detta finns paralleller i Bottenhavet där sedimentationen av EOCl är störst i omedelbar närhet av utsläppen, lägre på bottenar med bara temporär sedimentavsättning (transport-bottenar)

och åter större på djupa belägna bottenar med konstant sedimentavsättning.

## B. Biotest av sedimentens giftighet

Man kan i regel räkna med att de flesta organismer som lever av och i förorenade sediment får förhöjda inre halter av olika förorenande ämnen. Detta gäller i första hand svärnedbrytbara organiska ämnen, speciellt fettlösliga sådana, men även kvicksilver. Av amerikanska undersökningar framgår t ex att *Pontoporeia* kan bioackumulera PAH  $10^4 - 10^5$  gånger (19).

*Pontoporeia*'s vacklande populationsutveckling i södra Vättern har tidigare beskrivits. När populationen sviktar trots den rikligare sedimentationen i södra Vättern kan någon typ av hämning, t ex förgiftning tänkas föreligga. Test för att indikera förgiftning har dock ej genomförts med *Pontoporeia*, men väl med fåborstmasken *Tubifex*

*tubifex* som är mer lämpad att odla i långtidsexperiment på laboratorium (20). Den är också känd för att reagera negativt bl a på förhöjda metallhalter i sediment (21). Under 190 dagar följdes överlevnad, reproduktion och tillväxt för maskar satta till sediment från 5 lokaler i Vättern, bl a lokalerna enligt tabell 3. Som referens odlades maskar även i sediment från Unden och Torneträsk. Testet visade i korthet på en nästan total mortalitet under försöksperioden i alla sediment utom de från station 5 i Vättern och de från Torneträsk. Reproduktion förekom bara i sediment från station 5 i Vättern.

Av experimentet framgår att sediment från Torneträsk var gynnsammare för

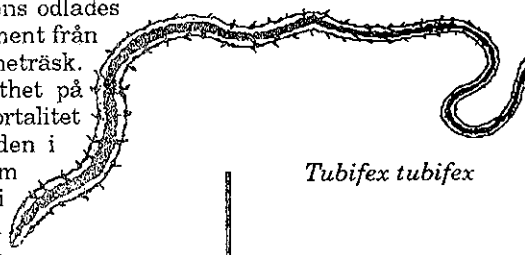
### Tabell 4. Organiska miljögifter

DDT (diklordifenyltriklormetylan), dieldrin, lindan, hexaklorbensen och hexaklorcyklohexan är insektbekämpningsmedel eller nedbrytningsprodukter därav. De är giftiga, svärnedbrytbara och bioackumuleras.

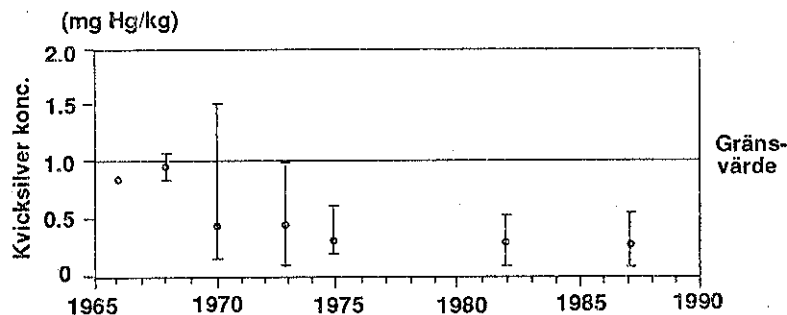
PCB (polyklorerade bifenyler) utgör en grupp svärnedbrytbara giftiga föreningar som finns t ex i transformatorolja, färger, självkopierande papper och som kan bildas vid avfallsförbränning.

PAH (polyaromatiska kolväten) är en stor grupp föreningar som tillförs atmosfären både från ofullständig stationär förbränning och från motorfordon. Några av de ingående föreningarna är kända för att vara både giftiga och cancerogena.

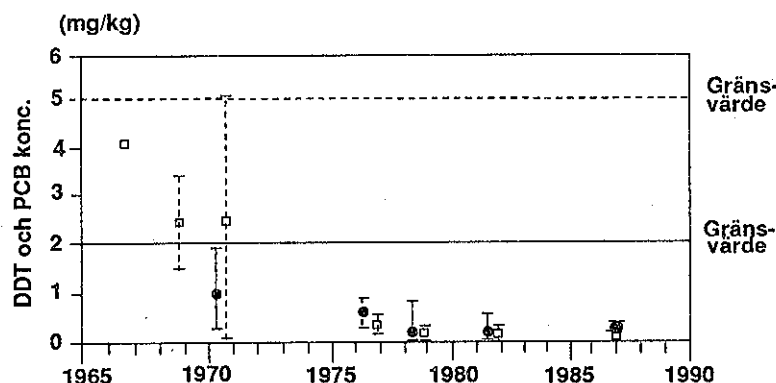
Dioxiner är en samlingsbeteckning för ca 200 polyklorerade dibenso-p-dioxiner och dibensofuraner av vilka 12 är särskilt giftiga och 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin (TCDD) den allra giftigaste. Vid en komplicerad och dyrbar analys (ca 2 000kr/st) analyseras 16 av substanserna och omräknas till TCDD-ekvivalenter. Dioxiner är svärnedbrytbara, bioackumuleras och fettnärrikas. De kan ge cancer samt skada immunförsvar, reproduktion och avkomma. Alla förbränningsprocesser - särskilt ofullständiga sådana - där klorföreningar ingår är potentiella dioxinkällor. De ger indirekt tillförsel till vatten via atmosfärspridning. De största utsläppen direkt till vatten sker antagligen från massaindustrins klorblekierier. Den relativa källfördelningen är osäker (18).



*Tubifex tubifex*



Figur 9. Koncentrationer (medelvärde och variationsvidd) av kvicksilver i muskel från röding i Vättern. Den sk svartlistningsgränsen är angiven i figuren.



Figur 10. Koncentrationer av DDT och PCB (faktaruta 4) i Röding från Vättern. Heldragna linjer PCB, streckade linjer DDT. Symboler enligt figur 9.

maskarna än sediment både från centrala Vättern och från lokalen norr om Röcknen (men ej från södra Vättern). Man kan knappast anta att sedimentet från Torneträsk innehöll mer färskt organiskt material lämpligt som föda för maskarna utan måste utgå från att Vätternsedimenten verkat hämmande på annat sätt. Man kan också hypotetisera att den bättre näringstillgången på station 5 motverkat hämningen.

### C. Gifthalter i fisk

Akkumuleringen av miljögifter i olika fiskar behandlas oftast ur livsmedelshygienisk synpunkt och olika typer av gränsvärden och rekommendationer för konsumtion finns utarbetade (22). År 1966 gjordes den första analysen av kvicksilver i röding. Den följdes senare av fler analyser samt av DDT- och PCB-analyser (figur 9 och 10). DDT-halten i fiskkött låg över livsmedelsgränsvärdena i många rödingar i början av 1970-talet, men har sedan sjunkit, liksom PCB-halten. Speciellt markerad har DDT-minskningen varit (1/20 av gränsvärdet 1987) medan PCB-halterna i vissa fiskar fortfarande är högre än 1/10 av den tolerabla halten.

Vid provtagningen 1983 låg också halterna av andra bekämpningsmedel (faktaruta 4) och bekämpningsmedelsrester (hexaklorbensän, hexaklorcyklohexan och aldrin/dieldrin) i rödingkött på nivåer som var endast några hundradelar av de tolererade halterna

i livsmedel.

I slutet av 1970-talet konstaterades att klorerade organiska ämnen (klorguajakoler) som fanns i utsläppen från Aspa Bruk också fanns i gädda, abborre och sik fångade i närområdet. Föreningarna fanns i lever och kött från gädda men bara i lever från de övriga.

Analys av dioxinhalter (faktaruta 4) har gjorts på rödingar från och med 1987. Hittills redovisade halter i åtta fiskar ger ett medelvärde på 60 picogram TCDD-ekvivalenter per gram våtvikt enligt den tidigare använda ekvivalentberäkningen och 45 pg enligt den beräkningsnorm som nu förordas av den Nordiska dioxinarbetsgruppen (i tryck). Detta är fyra gånger högre halter än i lax från Vänern och i nivå med östersjölax. Man har i Sverige hittills avvaktat med att fastställa livsmedelsgränsvärde för dioxiner men rekommenderat en maximal konsumtion av 1—5 picogram per dag och kg kroppsvikt (5 pg i den nya rekommendationen). Från USA har uppgifter kommit om att den där gällande rekommendationen (0.006 pg/d·kg) kan vara alltför restriktiv (23) och kan komma att höjas till 0.1 pg/d·kg. Eftersom olika beräkningsgrunder tillämpas kan detta inte påverka den nya nordiska rekommendationen. Halternas nivå i Vättern gör det dock angeläget att även fortsättningsvis speciellt bevaka förekomsten av potentiella gifter i fisk.

## □ Slutsatser

De åtgärder som vidtagits mot förorening av fosfor och organiska ämnen har nu gett effekt. Eutrofieringssymptomen kulminerade i början på 1970-talet och sjön återgår nu mot sitt ursprungliga näringsfattiga tillstånd. Fosforhalten i sjön kommer inom 10 år att vara i balans med nuvarande tillförsel och man kan förutse att även organismsamhällena långsamt kommer att gå mot ett nytt balansläge. Tämligen kraftiga svängningar omkring detta balansläge kan emellertid förväntas även i fortsättningen.

För närvarande träder andra typer av potentiella eller reella problem i förgrunden. I första hand gäller detta potentiella miljögifter. Vätterns fysiska förutsättningar samt det lågproduktiva ekosystemet gör sjön känslig både för lokala utsläpp och långväga transporterade atmosfärsföroreningar. Lokalt inger utsläppen i norra Vättern idag den största oron. De lokala utsläppen domineras där av pappersindustrin i Aspa Bruk och gruvinindustrin i Zinkgruvan. Arbetet med att klarlägga de ekologiska effekterna av utsläppen drivs nu parallellt med

diskussionen om reducerade utsläpp.

Minskningen av kvicksilver, DDT och PCB i fisk visar att när användning och utsläpp minskas genom olika åtgärder (i detta fall genom restriktioner på ett nationellt plan) ger detta oftast positivt resultat. En identifiering av dioxinkällan följt av en tillförselbegränsning bör också kunna ge positivt resultat.

Atmosfärsburna föroreningar som deponeras på sjöytan (och i dräneringsområdet) utgör ett potentiellt mycket allvarligt problem. De kan endast sällan åtgärdas på ett lokalt plan. Ofta måste de behandlas på ett nationellt eller internationellt plan.

Identifiering av källor och gradering av deras relativa betydelse är ett viktigt samtida arbetsfält (jfr dioxiner).

Även efter en lyckad bekämpning av de aktuella giftproblemen måste vi inse att den förindustriella situationen i sjön inte kan återuppnås. Salthalten i vattnet är 30% högre än före andra världskriget, försurningen har förändrat saltbalansen i sjön, nitrathalten har mer än fördubblats och sedimenten har förhöjda halter av många miljögifter.

## □ Referenser

1. Karlgren, L. 1965. Limnologiska observationer i Vättern sommaren 1962. - Statens Vatteninspektion, Drottningholm, 18 s. (stencil)
2. Rodhe, H. and Rood, M.J. 1986. Temporal evolution of nitrogen compounds in Swedish precipitation since 1955. - Nature : 762 -764.
3. Håkanson, L. and Ahl, T. 1976. Vättern - recenta sediment och sedimentkemi. - Statens Naturvårdsverk, PM 740, 164 s.
4. Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters - a large scale titration, - s.68-74 i Drablös, D. & Tollan, A. (editors), Ecological impact of acid precipitation, SNSF - project, Oslo - Ås.
5. SNV 1986. Monitor 1986. Sura och försurade vatten.-Statens Naturvårdsverk, 177 s.
6. Olsén, P. and Willén, E. 1980. Phytoplankton response to sewage reduction in Vättern, a large oligotrophic lake in central Sweden. -Archiv für Hydrobiologie 89: 171 -182.
7. Stålberg, N. 1939. Lake Vättern, outlines of its natural history especially its vegetation. - Acta Phytogeographica Suecia 11: 1 - 52.
8. Palmer, C.M. 1962. Algae in water supplies. An illustrated manual on the identification, significance, and control of algae in water supplies.- U.S. Department of health, education and welfare. Public health service, publ. No. 657, Washington.
9. DeToni, G.B. and Forti, A. 1900. Contributo alla conoscenza del plankton del lago Vetter. - Atti del reale istituto veneto di scienze, lettere ed arti 59:537 - 829.
10. Stjerna - Pooth, I. 1968. Undersökning av benthos (alger och djurformer) vid Vätterns stränder den 8 - 9/9 1966 och den 28/6 1967. - Statens Naturvårdsverk, Undersökningslaboratoriet, Drottningholm, 14 s. (stencil).
11. Kronborg, L. 1973. Undersökning av fastsittande alger i Vättern och dess tillflöden 1972. Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Uppsala, 8pp. (stencil).
12. Sarvala, J. 1986. Interannual variation of growth and recruitment in *Pontoporeia affinis* (Lindström) (Crustacea: Amphipoda) in relation to abundance fluctuations. -Journal of Experimental marine Biology and Ecology 101: 41- 59.

13. Elmgren, R. 1978. Structure and dynamics of Baltic benthos communities with particular reference to the relationship between macro- and meiofauna. -Kielser Meeresforschung Sonderband 4: 1-- 22.
14. Andersin, A.-B., Lassig, J., Parkkonen, L. and Sandler, H. 1978. Long-term fluctuations of the soft-bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974; with special reference to *Pontoporeia affinis* Lindström (Amphipoda). - Finnish marine Research 244: 137-144.
15. Gray, J. S. and Christie, H. 1983. Predicting long-term changes in marine benthic communities. -Marine Ecology Progress Series 13: 87-94.
16. Renberg, I and Wik, M. 1985. Soot particle counting in recent lake sediments: An indirect dating method. -Ecological Bullentin (Stockholm) 37: 53 - 57.
17. Håkanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. -A sedimentological approach. Water research 14: 975 -1001.
18. SNV 1987. Miljö för miljoner, svensk miljövård 1986.- Statens Naturvårdsverk,193 s.
19. Eadie,B.J., Landrum,P.F. and Faust, W. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments, pore water and the amphipod *Pontoporeia hoyi* from Lake Michigan. -Chemosphaere 11: 847 - 858.
20. Wiederholm, T., Wiederholm, A.-M. and Milbrink, G. 1987. Bulk sediment bioassays with five species of fresh-water oligochaetes. -Water Air and Soil Pollution (i tryck).
21. Wiederholm, T. and Dave, G. 1987. Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*.- Presented at the 4th International Symposium on Interactions between sediments and water, Melbourne, February 1987. To be published in Environmental Geology and Water Sciences.
22. SLV 1984. Levels of organochlorine pesticides, PCBs and certain other organohalogen compounds in fishery products in Sweden, 1976 1982. Vår föda 36, Suppl. 1, Statens Livsmedelsverk, Uppsala, 57 s.
23. MFG 1988. Aktuell debatt -Dioxiner MFG aktuellt 88:1, Svenska Miljö-forskargruppen AB, Kil