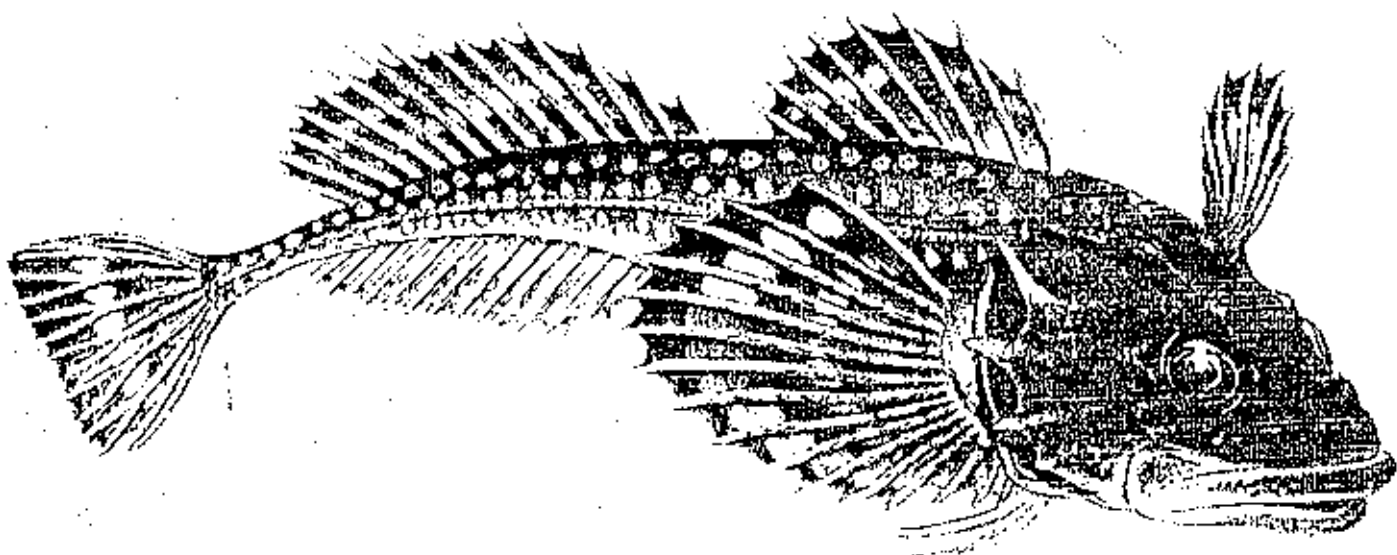




Vätternvårdsförbundet

**Årsskrift
1991**



Rapport nr 30
från Vätternvårdsförbundet 1991.

Vätternvårdsförbundets Årsskrift 1991

Rapport nr 30 från Vätternvårdsförbundet *

Omslagsbild Hornsimpa efter original av
Liselotte Öhman är hämtad från Vätternvårds-
förbundets affisch om Vätterns glacialrelikter.

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

Årsskriften har utarbetats av
Vätternvårdsförbundet under redaktion
av Ola Broberg.

Vätternvårdsförbundet
Länsstyrelsen i Jönköpings län
551 86 Jönköping
036 - 157092, 157083

ISSN 0280 - 9435

Innehåll

Inledning (O.Broberg)	1
Formerna för arbetet med Vätterns vård förr och nu (R.Forss)	3
Dioxiner i Vättern (C. de Wit).....	10
Undersökningar av föroreningsinnehåll, toxicitet och bottenfauna i Vätternsediment (T. Wiederholm et al.).....	24
Modeller för beräkning av kvävehalter i Vättern (H.Olsson).....	42
Varför utvecklar vi kväverening av avloppsvatten i Jönköping? (J.Kaiser).....	49
Glacialrelikterna i Vättern (M.Fürst).....	59
Fiskeribiologiska undersökningar Vista kulle och Ekoräkningarna (B.Essvik).....	75
Vättern 1989 -1990	83
Kommuner.....	83
Cyklonbräddavlopp för behandling av kombinerat avloppsvatten vid bräddning (K-A.Malmberg).....	86
Dricksvatten.....	89
Industrier.....	90
Processutveckling vid Aspa Sulfatfabrik (H. Fasten).....	91
Munkjö AB, Jönköping (miljörapport 1990).....	96
Gruvindustri.....	98
Sammanfattning av verksamheten vid Svenska Vicille-Montagne under 1990 (F.Mellberg).....	99
Verkstadsindustri.....	103

Inledning

Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet

Vätternvårdsförbundets årsskrift 1991 har en något annorlunda utformning än tidigare rapporter av "temakaraktär".

Årsskriften inleds med en uppsats av ordföranden i Vätternvårdsförbundet, länsrådet Ragnar Forss. Uppsatsen behandlar formerna för arbetet med Vätterns vattenvård och ger perspektiv på hur dagens organisation vuxit fram samt de åtgärder som vidtagits för att värna Vättern. Ragnar Forss har på ett kunnigt och engagerat sätt lett såväl Vätternvårdsförbundets som tidigare Kommittén för Vätterns vattenvårds arbete sedan 1971. Efter tjugo års väl utfört arbete med Vätterns vattenvård går Ragnar Forss i pension. Förbundet och alla nuvarande liksom tidigare medarbetare riktar ett varmt tack till honom för hans goda insatser.

Ambitionen vid utformningen av årets rapport har bl a varit att försöka förmedla aktuella forsknings- och undersökningsresultat direkt till den grupp myndigheter, företag, kommuner och enskilda som ofta kommer i kontakt med "Vätternfrågor". Det borde vara lämpligt att sprida sådan information genom Vätternvårdsförbundet eftersom såväl de som utövar tillsyn respektive nyttjar sjön på ett eller annat sätt också tillhör förbundets medlemskrets.

Samtidigt är det väsentligt att förbundet bidrar till en ökad kunskap om Vätterns funktion och ekologiska system. Tanken är att årsskrifterna också skall innehålla något eller några avsnitt av mer grundläggande karaktär i populär form. Vätterns limnologiska status i ett 20-årigt perspektiv av Gunnar Persson (rapport nr 29 från Kommittén för Vätterns vattenvård) utgjorde en start på detta tema. Årets avsnitt om Vätterns glacialrelikter utgör en naturlig fortsättning. Avsnittet som har utarbetats av Magnus Fürst vid Sötvattenlaboratoriet kommer också att medfölja som textdel till den affisch om Vätterns glacialrelikter som har tagits fram av Vätternvårdsförbundet. Originalteckningarna för affischen har utformats av Liselotte Öhman och affischen kan beställas från förbundet till självkostnadspris.

Årsskriften avslutas med sedvanlig redovisning av utsläppstatistik samt dricksvattenuttaget från Vättern. Avsnittet innehåller också en del utförligare beskrivningar av åtgärder som planerats eller vidtagits för att begränsa utsläppen till Vättern från företag och kommuner. Dessa delar redovisas som fristående uppsatser i samband med övrig branchredovisning.

Allt insänt material återföljs av författarens namn omedelbart under uppsatsens rubrik. Författarna svarar själva för såväl innehåll som redovisade slutsatser.

Vätternvårdsförbundet vill framföra ett varmt tack till alla som bidragit med uppsatser eller annat material till Vätternvårdsförbundet årsskrift 1991.

DIOXINER I VÄTTERN

Cynthia de Wit

Forskare vid Enheten för organiska miljögifter, SNV

Inledning

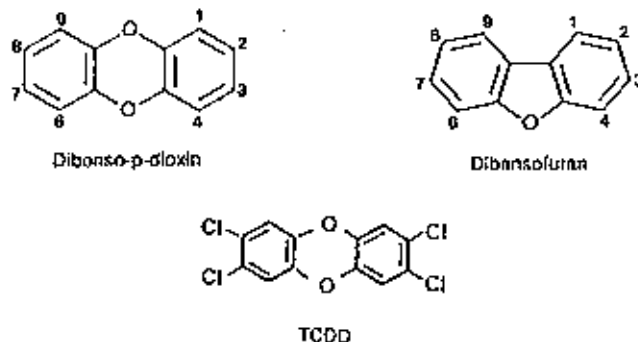
Dioxiner har fått mycket uppmärksamhet de senaste åren och "dioxinlarmen" har duggat tätt. Samtidigt är det ofta svårt att förstå vad som sägs i tidningarna och på radion. Frågorna hopar sig: Vad betyder siffrorna? Är halterna höga? Vad är ett pikogram?

Hur farliga är dioxiner egentligen? Törs jag äta fisk?

Vättern har varit ett av de områden som varit i fokus under en tid. Dioxiner har hittats i t ex Vätternröding, lax och abborre. Under de senaste tre åren har även gädda och bottensediment analyserats inom Naturvårdsverkets kartläggningsprojekt om dioxiner. Jag ska här presentera resultaten från Naturvårdsverkets undersökningar. Jag hoppas också ge läsaren en grund för att kunna själv förstå och bedöma vad som sägs i massmedia om dioxiner.

Vad är dioxiner?

Polyklorerade dibenso-p-dioxiner och polyklorerade dibensofuraner är en grupp klorerade organiska ämnen som allmänt kallas för dioxiner. Av 210 kemiska ämnen som tillhör denna familj är det bara 17 som anses vara högtoxiska. Det mest toxiska dioxinet är 2,3,7,8-tetraklorerade dibenso-p-dioxin, också känt som TCDD (se Fig.1).



Figur 1. Dioxiner är kolväten som består av två ringer av kolatomer sammanbundna av en eller två syreatomer. Kloratomer kan fästa sig till dioxinmolekylen i varierande antal. Det giftigaste dioxinet är 2,3,7,8-tetraklorerade dibenso-p-dioxin, förkortat TCDD.

De andra 16 dioxinerna har samma toxiska effekter som TCDD men är mindre potenta (se faktaruta 1). Dioxinhalter ligger oftast på nivån pikogram/gram prov. Ett pikogram (pg) är en biljondels gram, eller 0.000 000 000 001 gram (se faktaruta 2).

FAKTARUTA 1

Varje enskilt dioxin har fått en viktningsfaktor som anger dess giftighet i jämförelse med TCDD som har fått viktningsfaktorn 1.

De viktningsfaktorer som en nordisk expertgrupp har kommit fram till finns listat i tabell 1 nedan.

Tabell 1. Toxiska viktningsfaktorer för olika dioxiner och furaner enligt en nordisk expertgrupp.

Dioxiner	Viktningsfaktor	Furaner	Viktningsfaktor
2,3,7,8-TeCDD	1	2,3,7,8-TeCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	1,2,3,7,8-PeCDF	0,01
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	2,3,4,7,8-PeCDF	0,5
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
OCDD	0,001	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
		1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
		1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
		OCDF	0,001

Förkortningar:

Te=tetra

Pe=penta

Hx=hexa

Hp=hepta

O=okta

CDD=klorerade dibenzodioxin

CDF=klorerade dibensofuran

För att ange en total dioxinhalt i ett prov används oftast uttrycket TCDD-ekvivalenter. Man mäter halterna av de 17 olika dioxinerna och furanerna, multiplicerar dessa halter med viktningsfaktorer och sedan summerar halterna för alla 17 ämnen. Då får man ett mått på hur mycket ren TCDD de olika dioxinerna tillsammans motsvarar. Det är denna siffra som oftast används inom massmedia.

Dioxiner har kallats för de giftigaste substanser människan någonsin tillverkat. Det är en sanning med modifieringar. Dioxiner är högtoxiska främst i smågnagare, t ex marsvin. I djur vet man att dioxiner stör hormonsystemen som i sin tur kan leda till nedsatt reproduktion, störningar i immunsystemet och cancer. Det som förvirrar är att det finns en stor spännvidd i känsligheten i olika djurslag och människor verkar inte vara

de mest känsliga djur för dioxiner. Det gör det svårt att bedöma hur farliga de egentligen är för oss, men en nordisk expertgrupp har föreslagit att det genomsnittliga veckointaget inte bör överskrida 35 μg TCDD-ekvivalenter per kilo kroppsvikt. För en 60 kilos person blir det tolerabla veckointaget ungefär 2000 μg .

Vi får inte stirra oss blinda bara på de mänskliga hälsoeffekterna av dioxiner. Det finns nära släktingar till våra laboratoriedjur i naturen, t ex smågnagare och fisk, som kan vara betydligt mer känsliga för dioxinernas toxiska effekter. Det kan vara så att dioxinernas värsta fara ligger i vad de ställer till med i miljön.

FAKTARUTA 2

Enhet	Förkortning	Antal gram
Kilogram	kg	10^3
Gram	g	1
Milligram	mg	10^{-3}
Mikrogram	μg	10^{-6}
Nanogram	ng	10^{-9}
Pikogram	pg	10^{-12}
Femtogram	fg	10^{-15}

Koncentration	Förkortning	Givna som
Parts per million	ppm	mg/kg eller $\mu\text{g/g}$
Parts per billion	ppb	$\mu\text{g/kg}$ eller ng/g
Parts per trillion	ppt	ng/kg eller pg/g
Parts per quadrillion	ppq	pg/kg eller fg/g

Egenskaper

Vad är det som gör dioxiner till ett miljöproblem? Dioxiner har en del egenskaper som är gemensamma för många klorerade organiska miljögifter. Dioxiner är svårmedbrytbara och denna stabilitet leder till att de kan spridas långa vägar och stanna kvar i miljön under lång tid. Varje utsläpp ökar den totala miljö-

bördan och därför är det viktigt att hitta alla dioxinkällor och få ner utsläppen.

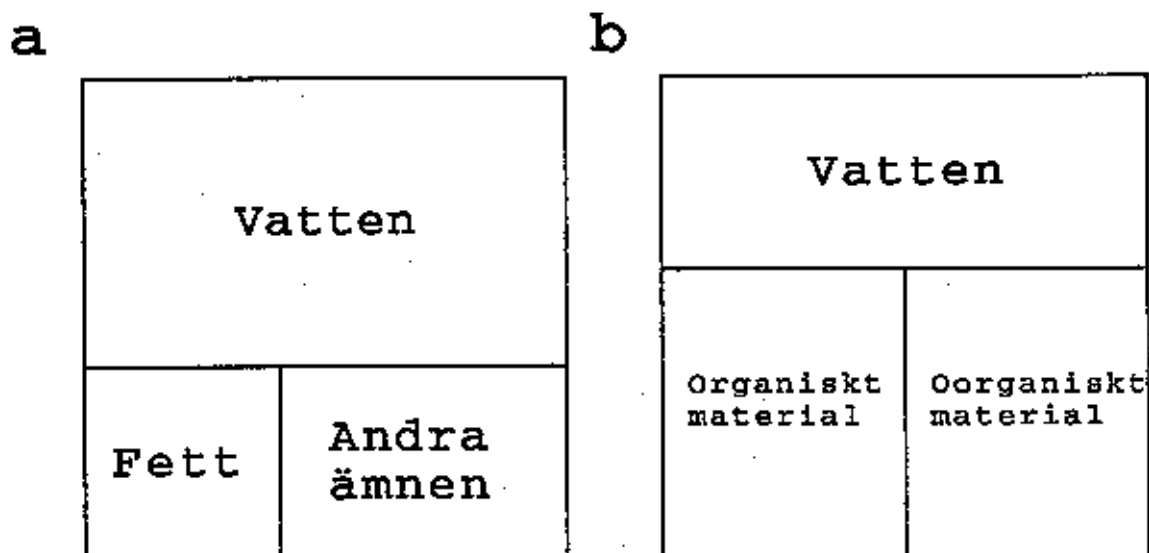
Dioxiner är organiska ämnen och dras till andra organiska substanser. Det betyder att de är mycket fettlösliga och däremot inte vattenlösliga. De dras också till partiklar med hög halt organiskt material, t ex humus och sot. Fettlösligheten gör att dioxinerna ansamlas i fettvävnaden hos levande organismer, t ex fisk. Om man ser till de akvatiska och marina ekosystemen i helhet finns det mesta av dioxinerna i bottensedimenten, medan bara en liten del finns fördelat i de levande organismernas fettvävnad.

Svärmedbrytbarheten leder till att fisken har svårt att bli av med dioxinerna och giftet ackumulerar i fett under fiskens livstid. Detta kallas för bioackumulering. Dioxiner anrikas uppåt i näringskedjor också. Vi hittar oftast de högsta dioxinhalterna i fettvävnad hos rovfåglar och rovdjur, speciellt de som äter mycket fisk.

Man kan uttrycka dioxinhalten på två olika sätt i biologiska prover. Ett sätt är att ange dioxinhalten på färskviktsbasis, dvs halten i den vävnad som analyseras - t ex fiskköttet.

Dioxinhalterna i fisk är oftast givna på färskviktsbasis i massmedia, dvs pg /g kött. Det är viktigt för att vi ska veta hur mycket dioxiner vi får i oss när vi äter en viss mängd fisk av olika slag.

Det andra sättet är att ange dioxinhalten på fettviktsbasis, dvs koncentrationen i själva fett där dioxinerna ansamlas. Fettet är en mindre del av hela vävnaden (Fig. 2 a). Detta betyder att ju högre fetthalt, desto högre dioxinhalt på färskviktsbasis. Fettmängderna varierar mycket i olika fiskarter och olika vävnader. Kött från lax och röding kan innehålla 10 % fett medan gäddkött innehåller mindre än 1 % fett. För att kunna jämföra halterna i olika arter och olika vävnader anges då dioxinhalten på fettviktsbasis.



- Figur 2. a. En vävnad består av vatten, fett och andra ämnen i olika proportioner. Dioxiner ansamlas huvudsakligen i fettet som är fördelat i vävnaden.
- b. Ett sediment består av vatten, organisk material och oorganisk material i olika proportioner. Dioxiner finns bundna huvudsakligen till den organiska delen som är fördelat i sedimenten.

Det finns ett motsvarande sätt att uttrycka dioxinhalterna i sediment. Sediment är en blandning av vatten, oorganisk material och organisk material (Fig. 2 b). Dioxinerna är bundna till den organiska delen. Vattnet i sediment torkas oftast bort innan man tar ut en mindre del för analys. Dioxinanalys av den torkade sedimenten uttrycks då som pg/g torr substans (TS). Den organiska delen i sediment kan variera och för att kunna jämföra sediment från olika provplatser är det bäst att ge koncentrationen dioxiner i den organiska delen. Detta betecknas som pg/g organisk substans (IG), också kallat för glödningsförlust.

Spridningssätt

Det mesta av de dioxiner som släpps ut i vatten binder till organiska partiklar, typ humus, i sedimenten. De sedimentbundna dioxinerna kan sedan spridas långa vägar med strömmar. Till viss del avdunstar dioxiner till luften och etablerar en jämvikt så att en del finns bunden till partiklar, typ sot, och en del finns i gasform. Dioxinernas stabilitet i luften

leder till att de kan spridas långa vägar med vinden. Dioxiner finns således även i våra renaste miljöer, t ex i fjällen.

Dioxiner som sitter i bottensediment och på partiklar i vattnet är tillgängliga för upptag i bottenlevande organismer. Dessa i sin tur är mat åt andra organismer, t ex fisk, vilket betyder att bottensediment utgör en ständig källa långt efter ett utsläpp har upphört till ett område.

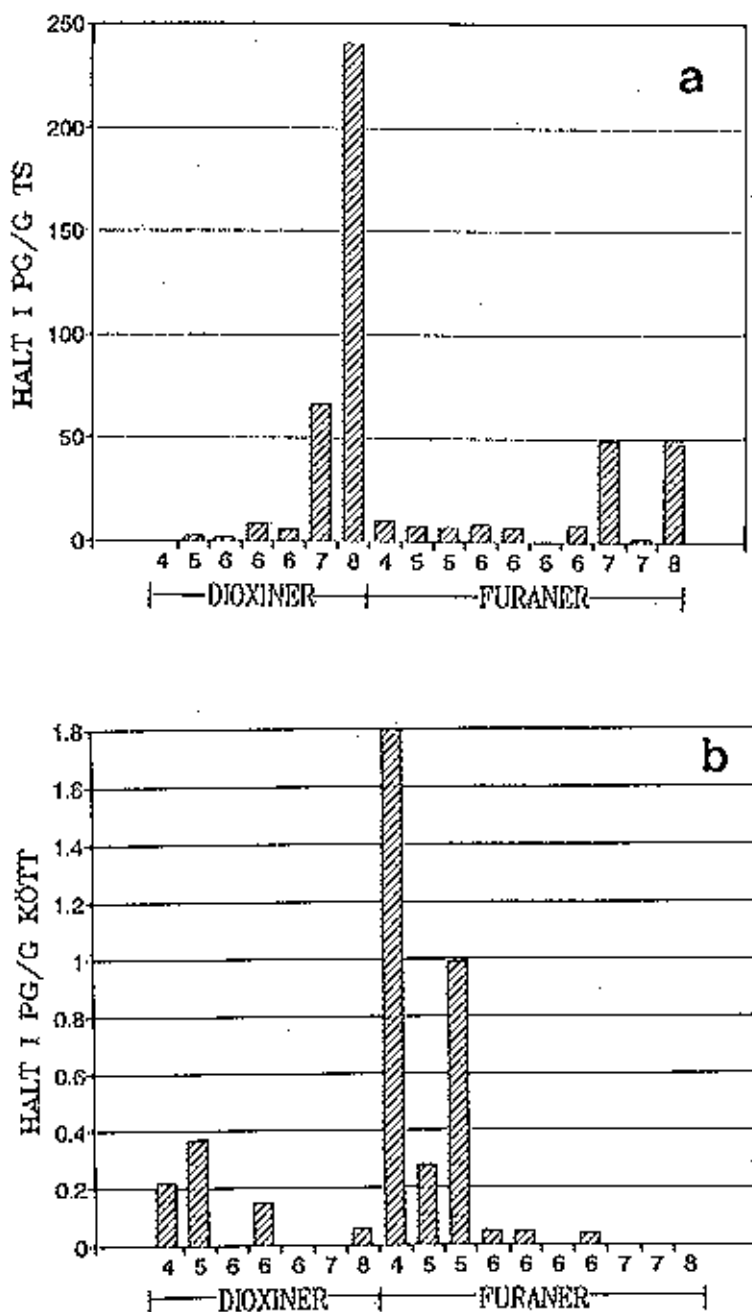
Dioxiner i gasform och bundna till sot och stoftpartiklar som bärs av luften faller ner så småningom på marken och på växterna. Där blir de tillgängliga för upptag i marklevande organismer och i växttätarna. Om de faller ner på vattenytan blir de så småningom en del av bottensedimenten.

Var kommer de ifrån?

Dioxiner är antropogena substanser, dvs de uppkommer genom mänsklig verksamhet. Dioxiner uppkommer bl a i tillverkning av andra klorerade substanser. De finns som förorening i träimpregneringsmedlet penta-klorfenol (PCP), i växtbekämpningsmedlet 2,4,5-T (hormoslyr) och i PCB-olja. De bildas under förbränningsprocesser (t ex sopförbränning, PCB-bränder, eldning av PCP-impregnerat virke, bilavgaser), i klorblekningsprocesser vid massaindustrin och vid tidigare klortillverkning med grafit-elektroder i kloralkaliindustrier. Naturvårdsverket arbetar just nu med att kartlägga även andra dioxinkällor.

När man bara rapporterar TCDD-ekvivalenter förlorar man en del viktig information. Det är inte bara halten som kan vara intressant. När man mäter 17 olika ämnen får man också ut ett mönster eller fingeravtryck som kan vara viktigt för att spåra källor till dioxiner. Vissa källor igenkänns av de specifika dioxinmönstern, och att man ser då högre halter av ett fåtal dioxiner eller furaner som har anknytning till denna källa. 2,4,5-T är t ex förorenat huvudsakligen med TCDD, medan PCP är förorenat med hepta- och octaklorerade dioxiner. PCB-olja innehåller en del furaner och inga dioxiner. Denna information kan sedan användas som hjälp för att identifiera källan till dioxinutsläppet.

Olika provtyper har också olika mönster. Sediment speglar utsläppets mönster medan biologiska organismer anrikar de mest svårnedbrytbara av de 17 dioxinerna, de med bara fyra och fem kloratomer, som också är de mest toxiska (Fig. 3).



Figur. 3. Halter av de 17 olika dioxiner i sediment (a) i pg/g TS och gädda (b) i pg/g kött tagna utanför Huskvarna. Dioxinerna är givna i samma ordning från vänster till höger som de är listat i Tabell 1. Siffrorna vid X-axeln anger hur många kloratomer som sitter på dioxin/furan molekylerna. Sedimenten (a) har högre relativa halter av de dioxiner och furaner med 7 och 8 kloratomer. Gäddprovet däremot har högre relativa halter av dioxiner/furaner med 4 och 5 kloratomer.

Kartläggningsprojektet

Sedan 1988 har naturvårdsverket fått medel från regeringen för att kartlägga dioxiners och dioxinlika substansers förekomst i svensk miljö. Projektet är ämnat att ge oss mer kunskap om dioxinkällor, utsläppsmängder, halter i olika organismer i miljön och om de miljöskador vi ser kan hänvisas till de dioxinhalter som uppmätts.

Dioxinanalyser är tidskrävande och mycket dyra - en analys kostar idag 15 000 kr- och detta har tidigare begränsat våra möjligheter i att göra omfattande studier av dioxiner.

SNVs Kartläggningsprojekt är ett samarbetsprojekt mellan många olika myndigheter, länsstyrelser och kommuner och forskare på universiteten för att välja och samla in prover och sedan tolka resultat. Själva dioxin-analyserna utförs vid Institutet för Miljö kemi, Umeå Universitet.

Ett mål inom kartläggningsprojektet är att leta efter och identifiera dioxinkällor. Första året började vi leta källor i några stora sjöar och vattendrag. Vi valde då Vätern, Vättern och Dalälven. För att kunna jämföra dessa med opåverkade områden valde vi Storvindeln, en opåverkad fjällsjö, som en bakgrundsstation.

Vättern

Vättern är en smal och djup sjö med relativt starka strömmar. Den är som ett badkar där vattnet strömmar runt motsols. Sediment kan därför förflyttas långa distanser och utsläpp från en punktkälla kan förväntas sprida sig snabbt runt hela sjön. Inom kartläggningsprojektet valde vi flera provpunkter för att ta sediment och gäddprover. Sediment togs för att ge oss en bild av dioxinhalterna och utsläppsmönstren vid bestämda platser och för att förhoppningsvis leda oss till källorna.

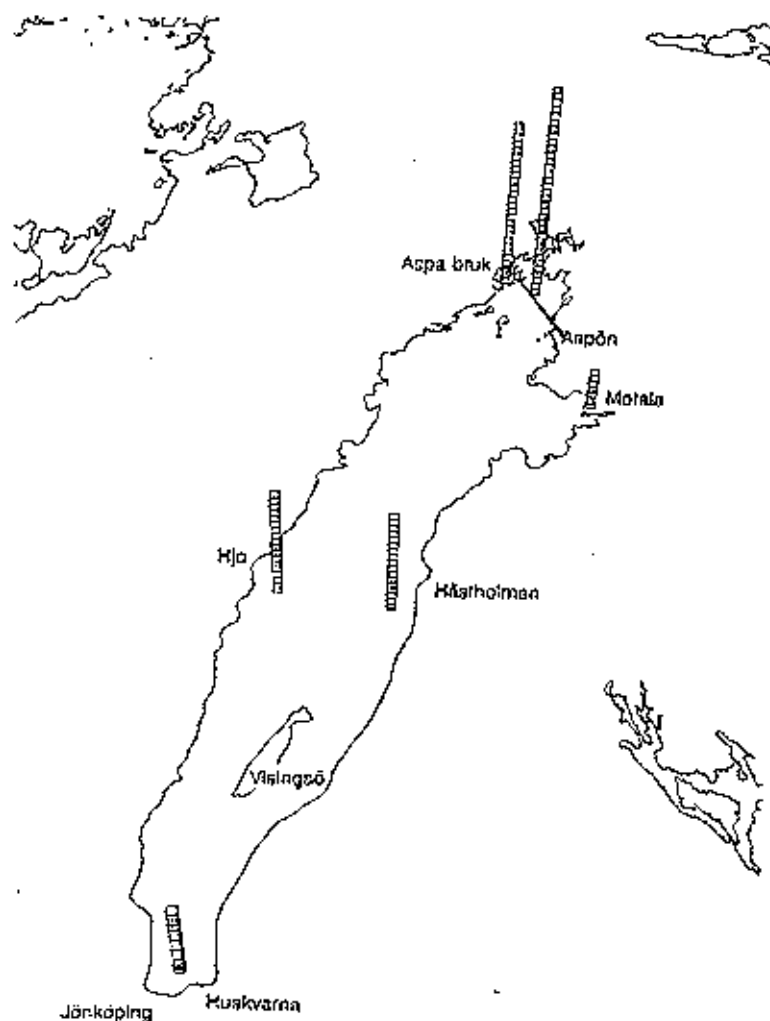
Gäddor är mycket stationära rovfiskar som ligger högt upp i en närings-kedja. Dioxinhalterna i gäddor ger oss en bild av miljöbelastningen och kan möjligen peka ut dioxinkällorna. Vi ville också se om det fanns ett samband mellan dioxinhalterna i sediment och halterna i gädda.

En sedan tidigare känd dioxinkälla vid Vättern är Aspa bruk. Det är välkänt att massablekning med klorgas ger upphov till dioxiner.

Avloppsvattnet från Aspa rinner rakt ut i Vättern och dioxinerna i denna utsläpp har sedan sökt sig till sedimenten. Men det finns andra möjliga dioxinkällor vid Vättern: utsläpp från kommunala reningsverk, industrier, tidigare PCB-användning och luftnedfall.

Sediment

Ytsedimentprover var möjliga att ta vid 6 punkter: Lövsundafjärden i närheten av Aspa bruk, ost om Aspön, vid Hjo, Huskvarna, Hästholmen och Motala. Dioxinhalterna givna som TCDD-ekvivalenter var högst vid norra änden av Vättern, utanför Aspa bruk (Fig. 4 och Tabell 2).



Figur 4. Karta över Vättern med provpunkterna. Staplarna är dioxinhalter i sediment på torrviktsbasis. Varje fyrkant representerar 1 pg/g TS.

Dessa prover hade 26 respektive 33 pg TCDD-ekvivalenter/g TS. Det kan jämföras med sediment från Storvindeln som hade 3 pg/g TS, ungefär 10 gånger lägre halter. Dessa två prover hade högre relativa halter av de specifika dioxiner som produceras vid massablekning - TCDD och TCDF.

	Sediment pg /g TS	Gäddkött pg /g kött
Lövsundafjärden	26	-
O. Aspön	33	-
Hjo	17	0,9 / 1,1
Huskvarna	12	1,7 / 1,1
N. Visingsö	-	1,0
Hästholmen	16	-
Motala	6,3	-
Storvindeln	3	0,13

Tabell 2. Dioxinhalterna i sediment (torrviktsbasia) och gäddor (färskviktsbasis) från Vättern och Storvindeln.

Halterna i de andra sedimentproverna var mycket lika utom för Motala- provet. Vid Hjo, Huskvarna och Hästholmen hade sedimenten 17, 12 och 16 pg/g TS. Motala- sedimenten hade 6.3 pg/g TS. Vattnet i Vättern strömmar så att utsläppet från Aspa bruk förs söderut längs Vätterns västkust till Huskvarna och sedan norrut längs ostkusten. De starka strömmarna gör att sedimenten sprider sig relativt snabbt och blandas. Det förklarar varför halterna är relativt lika söder om Aspa bruk. Provpunkten vid Motala är en skyddad bassäng dit de förorenat sedimenten antagligen inte har nått ännu, vilket förklarar den lägre dioxinhalten. Organiska halten i alla dessa sedimenten är relativt lika. Dioxinhalterna baserat på halten organisk material är givna i Tabell 3.

Ungefär 90 % av dioxinerna i norra änden av Vättern kommer från tidigare utsläpp från Aspa bruk medan bara 30 % av dioxinerna vid Huskvarna kan förklaras med Aspas tidigare utsläpp. Det betyder att merparten av dioxinerna i södra del kommer ifrån andra källor.

Tillsammans med länsstyrelsen i Jönköping har vi därför tagit flera sedimentprover i södra änden av Vättern. Prover har tagits i Munksjön där det bl a finns ett returpappersbruk och i Kåvasjön, Huskvarnaån. Som jämförelsematerial har

sedimentprover tagits vid Ören och Unden. Resultat från dessa prover har inte kommit ännu.

	Sediment pg / g IG	Gäddkött pg / g fett
Lövsundafjärden	220	-
O. Aspön	240	-
Hjo	190	210 / 250
Huskvarna	110	270 / 140
N. Visingsö	-	180
Hästholmen	150	-
Motala	39	-
Storvindeln	α	40

α Sediment från Storvindeln har ej analyserats med avseende på halten organiskt material

Tabell 3. Dioxinhalterna i sediment (glödningsförlustbasis) och gäddor (fettviktsbasis) från Vättern och Storvindeln.

Till skillnad från Vättern sprider sig dioxiner från massafabriksutsläpp i Vänerens norra ände mycket långsammare. Det gör att det finns ännu högre dioxinhalter i sediment utanför Skoghall, 76 pg/g TS. Man ser mycket mindre blekerirelaterade dioxiner längre bort från Skoghall. Vätern är mycket större än Vättern och har inte lika starka strömmar att transportera sedimenten med dioxiner bundna till dem.

Som jämförelse ges dioxinhalter för flera andra sediment på torrvikts- och glödningsförlustbasis i Tabell 4 a.

Plats	pg / g TS	pg / g IG
Vätern: Skoghall	76	1700
Dättern	1,3	47
Göteborgs frihamn	210	5500
Dalälven: Hedesundafjärden	18	180
Grövelsjön	2,6	13

Tabell 4a. Några dioxinhalter i sediment från olika vattendrag på torrvikts- och glödningsförlustbasis.

Gäddor

Gäddprover var samlingsprover där kött från 3-5 individer ingick i varje prov. Gäddor fångades vid 3 provpunkter: vid Hjo, Huskvarna och strax norr om Visingsö. Vid Hjo och Huskvarna samlades tillräcklig många gäddor för att göra två samlingsprover vid varje provpunkt.

Plats	Fiskart	pg /g kött	pg /g fett
Vänern: Skoghäll	Gädda	2,5	1300
	Dättern	0,17	90
Vättern: olika lokaler	Abborre	3,5	65
	Abborre	5,7	310
	Röding	17	250
	Röding	23	200
	Röding	32	640
	Röding	10	130
	Lax	8,6	86
	Lax	19	110
	Lax	16	70
Östersjön Norrlandskust	Strömming	17	130
	Strömming	20	150
	Strömming	13	125
	Strömming	16	120
	Sik	8,4	160
	Sik	7,2	170
Utklippan	Torsk (kött)	0,38	50
	Torsk (lever)	44	63
Haparanda	Lake	1,7	220
Pajala	Lake	0,07	10
Skagerack Kattegatt	Sill	2,1	9,2
	Sill	1,9	12
	Rödspätta	0,39	54
	Rödspätta	0,23	43

Tabell 4b. Några dioxinhalter i fisk från olika vattendrag på färsk- och fettviktsbasis.

Dioxinhalterna var mycket lika - mellan 0,9 och 1,7 pg/g kött. På färskviktsbasis är halterna inte speciellt höga pga att gäddor är så magra. Dessa gäddor kan t ex jämföras med strömming som har en dioxinhalt mellan 5 och 20 pg/g kött. Men gäddprovet från Storvindeln hade bara 0,13 pg/g kött, 10 gånger mindre än de i Vättern.

Halterna på fettviktsbasis ges i Tabell 2. Som jämförelse ges dioxinhalter på andra fiskar från flera vattendrag på både färsk- och fettviktsbasis i Tabell 4b.

Tyvårr är provantalet från Vättern för litet för att kunna se om ett samband finns mellan dioxinhalter i sediment och gäddor. Men sediment och gädd-prover från Väneren visar en sådan samband (Kjeller et al., 1990). Den högsta dioxinhalten hittades i gäddor tagna vid Skoghall, 2,5 pg/g kött. Det betyder att ett förorenat sediment avspeglas i de levande organismer som finns i närheten och att den utgör en ständig källa för dessa organismer.

I övrigt är dioxinhalter i Vätterns sediment och gäddor i samma storleks-ordning som liknande prover från andra vattendrag där industrier och samhällen finns.

Aspa bruk

Inom kartläggningsprojekt har vi också tagit prover av blekt massa, avloppsvatten och slam från flera massafabriker under 1990.

Provtagningen gjordes för att se om de nya blekningsprocesser har lett till minskad dioxinutsläpp.

Aspa bruk var en av provpunkterna. Dioxinhalter i avloppsvattnet från 1990 är ungefär densamma som 1988, men även 1988 var halterna låga, på fg /g nivån. Aspa använder nu klordioxid som blekmedel istället för klorgas och har ändrat i processen för att få ner den totala utsläpp av klororganiska substanser.

Slutsatser

Dioxiner i Vättern sitter främst i sedimenten. Tidigare utsläpp från Aspa bruk har minskat under de senaste åren men de stora mängder dioxiner som tidigare släpptes ut i norra ändan kommer att sprida sig till resten av sjön och påverka miljön lång tid framåt.

Vi kan förvänta att halterna kommer att jäsna ut sig i hela sjön nu när den största punktkällan har minskat sin utsläpp. Men det kommer att ta lång tid innan halterna minskar. Andra punktkällor är svårare att spåra.

Sedimenten utgör första ledet i näringskedjor. Det betyder att dioxinhalterna i fisk också kommer att vara högre under en längre tid tills det förorenade sedimentet täcks över med mindre förorenat sediment. Dioxinhalterna i gäddor på färskviktsbasis

ger ingen anledning till oro för oss. En måltid med 100-200 g gäddkött innehåller 100-200 pg TCDD-ekvivalenter, bara en tiondel av det rekommenderat tolerabla veckointaget.

Däremot är färskvikthalterna i feta Vätternfiskar mer problematiska. Statens livsmedelsverk rekommenderar att folk bör äta fisk 2-4 gånger per vecka men att man ska variera konsumtion mellan fet och mager fisk för att minska intaget. Vi vet väldigt lite om vad de dioxinhalter vi hittar i fisk har för effekt på fisken själv.

De diffusa källorna kommer att förse Vättern med en del dioxiner även i framtiden. Men allt eftersom vi hittar källorna och minskar dioxinutsläpp ifrån dem kommer miljöbelastningen att minska. Det största framtidsproblemet blir i så fall vad andra länder släpper ut till luften och som sedan faller ner på Sverige. Det krävs ett långsiktigt internationellt samarbete för att få ner dessa utsläpp.

Litteratur

Kjeller, L.-O., Kulp, S.-E., Bergek, S., Boström, M., Bergquist, P.-A., Rappe, C., Jonsson, B., de Wit, C., Jansson, B. och Olsson, M. 1990. Levels and possible sources of PCDD/PCDF in sediment and pike samples from Swedish lakes and rivers. (Part one). Chemosphere 20: 1489-1496.

Undersökningar av förorenings- innehåll, toxicitet och bottenfauna i Vätternsediment

Torgny Wiederholm, Richard Johnson, Statens naturvårdsverk,
Miljöövervakningsavdelningen, Box 7050, 750 07 Uppsala
Ingemar Renberg, Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet,
901 87 Umeå
Dag Broman, Zoologiska institutionen, Stockholms universitet,
106 91 Stockholm

Sammanfattning

Sedimentprover från djupbottnar i södra, mellersta och norra Vättern undersöktes med avseende på innehåll av tungmetaller, sorpartiklar, polyaromatiska kolväten (PAH), extraherbart organiskt bundet klor (EOCl) samt toxicitet mot *Tubifex tubifex* i laboratorietest. Som jämförelse användes sediment från Unden och Torneträsk. Halterna av sot var lägre på nivån 0-1 cm än på nivån 5-6 cm, vilket indikerar en avtagande föroreningsdeposition från förbränning av fossila bränslen. Sothalten var högst i södra Vättern, men förhållandevis hög också i norra Vättern. Fördelningen av PAH var likartad den av sot. Halten av EOCl högst i ytsedimenten. Halterna var högst i norra Vättern och lägst i södra Vättern. Halterna av tungmetaller var högst i ytsedimenten. De sammantaget mest metallförorenade sedimenten förekom i norra Vättern, där påverkan var att betrakta som mycket stark. Bly, kadmium och zink förekom i särskilt förhöjda halter jämfört med bakgrunden. Överlevnaden av *Tubifex tubifex* var lägre i sediment från centrala och norra Vättern än i sediment från södra Vättern och Torneträsk. Resultaten av biotesterna indikerar förekomst av mer näringsrika sediment i södra Vättern och en viss toxisk effekt i övriga sediment. Ytterligare tester för undersökning av toxicitet bör genomföras. Bottenfaunan i aktuella delar av Vättern indikerar liksom biotesterna förekomst av mer näringsrika förhållanden i södra Vättern. Artsammansättningen var dock likartad i alla delar av sjön.

Inledning

Föroreningar som tillförs en sjö hamnar för eller senare till stor del i bottensedimenten. Här kommer de så småningom att undandras det ekologiska kretsloppet genom överlagring, nedbrytning eller bindning till bottenmaterialet. Innan dess kan dock sedimentlevande organismer påverkas. Föroreningarna kan också återföras till näringsväven genom utlösning från eller resuspension av sediment eller genom upptag i botten djur och överföring till högre näringsnivåer.

Vättern har länge tillförts metaller och andra föroreningar från olika källor, och det är sedan länge känt att föroreningsgraden i sedimenten är förhållandevis hög (Håkanson & Ahl 1976, Ahl 1985). Föreliggande rapport redovisar vissa undersökningar som gjorts i syfte att närmare belägga föroreningsgraden i Vätterns sediment och den eventuella förekomsten av biologiska effekter av föroreningar. Resultaten har tidigare presenterats kortfattat i underlagsarbeten till vattenvårdsplanen för Vättern (Persson et al. 1989, Persson 1990).

Metodik

Sedimentprover togs i Vättern i augusti 1985 i samband med ordinarie PMK-provtagning av bottenfauna på stationerna 5 (S. Visingsö), 9 (Omberg) och 14 (Röknen-bassängen) (PMK = Program för övervakning av miljö kvalitet). För jämförelse insamlades prover även från sjöarna Unden och Torneträsk. Den förra valdes som varande en näringsfattig stor sjö i Vätterns närhet men utan punktutsläpp av föroreningar. Torneträsk valdes som representant för så långt möjligt oförorenade förhållanden i Sverige.

Prover togs i hörn och mittpunkt av kvadrater med sidan 1000 m med följande positioner: stn 14 (58 44 50 lat, 14 54 50 long), stn 9 (58 14 70, 14 34 70), stn 5 (57 56 70, 14 50 30); Unden (58 45 50, 14 28 50); Torneträsk (68 24 20, 18 49 43). Sedimentprover togs från nivåerna 0-1 cm, 5-6 cm och 10-11 cm. Sediments innehåll av sotpartiklar, PAH och EOCl bestämdes på prover från mittpunkten i resp provyta. Metallinnehåll och övriga sedimentkemiska variabler bestämdes i varje provpunkt. Sediment från resp. punkt sammanslogs stationsvis (nivån 0-1 cm) till blandprov för toxicitetstester.

Proverna placerades i polyetylenflaskor eller centrifugeringsrör av glas (EOCl-prover). Sediment för PAH- och EOCl-analyser djupfrysades omedelbart, EOCl-prover i rör med destillerad isopropanol. Sedimentprover för övriga analyser förvarades vid 4 °C.

Vattenhalt (%) bestämdes efter torkning vid 105 °C i 12 t. Glödgningsförlust mättes efter föraskning i 1 t vid 550 °C. Kol- och kväveinnehåll (mg g⁻¹ ts) mättes med hjälp av en Carl-Erba 110 CHN-analysator.

Sedimentens metallinnehåll mättes efter uppslutning av 2 g sediment (våtvikt) med 3 ml koncentrerad HNO_3 i en kvartsbomb i 1 t vid 150°C . Efter uppslutning späddes till 50 ml med destillerat vatten. Kvicksilver ($\mu\text{g g}^{-1}$ ts) mättes med flamlös atomabsorption med ett modifierat P-E MAS Coleman 50-instrument. Kadmium, bly och koppar ($\mu\text{g g}^{-1}$ ts) mättes med en Hitachi 170-70 Zeeman atomabsorptionsspektrofotometer med grafitugn. Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$ ts) analyserades med en Varian 1475 atomabsorptionsspektrofotometer med flamma.

Sotpartiklar (partiklar bildade vid förbränning av fossila bränslen såsom kol och olja) analyserades (antal g^{-1} ts) enligt Renberg & Wik (1985a).

Sedimentprover för analys av EOC (extraherbart organiskt bundet klor) förvarades vid -20°C i väntan på analys. Extraktion gjordes först med 25 ml cyklohexan. Efter tillsats av cyklohexan finfördelades provet med ultraljud och placerades på skakbord i 2 t. En andra extraktion gjordes på samma sätt men med skillnaden att en blandning av isopropanol/cyklohexan (1:1) användes. Provet centrifugerades och tvättades tre gånger med surt vatten (pH 2) för extraktion av icke-organiskt klor. Extraktet torkades sedan med natriumsulfat och analyserades genom neutronaktivering. Kontrollprover behandlades på samma sätt.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) analyserades enligt Broman et al. (1988).

Toxicitetstester med sediment gjordes på sediment från nivån 0-1 cm enligt Wiederholm et al. (1987). Som testorganism användes fåborstmasken *Tubifex tubifex* ur laboratoriekulturer. Sediment för testning insamlades med Ekmanhämtare samtidigt med material för kemiska analyser. Endast skiktet 0-1 cm användes för testning. Sedimentet blandades för hand, sållades genom 0,3 mm såll för bortskaffande av makroskopiska djur och förvarades vid $10-15^\circ\text{C}$ före användning i tester. Vid experimentens början sattes 5 juvenila djur (mindre än en vecka gamla och med en vikt av ca 0,2 mg styck) med pipett till varje testkärl. Tre replikat användes för varje station. Räkning och vägning av djuren utfördes vanligen varannan vecka. Sedimenten sållades försiktigt genom 0,3 mm nät och djuren plockades ut med pipett eller mjuk pincett. Efter förvaring en natt i vatten för tömning av tarminnehållet vägdes djuren till närmaste 0,1 mg på ett stycke perforerad aluminiumfolie. Efter vägning återfördes djuren till sediment från resp. station.

Bottenfauna har insamlats vid ordinarie PMK-provtagning i Vättern. Resultat från provtagningar i maj och augusti 1984-1988 har utnyttjats för jämförelser med de kemiska analyserna och toxicitetstesterna. Bottenfaunan i Unden undersöktes i februari 1979 och resultat från sammanlagt 25 Ekmanprover inom djupintervallet 35-70 meter (0,4 mm såll) har använts här. Bottenfaunan i Torneträsk undersöktes i maj 1980 (Wiederholm opubl), och resultat från 85 Ekmanprover (17 stationer; 0,6 mm nät) från djup mellan 20 och 137 meter har använts för jämförelse.

Resultat

Sedimentkemi

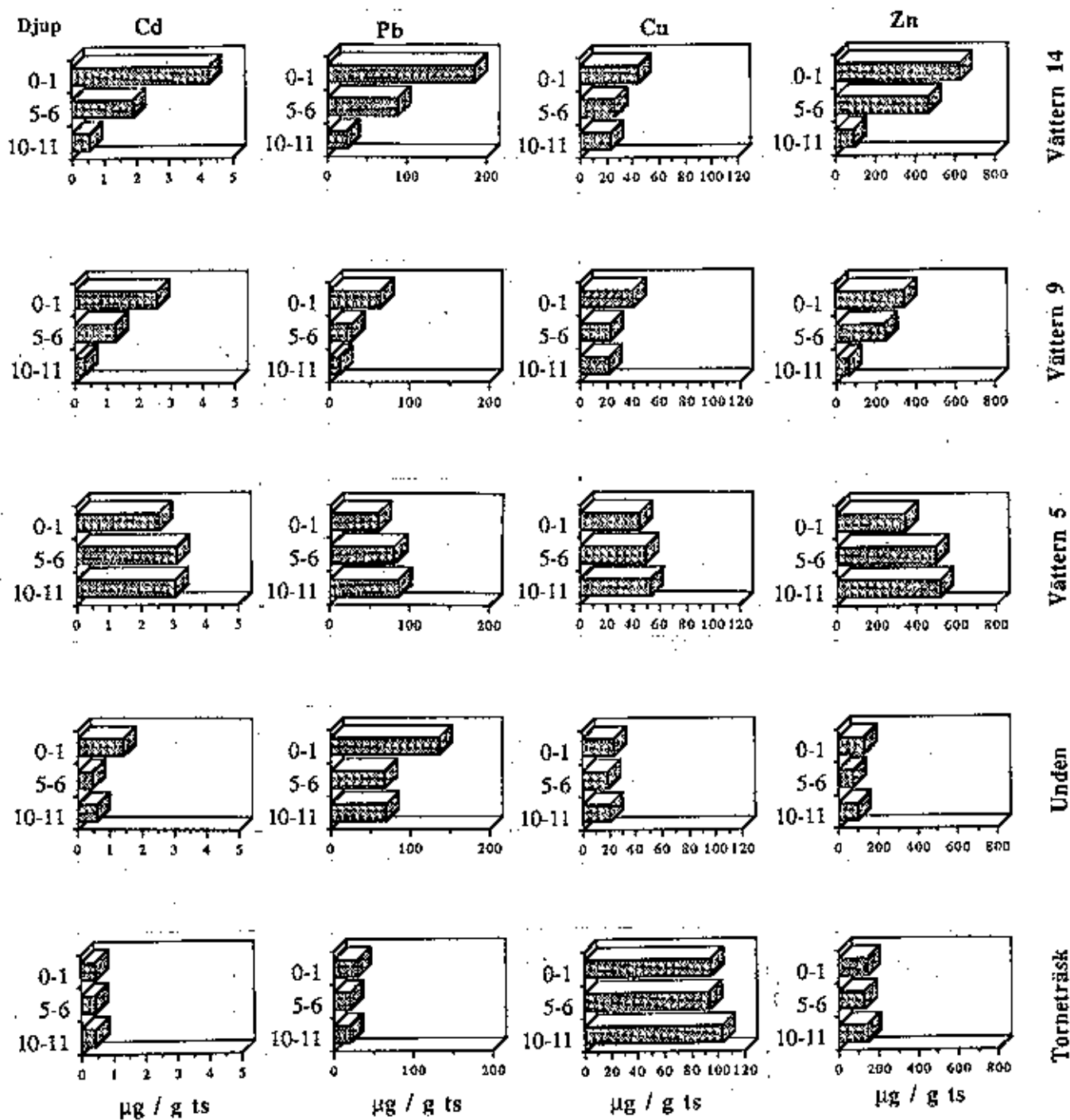
Vattenhalten i ytsedimenten (tabell 1) bekräftar att proverna i samtliga fall tagits på depositionsbottnar (Håkanson 1977). Glödgningsförlust och kolinnehåll visar att sedimenten från Unden innehöll mer organiskt material än Vätternsedimenten, som i sin tur var rikare på organiskt material än sedimenten från Torneträsk. C/N-kvoten var högre i Undensediment än i Vätternsediment, vilket indikerar att en större andel av det organiska materialet har sitt ursprung i humus från avrinningsområdet. Bland proverna från Vättern hade ytsedimenten från station 14 något högre kväve- och kolhalter än sediment från station 5, som i sin tur hade högre halter än sediment från station 9. Detta återspeglar troligen en mer näringsrik miljö i ytsediment och ovanliggande vattenmassor i sjöns norra och södra delar än i de centrala områdena. Sedimenten från station 5 hade dock högre halter på djupen 5-6 och 10-11 cm än sediment från övriga stationer, vilket indikerar att området varit mer näringsrikt under än längre tid än vad som är fallet i norra Vättern. Denna påverkansbild framträder också för vissa andra variabler, och den är av betydelse för tolkningen av resultat från biotesterna (jfr nedan).

Den största mängden sotpartiklar förekom i södra Vättern, där halten på 5-6 cm sedimentdjup var nära $25\ 000\ \text{g}^{-1}\ \text{ts}$ (tabell 1, figur 1). Också på 10-11 cm var innehållet av sotpartiklar högt. Innehållet var lägre i ytsedimenten, vilket visar på en med tiden avtagande föroreningspåverkan.

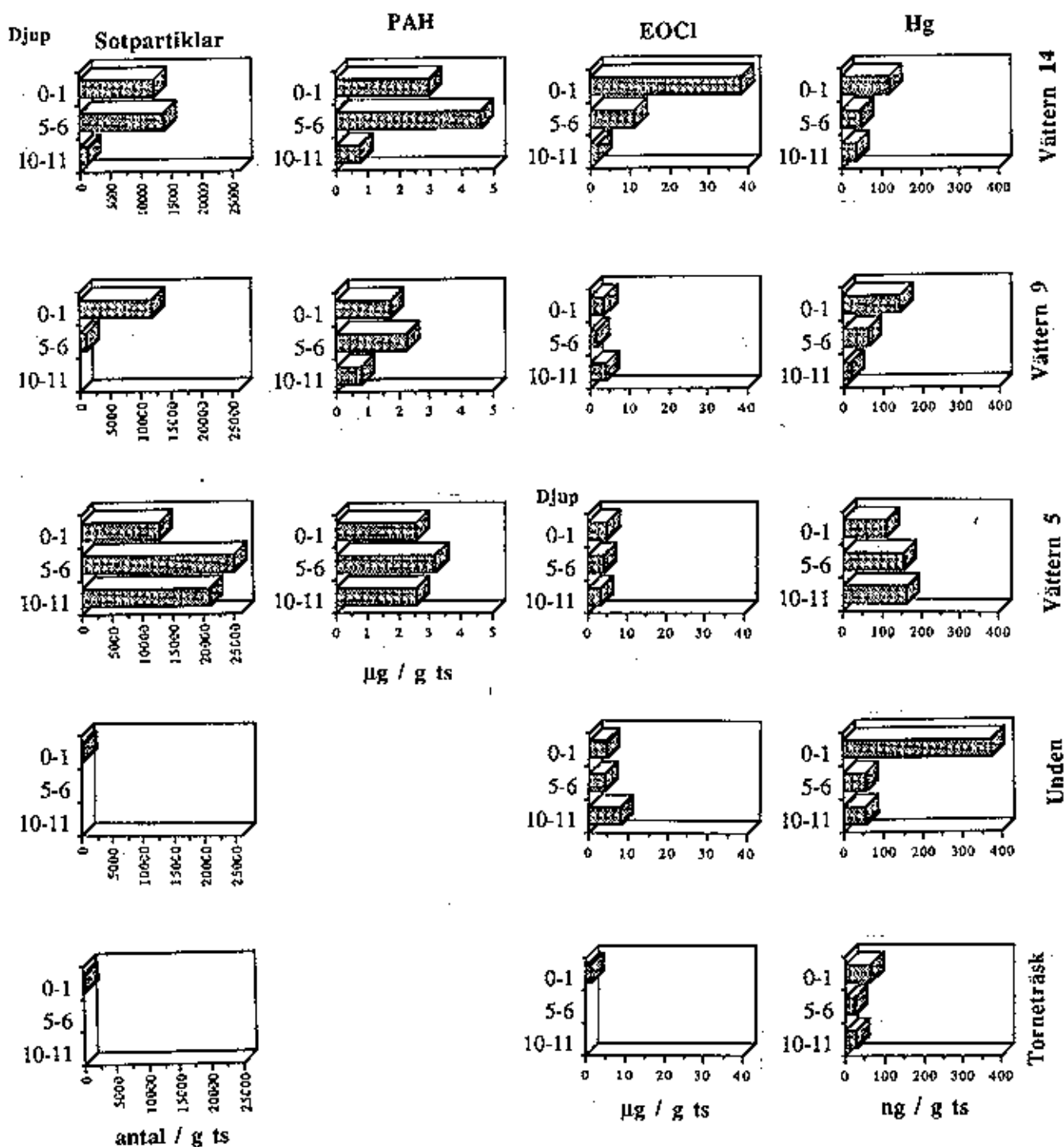
Tabell 1. Resultat av sedimentanalyser.

	Vattenhalt (%)			Gjöd.förl. (% N)			C (mg g ⁻¹ ts)			N (mg g ⁻¹ ts)			Hg (ng g ⁻¹ ts)			Cd (µg g ⁻¹ ts)			Pb		
	0-1	5-6	10-11	0-1	5-6	10-11	0-1	5-6	10-11	0-1	5-6	10-11	0-1	5-6	10-11	0-1	5-6	10-11	0-1	5-6	10-11
Vättern																					
Stn. 14	84,1	72,0	73,1	9,8	9,3	7,0	41,1	31,3	28,7	6,7	5,9	5,3	100	40	35	4,75	0,75	0,09	199	28	24
	85,8	76,2	71,4	11,1	7,3	8,3	47,0	30,5	27,3	7,2	5,7	5,1	85	50	25	3,95	2,55	0,55	195	142	15
	85,6	82,8	79,3	11,2	10,9	9,4	52,1	46,7	39,1	7,7	7,3	6,7	120	150	120	4,25	4,00	4,25	182	230	295
	85,9	75,5	77,2	11,6	9,5	7,7	50,4	31,3	29,3	7,8	5,7	5,4	195	80	25	4,40	1,90	0,85	185	88	47
	86,9	77,1	74,1	11,3	8,8	7,0	47,7	31,2	29,9	7,3	3,8	5,5	125	35	45	3,90	1,10	0,25	183	64	14
Stn. 9	82,5	65,5	65,2	8,9	5,3	5,8	42,3	19,3	25,7	7,2	4,8	5,3	120	60	25	2,00	1,75	0,30	63	35	14
	82,1	53,9	65,5	9,0	4,4	6,4	35,6	18,1	21,2	6,4	4,6	5,0	115	65	20	2,35	0,70	0,30	63	18	10
	81,6	68,7	66,7	9,5	7,1	6,1	39,8	22,7	24,0	6,9	5,0	5,4	320	90	20	3,35	2,35	0,60	73	51	11
	80,6	49,7		9,6	3,9		32,4	14,5		6,1	4,3		170	20		2,75	0,20		60	8	
Stn. 5	81,8	76,9	66,0	8,7	8,1	5,9	34,0	29,6	20,2	6,3	5,6	4,7	115	125	20	2,60	2,05	0,40	59	60	16
	84,7	79,7	80,3	10,3	9,1	9,5	41,9	36,5	37,6	7,0	6,4	6,6	120	345	170	2,50	3,10	3,10	61	79	80
	85,8	79,4	80,7	11,0	9,9	10,1	41,1	38,7	39,6	7,0	6,6	6,9	110	155	225	2,40	4,00	3,25	66	90	92
	85,4	82,5	82,0	10,3	10,3	10,2	41,5	41,6	40,3	7,1	7,2	7,0	105	180	155	2,55	3,25	2,95	71	88	92
	82,8	45,6		9,2	3,0		18,0	13,0		4,8	3,6		90	25		2,20	0,60		54	16	
Unden	90,1	88,6	87,9	14,6	16,1	16,3	70,7	71,8	62,7	5,6	5,3	4,5	435	90	80	1,81	0,48	0,13	115	78	72
	88,4	88,0	87,3	16,3	15,5	15,9	73,8	69,3	70,3	5,8	5,3	5,2	330	45	30	1,01	0,37	0,64	157	70	67
	87,7	88,0	88,1	14,7	13,0	11,4	64,5	53,0	47,1	4,6	3,8	3,8	165	25	40	0,83	0,41	0,51	106	19	14
	88,3	88,3	88,1	16,0	17,6	17,2	71,4	73,7	81,6	5,2	5,4	6,0	425	70	70	2,02	0,64	0,67	167	68	91
Tomteån	74,6	64,8	64,4	7,1	5,2	5,4	25,9	17,0	17,7	2,5	1,9	1,4	60	20	30	0,26	0,48	0,47	32	20	19
	73,0	62,8	63,4	6,8	5,0	5,5	24,7	17,0	16,6	2,2	1,5	0,9	85	25	25	0,60	0,46	0,43	30	18	19
	74,1	64,7	67,9	6,9	5,4	5,0	25,9	17,7	16,1	2,4	1,3	1,5	75	50	35	0,61	0,26	0,42	28	20	16
	66,9	63,0	63,0	5,8	4,9	5,5	24,0	17,3	16,4	1,8	1,0	0,9	55	25	30	0,46	0,30	0,47	22	18	19
	73,0	65,6	66,0	6,8	5,4	5,3	24,8	17,3	16,1	1,9	1,1	1,2	65	45	35	0,42	0,46	0,44	31	20	19

Figur 1



Figur 1 forts



Figur 1. Djupfördelning av sot, PAH, EOC1 och metaller. För metaller baseras figuren på medianvärden för resp station och djupnivå.

I sediment från norra Vättern var sotinnehållet förhållandevis högt i de två övre skikten, medan sediment från centrala Vättern hade en påtaglig förhöjning endast i ytlagret. Sediment från Uden och Torneträsk gav båda låga värden, vilket visar på en ringa inverkan av partikelnedfall av förbränningsrester. Värdena i ytsediment från Uden är för-vånande låga med tanke på sjöns närhet till Vättern.

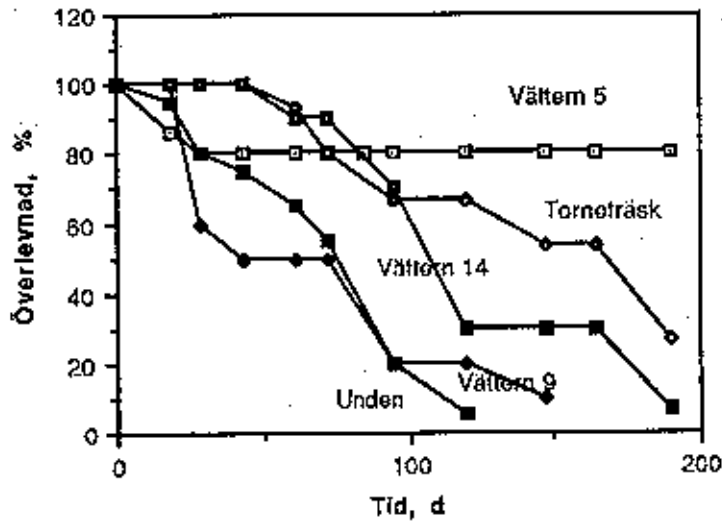
Totalhalten av PAH i Vätternsediment varierade mellan ca 0,8 $\mu\text{g g}^{-1}$ ts (station 9 och 14, 10-11 cm-nivån) och 4,60 $\mu\text{g g}^{-1}$ ts (station 14, 5-6 cm-nivån) (tabell 1). De högsta halterna påträffades en bit ned i sedimenten (5-6 cm) på alla tre stationerna i Vättern. Liksom ifråga om sot var gradienten mindre skarp på station 5, vilket visar på en större sedimentationshastighet och/eller en långvarigare påverkan i detta område. De substanser som dominerade var på alla stationer indeno(1,2,3-c,d)pyren, fluorantene, coronen och benzo(e)pyrene. Förhållandet fenantrene till antracene varierade från 6 till 18, flourantene till pyrene varierade från 2 till 4 och benzo(e)pyrene till benzo(a)pyrene varierade från 2 till 4. Dessa kvoter indikerar att förbränning av fossila bränslen är en huvudkälla för PAH i Vätternsedimenten.

Halterna av tungmetaller visade på stationerna 14 och 9 avtagande halter från ytliga (0-1 cm) till djupare (10-11 cm) sediment (tabell 1, figur 1). För station 5 noteras en lägre föroreningspåverkan i ytsedimenten än i de två djupare sedimentlagren. Av de tre stationerna i Vättern hade område 14 de sammantaget mest förorenade ytsedimenten. Påverkan är här att beteckna som mycket stark enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder (SNV 1990) med en summa-kontamineringsfaktor av omkring 30 (tabell 2). För enskilda metaller var påverkansgraden stark för bly, kadmium och zink. Kadmium förekom i halter som resulterar i bedömningen stark påverkan också på station 5 och 9, och det samma gäller kvicksilver på station 9. För Uden noteras höga halter av kvicksilver i ytsedimenten (0-1 cm). I Torneträsk var föroreningsgraden sammantaget ingen eller obetydlig, och endast för kvicksilver och bly förekom en viss förhöjning av halterna i ytsedimenten jämfört med de djupare lagren.

De högsta halterna av EOC1 påträffades i ytsedimenten på station 14 i Vättern (38,3 $\mu\text{g g}^{-1}$ ts) och de lägsta uppmättes i Torneträsk (1,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ ts). I Vättern var EOC1-halterna i yt- och mellanskiktet på station 14 två till 8 gånger högre än halterna på stationerna 5 och 9.

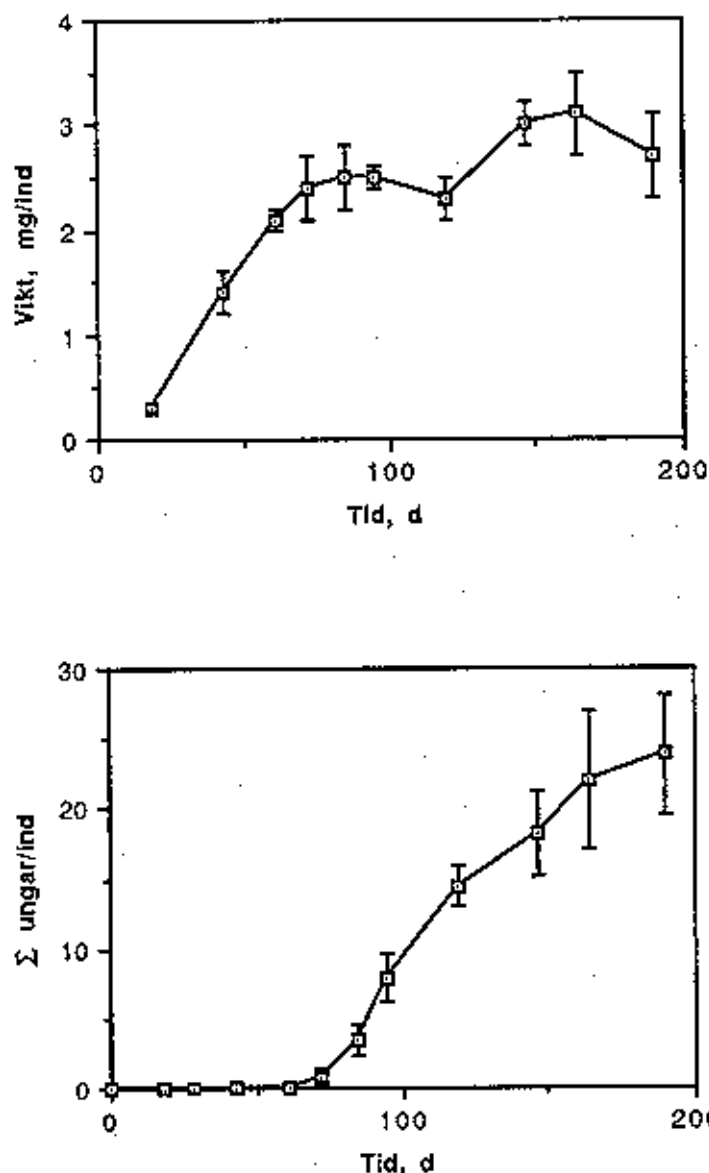
Biotester

Överlevnad, tillväxt och reproduktion av *Tubifex tubifex* mättes i biotesterna. Överlevnaden var högst i sediment från station 5 i Vättern (LT50 > 190 d) (LT50 = tid till dess 50 % av testpopulationen dött; uppskattat ur figur 2).



Figur 2. Genomsnittlig överlevnad (n=3) av *Tubifex tubifex* i toxicitetstester med ytsediment från Vättern, Unden och Torneträsk.

Därefter följde sediment från Torneträsk (LT50 ca 170 d). I sediment från station 14 i Vättern var motsvarande värde ca 110 d. Sediment från station 9 i Vättern och Unden gav den lägsta överlevnaden (LT50 ca 75 d). Tillväxt och reproduktion förekom endast i sediment från station 5 i Vättern (figur 3).



Figur 3. Tillväxt och reproduktion av *Tubifex tubifex* i toxicitetstester med ytsediment från station 5 i Vättern.

Bottenfauna

Artsammansättning och biomassa skilde sig markant mellan sjöar och stationer (tabell 3). Individtäthet och biomassa varierade från 97 ± 89 ind m^{-2} och $0,17 \pm 0,12$ g våtvikt m^{-2} (Torneträsk) till 3436 ± 1555 ind m^{-2} och $8,2 \pm 3,3$ g m^{-2} (station 5 i Vättern). I Vättern dominerade oligochaeter och kräftdjuret *Pontoporeia affinis* på alla stationer, medan bottenfaunan i Unden och Torneträsk företrädesvis bestod av oligochaeter och chironomider.

Den högre individtätheten och biomassan på station 5 i Vättern jämfört med stationerna 9 och 14 utgjordes främst av oligochater.

Diskussion

De områden i Vättern som undersökts representerar djupbottenarna och därmed ackumulationsområden i sjöns södra, centrala respektive norra delar. Resultaten visar att samtliga områden är tydligt påverkade av föroreningar. Sothalterna i ytsedimenten är tämligen höga. Detta gäller oavsett om resultaten uttrycks per torr- eller våtsubstans. I det senare fallet är halten i paritet med halter som uppmätts i ytsediment i sjöar på Västkusten, till och med ganska nära Göteborg (Renberg & Wik 1985b). Noggranna analyser av profiler av såväl varviga som icke varviga sediment från mindre sjöar i Sverige har visat att de allra högsta sothalterna vanligtvis påträffas en bit ned i sedimentet, på den nivå som motsvarar tidigt 70-tal (Renberg & Wik 1985b). Detta stämmer väl överens med statistiska uppgifter som visar att oljekonsumtionen i Sverige var som störst under denna tid. Av sotprofilerna kan man sluta sig till att sedimentackumuleringen i Vättern varit lägst vid station 9, högre vid station 14 och högst vid station 5. Värdena från den sistnämnda lokalen, där sothalten avklingar mycket långsamt och maximihalten tydligen finns långt ned i sedimenten, tyder på en för sjötypen ovanligt hög sedimentackumulation. Beträffande övriga sjöar kan noteras att resultaten från Unden är svårtolkade och sannolikt inte representativa för nedfallet i området. Unden ligger nära Vättern, inom en relativt tätbefolkad del av Sverige. Ändå är sothalten mycket låg, och det uppmätta värdet (upprepade räkningar har gjorts) är ett av de lägsta värden som noterats i ytsediment från svenska sjöar. Misstanken att erosions- eller transportbottnar provtagits motsägs dock av uppmätt vattenhalt och innehåll av organiskt material. Att sothalten i Torneträsk är mycket lägre än i Vättern är inte oväntat. Halten ligger i nivå med de värden som uppmätts i andra avlägsna belägna sjöar i Norrland.

En stark korrelation förekom mellan halten av sotpartiklar och PAH. Detta förhållande samt förekomsten av enskilda ämnen indikerar förbränningsprocesser som huvudsaklig källa till PAH. Profilererna liknar de som erhållits i sesten från Stockholms skärgård (Broman opubl), men kopplingen till trafik och förbränningsmotorer är starkare i materialet från Vättern. Halterna av PAH var i nivå med de som påträffats i andra stora sjöar

runtom i världen. Sålunda varierade totalhalten i Vättern mellan 0,76 och 4,6 $\mu\text{g g}^{-1}$ ts. I litteraturen har rapporterats 0,2-6,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ från Lake Michigan, 3,3 $\mu\text{g g}^{-1}$ från Lake Washington i västra USA, 3,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ från Lucernsjön, 3,9 $\mu\text{g g}^{-1}$ från Griefensee och 7,3 $\mu\text{g g}^{-1}$ från Zürichsjön, de senare tre belägna i Alpenna (Helfirch & Armstrong 1986). Också för enskilda substanser är de halter som påträffats i Vättern i nivå med de som rapporterats från andra stora sjöar. Förekomsten i Vättern av lägre halter i ytsedimenten än i lagret 5-6 cm, sammantaget med korrelationen till sothalter, indikerar att påverkan avtagit under senare år.

Halterna av EOC1 i ytsedimenten var 8-10 gånger så höga i norra som i centrala och södra Vättern. I de två senare områden var halterna i sin tur 2,5-3 ggr så höga som i Torneträsk, men i nivå med eller endast måttligt överstigande halten i Unden (med hänsyn tagen till sedimentens innehåll av organiskt material). Halterna i ytsediment på station 14 är jämförbara med de som uppmätts i ackumulationsbottnar i Bottenhavet (Håkanson et al. 1988). Fördelningsbilden i Vättern pekar på Aspa Bruk som huvudsaklig källa.

Analyserna av tungmetaller visar att ytsedimenten i samtliga områden är att betrakta som starkt (stationerna 5 och 9) till mycket starkt påverkade (station 14) enligt naturvårdsverkets bedömningsrunder. Påverkansbilden är för station 14: $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Hg}$; för station 9: $\text{Cd} > \text{Hg} > \text{Pb}$ och för station 5: $\text{Cd} > \text{Pb}$, Hg. De höga värdena på station 14 jämfört med övriga områden understryker betydelsen av gruvdriften vid norra Vättern som föroreningskälla.

På station 14 och 9 var metallhalterna högst i ytsedimenten. På station 5 var halterna högst i djupare belägna sediment. Resultaten visar liksom ifråga om övriga föroreningar att påverkan avtagit i södra Vättern jämfört med äldre tider. För centrala och norra Vättern kan utvecklingen inte bedömas utgående från lagerföljden med den upplösning som tillämpats i denna undersökning. Ahl (1985) drog efter undersökningar i Karlsborgsområdet slutsatsen att halterna av Zn, Cd och Hg ökat till nära de dubbla jämfört med förhållandena i början av 70-talet (Håkanson & Ahl 1976). En jämförelse av de här redovisade undersökningarna med tidigare leder inte till samma slutsats. Tvärtom föreligger inga signifikanta skillnader. Undantag utgör bly, där signifikant lägre halter nu uppmätts i centrala Vättern. Samtidigt bör noteras, att de senare blyanalyserna gjorts med större analysnoggrannhet. Allmänt gäller att den förhållandevis låga

stationstätheten i den tidigare undersökningen inte ger särskilt bra underlag för jämförelser med senare års undersökningar (i den jämförelse som gjorts här har alla stationer på ett djup av minst 50 m, med en vattenhalt större än 75% och belägna inom linjerna 160-170 (station 14), 90-100 (station 9) resp 30-50 (station 5) utnyttjats för jämförelser; linjer avser stationsnät enligt Håkanson & Ahl 1976).

Medan de sedimentkemiska analyserna klart visar på en avsevärd föroreningspåverkan, är resultaten av de biologiska analyserna mindre entydiga. Senare undersökningar (Wiederholm et al. 1987) har visat, att det använda toxicitetstestet inte är optimalt för sediment från oligotrofa sjöar, beroende på att den naturliga näringstillgången för testorganismerna är låg. Därmed kan tillväxt och reproduktion inte användas som responsvariabler, och toxicitet kan endast registreras som ökad dödlighet jämfört med kontrollsediment. I det här aktuella fallet härstammade de mest näringsfattiga sedimenten från Torneträsk (lägre kol- och kvävehalter, extremt lågproduktiv sjötyp). Trots detta var överlevnaden sämre i sediment från norra och centrala Vättern, liksom i sediment från Unden. Detta utgör en indikation om toxicitet, som bör följas upp med ytterligare tester. En lämplig fortsättning kan vara toxicitetstester med *Daphnia magna* (Dave & Wiederholm 1989). I sediment från station 5 var överlevnaden högre än i övriga sediment och här förekom också tillväxt och reproduktion. Detta får åtminstone till del tillskrivas en högre näringsnivå i sedimenten. Visserligen var sedimentens innehåll av organiskt material, som kan utgöra näring för testdjuren, att döma av glödförlust samt kol- och kväveinnehåll inte högre än i övriga delar av Vättern, men det är känt sedan tidigare (Wiederholm 1974) att södra Vättern är något mindre oligotrof än de centrala och norra delarna av sjön med undantag av vissa strandnära partier. Huruvida den större överlevnaden och förekomsten av tillväxt och reproduktion också återspeglar en lägre toxicitet hos sedimenten är oklart.

Bottenfaunan i de aktuella delarna av Vättern har en likartad sammansättning. Individtätheten av oligochaeter var dock lägre på station 14 än i övriga områden och särskilt låg i jämförelse med station 5. Resultaten överensstämmer med de som erhållits i biotesterna och pekar närmast på en större bördighet hos sedimenten i södra Vättern. En viss toxisk effekt i sedimenten på station 14 och 9 kan dock inte uteslutas. För övriga djurgrupper finns inga signifikanta skillnader. I Unden och Torneträsk har bottenfaunan en annan sammansättning än i Vättern, och enskilda djurgruppers förekomst kan inte direkt jämföras med den i

Vättern. Bottenfaunan i Unden framstår dock som påfallande fattig.

Erkännanden

Analys av EOCi och metaller gjordes vid Senter For Industrieforskning i Norge, resp naturvårdsverkets laboratorium i Uppsala. Toxicitetstester utfördes av Anne-Marie Wiederholm vid zoologiska institutionen i Uppsala. Analyser av bottenfaunan gjordes av Lars Eriksson vid naturvårdsverkets avdelning för miljöövervakning. Studien finansierades av naturvårdsverket och Kommittén för Vätterns vattenvård.

Referenser

- Ahl, T. 1985. Undersökningar i Vättern inom av militär verksamhet berörda områden. Metaller i sediment, detritus och vatten. Naturvårdsverket Rapport 3072, 40 s.
- Broman, D., Colmjsö, A., Ganning, B., Näf, C., and Zebühr, Y. 1988. A multi-sediment-trap study on the temporal and spatial variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in an anthropogenic influenced archipelago. *Environ.Sci.Technol.* 22(10):1219-1228.
- Dave, G. & Wiederholm, T. 1989. Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Hydrobiologia* 176/177: 411- 417.
- Helfrich, J., and Armstrong, D.E. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the southern basin of Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 12(3):192-199.
- Håkanson, L. 1977. The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. *Can. J. Sci.* 14:397-412.
- Håkanson, L. & Ahl, T. 1976. Vättern - recenta sediment och sedimentkemi. Naturvårdsverket PM 740, 164 s.
- Håkanson, L., Jonsson, B., Jonsson, P. & Martinsen, K. 1988. Påverkansområden för klorerat organiskt material från massablekerier. SNV Rapport 3522, 165 s.
- Milbrink, G., 1972. Communities of Oligochaeta as indicators of water pollution in Swedish lakes. *Acta Univer. Upsal.* 221:1-14.
- Persson, G. 1990. Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv. Bilaga till Vättern 90. Vätternvårdsförbundet 1990.
- Persson, G., Olsson, H., Willén, E. & Wiederholm, T. 1989. Lake Vättern, Sweden: A 20-year perspective. *Ambio* 18: 208-215.

Renberg, I., and Wik, M. 1985a. Soot particle counting in recent sediments; An indirect dating method. *Ecol. Bull.* 37: 53-57.

Renberg, I., and Wik, M. 1985b. Carbonaceous particles in lake sediments - pollutants from fossil fuel combustion. *Ambio* 14: 161-163.

SNV. 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Naturvårdsverket Allmänna Råd 90:4.

Wiederholm, T. 1974. Studier av bottenfaunan i Vättern. SNV PM 416/NLU Rapport 72, 63+4 s.

Wiederholm, T., Wiederholm, A-M., and Milbrink, G. 1987. Bulk sediment bioassays with five species of fresh-water oligochaetes. *Water, Air, and Soil Pollution* 36:131-154.

Modeller för beräkning av kvävehalter i Vättern

Håkan Olsson, SNV, Sötvattenenheten

Inledning

Förhöjda kvävehalter i Vättern är ett miljöproblem främst genom att transporter från Vättern till havet ökar och bidrar till eutrofiering av havet. Onaturligt höga kvävehalter i Vättern kan också tänkas orsaka förändringar i Vätterns ekosystem. Enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (SNV 1990 a) har Vättern "måttligt höga kvävehalter", klass 3 på en femgradig skala, och påverkansgraden har höjts en grad på 20 år (SNV 1990 b).

Kväve betraktas av Vätternvårdsförbundet som ett prioriterat problemområde och från vattenvårdsplanen Vättern 90 (Vätternvårdsförbundet 1990) kan citeras:

"Vätternvårdsförbundet skall verka för att kvävetillförseln till Vättern minskas och att kunskapen ökas om betydelsen av förändringar i Vätterns interna kväveomsättning". Kunskapen om betydelsen av förändringar i Vätterns interna kväveomsättning är viktig för att reda ut i hur stor utsträckning kväveförluster via sedimentation och denitrifikation påverkar förändringar av kvävehalter i Vättern.

Tillförseln av kväve till Vättern har inte förändrats mycket under 1970- och 1980-talen då kvävehalterna i sjön har ökat. Det finns då två möjliga orsaker till de observerade haltökningarna i sjön (Persson m fl 1989):

- 1 En haltökning i tillförseln under 1950- och 1960-talen till en högre nivå än tidigare resulterar, om förlusterna i sjön inte ökar i motsvarande grad som tillförseln, i en haltökning i sjön långt in på 2000-talet.
- 2 Minskade förluster av kväve via sedimentation och denitrifikation får i princip samma effekt på halterna i sjön som en ökad tillförsel.

I denna uppsats presenteras två modeller för att beräkna kvävehalter i Vättern. Resultatet av beräkningar redovisas och disku-

teras. I diskussionen påpekas osäkerheten genom att mätdata från sjön för kalibrering av modellerna finns för en kort period i relation till sjöns vattenomsättningstid. Resultaten i uppsatsen visar att olika antaganden om hur processerna i sjön styrs får stor betydelse för prognostisering av framtida halter. Prognoser för kvävehalter i Vättern är därför mycket osäkra.

Metoder

Halten av totalkväve i Vättern vid en viss tillförsel har beräknats utgående från massbalanskvationen

$$d(CV)/dt = M - CQ - kC_1V \quad (1)$$

V = sjövolym (m^3)

C = halten i Vättern ($mg\ m^{-3}$)

M = årlig tillförsel av kväve ($mg\ år^{-1}$)

Q = årligt vattenutflöde ur sjön ($m^3\ år^{-1}$)

k = sedimentations- och denitrifikationskonstant ($år^{-1}$).

Beräkningar har utförts för tidsperioden 1900–2200 med tidssteg om 0,1 år. Tillförseln till sjön antas spridas momentant i hela sjön. Vid beräkningsstarten för år 1900 har halten i sjön antagits vara $0,3\ mg\ N\ l^{-1}$. Två antaganden har gjorts angående förlusttermen kC_1V :

1. C_1 = kvävehalten i sjön
2. C_1 = fosforhalten i sjön

Antagandena innebär att förlusterna via sedimentation och denitrifikation är direkt proportionella mot kvävehalten respektive fosforhalten i sjön. Båda principerna har provats vid modellering av halter i Östersjön (Wulff & Stigebrandt 1989).

För modellering av kvävehalter i sjöar finns ingen vedertagen modell. Låg syrgashalt och god tillgång på nitrat och organiskt material gynnar denitrifikationsprocessen, som främst äger rum i sjöarnas ytsediment (Pettersson & Boström 1990). Fosfor är det tillväxtbegränsande växtnäringsämnet för Vätterns planktonproduktion. Fosforhalten i sjön kan därför få avgörande betydelse för sedimentationen av organiskt material, som underhåller nitrifikations- och denitrifikationsprocesser vid sedimentytan.

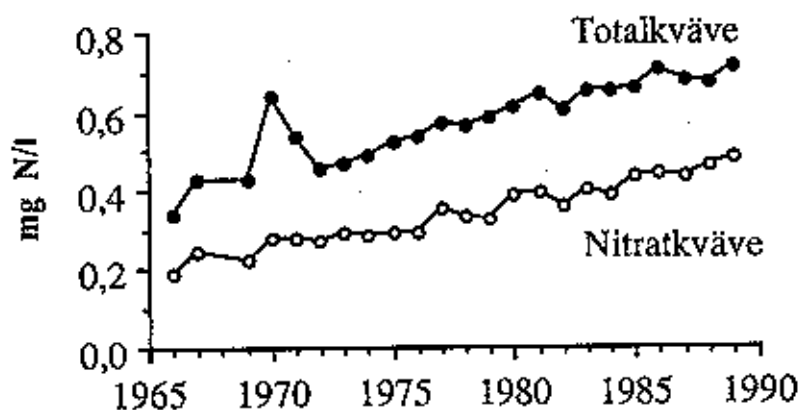
Kvävetillförseln till Vättern för perioden 1970–2200 har antagits vara konstant (Persson m fl 1989) och har avrundats till $3\ 500\ ton\ år^{-1}$. Uppskattningen av den totala kvävetillförseln

till Vättern är osäker på grund av osäkerheten i beräkningarna av tillförseln från atmosfären (jämför Areskoug 1989). Tillförseln antogs bli något mer än fördubblad under perioden 1950–1970 utgående från uppgifter om ökning av kvävedeposition (Rodhe & Rood 1986) och om ökad handelsgödsel användning (SCB 1990).

Modellens resultat anpassades så bra som möjligt till uppmätta kvävehalter i Vättern under perioden 1966–1989 genom att ändra sedimentations- och denitrifikationskonstanten k i ekvation (1).

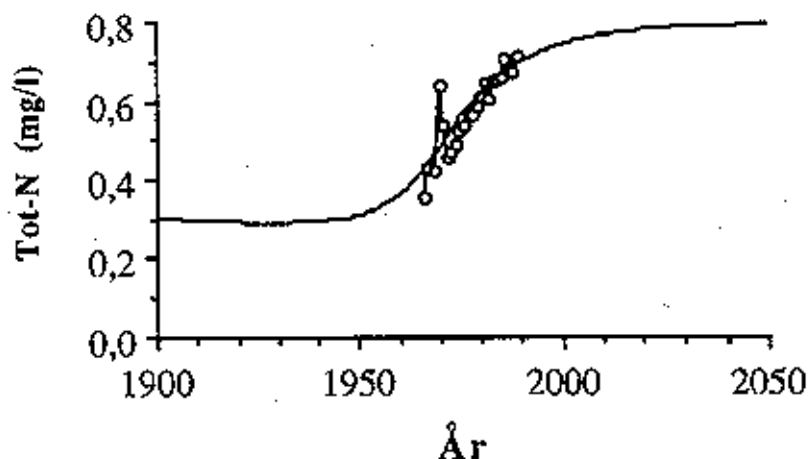
Resultat

Totalkvävehalten i Vättern har ungefärligen fördubblats under den senaste 25-års perioden och ökningen har skett i form av nitrat (figur 1). De höga totalkvävehalterna 1970 och 1971 är ett resultat av relativt höga halter organiska kväve i vattnet.

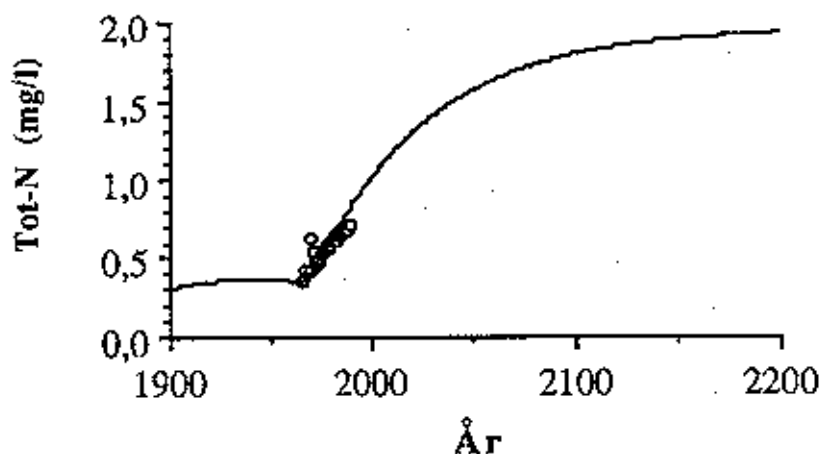


Figur 1. Totalkväve- respektive nitratkvävehalter i Vättern 1966–1989. Medelvärden av årliga medianer för stationerna 1 och 16 (maj-september, 0–10 m djup).

Beräkningsmodellen som antar att kväveförlusterna via sedimentation och denitrifikation är proportionella mot kvävehalten i sjön resulterar i en långsammare ökning av kvävehalten i Vättern under slutet av 1900-talet jämfört med resultatet från beräkningsmodellen som antar att kväveförlusterna är proportionella mot fosforhalten i sjön (figur 2 och 3). Modellen som antar att förlusterna är



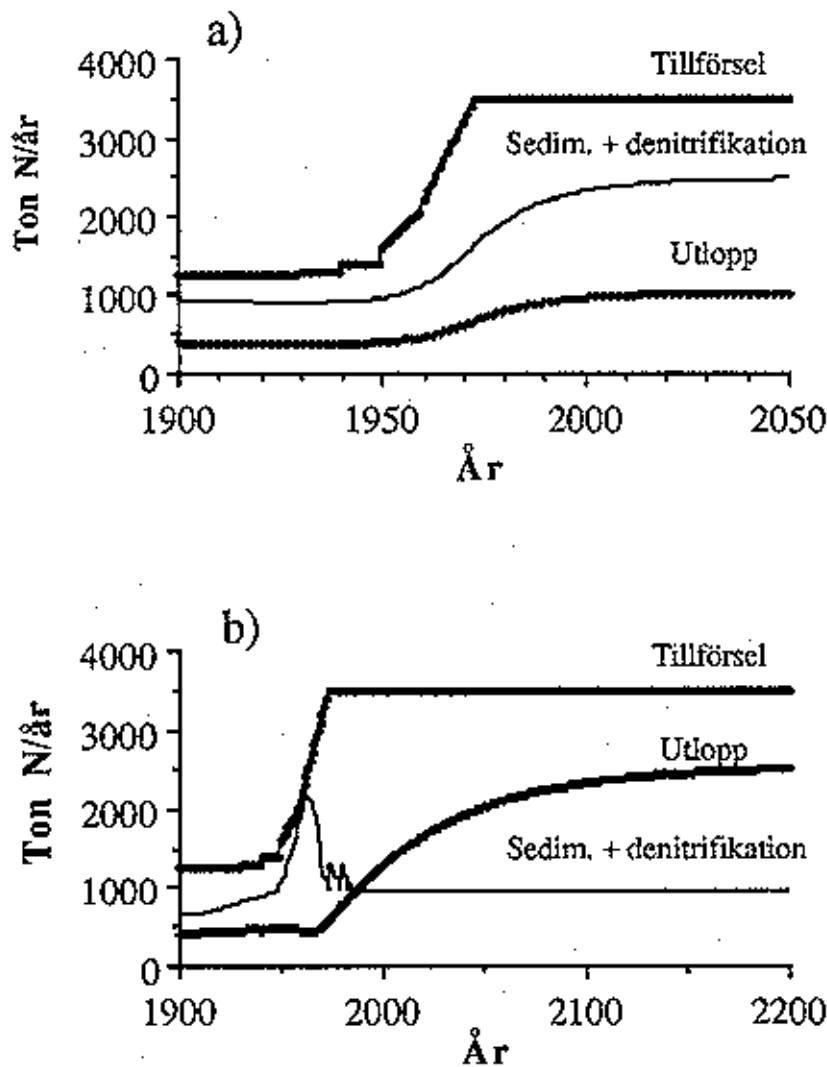
Figur 2. Beräknade totalkvävehalter i Vättern under perioden 1900-2050 (heldragen linje) enligt beräkningsmodell där förluster via sedimentation och denitrifikation antagits vara proportionella mot kvävehalten i sjön. Uppmätta halter i sjön (jämför figur 1) utgörs av punkter.



Figur 3. Beräknade totalkvävehalter i Vättern under perioden 1900-2200 (heldragen linje) enligt beräkningsmodell där förluster via sedimentation och denitrifikation antagits vara proportionella mot fosforhalten i sjön. Uppmätta halter i sjön (jämför figur 1) utgörs av punkter.

proportionella mot kväve går mot ett gränsvärde tidigare än modellen som antar proportionalitet mot fosfor.

De framtida förlusterna av kväve via sedimentation och denitrifikation blir lägre med modellen där fosfor styr sedimentation och denitrifikation (figur 4), vilket resulterar i mycket höga framtida kvävehalter (figur 3). I ett framtida jämviktstillstånd utgör förlusterna via sedimentation och denitrifikation drygt 70 % av tillförseln i modellen där kväve styr förlusterna och knappt 30 % i den fosforstyrda modellen.



Figur 4. Transporter av kväve beräknade med modell där sedimentationen + denitrifikationen antas vara proportionell mot a) kvävehalten i sjön respektive b) fosforhalten i sjön.

Diskussion

Kalibreringsperiodens längd (1966–1989) utgör mindre än hälften av Vätterns teoretiska vattenomsättningstid på 56–58 år (Persson m fl 1989, Vätternvårdsförbundet 1990), vilket försvårar bedömningen av vilken beräkningsmodell som i det långa loppet bäst simulerar de uppmätta kvävehalterna. Dessutom har möjliga feluppskattningar av tillförseln före 1970 och av starthalten för år 1900 betydelse för beräkningarnas utfall.

Massbalansberäkningar för kalibreringsperioden visar att kväveförlusterna i Vättern var något högre under perioden 1980-1985 än under perioden 1970-1975 (Persson m fl 1989). Detta stämmer bäst överens med resultatet som erhöles med modellen där sedimentation och denitrifikation antogs bero på kvävehalten i sjön (jämför figur 4). Å andra sidan kan den fosforstyrda förlustmodellen bäst simulera den mycket snabba haltökningen som observerats i början av kalibreringsperioden, men modellen överskattar halterna i slutet av kalibreringsperioden (figur 3).

Under kalibreringsperioden förlorades 20-50 % av tillförd kväve via sedimentation och denitrifikation (Persson m fl 1989). För samma period ger den fosforberoende förlustmodellen ca 30 % och den kväveberoende modellen förluster ökande från ca 45 till ca 60 %. Den kväveberoende förlustmodellen ger en hög framtida förlustkoefficient vilket innebär att tillförselns kvävehalt når jämvikt med halterna i sjön i mitten av nästa sekel. I den fosforstyrda förlustmodellen ingår en mindre andel av Vätterns kväve i sedimentations- och denitrifikations-processer och kvävetts uppehållstid i sjön blir därmed längre. Detta resulterar i en jämviktshalt nära 2 mg N l⁻¹ på 2200-talet (figur 3).

Tiden för att uppnå jämvikt mellan halt i tillförseln och i sjön kan beräknas med följande formel (Vollenweider & Kerekes 1982):

$$t(95\%) = 3 t_w (1-R) \quad (2)$$

t_w = vattnets teoretiska uppehållstid (år)

R = förlustkoefficient för substansen i fråga

t(95%) = tid för att nå 95 % av haltjämvikt (år)

För en substans som inte reagerar biologiskt eller kemiskt på så sätt att förluster sker till sediment eller atmosfär (en s k konservativ substans) blir förlustkoefficienten noll och t(95%) blir i Vätterns fall nära 180 år. Enligt de resultat som presenterats i denna uppsats kan förlustkoefficienten för kväve i Vättern teoretiskt bli 0,7-0,2, vilket motsvarar t(95%) = 50-140 år. Som jämförelse kan nämnas att massbalansberäkningar för fosfor i Vättern resulterar i en förlustkoefficient på 0,92-0,93 och t(95%) = 13 år (Persson m fl 1989).

Slutsats: En ökning av kvävetillförseln till Vättern kan både tillsammans med en ökad och en minskad förlust av kväve via sedimentation och denitrifikation ha orsakat de ökade kvävehalterna i Vättern 1966-1989. Prognostisering av framtida kvävehalter i Vättern är förknippade med stor

osäkerhet vilket visas av utfallet av två olika beräkningsmodeller. Med dagens kunnande om styrfunktioner för kvävescdimentation och denitrifikation och med den relativt korta mätserie som finns från Vättern så kan inte den ena modellen rekommenderas före den andra. Vi vet dock att verkligheten är mer komplicerad än någon av de testade modellerna och verkligheten återspeglas i de analyser som görs av vattenkvaliteten i Vättern och dess tillflöden.

Referenser

- Areskoug, H. 1989. Deposition estimates for the Baltic Sea area based on reported data for 1986. I: Baltic Sea Environment Proceedings No 32. Deposition of airborne pollutants to the Baltic Sea Area. Baltic Marine Environment Protection Commission. Helsinki Commission, 1989.
- Persson, G., Olsson, H., Wiederholm, T. & Willén, E. 1989. Lake Vättern, Sweden: A 20-year perspective. *Ambio* 18: 208-215.
- Pettersson, K. & Boström, B. 1990. Kväveomsättning i limniska ekosystem. En litteraturöversikt. Statens naturvårdsverk Rapport 3822. 65 sidor.
- Rodhe, H. & Rood, M.J. 1986. Temporal evolution of nitrogen compounds in Swedish precipitation since 1955. *Nature* 321: 762-764.
- SCB. 1990. Naturmiljön i siffror. Tredje utgåvan. Specialavsnitt: jordbruk. Statistiska centralbyrån 1990. 272 sidor.
- SNV. 1990 a. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Statens naturvårdsverk Allmänna råd 90:4. 35 sidor.
- SNV. 1990 b. Stora sjöar; miljösituation och förslag till åtgärder. Bilaga till Sötvatten '90. Statens naturvårdsverk Rapport 3839. 78 sidor.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J.J. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring Assessment and Control. OECD, Paris, 154 sidor.
- Vätternvårdsförbundet. 1990. Vättern 90. Vattenvårdsplan för Vättern. ISSN 0280 - 9435. 110 sidor + bilaga 12 sidor.
- Wulff, F. & Stigebrandt, A. 1989. A time-dependent budget model for nutrients in the Baltic sea. *Global Biogeochemical Cycles* 3:63-78.

Varför utvecklar vi kväverening av avloppsvatten i Jönköping?

Jan Kaiser, Gatukontoret Jönköping

Är frågan onödig? Är inte det självklart? Vätterns 74 miljarder m³ vatten har ju blivit dubbelt så kväverika på de senaste 25 åren! Ska man inte åtgärda stora samlade flöden? Det gäller ju att täta de största läckorna! Vad är egentligen gjort? Hur bär man sig åt?

Hur gör man?

Avloppsvatten kan renas från kväve på kemisk väg genom pH-avdrivning av ammoniak eller sk brytpunktsklorering. Man kan också rena på biologisk väg med nitrifikation och denitrifikationsprocesser. De kemiska processerna har inte bedömts tillämpliga på g a svåra miljöbiverkningar.

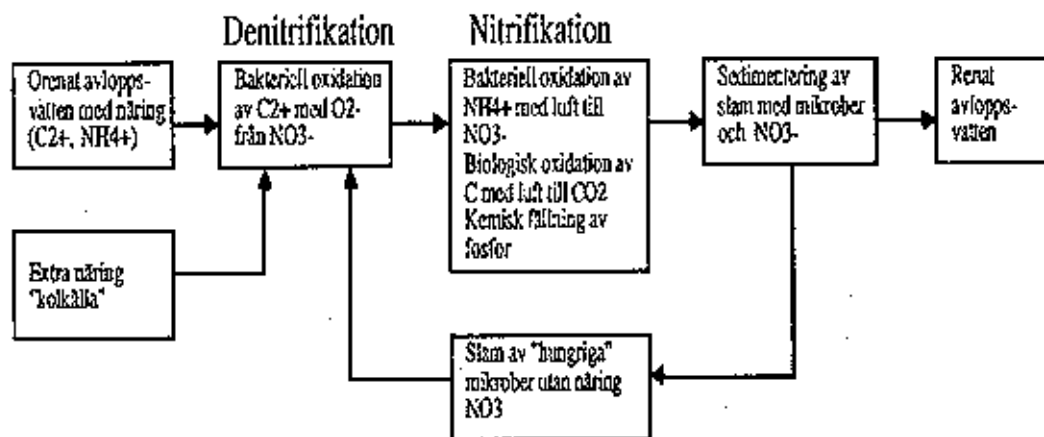
Den biologiska metoden är den som tillämpas. Den kan genomföras på två sätt, dels med intermittent "batch" metod, dels med en kontinuerlig genomflödesmetod som stämmer överens med vanligen tillämpad övrig reningsteknik för avloppsvatten. Det är denna metod vi tillämpar på Simsholmens och Huskvarna avloppsreningsverk. Den bygger på processer som förekommer i naturens nedbrytningskretslopp.

Den biologiska metoden går ut på att låta en "hungrig" stam av mikrober få god tillgång till näring utan att ha tillgång till syre på annat sätt än genom att de själva spjälkar loss syre från nitrat. Nitratets kväve övergår då i rent, molekylärt kväve som avgår i gasform.

Orenat avloppsvatten innehåller mycket kväve i form av ammonium och äggviteämnen, men mycket litet i form av nitrat. I reningssprocessen måste därför nitrat tillverkas av det ammoniumkväve som finns i avloppsvattnet. Detta går att åstadkomma med hjälp av en speciell sorts bakterie, Nitrosomonas, som kräver mycket syre, växer långsamt och som är mycket temperaturkänslig. Denna nitrifikationsprocess pågår därför i hela luftningssteget i ett reningsverk och nitraterna finns att tillgå först i slutet av den biologiska reningen. Därifrån får de återföras till början av den biologiska reningen där tillgången på näring finns.

Nitrifikationsprocessen sker parallellt och tillsammans med övrig biologisk rening av avloppsvattnet. Den innebär i sig också en ytterligare rening av avloppsvatten eftersom en syreförbrukning sker styrt i avloppsreningsverket i stället för i efterkommande recipient. En schematisk framställning av denna nitrifikations -denitrifikationsprocess framgår av fig 1.

Biologisk och kemisk rening



Figur 1 Schematisk beskrivning av nitrifikations - denitrifikationsprocess

Vad har vi gjort i Jönköping?

1988 på hösten började vi skaffa oss kunskap om kvävereduktion. 1989 genomförde vi vårt första försök i Huskvarna reningsverk och uppnådde då tidvis under goda sommarförhållanden 60% kvävereduktion. Vi fick också så pass mycket kunskaper att vi kunde utforma en plan för kvävearbetet. Planen kom att ingå i vår tillståndsansökan för Simsholmens avloppsreningsverk vilken ingavs till koncessionsnämnden för miljöskydd 1989-06-28. Vi fick också underlag för att planlägga vissa investeringar i verken för att utveckla metoderna mera.

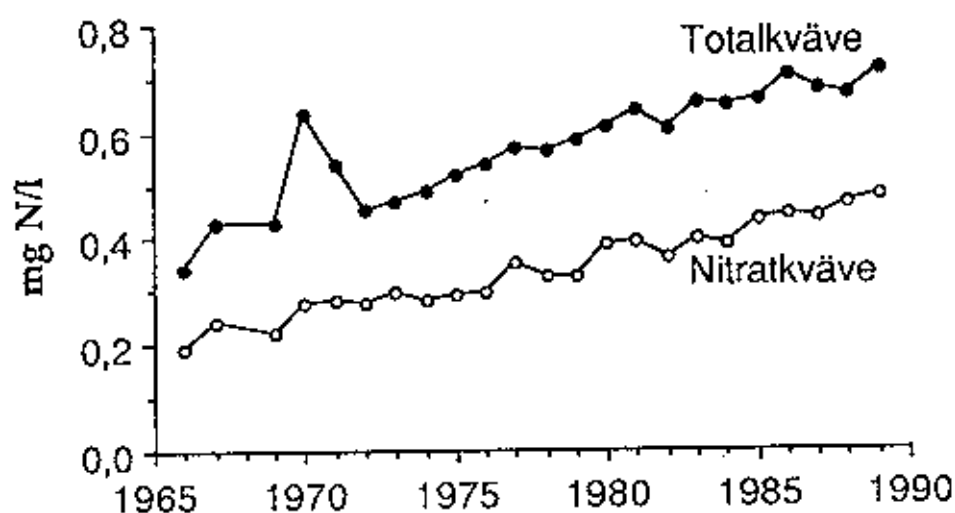
Under 1990 har vi fortsatt försöken på både Simsholmen och Huskvarna avloppsreningsverk. Under sommartid har vi haft en 50%-ig kvävereduktion men räknat på helår är resultatet bara 25-30%. Vi har genomfört investeringar i mätutrustning, blandare och pumpar. De stora kalla höstregnen i december slog ut våra stammar av Nitrosomonas och nitrifikationen upphörde. Under 1990 har vi också gjort försök med tillsats av extra kolkälla i form av melass på Huskvarna reningsverk. Vi vet att vi idag har för dålig tillgång till näring till denitrifikationsprocessen p g a vår ursprungliga reningsteknik med förfällning av fosfor. Vi arbetar nu vidare med att finna en lämplig kolkälla

som näring till denitrifikationsprocessen, metoder att behålla vår nitrifikation med *Nitrosomonas* under vinterhalvåret samt med möjligheter att utveckla särskild teknik för interna separata delströmmar i reningsprocessens slambehandlingssteg. Koncessionsbeslut för Simsholmen kan förväntas till april 1991.

Vi har haft kontakt med huvudparten av expertis på området i Sverige och har gjort studiebesök i Falkenberg, Halmstad och Malmö. Vi kommer att arbeta vidare med utomstående resurspersoner knutna till oss.

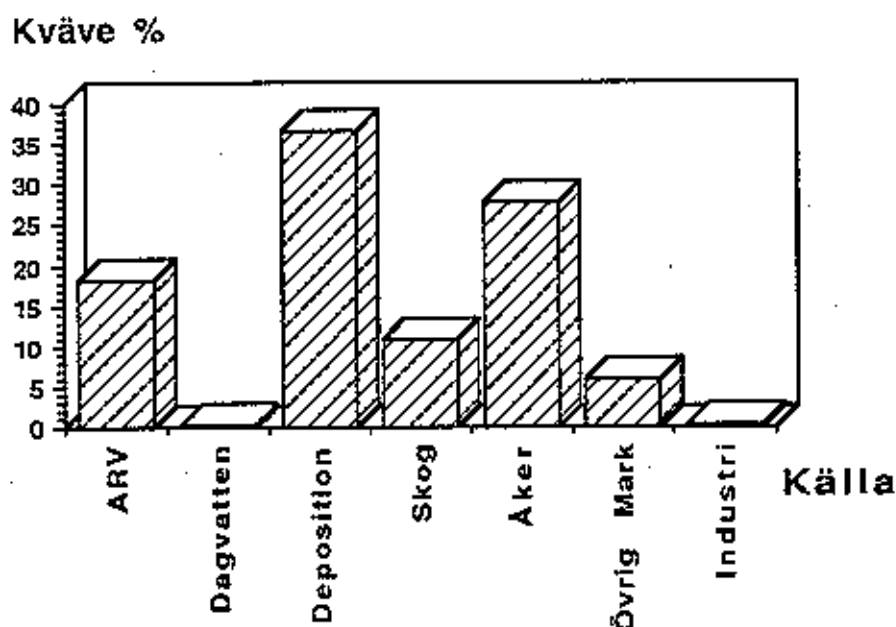
Åter till frågan: Varför?

"Varför": fakta



Figur 2 Tidsutveckling av medianhalter av nitrat- och totalkväve i Vättern (jfr Vättern 90)

Varför utvecklar vi kvävereduktion i Jönköping? I vattenvårdsplanen för Vättern, "Vättern 90", som Vätternvårdsförbundet utarbetat kan man läsa att Vättern fördubblat sitt innehåll av kväve de senaste 25 åren. En ökning med ca 26 000 ton kväve. Ökningen är för närvarande 730 ton kväve per år. Se fig 2.



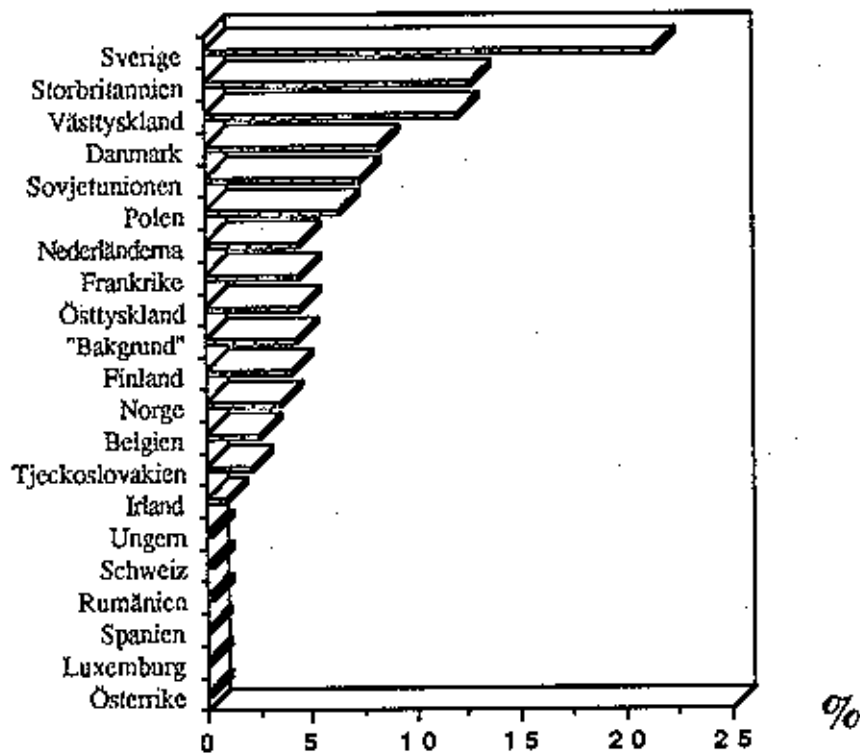
Figur 3 Dominerande kvävekällor för Vättern, procentuell fördelning (ARV = avloppsreningsverk)

Tillflödena av kväve är 18% från reningsverk, 45% från skog, åker och mark och 37% deposition, d v s nedfall från luften av kväveföreningar. Simsholmens och Huskvarna reningsverk svarar för 14%. Fig 3 är hämtad från Vättern 90.

I absoluta tal kan tillflödena beräknas till:

från avloppsreningsverk	550	ton kväve/år
(därav Simsholmen + Huskvarna)	425	- " -)
från land (inkl deposition)	1400	- " -
deposition över sjön	1150	- " -
Summa tillflöden	3100	ton kväve/år

I "Vättern 90" kan man också utläsa att 22% av kvävenedfallet kommer från Sverige, se fig 4.



Figur 4 Olika länders procentuella andel av totalkväve-depositionen över Vätterns norra delar (jfr Vättern 90)

I Naturvårdsverkets publikation Luft 90 finns en tabell som anger kväveoxidutsläppen i Sverige, se tabell 1.

	1980	1985	1988	1995	2000	2015
Vägtrafik						
Lätta fordon	106	115	117	63	58	57
Tunga fordon ¹⁾	61	74	75	75	69	70
Sjöfart						
Utrikes	2	3	3	3	3	3
Inrikes	9	10	10	11	12	13
Färjor	12	16	20	26	30	32
Flygtrafik ²⁾	10	11	11	14	17	19
Arbetsfordon ³⁾	67	68	72	72	73	73
Järnväg	1	1	1	1	1	1
Förbränning						
Olja/gas	86	49	32	39	39	49
Kol	3	14	17	12	12	45
Övriga bränslen	7	14	15	12	12	17
Industriprocesser	34	19	17	15	15	15
Summa	398	394	390	343	341	394
Reduktion jämfört med 1980 %				14	14	1

Tabell 1. Kväveoxidutsläpp i Sverige. Nuvarande utsläpp samt förväntad utveckling vid nu gällande miljökrav, 1000 ton
1) Inkl utländska fordon, 2) Civil och militär, 3) Kväveoxidutsläppen från arbetsredskap som motorsågar, gräsklippare och kompressorer ingår ej.

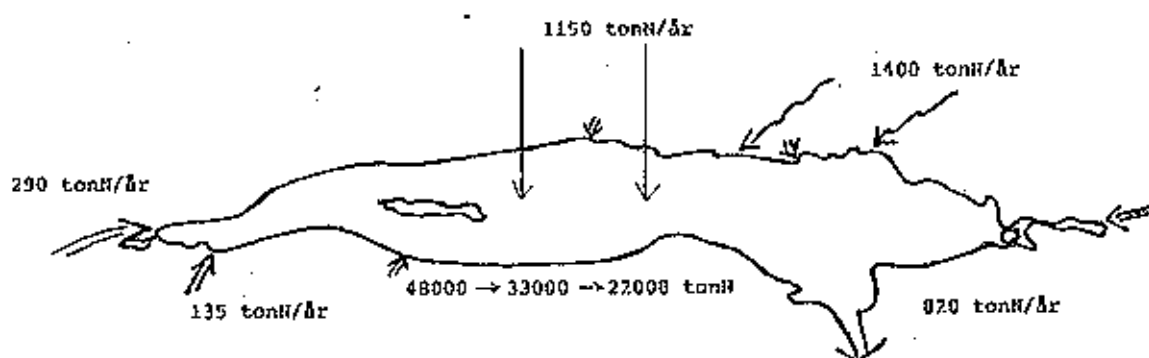
Ur denna tabell kan man räkna fram kväveoxidkällor i Sverige:

Vägtrafik belastar med	49%
Arbetsfordon	18%
Förbränning	16%
Sjöfart	8%
Industriprocesser	4%
Flygtrafik	3%

Åkerarealen i Vätterns avbördningsområde är 15% av området; den gödslas årligen med 100 kg kväve per hektar enligt SCB:s rapport "Gödselmedel i jordbruket 1987:88".

"Varför": beräkningar

Summan av tillflödena från avloppsreningsverk, land och kvävenedfallet blir 3100 ton kväve per år. Med nuvarande kvävehalter och väldokumenterade medelflöden rinner 820 ton kväve per år ut genom Motala ström. Kvar i Vättern är då 2280 ton kväve. Vätterns kvävehalt ökar med 730 ton kväve per år. Således måste 1550 ton kväve konsumeras av det biologiska livet i Vättern. Men det biologiska livet begränsas av tillgången på bl a fosfor vilken är liten i Vättern.



	ton N/år	red.	tonN/år	red.	tonN/år	red.	tonN/år
Sinh+Kva ARV	425				70%	128	
Övriga ARV	125				0%	125	
Avlopprensning	550	50%	275		55%	253	
Land inkl N-nedf	1400	"	700		39%	857	
N-nedfall sjöyta	1150	"	575		12%	1014	
Summa belastning	3100	50%	1550	24%	2370	32%	2124
Motala ström	820		600		820		600
Kvar i Vättern	2280		950		1550		1524
Ändring av belast	-		-1330		-730		-756
Kväveökning (+N)	730		-600		0		-26
Biol. N-omsättn.	1550		1550		1550		1550
Tid för återställ	-		43 år		aldrig		1000 år
Tid halv återst.	-				*		200 år

Figur 5 Prognos över kvävereduktion i Vättern

Om alla tillflöden reducerades med 50 % och vi har målet att återställa Vättern till samma status som för 25 år sedan, kan medelvärdet för avrinningen genom Motala ström beräknas till 600 kg kväve per år. Kvar i Vättern skulle då finnas 950 ton kväve per år och tillgången skulle vara 1330 ton kväve mindre. Detta skulle inte bara balansera den nuvarande ökningen utan det biologiska livet, som konsumerar 1550 ton kväve per år, skulle behöva ta $1330 - 730 = 600$ ton kväve per år ur tillgängliga överhalter. Det finns 26 000 ton kväve att ta av. Målet skulle vi nå om $26\ 000 : 600 = 43$ år (fig 5).

På motsvarande sätt kan vi räkna ut att om vi inte får bättre reduktion av kvävetillflödet än 24 % så kommer vi bara att stanna kvar i dagens tillstånd och aldrig nå målet.

Kväverening av avloppsvatten anses endast försvarligt vid Simsholmens och Huskvarna reningsverk. De tillför 425 ton kväve per år. Om vi verkligen skulle lyckas uppnå en så teoretisk siffra som 70 % kvävereduktion skulle tillflödet från avloppsreningsverk reduceras med 55 % till 253 ton kväve per år. Om jordbruket lyckades reducera kvävegödslingens inverkan med 50% skulle tillflödena från mark minska med 35 % till 905 ton kväve per år. Om biltrafik, motorer och övrig förbränning minskade sina kväveutsläpp med 12 % så skulle kvävenedfallet på Vättern minska till 1014 ton per år och tillförseln från land med ytterligare 48 ton per år. Då skulle den totala tillförseln bli 2124 ton kväve per år - en reduktion med 32 %. I sådana fall skulle vi nå målet att återställa Vättern till det tillstånd den hade för 25 år sedan - om 1000 år!

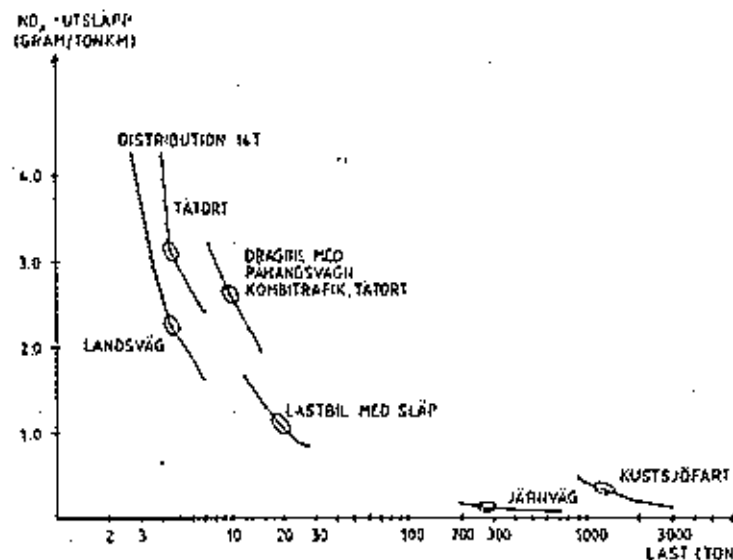
"Varför": slutsatser

1000 år för att återställa vad som åstadkommits på 25 år! Det måste väl ändå anses vara en alldeles för lång tid? Vill vi göra det fortare så måste kväveutsläppen från en energianvändning minska ännu mer. Eller klarar jordbruket möjligen betydligt större reduktion av gödslingens inverkan?

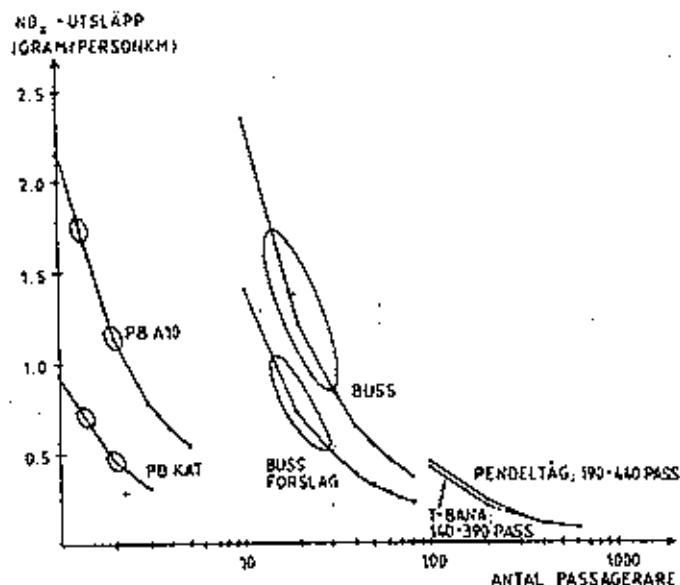
Man kan också räkna fram att vi med 32 % reduktion av tillflödena skulle nå hälften av målet redan inom 200 år. Det talar för att här beräknade åtgärder är motiverade. Å andra sidan kan man väl säga att med tidsperspektivet 200 år är ett par år förr eller senare till att uppnå fullt reduktionsresultat av mindre betydelse.

Av bild nr 4 kan vi se att 22 % av kvävenedfallet härrör från Sverige. Med hjälp av detta diagram kan vi lätt räkna ut att om resten av Europa klarar 5 % reduktion, så måste vi i Sverige klara 37 % reduktion av kväveoxidutsläppen för att det totala kvävenedfallet skall minska med 12 %. Skulle resten av Europa klara 10% så måste vi klara 20 %. I tabellen från publikationen Luften 90 anger Statens Naturvårdsverk en förväntad reduktion i Sverige på 14 %. Vi kan konstatera att denna reduktion är helt otillräcklig!

Vi ser också att det är utsläppen från personbilar som ska minska.



Figur 6 NOx -emissioner (gram/ ton km) för godstransporter. Kondenskraftbaserad el för järnväg. Medellastfaktor inringad. (hämtad från Väg- och trafikinstitutets meddelande 567)



Figur 7 NOx- emissioner (gram / person km) för kortväga persontransporter. Kondenskraftbaserad el för pendeltåg och T-bana. Medelbeläggning inringad (hämtad från Väg- och trafikinstitutets meddelande 567)

De knyter an till ovanstående information att väg-trafik är den dominerande källan till kväveoxidutsläpp till at-mosfären, och visar hur vägtrafikens fordon bidrar i jämförelse med andra transportmedel. Man kan dra flera intressanta slut-satser ur bilderna. Kollektivtrafikens bussar måste vara mycket välfyllda för att vara bättre än katalysatorförsedd personbil med 2 personer. Det måste vara angeläget att vi åker så många som möjligt i varje bil! Varudistribution med lastbil i tätort är besvärande kväveoxidkällor; där måste ske förändringar.

Dessa beräkningar leder fram till slutsatser som vi gärna skjuter ifrån oss. Jag har den senaste tiden redovisat dem för människor i min omgivning och jag märker varje gång hur budskapet stör. Det är inte att undra på så som de griper in i vårt dagliga beteende mot mycket av vad vi värderar i livet: standard, rörlighet, resor, motorsport, gräsklippare etc. Men är vi inte tvingade att ta ställning till vad som är nödvändig energikonsumtion och vad som är enbart lust och lättja? Kan vi göra detta frivilligt utan samhällseliga styrmedel?

"Varför": Därför!

Vad är det vi vill i samhället? Anser vi att de ökande kvävehalter i Vättern är ett hot? Är det en allvarlig balansrubbing i det ekologiska systemet? Anser vi det, då sitter vi i en båt som sjunker och det gäller att täta den största läckan först!

Har samhället en motsatt uppfattning? Kom då med vederläggande argument och övertyga oss som "tror", men göm er inte!

Intill dess kommer vi i Jönköpings va-verksamhet att försöka gå före; dra vårt strå till stacken och börja förändringen. Därför utvecklar vi kväverening av avloppsvatten i Jönköping! Men vi vet att vad vi ensamma kan åstadkomma är bara en minskning av ökningen av kväve i Vättern från 730 till möjligen 430 ton kväve per år. Att nöja sig med det är helt otillräckligt! Vättern skulle fortsätta att försämrans, och samhällets resurser skulle suboptimeras. För oss som arbetar i verksamheten är det väsentligt att våra arbetsinsatser har en mening.

Glacialrelikterna i Vättern

Magnus Fürst, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm

Kunskaperna om glacialrelikternas betydelse för Vätterns fiskar sammanfattades av Svärdson m fl i nr 15, 1988 av "Information från Sötvattenslaboratoriet". Författare var fem av laboratoriets forskare varav flera arbetat med glacialrelikter i olika fiskeri-biologiska sammanhang i många år. Föreliggande uppsats innehåller delvis direkta utdrag ur denna Information.

Glacialrelikterna i Vättern består av de två fiskarterna horn-simpa och nors samt sex olika kräftdjur.

Under några år från 1957 och framåt företog laboratoriet stora insamlingar av två arter glacialrelikta kräftdjur i dammarna vid Jönköpings vattenverk vid Häggeberg och flyttade dem till reglerade sjöar i västra Jämtland (Fürst 1965, 1981). Avsikten var att dessa två kräftdjur skulle kompensera för den fiskföda som slagits ut av de kraftiga vattenregleringarna. Ca 25 år senare sammanfattades de intressanta resultaten av denna verksamhet, som med tiden blivit omfattande (Fürst, Hammar och Hill 1986). Frågan uppstod då vilken betydelse relikterna hade för planktonbeståndet i Vättern och för sjöns särart. Detta resulterade i att tillgängliga resultat analyserades och publicerades.

Glacialrelikterna i Vättern är av mycket stor betydelse för fisk-faunan. De olika kräftdjuren utgör inte bara en viktig föda för flertalet fiskar, de påverkar även den övriga botten- och planktonfaunan. Detta får i sin tur nya konsekvenser för talrikheten av de olika fiskarterna. Glacialrelikterna i Vättern har ett speciellt intresse därför att det var där den omfattande diskussionen började om dessa djurs invandring och beroende av den forntida fördelningen mellan land och hav.

Relikternas historia

Gustaf Cederström är den egentlige upptäckaren av relikterna. Han var anställd 1855 som statens undervisare i fiskodling och befann sig tidigt på våren 1859 nära Aspa vid Vättern. Där fann han en skorv (*Saduria entomon*) vid stranden. Han hörde hemma i Stockholms skärgård och var väl förtrogen med Östersjöns fauna, därför blev han förvånad över skorvens förekomst i en insjö. Samma år fann han en pungräka (*Mysis relicta*) vid Jön-

köping. Året innan hade han sänt en samling djur från Vänern (innehållande en taggmärla, *Quadrispinosa*) till professor Sven Lovén på Riksmuseet. De nya fynden överlämnades också.

Lovén höll föredrag på Vetenskapsakademien (Lovén 1862, 1863) om fynden från Vättern och Vänern. Han beskrev pungräkan, *Mysis relicta*, som var en ny art. Man visste att kräftdjuren ifråga fanns i Östersjön och vid ishavskusten. Man visste också att ett "ishav" en gång sträckt sig över mellersta delarna av landet. Det var tydligen från den tiden djuren härstammade.

Inget annat djurgeografiskt problem i Skandinavien har rönt ett så starkt intresse som detta. Först kallades de "maringlaciala relikterna" men efter det man upptäckt att de funnits redan i Baltiska Issjön, som innehöll sött vatten, har man övergått till att kalla dem glacialrelikter. Några forskare vill inte ens benämna dem relikter. Med den definition, som särskilt professor Sven Ekman i Uppsala omhuldade, är många djur relikter i sina sjöar, eftersom nuvarande miljöförhållanden ej tillåter dem att återinvandra - om de skulle försvinna. Men det som utmärker relikterna, till vilka då kan räknas hornsimpa och nors, är de utomordentligt stora spridningssvårigheterna, d v s de kan bara bli kvar i delar av ett större vatten i vilket de förekommit. Men de kan ej aktivt ta sig uppför strömmande vatten. De finns därmed bara nedanför H K (högsta kustlinjen), d v s de strandlinjer som bildats av de stadier som Östersjön befann sig i under eller efter inlandsisens avsmältning (Baltiska Issjön, Yoldiahavet, Ancylussjön eller Litorinahavet).

Det dröjde innan man fick klart för sig att relikterna ej var marina utan sötvattensformer som tål bräckt vatten. De finns bara i den del av Östersjön som även bebos av sötvattensfisk. Detsamma gäller ishavskusten. Ett marint ursprung kan flera av dem ha haft, men detta ligger långt tillbaka i tiden.

För att förklara, dels hur de utvecklats ur marina stamformer, dels hur de spritts över så enorma områden som det relikterna numera bebos (Brittiska öarna - Västeuropa - Sibirien - Nordamerika) har man tänkt sig uppslussning från havsvikar till stora isdämda sjöar, där de utvecklat tolerans mot sötvatten, varefter spridning skett utefter de stora landisarnas sydsida, i huvudsakligen öst - västlig riktning.

Man får anta att alla relikterna fanns i en ännu äldre Östersjö, redan när den senaste istiden började. Samt att de övervintrade i isdämda sjöar vid iskantens sydsida.

Spridningen till Vättern vet vi mer om. Enligt nyare rön (Björck och Digerfeldt 1986) tappades den stora Baltiska Issjön i två steg, då iskanten drog sig tillbaka och passerade Billingsens nordspets. Detta skedde i Yngre Dryas, för 11 000 och 10 500 år sedan. I bägge fallen nådde Baltiska Issjön in i Vättern (vid Ödeshög) något hundratal år före tappningen vid Billingen. I mellantiden vände iskanten söderut igen, ända ner till Jönköping (Waldemarsson 1986). Efter den första mindre tappningen (ca 10 meter) kunde bara havsvandrande fisk ta sig in västerifrån till Vättern, men efter den andra (30 meter) nådde havet in i Vättern som fick bräckt vatten i knappt tusen år. Relikterna kom från öster vid bägge inbrotten av Baltiska Issjön, möjligen också från väster. De torde ha överlevt isframstöten, eftersom *Pallasea* finns i Landsjön. Dit kan den inte ha kommit på annat sätt än vid södra Vätterns kraftiga uppdämning vid framstöten av inlandsisen under Dryas. (Svärdson 1988).

Salvelinus salvelinus, röding

Rödingen är inte en egentlig glacialrelikt. Den har haft möjlighet att själv sprida sig uppströms i vattendragen och har på så sätt nått högre belägna vatten än någon annan svensk fiskart. I en sjö som Vättern kan man däremot kalla den glacialrelikt eftersom den där är en kvarleva sedan inlandsisens avsmältningsskede.

Det finns tre olika arter av röding i vårt land. Samtliga har haft möjlighet att kolonisera Vättern. Där finns dock bara en art, storrödingen *Salvelinus salvelinus* kvar (Nyman, Hammar och Gydemo 1981). Den torde vara genetiskt påverkad av en eller två av de andra, ty enligt äldre fiskares utsago, fanns det förr tre olika lekar eller "kullar" av röding (Lindhe 1953). Först kom en mellanstor sort, så de största, som hade vita munnar, och slutligen de minsta, med svarta munnar, som dessutom bara lekte nattetid. Den gamle fiskaren T. F. Rylander, som berättade detta, mindes också faderns erfarenhet, att det var lättare skilja på rödingarna förr i världen.

Livscykel

Rödingen leker första gången när den är mellan 4 och 6 år gammal. Det inträffar ungefär när den uppnår minimimåttet 40

cm. Leken äger rum från oktober till början av december på grund ute i sjön eller längs stränderna. Hanen väljer ut ett lämpligt revir där botten består av sten som oftast är mer än ca 2 dm i diameter. Han kör bort andra hanar genom att inta en hotställning. Bröstfenorna spärras ut så att de vita framkanterna framträder tydligt och gapet öppnas så att den svartvita teckningen i munhålan exponeras. Om inte detta hjälper blir det slagsmål och kontrahenterna hugger varandra och virvlar runt till dess den svagare, oftast mindre, ger upp.

När honan har anlänt och accepterat platsen lägger hon sig på sidan och slår ned stjärten så att småsten och löst material sopas bort av vattenströmmen. Samtidigt uppvaktas hon av hanen som stryker förbi henne med darrande kropp. Rommen läggs i omgångar i den grop som uppstått eller mellan stenarna. Hona och hane simmar tätt intill varandra så att analöppningarna kommer nära varandra och trycks mot gropens botten, hanen darrar häftigt och båda fiskarna reser upp framkroppen och spärrar upp gapen samtidigt som en liten portion rom och mjölke sprutas ut. Efter två-tre parningar utför honan svepande rörelser med stjärten så att rommen hamnar längst ner i gropen och därefter leker fiskarna på en ny plats i närheten. Samma par kan leka på ett tiotal platser.

Rommen kläcks i maj och vad som händer eller var de uppehåller sig under de första åren är inte känt. De flesta rödingungarna dukar med säkerhet under när de är små men risken att dö minskar i och med att de växer till.

Föda och kvalitet

En undersökning av maginnehållet hos 226 rödingar, d v s ett relativt litet material, har gjorts på Sötvattenslaboratoriet. Det visar att glacialrelikterna *Mysis*, *Pontoporeia* och *Pallasea* är helt dominerande för fiskar mellan 20 och 29 cm. Sannolikt är dessa kräftdjur även viktigast för mindre rödingar, men det har varit omöjligt att samla in så små fiskar. Mellan 30 och 39 cm har rödingen vid sidan om *Mysis* övergått till att leva av nors. Över 40 cm blir fiskdieten ännu mer utpräglad ju större fisken är och nors, siklöja och storspigg blir helt dominerande. Äldre undersökningar som gjorts av Widegren (1863) och Alm (1934) stämmer i stort sett med de nyare resultaten.

Näringsvalet förklarar varför vätterrödingen har så fin kvalitet, växer så snabbt och blir så stor. Det beror till större delen på

glacialrelikterna. I undersökningar har det visat sig att fetthalten ökar och den röda färgen förstärks hos röding efter att glacialrelikter introducerats i reglerade sjöar där de inte funnits tidigare (Furst, Hammar och Hill 1986, Hill 1988). Rödingens bytesfisk i Vättern lever i sin tur på kräftdjur, ibland i form av plankton, men särskilt norsen äter mycket Mysis. Fett och naturliga färgämnen, karotinoider, kommer därmed rödingen tillgodo även i andra hand. Hos röding och öring visar sig färgämnen som mer eller mindre röd köttfärg, men hos andra arter som sik, siklöja, nors eller abborre syns de inte.

Tillgången på stora mängder små bytesfiskar gör att rödingen kommer att fortsätta att växa snabbt även efter att den uppnått ca 30 cm längd. Rödingen i de allra flesta sjöarna förblir småväxt beroende på att lämpliga små bytesfiskar saknas.

Fångsten av röding och hur den påverkas av fisket och av andra fiskarter.

Widegren uppskattade rödingfångsten i mitten av 1800-talet till 50-60 ton. Alm (1934) fann medelfångsten 1918-22 vara 56 ton, 1923-27 55 ton men 1928-32 hela 64 ton. Han tolkade uppgången som en följd av yngelutsättningarna från Borens hullts fiskodlingsanläggning. Men senare (Alm 1960) nödgades han ta tillbaka denna tolkning. I stället såg han nu avkastningens variation som resultatet av normala årsklassväxlingar. Borens hullt, en statlig anläggning, lades ner 1 juli 1961. Figur 1 återger rödingfångsten 1918-86. Det mest slående är den stadiga trenden kring 50 ton, d v s som på Widegrens tid. Under en så lång period som cirka 120 år har således rödingbeståndet hållit sig tämligen konstant, trots talrika årsrapporter om hotande nedgång av olika orsaker, såsom överfiskning, förorening, skjutövningar på lekgrund etc.

Men de registrerade svängningarna i avkastning kan kommenteras ytterligare. En av de mest grundmurade sanningarna inom svensk fiskeribiologi är att sik negativt påverkar röding (i fjällsjöar) och att orsaken är konkurrens om zooplankton. Sikens effektivare munapparat ger den möjlighet att fånga mindre planktonobjekt, varigenom hela zooplanktonbeståndet ändrar karaktär (Nilsson och Pejler 1973). Rödingen har helt utrotats av sik i åtskilliga sjöar (Ekman 1910).

Vätterns rika rödingbestånd, vid sidan av en ännu rikare sikpopulation, är alltså en paradox. Men konkurrensen arterna emellan är inte borta. Alm (1960) och Svärdson (1960, 1963)

kunde konstatera en negativ samvariation mellan arterna, statistiskt säkerställt. Det nyare och större materialet av årsavkastningar ger möjlighet till förnyad prövning. Sambandet är mycket säkert, statistiskt sett, och detta trots den våldsamt ökade sikavkastningen. Eftersom siklöjan är positivt korrelerad till sik blir sambandet siklöja - röding också negativt och likaledes statistiskt säkert.

Den förklaring, som gäller i fjällsjöarna, är sannolikt inte aktuell i Vättern. Näringskonkurrensen mellan yngel av sik och röding kan knappast i högre grad gälla zooplankton. Maganalyserna tyder ej på någon planktondiet, däremot på att relikter kan vara det som yngre fisk konkurrerar om.

Att rödingavkastningen ej sjunker katastrofalt vid de siktoppar, som följde införandet av nylonnäten, visar att sikavkastningens kurva ej bara speglar sikbeståndet utan även markerar ökat uttag. De undersökta årsklassväxlingarna visar å andra sidan att beståndet av sik även spelar roll. Rödingfångsten sjönk något vid nylonnätens debut, troligen som följd av ökad ekonomisk överfiskning, d v s rödingarna togs vid för låg ålder. Grimås, Nilsson och Wendt (1972) visade att medelvikten landad Vätternröding sjönk från 1.16 kg till 0.70 kg under tiden 1954-61. Redan Alm (1934) var fullt på det klara med att rödingen är ekonomiskt överfiskad. Han rekommenderade ett minimimått av 43 cm. Laboratoriets provfisken (Filipsson 1983) underströk fenomenet och påvisade att gamla exemplar saknades och att många rödingar ej var könsmogna. Minimimåttet höjdes 1975 från 36 till 38 cm och 1 januari 1984 till 40 cm. Fångsten steg från 47 ton (1953-74) till 51 ton (1975-86). Ett högre minimimått skulle höja fångsten än mer. Alms exempel visade att 1000 rödingar i storlek 32-35 cm väger 300 kg medan samma antal 43 cm långa rödingar väger 700 kg. Den naturliga dödligheten i detta storleksregister är låg hos röding, så de sparade fiskarna skulle troligen mestadels finnas kvar som större, och tyngre i fångsten. Största kända röding i Vättern, 9.3 kg och 89 cm, fångades 1944 utanför Huskvarna (Arvidsson 1944).

Myoxocephalus quadricornis, hornsimpa

Denna fula fisk har fått sitt namn efter två par benknölar som sitter på huvudet. På sötvattensbestånd är dock dessa horn ganska små. Den blir i Vättern sällan så stor som 25 cm. Den lever på de djupaste områdena och är till besvär för fisket när den trasslar in sig i näten med sina vassa taggar. Vid leken som sker

på botten omkring jultid vaktar hanen en yta som han valt ut. Han kör bort inkräktare som kan vara flera gånger större. Han kan då ofta ge ifrån sig ett kraftigt knarrande ljud. Detta ljud kan man även få höra om man håller fisken i handen. Efter leken försvinner honan och hanen vaktar och vårdar rommen till kläckningen (Westin 1969).

Hornsimpan är den mest specialiserade relikttätaren av Vätterns fiskar. Den föredrar skorv och tycks ha ökat i antal troligen på grund av att djuplaken som även föredrar skorv nästan försvunnit genom överfiskning.

Osmerus ederlanus, nors

Denna lilla pelagiska fisk, som brukar vara omkring 11 - 12 cm, är släkt med laxfiskarna. Typiskt för dem är att de har en fettfena strax bakom ryggen. Ett säreget kännetecken är annars att norsen luktar gurka mycket starkt och att den har kraftiga tänder. I stora sjöar kan nors förekomma tillsammans med siklöja som är den dominerande arten av de två. Detta gör att norsen påträffas på djupare och kallare vatten där förhållandena inte är lika gynnsamma. Skillnaden i diet består i att norsen äter betydligt mera glacialrelikta kräftdjur och den rika förekomsten av dessa i Vättern gör näringskonkurrensen mildare.

Norsbeståndet i Vättern är oerhört talrikt, men tillväxten är samtidigt långsam. Detta gör att norsen är en idealisk bytesfisk för rovfiskar som röding, öring, lax och abborre. En av grundvalarna för Vätterns höga avkastning av värdefull fisk är att näringskedjan domineras av de talrika glacialrelikta kräftdjuren som äts av nors som i sin tur äts av rovfisk.

Pontoporeia affinis, vitmärlan

Antalsmässigt är denna art den viktigaste. Den förekommer från ungefär 10 meters djup ner till de djupaste bottarna på 120 meter. Ekman (1915) fann den vara talrikast på ett djup av 60 - 70 meter medan Wiederholm (1974) anger vitmärlan till 500 - 700 ex/m² på 20 - 40 meter och 1400 - 2300 ex/m² på djupen över 100 meter.

Vitmärlan blir 8 - 10 mm och lever i sedimentet, där detritus är huvudfödan men kan även röra sig strax över botten nattetid (Cederwall 1988), liksom sina släktingar (amfipoder) är den

bl a ett rovdjur. Widegren (1863) noterade att snäckor och musslor var relativt fåtaliga på Vätterns botten, något som troligen beror på den stora mängden Pontoporeia. Elmgren m fl (1986) fann att vit-märulan är direkt predator på mussellarver.

Även andra organismer är känsliga för vitmärulans konkurrens och predation. Det framgår av att, där Pontoporeia av någon anledning minskar i antal, fjädermygglarver och daggmaskar (oligochaeter) genast börjar öka (Wiederholm 1974).

Dadswell (1974) och Kinsten (1986) fann att vitmärulan var talrikast i djupa sjöar med ett bottensediment som inte får vara alltför starkt organiskt belastat och därmed syrgaskrävande.

I Vättern har, sedan Ekmans undersökningar på 1910-talet, påvisats en minskad förekomst av Pontoporeia i Jönköpingsområdet (ersatt av fjädermyggor och oligochaeter) men en ökad mängd vitmärulor på nordligare stationer. Ökningen kunde uppgå till en tredubbling eller mer (Grimås 1969, Wiederholm 1974). I området söder om Visingsö har nyligen en trend neråt observerats (Wiederholm 1982). Därtill kommer årliga fluktuationer, som tycks bero på ri-ka eller fattiga årsklasser. Det förefaller troligt, att väx-lingarna beror på att ökad organisk belastning, upp till en viss nivå, gynnar vitmärulan som får mer föda, men att syrgashalten kan bli för låg över vissa tröskelvärden. Persson (1988) fann att en mycket rik kiselalgproduktion våarna 1978 och 1981 sammanföll med misslyckad rekrytering av vitmärulor. Från marina studier har ett positivt sådant samband rapporterats. Det tycks alltså vara mängden organisk substans på botten som är den stora faktorn.

Det har länge varit känt att vitmärulan, vid fortplantningen på senhösten, rör sig högt uppe i vattnet, något som särskilt gäller hanarna (Segerstråle 1937). Hanarna har vid denna tid förlängda antenner, vilket förr uppfattades som att det gällde en särskild art.

Saduria (Mesidothea) entomon, skorv

Om vitmärulan lämnar sedimentet för att undgå predation, bör det vara skorven den söker undvika. Skorven är nämligen beroende av vitmärulor för sin förekomst (Hessle 1924). Men denna isopod tar även många andra byten, inklusive yngre exemplar av den egna arten (Haahtela 1962, 1988, Leonardsson 1988). Bland Östersjöns yrkes- och husbehovsfiskare är den ökad genom att ge sig på agn och fångad fisk.

Skorven blir i Vättern 40 mm (honor) eller 50 mm (hanar). I Östersjön, där den tål en salthalt av 18 ‰, blir den ännu större (Haahtela 1988). Den lever i Östersjön som regel i vatten som ej är varmare än 5°, i Vättern på djup vanligen mellan 30 - 80 meter (Ekman 1915). I Östersjön går den ner till 300 meters djup.

Skorven i Östersjön har sin fortplantning på sensommaren eller hösten (Haahtela 1962) då den uppehåller sig i fria vattnet. Den simmar långsamt på rygg och blir då ett lättfångat byte. Ungarna är små, 3 - 4 mm, då de lämnar honans marsupium. Detta sker på våren. Första hösten är de 15 - 20 mm och de blir ej könsmogna förrän i tredje levnadsåret. Beståndet består därmed av flera samtidiga årsklasser. De största exemplaren lever djupast, de unga förhållandevis grunt. Kannibalismen är stark.

Skorven finns, i mycket glesa bestånd, i några få svenska insjöar men är vanlig i Vättern. Vintertid kan den där visa sig ända inne vid land, sannolikt i samband med fortplantningen.

Man kan karakterisera skorven som en predator som äter praktiskt taget allt i sin normala omgivning. Den är i sin tur ett eftersökt byte för vissa fiskar, främst lake och hornsimpa, i Östersjön torsk.

Pallasea quadrispinosa, taggmärsla

Arten blir större än vitmärslan och når 10 - 15 mm som vuxen. Den lever på hårdare och grundare bottnar och har enligt Ekman sitt maximum i Vättern på 10 - 20 meters djup. Men den förekommer ändå ner till 100 meter. Den kan även uppträda så grunt som 4 - 5 meter, då ofta i vegetationen. Med gängse fångstredskap är det vanskligt att erhålla säkra uppgifter om dess talrikhet.

Sannolikt utövar *Pallasea* ett negativt inflytande på andra kräftdjur, liksom på *Pontoporeia*. *Pallasea* som överflyttats till norrländska regleringsmagasin livnär sig på kisel- och påväxtalger, cladocerer, copepoder samt fjädermygglarver (Fürst, Hammar och Hill 1986).

Pallasea lever så pass nära strandlinjen att den bör bli den bottenlevande relik som lättast blir isolerad, när en vik avsnörs till en självständig sjö.

Pallasea finns bara i Östersjöns mest utsötade vikar. Den har stor betydelse för botten- och fiskfaunan i Vättern.

Mysis relicta, pungräka

Denna art är den mest kända relikten bland kräftdjuren. Den är 15 - 20 mm lång, leker på senhösten varefter hanarna dör. Ungarna kläcks på senvintern, sedan honorna burit dem i marsupiet (pungen). Livscykeln är ettårig i Vättern (Fürst 1972).

Mysis lever om dagen nära botten men i mycket djupa eller mörka sjöar kan den sikta in sig på t ex 50 m djup. Den stiger i skymningen hastigt mot högre belägna vattenskikt och kan röra sig 120 meter på en timme (Fürst 1968). Vid ett eventuellt språngskikt stannar den och vänder i gryningen åter mot botten.

Den är svår att antalsbestämma. Tätheten i Vättern varierar mellan noll och 300 exemplar per m², beroende på ström, djup, bottentyp, temperatur och ljus. Den praktiska erfarenheten från trålningar i många svenska sjöar visar att *Mysis* är mycket talrik i Vättern (Fürst op. cit.).

Numera är det klarlagt att *Mysis* jagar zooplankton, särskilt hinnkräftor (Kinsten och Olsén 1981).

Litteraturen om *Mysis*' predation på plankton är redan ganska stor. Förskjutningen mot större mängd hoppkräftor (copepoder) inom zooplankton leder till ökad parasitering av pelagiskt levande fiskar. Hoppkräftorna kan vara mellanvärdar för flera parasitiska bandmaskar. Konkurrensen från *Mysis* åstadkommer en tillbakagång i planktonätande fiskars numerär (Hammar och Henricson 1983, Fürst, Hammar, Hill, Boström och Kinsten 1984, Hammar 1988).

Man bör vänta sig att den stora mängden *Mysis* i Vättern påverkar zooplanktonbeståndet. Så tycks också vara fallet. Grönberg (1975) fann planktonbeståndet vara glest.

Den helhetsbild som framträder är att Vätterns täta *Mysis*-bestånd åstadkommit en relativt fattig zooplanktonfauna, särskilt beträffande cladocerer. Pelagiskt levande fiskar som t ex siklöja är beroende av zooplankton och bör därmed uppleva ett konkurrenstryck från pungräkorna. Nors däremot kan i sin tur utnyttja *Mysis* som föda.

Gammaracanthus lacustris (loricatus), sjösyrsa

Det är tveksamt om relikten är densamma som den art (loricatus) som finns i bräckt vatten vid ishavskusten. Holmqvist (1966) anser det vara samma art, men populationen i Ishavet tål nämligen saltvatten medan sjösyrans ej finns i Östersjön.

Sjösyrans (namnet används av fiskarna i Vättern) blir köns-mogen vid två år, då hanarna är 20 - 25 mm och honorna 25 - 30. Ungarna är mycket små, bara några millimeter stora. De kan påträffas på alla djup, även de största. Ekman (1915) fann den relikten från 12 meter ner till 120. Men han fångade inte många själv, de flesta fick han från yrkesfiskarna. Gammaracanthus fastnar i näten särskilt när rullar av kransalger trasslat in sig i redskapen. Det är Vätterns starka vattenströmmar som sliter loss algerna särskilt på hösten och vintern.

Naesje (pers. medd.) har i den norska sjön Mjösa funnit att Gammaracanthus främst lever av Mysis och Pallasea. Dess förekomst i vattnet, med nattlig jakt i högre vattenskiikt tyder på aktiv predation. Yngre sjösyror går högre upp i vattnet, möjligen mest efter zooplankton, medan de större håller sig något djupare, rimligtvis jagande Mysis och Pallasea med predationen kan troligen också gå åt andra hållet.

Överflyttad från Vättern till sjön Häckren i Jämtland (utan Mysis) visade sig Gammaracanthus leva av cladocerer, copepoder och fjädermygglarver, (Furst, Hammar och Hill 1986).

Liksom skorven torde sjösyrans få anses vara en på relikter specialiserad predator. Det är därför förståeligt att bägge uppträder i Vättern med de tätaste bestånden bland svenska insjöar.

Limnocalanus macrurus

Denna copepod (1-2 mm) saknar svenskt namn. Den lever i hypolimnion och torde främst äta hjuldjur (rotatorier), alger och larver av hoppkräftor.

Ekman (1907) ansåg Limnocalanus vara den mest utpräglade relikten av alla. Dess totala oförmåga till egen spridning anses bero på att den - till skillnad från många andra hoppkräftor - ej utbildar vilöägg, samt att honan ej bär äggsäckar utan låter

äggen droppa, ett efter ett, mot botten. Fortplantningen sker om vintern och arten är ettårig.

Referenser

- Aim, G. 1960. Rödningfisket i Vättern och orsakerna till dess fluktuationer. Svensk Fisk. Tidskr. 69:82-87.
- Almer, B. 1978. Fiskar och fiske i Vänern. Vänern - en naturresurs. Statens Naturvårdsverk, Liber förlag. p. 212-236.
- Arpi, B. 1958. Om Vätterfiskets regionala fördelning. Svensk Fisk. Tidskr. 67:5-9.
- Arvidsson, G. 1944. Stor röding fångad i Vättern. Svensk Fisk. Tidskr. 53:169.
- Björck, S. & G. Digerfeldt. 1986. Late Weichselian-Early Holocene shore displacement west of Mt. Billingen, within the Middle Swedish end-moraine zone. *Boreas* 15:1-18.
- Bråbrand, Å. 1984. Registrering av fiskebestånden i Vättern med hydroakustisk utstyr. Lab. Ferskvannsökol. Inlandsfiske, Rapp. 65:1-22.
- Cederwall, H. 1988. Diurnal pelagic swimming activity of *Pontoporeia* - A waste of energy? Biol. Ecol. Glacial relict Crustacea, Abstr., Tvärminne zool. stat. 1988:24.
- Clady, M. 1976. Distribution and abundance of larval ciscoes, *Coregonus artedii*, and burbot, *Lota lota*, in Oneida Lake. Internat. Assoc. Great Lakes Res. 2(2):234-247.
- Dadswell, M. 1974. Distribution, ecology and postglacial dispersal of certain Crustaceans and fishes in eastern north America. Nat. Mus. Can. Ottawa Publ. Zool. 11:1-110.
- Ekman, S. 1907. Über das Crustaccenplankton des Ekoln (Mälaren) und über verschiedene Kategorien von marinen Relikten in Schwedischen Binnenseen. Zool. stud. prof. Tullberg:42-65.
- Ekman, S. 1910. Om människans andel i fiskfaunans spridning till det inre Norrlands vatten. Ymer 30:133-140.
- Ekman, S. 1915. Die Bodenfauna des Vättern, qualitativ und quantitativ untersucht. Int. Rev. Hydrobiol. VII:146-204, 275-425.
- Ekman, S. 1916. Om Vätterns näbbsik. Svensk Fisk. Tidskr. 25:101-106.
- Ekman, Th. 1926. Stor Vätterlaxöring. Svensk Fisk. Tidskr. 35:87.
- Elmgren, R., S. Anker & B. Martelaur. 1986. Adult interference with postlarvae in soft sediments: the *Pontoporeia-Macoma* example. Ecology 67(4):827-836.
- Enderlein, O. 1981. Resultat av konventionell trålning, bongotrålning och strandnotning i Vättern 1981. 12 p. (Stencil.)
- Filipsson, O. 1975. Siklöja tränger undan sik. Fiskerinytt (1):2-5.
- Filipsson, O. 1983. Vätterns fiskbestånd belysta genom provfisken med bottennät. (English summary: The fish stocks of Lake Vättern as seen from bottomset gillnets.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Droftningholm (1). 61 p.

- Fürst, M. 1965. Experiments on the transplantation of *Mysis relicta* Lovén into Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 46:79-89.
- Fürst, M. 1968. Glacialrelikterna i Vättern. Komm. Vätterns vattenvård, Rapp. 4, Bil. 8:1-6.
- Fürst, M. 1971. P. M. ang. undersökning av näringsval hos huvudsakligen sik, röding och öring i Vättern m m. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 11 p. (Stencil)
- Fürst, M. 1972. Livscyklar, tillväxt och reproduktion hos *Mysis relicta* Lovén. (English summary: Life cycles, growth and reproduction in *Mysis relicta* Lovén.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11), 41 p.
- Fürst, M. 1981. Results of introductions of new fish food organisms into Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:33-47.
- Fürst, M. 1985. Sibling populations of burbot (*Lota lota* L.). Institute of Freshwater Research, Drottningholm. (Manuskript)
- Fürst, M., U. Boström & J. Hammar. 1978. Effekter av nya fisknäringdjur i Blåsjön. (English summary: Effects of new fishfood organisms in lake Blåsjön.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (15). 94 p.
- Fürst, M., J. Hammar, C. Hill, U. Boström & B. Kinsten. 1984. Effekter av introduktion av *Mysis relicta* i reglerade sjöar i Sverige. (English summary: Effects of the introduction of *Mysis relicta* into impounded lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 p.
- Fürst, M., J. Hammar & C. Hill. 1986. Inplantering av nya näringsdjur i reglerade sjöar. Slutrapport från FÅK, del II. 78 p.
- Grimås, U. 1969. The bottom fauna of Lake Vättern, central Sweden, and some effects of eutrophication. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 49:49-62.
- Grimås, U., N.-A. Nilsson & C. Wendt. 1972. Lake Vättern: effects of exploitation, eutrophication, and introductions on the salmonid community. J. Fish. Res. Board Can. 29:807-817.
- Grönberg, B. 1975. Djurplankton i Vättern 1974. NLU, Inf. 1:1-13.
- Haahtela, I. 1962. Spånakärningen - biologi och fångst. Fiskeritidskr. Finland 1:4-10.
- Haahtela, I. 1988. What do the Fennoscandian studies tell about *Saduria entomon*? Biol. Ecol. Glacial relict Crustacea, Abstr., Tvärminne zool. stat. 1988:14.
- Hammar, J. & J. Henricson. 1983. Effects of introduced *Mysis relicta* on the infestation of Arctic char by *Diphylllobothrium*. Proc. Second ISACF Workshop, Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Inf. Ser. 2:47-66.
- Hammar, J. 1988. Planktivorous whitefish and introduced *Mysis relicta*: ultimate competitors in the pelagic community. Finnish Fish. Res. 9. (In press.)
- Hanson, M. 1987. Fiskens näringsval i Vättern: konsekvenser för fiskevården. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 32 p. (Manuskript)

- Hessle, C. 1924. Bottenbonitering i inre Östersjön. Medd. Kungl. Lantbruksstyr. 250:1-52.
- Holmqvist, C. 1966. Die sogenannten marin-glazialen Relikte nach neueren Gesichtspunkten. Arch. Hydrobiol. 62:285-326.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsens fisker og fiskerier. Kgl. Norske Videnskap. Selsk. Skrifter 1916, Nr 2:1-257.
- Kihlborn, N. 1936. Skeen-öringen. Sportfiskaren 1:1-2, 14-15.
- Kinsten, B. 1986. Förekomst av relikta kräftdjur i mellersta Sverige med speciell inriktning på effekter av försurning. (English summary: The occurrence of glacial relict crustaceans in central Sweden with emphasis on the effects of acidification.) Information från Sötvattenslaboratoriet. Drottningholm (11). 42 p.
- Kinsten, B. 1988. Inventering av glacialrelikta kräftdjur i Örebro län 1987. Länsstyrelsen i Örebro län, Naturvårdsenhetens Publ. 7:1-16.
- Kinsten, B. & P. Olsén. 1981. Impact of *Mysis relicta* Lovén introduction on the plankton of two mountain lakes, Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:64-74.
- Lehman, J. 1988. Algal biomass unaltered by food-web changes in Lake Michigan. Nature 332:537-538.
- Leonardsson, K. 1988. Cannibalism as a population regulating mechanism in the brackishwater isopod *Mesidotea entomon* (L.). Biol. Ecol. Glacial relict Crustacea, Abstr., Tvärminne zool. stat. 1988:15.
- Lettevall, U. 1962. *Mysis relicta*, *Pontoporeia affinis*, *Pallasea quadrispinosa* och *Mesidotea entomon* funna i sjöar i mellersta Kalmar län. Fauna och Flora 57(1-2):66-76.
- Lieder, U. 1988. Gustav C. U. Cederström and his role in Schoedler's contributions to Cladocerozoology. Mitt. zool. Mus. Berl. 64(1):117-129.
- Lindhé, C. 1953. Så var det förr: i Vättern. Svensk Fisk. Tidskr. 62:114-115.
- Lovén, S. 1862. Om några i Vättern och Vänern funna Crustaceer. Öfvers. K. Vet.-Akad. Förhandl. 1861(6):285-314.
- Lovén, S. 1863. Till frågan om Ishavsfaunans forna utsträckning över en del av nordens fastland. Övers. K. Vet.-Akad. Förhandl. 1862 (8):463-468.
- Luning, G. 1956. Stor Vätterlaxöring. Svensk Fisk. Tidskr. 65:15.
- Molin, G. 1955. Resultat av fortsatt nyionfiskeförsök. Svensk Fisk. Tidskr. 64:40-43.
- Nero, R. & G. Sprules. 1986a. Zooplankton species abundance and biomass in relation to occurrence of *Mysis relicta* (Malacostraca: Mysidacea). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:420-434.
- Nero, R. & G. Sprules. 1986b. Predation by three glacial opportunists on natural zooplankton communities. Can. J. Zool. 64:57-64.
- Nilsson, N.-A. 1979. Food and habitat of the fish community of the offshore region of Lake Vänern, Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 58:126-139.

- Nilsson, N.-A. 1980. Beståndsfluktuationer och näring hos röding, öring, lax och sik i Vättern. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 11p. (Stencil)
- Nilsson, N.-A. & B. Pejler. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in north Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 53:51-77.
- Nyman, L., J. Hammar & R. Gydemo. 1981. The systematics and biology of land-locked populations of Arctic char from northern Europe. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:128-141.
- Olofsson, O. 1963. Ett par vackra insjöringar. Svensk Fisk. Tidskr. 72:33.
- Persson, G. 1988. Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv. Komm. Vätterns vattenvård Rapp. 26:1-12.
- Scott, W. & E. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fish. Res. Bd Can. Bull. 184. 966 p.
- Seale, D. & F. Binkowski. 1988. Vulnerability of early life intervals of *Coregonus hoyi* to predation by a freshwater mysid, *Mysis relicta*. Env. Biol. Fish. 21(2):117-125.
- Segerstråle, S. 1937. Om norsens (*Osmerus eperlanus* L.) föda under senhösten i södra Finlands kustvatten. Fiskeri. Tidskr. Finland (6-7):1-6.
- Sunde, S. 1938. Stor örret. Jakt og Fiske (11):12.
- Svårdson, G. 1960. Laxutsättningen i Vättern. Svensk Fisk. Tidskr. 69:88-89.
- Svårdson, G. 1961. Rödingen. Fiske 1961:25-38.
- Svårdson, G. 1963. Balansen mellan sik och röding i Vättern. Svensk Fisk. Tidskr. 72:149-152.
- Svårdson, G. 1966. Siklöjans tillväxt och utbredningsgränser. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 24 p.
- Svårdson, G. 1976a. Fiskar och fiske i de stora sjöarna. Diagnos. Sjöar under påverkan. Statens Naturvårdsverk Publ. (2):61-72.
- Svårdson, G. 1976b. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 55:144-171.
- Svårdson, G. 1979. Speciation of Scandinavian *Coregonus*. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 57:1-95.
- Svårdson, G. & Th. Freidenfelt. 1974. Sikarna i Vänern. (English summary: The whitefishes (*Coregonus*) in Lake Vättern) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm(10). 62 p.
- Svårdson, G. & G. Molin. 1981. The impact of eutrophication and climate on a warmwater fish community. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:142-151.
- Svårdson, G. 1988. Pleistocene Age of the Spring-Spawning Cisco, *Coregonus trybomi*. Nordic J. Freshw. Res. 64:101-112.
- Tideman, M. 1956. Fiske med sik lakstrutar i Vättern. Svensk Fisk. Tidskr. 65:57-58.

- Waldemarsson, D. 1986. Weichselian lithostratigraphy, depositional processes and deglaciation pattern in the southern Vättern basin, south Sweden. Lundqua. thesis. Vol. 17:1-128.
- Vallin, S. 1969. Siklöjans näringsbiologi i Lambarfjärden, Mälaren. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm(7). 57 p.
- Westin, L. 1968. Environmentally determined variation in the roe colour in the fourhorn sculpin Myoxocephalus quadricornis (L.). Oikos 19:403-407.
- Westin, L. 1969. The Mode of Fertilization, Parental behaviour and Time of Egg Development in Fourhorn Sculpin Myoxocephalus quadricornis (L.). Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 49:175-182.
- Widegren, Hj. 1863. Berättelse om verkställda undersökningar rörande fiskfaunan och fiskerierna vid Vättern, Vänern med flera sjöar. Kongl. Lantbruks-Akad. Handl. o Tidskr. (2) 199-212, 275-280, 321-330.
- Wiederholm, T. 1974. Studier av bottenfaunan i Vättern. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 416:1-63.
- Wiederholm, T. 1982. Bottenfaunan i Vättern, 1971-1981. Komm. Vätterns vattenvård Rapp. 23:41-46.
- Vainölä, R. 1986. Sibling species and phylogenetic relationships of Mysis relicta (Crustacea: Mysidacea). Ann. Zool. Fenn. 23:207-221.

Fiskeribiologiska undersökningar VISTA KULLE OCH EKORÄKNINGARNA

Bo Essvik, Fiskeristyrelsen, Utredningskontoret i Jönköping

Inledning

Fiskeribiologiskt är Vättern den kanske intressantaste sjön vi har i landet. Därför har undersökningsverksamheten varit av ganska stor omfattning men de kvalificerade vetenskapliga publikationerna rörande fiskbestånden är få och av ganska gammalt datum. Men en av de mest ansedda fiskeribiologerna på sin tid, professor Gunnar Alm, ägnade en del av sitt intresse åt Vättern och hans skrifter om Vätterns röding och öring från 1930-talet ligger till grund för vissa fiskevårdsåtgärder än i dag.

En utmärkt sammanfattning av senare års undersökningar sedda ur det moderna fiskeribiologiska perspektivet och inkluderande viktiga slutsatser är en publikation från 1988 av professor Gunnar Svärdson m fl "Glacialrelikternas betydelse för Vätterns fiskar" (Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 15/88).

Svärdson och hans medarbetare tar upp samspelet mellan fiskarterna och deras bytesorganismer med bl a näringsvalsanalyser som grund. Vid spridda tillfällen under många år har fiskmagar insamlats både från det kommersiella fiskets fångster och i samband med nätprovfisken. Av publikationens titel framgår att glacialrelikterna står i focus och dessa små kräftdjurs stora betydelse inte bara som fiskföda utan också i deras roll i hela ekosystemet diskuteras.

Skriften som dessutom innehåller en förteckning över de viktigaste publikationerna inom ämnesområdet rörande Vättern kan beställas hos Fiskeristyrelsens sötvattenslaboratorium, 170 11 Drottningholm.

De fiskeribiologiska undersökningar som bedrivs regelbundet sedan några år tillbaka är provfiskena med nät utanför Vista Kulle och ekoräkningarna efter nors och siklöja. Ansvarar för dessa gör fiskeristyrelsens utredningskontor i Jönköping tillsammans med sötvattenslaboratoriets experter.

Vista Kulle - fisket. Ett försök att följa rödingbeståndet.

Sedan 1915 registreras fångsterna i Vättern både från yrkes- och fritidsfisket genom insamling av statistik. Insamlingen omfattar alla yrkesfiskets fångster och en mycket stor del av fritidsfiskets. På det här sättet har man haft en enastående möjlighet att kunna följa fångsternas förändringar under åren och dessutom haft möjligheten att studera de strukturella förändringarna i själva fisket.

Statistikinsamlingen omfattar de arter som är föremål för fiskarens intresse men säger ingenting om de arter som inte är föremål för fiske. Den lilla laxfisken nors t ex är kanske den mest förekommande arten i Vättern. Den är den viktigaste bytesfisken för den vuxna rödingen men är inte ens noterad som fångstobjekt i fiskestatistiken. Att man alltid riktar sitt fiske efter de mest attraktiva arterna röding, lax, sik eller öring och således anpassar redskapen, platser och tider efter deras förekomst innebär att vissa storleksgrupper eller arter blir underrepresenterade i statistiken. Dit hör för Vättern triviala arter som abborre, gädda, lake eller karpfiskar.

För att skapa bättre kunskap om artsammansättningen eller var de olika fiskarterna uppehåller sig bedrevs ganska omfattande undersökningar i form av provfiske med nät under perioden 1973-81 av sötvattenslaboratoriet. Fiskeresultaten tillsammans med insamlat material av röding och sik för tillväxtanalyser visade på ett alltför intensivt bedrivet nätfiske som utan att hota arternas existens ändå innebär ett ekonomiskt överfiske. Med bl a provfiskeresultaten som bakgrund antogs därför en ny fiskestadga för sjön från år 1984 som innebär allmänna nätrestriktioner och särskilda skyddsbestämmelser för röding.

Som ett led i att följa effekterna av 1984 års fiskestadga för Vättern beslöts att en av de äldre provfiskestationerna skulle finnas kvar och tjäna som en kontrollstation i framtiden. Det var området utanför Vista Kulle, några kilometer norr om Huskvarna, som utvaldes. Här har provfiske skett i månads-skiftet augusti-september från år 1973 och framåt.

Vid provfisket används specialsydda undersökningsnät, 72 meter långa och innehållande 6 meter långa sektioner med sinsemellan olika stora maskor. Näten är 3 meter djupa och kommer

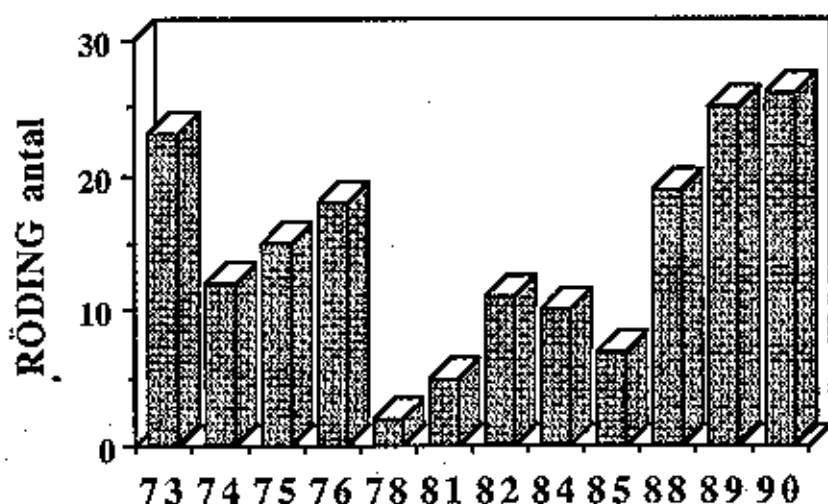
därför att i första hand fånga de fiskarter som trivs nära botten. De olika maskstorlekarna innebär att olika storlekar, årsklasser av fisk skall representeras i fångsterna.

Näten sätts ut sammankopplade två och två rakt ut från land med början på 5 meters djup, därefter på 15 meter och vidare var 15:e meter ut till den djupaste delen, 104 meter. Med hjälp av ett noggrant ekolod strävar provfiskelaget efter att få näten att ligga på den bestämda nivån.

När näten bärgats efter att ha stått ute ca 18 timmar bokför man fångsten. All fisklängd mätes och de viktigaste arterna vägs individuellt. På röding prepareras otoliterna (hörselstenarna) fram för åldersbestämning på sötvattenslaboratoriet. På röding och öring tas magarna tillvara och konserveras för dietanalyser.

Nätprovfiske är en undersökningsmetod med vissa svagheter. På samma sätt som för yrkesfiskaren kan förhållandena skifta från dag till dag på fiskeplatsen. Under de första prov-fiskenätterna vid Vista Kulle-fisket 1990 var strömsättningen på 30-40 meters djup så kraftig att näten pressades mot botten och inte fiskade. Fisket fick upprepas.

Vid Vista Kulle har provfiskeundersökningar kommit att ske under 12 år sedan 1973 vilket innebär att materialet kommit att bli allt säkrare och intressantare ur jämförelsesynpunkt. Det är i synnerhet rödingstudierna som är av intresse. Man känner till att utbredningen av röding från en och samma lekplats är relativt lokal. Vista Kulle ligger inom utbredningsområdet för rödingen från de mycket goda lekplatserna utanför Rosenlunds-bankarna i Jönköping. Det är alltså utvecklingen av denna rödingpopulation man i första hand följer.



Figur 1. Antal rödingar fångade vid Vista Kulle vid provfisken under perioden 1973- 1990.

Sedan starten 1973 har sammanlagt 173 rödingar bokförts i provfiskena. Under de tre senaste åren, 1988-90 har 70 av dessa fångats. Åldersanalyser påvisar att årsklasserna 1985 och 1986 varit ovanligt starka. Rödingfisket i Vättern som helhet uppges av många fiskare under 1989-90 har varit bättre än på flera år vilket möjligen Vista Kulle-fisket kan verifiera. 1990 års provfiske som gav rekordartad många rödingar, 26 st, visar på god rekrytering även 1988 medan 1987 kanske varit ett svagare år.

Vad gäller rödingen så visar undersökningarna att beståndet utvecklats i önskad riktning sannolikt beroende på ett minskat fisketryck i kombination med gynnsamma omständigheter i övrigt för fortplantningen. Säkert har också skyddsbestämmelserna i 1984 års fiskestadga varit betydelsefulla.

En art som av provfiskena att döma ökat något är hornsimpan. Hornsimpan räknas som ishavsrelikt och är vanlig på djup under 50 meter i Vätterns öppna delar. 1990 fångades 27 hornsimplor vilket är fler än något år tidigare. På sötvattenslaboratoriet uppges man att 1990 har för första gången hornsimpa påträffats i analyserade rödingmagar vilket kanske kan sättas i samband med en ökad förekomst. Den sannolika ökningen av hornsimpa är intressant eftersom den uppehåller sig hela sitt liv på de djupa ackumulationsbottenarna där halterna av vissa tungmetaller är klart förhöjda i södra Vätternområdet.

Fångsterna av sik och siklöja har varit tämligen oförändrade under åren medan däremot mört och särskilt abborre gått tillbaka. Att mörten minskar har att göra med den minskade när-saltsbelastningen som varit mer påtaglig i södra Vättern än i andra delar. Även abborren missgynnas av att övergödningen stoppats men troligen finns andra och starkare orsaker till att föryngringen inte lyckats de senaste åren av denna art.

Den antalsmässigt dominerande arten i provfiskena är gärsen och ungefär 200 individer är noterade de flesta åren. 1990 sker en drastisk minskning till endast 50 stycken. Vikt och storleksfördelning är normal och nedgången kan vara en tillfällighet. Kanske bidrog de starka strömmarna till en minskad aktivitet.

Noteras kan att betydande utsläpp av tungmetaller ägde rum från en industri i Huskvarnaåns nedre delar under 1986. Fynd av död fisk rapporterades och man befarade från fiskarhåll att rödingleken på det närliggande Rosenlundsgrundet kommit till skada. Vista Kulle - fiskena visar att någon större skada lyckligtvis inte uppstod på rödingbeståndet.

Genom sin närhet till storstadsregionen intar Vista Kullestationen ett strategiskt läge ur kontrollsynpunkt. Med tanke på transporter av giftiga ämnen är sträckan av E:4 norr om Huskvarna en akilleshäla för Vättern. Vista Kulle-undersökningarna kan visa sig vara särskilt värdefulla för en miljöskadebedömning om olyckan skulle vara framme.

1991 kommer provfiskena vid Vista Kulle att ligga nere men är planerade att återupptas under senare delen av augusti 1992 om anslag erhålles.

Ekoräkningar av nors och siklöja.

Trots att Vättern är så näringsfattig så är fiskfaunan rik på arter. 28 stycken räknas som naturligt förekommande. Bara ett fåtal av dessa lever huvudsakligen i den fria vattenmassan, pelagialen, nämligen siklöja, nors och storspigg.

De pelagiala arterna är av livsavgörande betydelse som bytesobjekt för röding, lax och öring. Under den vuxna rödingens liv är norsen av mycket stor betydelse liksom den fettrika spiggen och periodvis även siklöjan. Norsen och siklöjan är attraktiva även för örningen. Siken däremot (det finns tre sikarter i

Vättern) lever nästan uteslutande på mindre bottenlevande djur som vuxen.

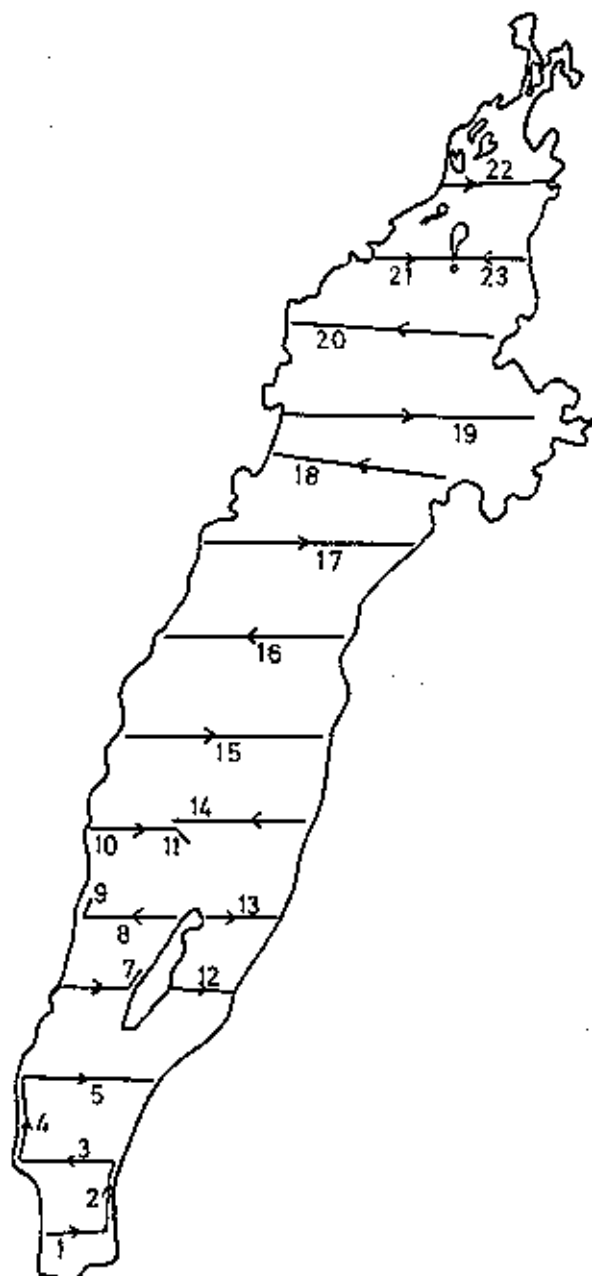
På 1960-talet gjordes talrika experiment med olika arter av laxfiskar i många av de stora sjöarna med tanke på att skapa ett ökat fiskevärde. I Vättern visade sig försöksutsättningar med östersjölax och vänernlax lyckosamma och från mitten av 1970-talet utsätts varje år varierande mängder laxungar som snabbt växer till. Laxutsättningarna har visat sig vara en mycket god investering som ger tillbaka 2 eller 3 gånger insatt kapital.

Förutom att ge goda vinster för både yrkes- och fritidsfisket har valet av lax som utplanteringsobjekt i Vättern även biologiska fördelar. Den har visat sig inte kunna reproducera sig i sjön och konkurrerar därför inte med andra arter om lek- och uppväxtplatser. Laxbeståndet styrs därför av näringstillgångarna och de utsättningsmängder man bestämmer sig för. Vad gäller födan har laxen visat sig föredra siklöja framför nors. Norsälkarna röding och öring har därför goda möjligheter att sam-existera med laxen - så länge siklöjan räcker och laxen inte ger sig på norsen på allvar.

Det är därför mycket intressant att försöka mäta mängderna av bytesfisken i sjön för att inte överdimensionera laxutsättningarna. I en sjö av Vätterns storlek kan man inte göra detta med ett reguljärt nätprovfiske. När en metod för bestämning av fiskbiomassan baserad på akustiska signaler i kombination med modern datateknik började utvecklas för insjöbruk var Vättern den första sjö i landet där den provades. Året var 1983 och projektet leddes av en forskare från universitetet i Oslo, Age Braband, tillsammans med dåvarande fiskeriintendenten Åke Peterson. Fiskmängderna beräknades på ett område strax utanför Hjo.

Ekoräkning sker med ett avancerat ekolod som är försett med en utgång så att ekosignalerna kan registreras på en digital bandspelare. Med de i fält inspelade banden kan man via en dator och speciell programvara erhålla en målstyrkefördelning som kan översättas till olika längdgrupper av den registrerade fisken. De hydroakustiska mätningarna kompletteras med trålning på olika djup vilket gör det möjligt att bestämma art och medelvikt på de fiskar man ekoräknat. På så sätt är en uppskattning av biomassan av den pelagiala fisken nors, siklöja och spigg möjlig att utföra.

Inte förrän hösten 1988 kom ekoräkningen av fisk i Vättern att utföras i full skala och hela den pelagiala fiskbiomassan kunde då beräknas.



Figur 2. Sträckorna där ekoräkningen skedde i Vättern 1988 och 1990.

Under två veckor i aug - sept gjordes inspelningar av ekoljuden av fisk från fiskeristyrelsens undersökningsbåt LAXEN. Båten färdades längs 23 sträckor från Bankeryd i söder till Olshammar i norr. Bara under de sista dagarna stördes undersökningarna av dåligt väder. Alla registreringar måste ske nattetid eftersom fisken då är spridd i vattenmassan. Figur 2 visar sträckorna där ekoräkningen skedde 1988 och även 1990.

Som framgått ovan finns en gräns för laxutsättningarna om man skall skydda Vätterns naturliga arter. Någonstans når man gränsen där laxens krav på föda inkräktar på livsutrymmet för röding och öring.

Sedan 1988 års undersökningar bearbetats av sötvattenslaboratoriet kunde biomassan av bytesfisk nors, siklöja, spigg och liten sik beräknats till 3,44 kg/ha och år. Omvandlade till lax, röding och öring med en omvandlingsgrad av 15% (= 0,52 kg/ha) och med fångststatistiken om 60 ton för nämnda arter som grund (= 0,32 kg/ha) så kan man dra slutsatsen att marginalen för ökade laxutsättningar inte är särskilt stor.

Utsättningen av laxungar i Vättern uppgår årligen till mellan 25-35 000 st. Av ekoräkningarna 1988 framkommer att utsättningarna inte bör överstiga 40 000 laxungar per år.

I september 1990 utfördes ekoräkningsprogrammet på nytt och resultatsammanställning pågår för närvarande. Under förutsättning att medel erhålles sker nästa ekoräkning 1992.

Avslutningsvis skall nämnas att även andra fiskundersökningar sker. I Vätternbäckarna kontrolleras livsbetingelserna för öring och harr. Försök med märkning av den utsatta laxen sker som regel vid varje större utsättning för kontroll av överlevnad och tillväxt. Hösten 1991 planerar utredningskontoret en inventering av rödingens lekplatser i norra delen av Vättern.

VÄTTERN 1989-1990

I vattenvårdsplanen "Vättern 90" redovisas fem prioriterade problemområden **kväve, klororganiska föreningar, metaller, farligt gods samt militär verksamhet.**

För vart och ett av de fem områdena redovisas förslag till åtgärder i en rad "verka för satsar". Vätternvårdsförbundet har för varje problemområde utsett en arbetsgrupp som inom respektive område arbetar med åtgärdsprogrammets genomförande. Det är Vätternvårdsförbundets ambition att resultatet av åtgärdsgruppernas arbete skall redovisas fortlöpande och i samlad form i årsskriften 1995.

Vattenvårdsplanen "Vättern 90" är baserad på 1988 års redovisning. Följande avsnitt redovisar utsläppsstatistik för de olika "nyckelämnena" som övervakats under längre tidsperioder samt dricksvattenuttaget från Vättern fram till 1990 års utgång.

För de större industrierna redovisas förutom utsläppsstatistik också de viktigare miljöförbättrande åtgärder som beslutats eller vidtagits under åren. I några fall har denna redovisning hämtats från företagens miljörapporter.

Som komplement till i denna årsskrift redovisad utsläppsstatistik, har tjänstemän vid olika företag och kommuner bidragit med olika uppsatser. Dessa uppsatser redovisas i samband med presentationen av respektive område.

KOMMUNER

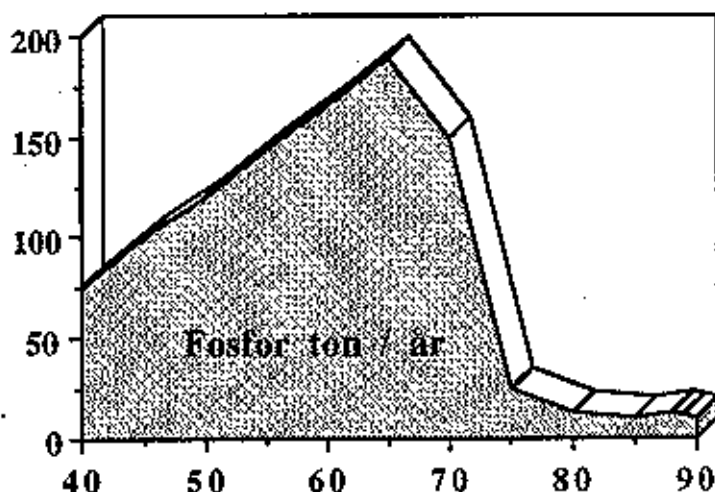
Vätterns vatten utnyttjas av omkringliggande kommuner på ett flertal olika sätt. I följande avsnitt berörs Vättern främst som recipient och vattentäkt.

Avloppsreningsverk

Inom Vätterns tillrinningsområde finns 30 avloppsreningsverk av skiftande storlek. Av dessa har 13 Vättern som direkt recipient medan övriga har utsläpp i tillrinnande vattendrag. Bland aktuella åtgärder märks särskilt de påbörjade försöken med kvävereduktion vid reningsverken i Jönköping och Huskvarna (jfr Kaijser, Varför utvecklar vi....) samt

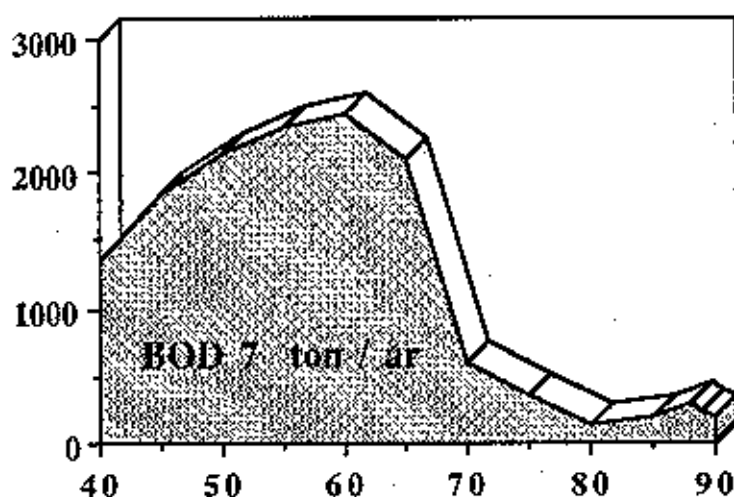
pågående arbete med att minska utgående föroreningshalter vid bräddning genom installation av sk cyklonbräddavlopp (jfr Malmberg, Cyklonbräddavlopp).

Avloppsreningsverken är i huvudsak byggda för att reducera utsläppen av fosfor och organiskt material till recipienten. Fosfor är det enskilda näringsämne som begränsar produktionen i de flesta svenska vatten, så också i Vättern. Utbyggnaden av kommunala avloppsreningsverk medförde en markant minskning av fosforbelastningen på Vättern mellan 1965 och 1975 (Fig 1).



Figur 1. Utsläpp av fosfor från de kommunala reningsverken till Vättern under perioden 1940 - 1990.

Utsläpp av organiskt material medför en syretäring i recipienten. Syretäring uppstår vid nedbrytningen av det organiska materialet och mäts ofta som biologisk syreförbrukning under sju dygn (BOD 7). Även för syretärande material skedde en markant minskning av belastningen på Vättern efter avloppsreningsverkens tillkomst (Fig 2).



Figur 2. Utsläpp av syreförbrukande material (mätt som BOD 7) från de kommunala reningsverken till Vättern under perioden 1940 - 1990.

Bräddning

Bräddning av orenat avloppsvatten förekommer såväl ute på ledningsnätet som i anslutning till avloppsreningsverken i de kommuner som har så kallade kombinerade system (dag- och spillvatten rinner i samma ledningsnät). Kombinerade system finns främst i Jönköping-Huskvarna, Askersund och i de äldre delarna av vissa andra tätorter, i övrigt har dag- och spillvatten-näten separerats från varandra.

Bräddningens andel av den totalt utsläppta mängden föroreningar i Vättern är relativt liten. Under 1988 svarade bräddning för 0,5% av den totala BOD-belastningen. Motsvarande siffror var för kväve 0,8 % och för fosfor ca 5%. (Jfr vattenvårdsplanen, Vättern 90.)

Även om i Vättern 90 redovisade beräkningar är osäkra, tyder resultaten på att problemen vid bräddning snarast är lokala (vid utsläppspunkterna) och mindre viktiga för situationen i Vättern som helhet. Principiellt är det otillfredsställande att orenat avloppsvatten via bräddning släpps ut i recipienten. Utsläppen sker dessutom ofta i små vattendrag och i strandnära områden.

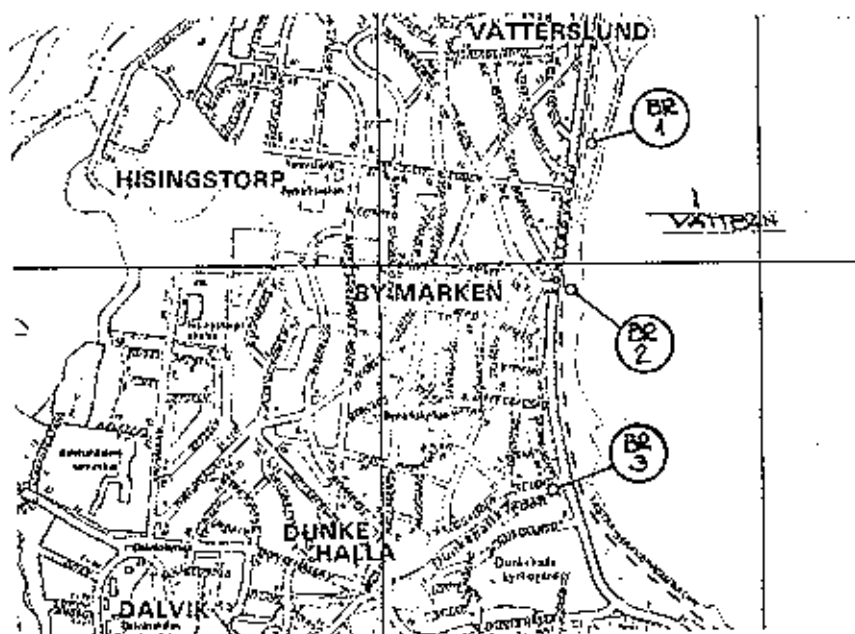
Cyklonbräddavlopp för behandling av kombinerat avloppsvatten vid bräddning.

Karl-Axel Malmberg, Gatukontoret Jönköping

Orientering

Av historiska skäl är va-nätet inom Jönköpings centralort utbyggt som ett kombinerat nät. Sjöarna i centrum utgjorde recipienter för orenat avloppsvatten. Efterhand utbyggdes avskärande ledningar, som samlade ihop avloppsvattnet till Simsholmens reningsverk. Bräddavloppen fanns kvar, men ambitionen var att bygga ut dagvattenledningar. På grund av de höga kostnaderna blev de centrala delarna av Jönköping ej ombyggda.

Under 80-talet har bräddavloppen inom Jönköpings tätort kartlagts och undersökts. Vissa av bräddavloppen har åtgärdats, och vid bräddavlopp 1, 2, 3 har s k cyklonbräddavlopp installerats (se bif karta Fig 3).

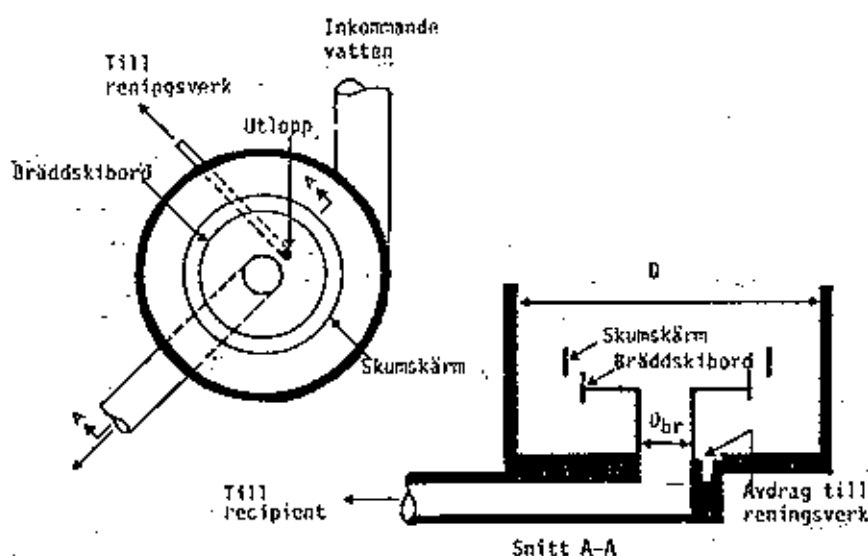


Figur 3 Platser där cyklonbräddavlopp installerats i Jönköpings kommun.

Teknisk beskrivning av cyklonbräddavlopp

Cyklonbräddavloppet är ett bräddavlopp med mekanisk avskiljning av sedimenterbara föroreningar i avloppsvattnet. Bräddavloppet består av en cirkulär rostfri behållare i vilken vattnet leds in tangentiellt längs botten. Bräddning sker över ett cirkulärt skibord i behållarens mitt, se fig 4.

En torrvädersränna leder vattnet in under bräddskibordstratten. Rännan har fall in mot mitten av behållaren där avdraget för det vidaregående vattnet till reningsverket finns. Slam ska på detta sätt förhindras att samlas på botten av behållaren.



Figur 4. Principskiss av cyklonbräddavlopp

I höjd med bräddskibordet finns en flytslamskärm, som ska förhindra att flytande föremål följer med bräddvattnet ut i recipienten. Flytslammet förs via ett vertikalt rör ned till utloppet mot reningsverket.

Bräddavloppet är så dimensionerat att ca 15% av maximalt inkommande flöde förs vidare till reningsverket. Detta flöde är i stort sett konstant under hela bräddtillfället.

Avskiljning av sedimenterbart material

Avskiljning av sedimenterbart material sker på grund av att det bildas en zon med låg vattenhastighet i mitten under skibordet. I denna zon sedimenterar tyngre partiklar. Utloppet för vatten som förs vidare till reningsverket är beläget i denna zon, varför

vidarefört vatten får en högre partikelkoncentration än bräddat vatten.

Vid dimensionerande flöde är avskiljningsgraden för partiklar med sjunkhastigheten 6 m/h ca 20% och ca 50% vid 20 m/h.

Kontrollprogram

Under 1991 kommer provtagning ske vid bräddavlopp nr 3. Avsikten med kontrollprogrammet är att visa på de positiva reningseffekter som cyklonbräddavloppet har.

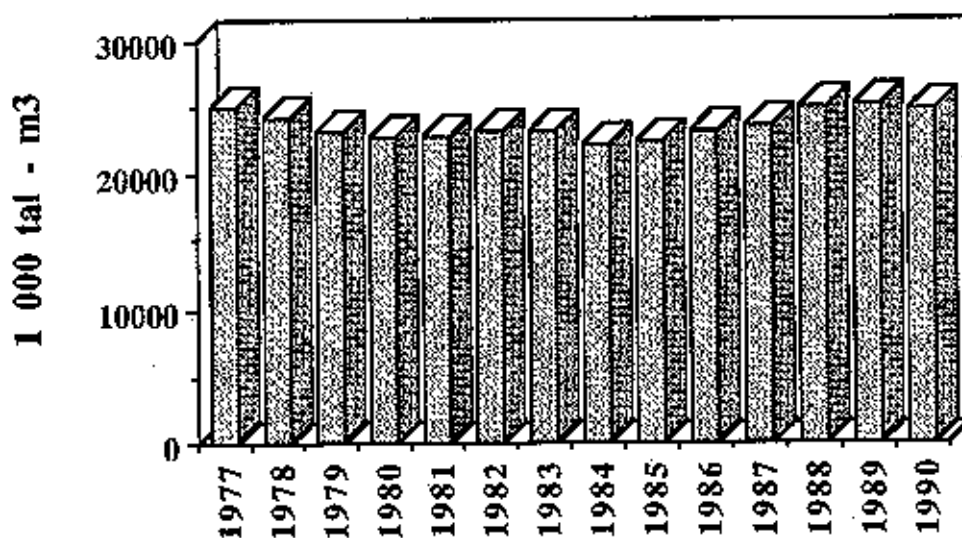
Kontrollprogrammet innefattar mätning av flöden samt provtagning och analys av inkommande vatten respektive bräddvatten.

Kontrollprogrammet skall förhoppningsvis vara avslutat och utvärderat 910701. Provtagningen är dock beroende av lämpliga regn.med tillhörande bräddningar.

Dricksvatten

Från 13 kommunala vattentäkter förses ca. 250 000 personer med dricksvatten från Vättern. Sjön är också en potentiell dricksvattenreserv för framtiden. Vätternvattnet är av en sådan kvalite att ringa åtgärder (typ snabbfiltrering) erfordras innan råvattnet kan distribueras. Jämfört med naturvårdsverkets bedömningsgrunder för dricksvatten av högsta klass och livsmedelsverkets riktvärden är Vätterns vatten av mycket god kvalite.

I distributionsnät med god vattenomsättning beror vattentemperaturen främst av den hos råvattnet. Det är önskvärt att vattentemperaturen är låg och stabilt i distributionsnätet. Vättern är därför med sin låga temperatur, sitt utpräglade språngskikt och sitt djup väl lämpad som vattentäkt även ur dessa synpunkter.



Figur 5. Dricksvattenuttag från Vättern under perioden 1977- 1990.

Livsmedelsverket meddelade i november 1989, nya föreskrifter och allmänna råd om dricksvatten (Statens livsmedelsverks kungörelse om dricksvatten, SLV Fs 1989:30). De nya anvisningarna medför ofta en väsentligt högre frekvens för kontroll av råvatten samt i en del fall även utökad parameterantal.

De flesta kommuner, förbund mm som använder vatten från Vättern har redan omarbetat sina provtagnings- och analysrutiner eller håller på med denna planering med avseende på löpande kontroll av råvatten. Däremot torde flera kommuner fortfarande fundera på utformningen av den utökade under-

sökning som skall ske minst vart femte år. Den skogentillsynen medför att vatten från allmän anläggning minst vart femte år skall genomgå en utökad undersökning i den omfattning som miljö- och hälsoskyddsnämnden bestämmer (SLV Fs 1989:30 s 23).

Vätternvårdsförbundet anser det rimligt att, val av parametrar, dataläggning mm samordnas hos de intressenter som använder råvatten från Vättern. En samordning av de utökade undersökningarna bör leda till en rationell hantering och effektivare kunskapsuppbyggnad, samt goda möjligheter till att belysa intressanta frågeställningar eller ämnesgrupper på ett kostnads-effektivt sätt.

INDUSTRIER

De industriella utsläppen till Vättern redovisas för kategorierna skogsindustri, gruvindustri och verkstadsindustri.

Skogsindustri

Skogsindustrin representeras av två anläggningar med utsläpp i Vätterns tillrinningsområde. Munksjö Aspa Bruk i nordvästra delen med utsläpp i Sörviken och Munksjö AB (Munksjö Hygien AB och Munksjö Paper AB) med utsläpp till Munksjön vid Vätterns sydspets.

MUNKSJÖ, ASPA BRUK

Aspa sulfatfabrik i Olshammar anlades 1928. Fabriken har genomgått ett antal utbyggnader och moderniseringar.

Processutveckling vid Aspa Sulfatfabrik

Hans Fasten, fabrikschef Aspa Bruk

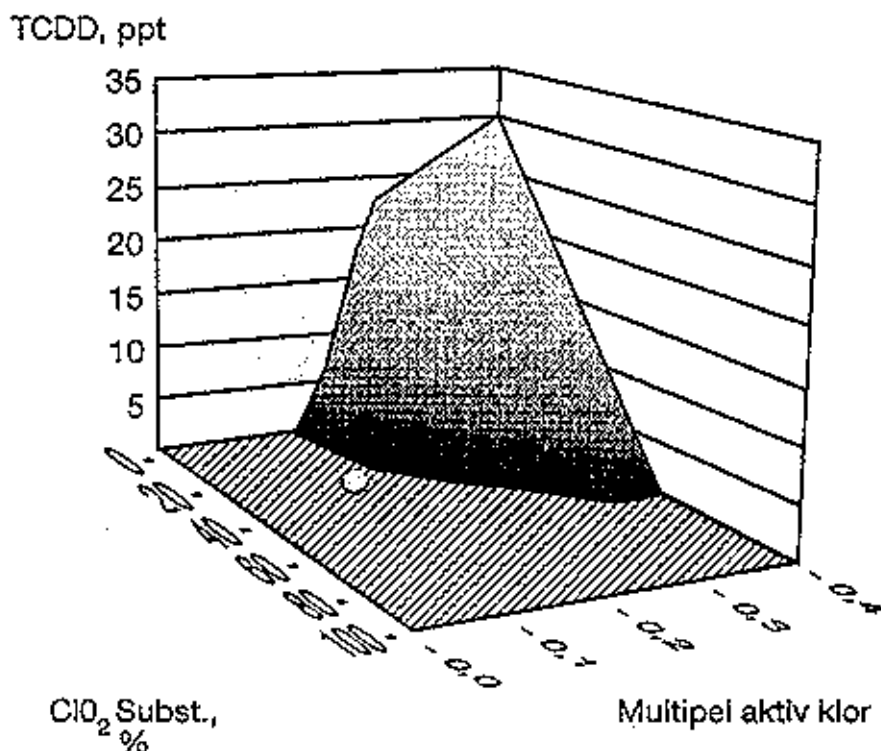
Inom hela skogsindustribranschen och i mycket hög grad vid Aspa har under de senare åren en kraftfull teknisk utveckling ägt rum.

Skogsindustribranschen har inom organisationen "Stiftelsen för skogsindustrins vatten och luftvård", SSVL, bedrivit ett stort antal forsknings- och utvecklingsprojekt varav det senast avslutade Miljö-90 är under avrapportering och ett nytt projekt, Miljö-93, påbörjats.

I "Miljö-90" redovisas samtliga nu kända åtgärder som kan vidtas för att minimera de miljöpåverkade vattenutsläppen. Det som de senaste åren tilldragit sig mest intresse är blekeriteknik och blekeriutsläppens innehåll av klorerade organiska föreningar. Vid Aspa har fabriksskaletillämpningar genomförts och därmed givit fabriken en tätposition inom blekningsutveckling.

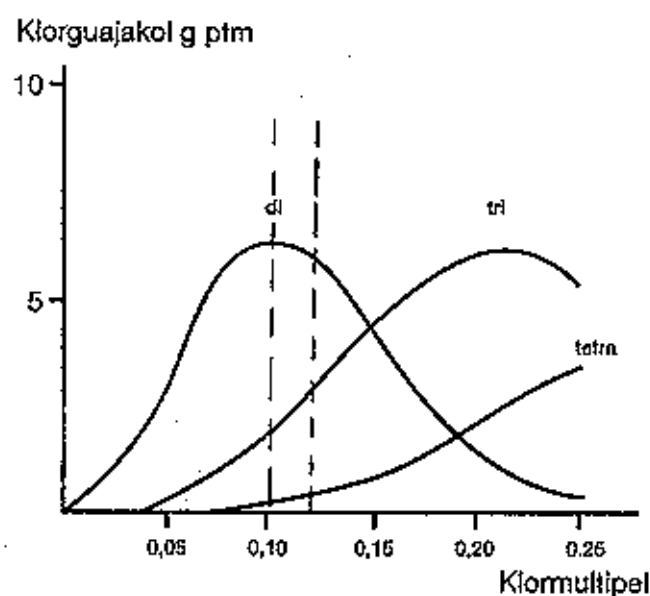
Ännu finns ingen teknik att bleka barrsulfatmassa till full ljushet utan att använda någon form av klorgas eller annat klorhaltigt blekmedel.

Däremot har tekniker utvecklats som innebär att avsevärt mindre mängd klor används och att klor delvis ersätts med klordioxid. Vid tillämpning av den nya tekniken minskas utsläppens innehåll av polyklorerade föreningar och högmolekylära klorerade föreningar radikalt och bildningen av t ex klorerade dibensofuraner och dibensodioxiner ("dioxin") näst intill upphör (Fig 6).



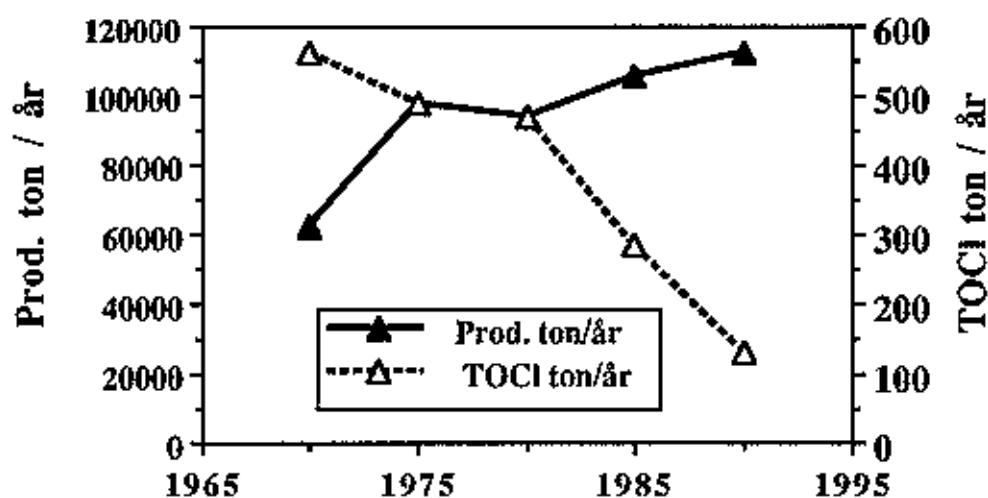
Figur 6. Det tredimensionella diagrammet visar hur multipel aktiv klor och andel klordioxid i första bleksteget inverkar på bildning av 2, 3, 7, 8 - TCDD. Eftersom klormultipeln vid Aspa Bruk är ca 0,10 - 0,12 och andelen klordioxid i första bleksteget är minimum 30% skall ingen 2, 3, 7, 8 - TCDD bildas. En undersökning utförd vid Umeå universitet på Aspans avloppsvatten och massa redovisar ej detekterbara mängder av 2, 3, 7, 8 - TCDD i något av proven.

Vid låg klormultipel minskar kloreringsgraden i de klorerade organiska föreningarna, dvs de blir mer harmlösa (Fig 7). Med Aspans blekningsförhållanden sker alltså mycket låg bildning av högklorerade föreningar.



Figur 7. Inverkan av klormultipeln (mängd satsad klor) i första steget på bildning av di-, tri- och tetra-klorguajakol vid blekning av syrgasförblekt barrvedssulfatmassa (Kappatal 18.2). Aspa Bruks klormultipel är 0,10 - 0,12.

Förutom att utsläppen av klorerad organisk substans minskat (mätt som TOCl eller AOX) har alltså också ämnena blivit harmlösare (fig 8).



Figur 8. Produktion respektive utsläpp av TOCl till Vättern från Aspa Bruk under perioden 1970 - 1990.

Hur åstadkommer man då en sådan sänkning av klorförbrukning och hur har detta skett i Aspa?

Då massan kommer till blekeriet måste den vara väl tvättad och fri från föroreningar såsom spetor, ved och barkpartiklar. Den måste vara så långt nedkokt som möjligt, d v s ha ett lågt kappatal, utan att riskera sina styrkeegenskaper. Klorsteget måste också tillåtas att göra ett mindre blejobb samt vara noggrant övervakat och styrt.

Ett stort antal åtgärder har vidtagits för att uppnå detta vid Aspa.

- För att erhålla ett lågt kappatal in till blekeriet får ej dessa variera för mycket, eftersom man då riskerar att tappa massstyrkan. I detta syfte installerades en förbasningssilo för flis under 1989, som ger flispelaren en jämn och stabil gång genom kokaren. I början av 1990 togs så ett nytt renseri i drift, som ger en jämnare fliskvalitet samt minimerar mängden bark i flisen.

I slutet av 1990 installerades också ett system för att utjämna alkalihalten i kokaren ("MCC-tekniken"). Genom detta kan man sänka kappatalet ytterligare något utan risk för försämrad massakvalitet.

- Förbättrad massatvättning har skett i flera etapper. 1988 togs ett nytt tvättsteg i drift, en tvättpress.

Under 1990 har så hela tvättsystemet setts över och modifierats. Just nu pågår arbeten med att lägga in denna avdelning i en övergripande bildskärmsbaserad styrning.

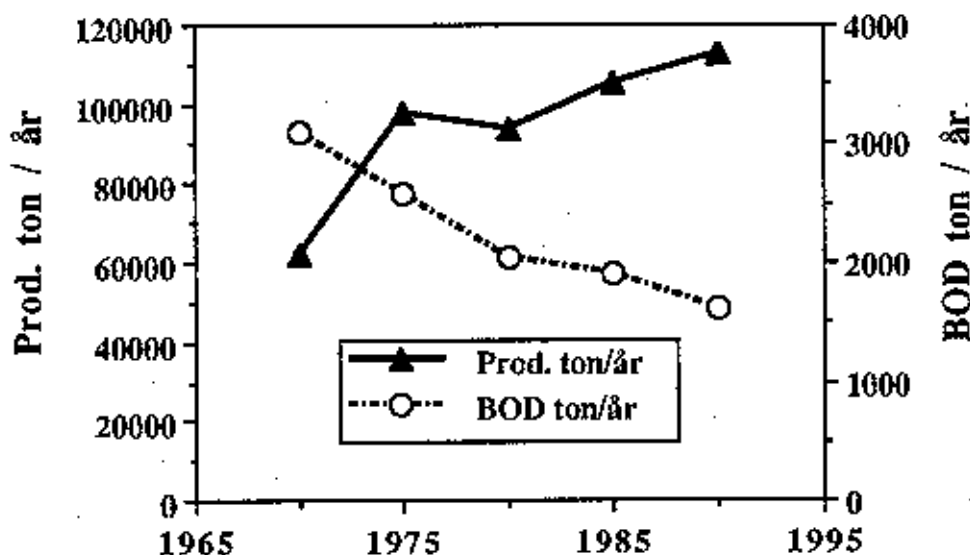
- Ett stort steg för att minska blekbehovet i klorsteget togs 1988 då ett av alkalistegen försågs med ett trycksatt förreaktionstorn. Detta steg kan genom tillsats av syrgas och väteperoxid ta över en del av klorstegets blekarbete. Redan tidigare hade också klorsteget försetts med en styrning av modernaste slag.

Denna typ av styrning har under 1991 även installerats på ett av klordioxidstegen.

Parallellt med utvecklingen för den helblekta massan har vid Aspa, i samarbete med Eka Nobel, skett utveckling av en halvblekt massa, där inget klorhaltigt blekmedel används vid

tillverkningen. De första fabriksförsöken gjordes under hösten 1989 och från 1990 tillverkas denna massa kampanjvis vid Aspa.

Den helt klorfria halvblekta massan är en unik produkt som inte tillverkas någon annanstans men som tilldrar sig stort intresse på marknaden.



Figur 9. Producerad mängd massa respektive utsläpp av syretärande ämnen till Vättern från Aspa Bruk under perioden 1970 - 1990.

Andelen BOD per producerat ton massa har under perioden reducerats från ca 50 kg / ton ner till ca 16 kg/ton. Trots att produktionen nästan fördubblats under de redovisade 20 åren har utsläppen av syretärande ämnen (mätt som BOD) reducerats med ca 40 % (fig 9). Utsläppen av fosfor har under perioden varit ca 0,06 kg per ton massa och var 1990 5,1 ton.

MUNKSJÖ, JÖNKÖPING

Munksjö AB har drivit pappersbruk vid Munksjöns strand sedan 1862 och bedrivs idag inom verksamheterna Munksjö Hygien AB och Munksjö Paper AB. Följande redovisning är baserad på företagets miljörapport för 1990.

Verksamheterna vid Munksjö Hygien AB och Munksjö Paper AB har under 1990 prövats enligt miljöskyddslagen. I koncessionsnämndens beslut åläggs bolagen bland annat att:

- begränsa bulleremissionerna
- öka och effektivisera luftningen i Munksjön
- under en prövotid följa utsläppssituationen till vattenrecipienten och utreda förutsättningarna för att minska utsäppen av organiskt material, samt att utarbeta förslag till begränsningsvärden.

Utredningsmaterialet skall inlämnas senast den 1 juli 1992.

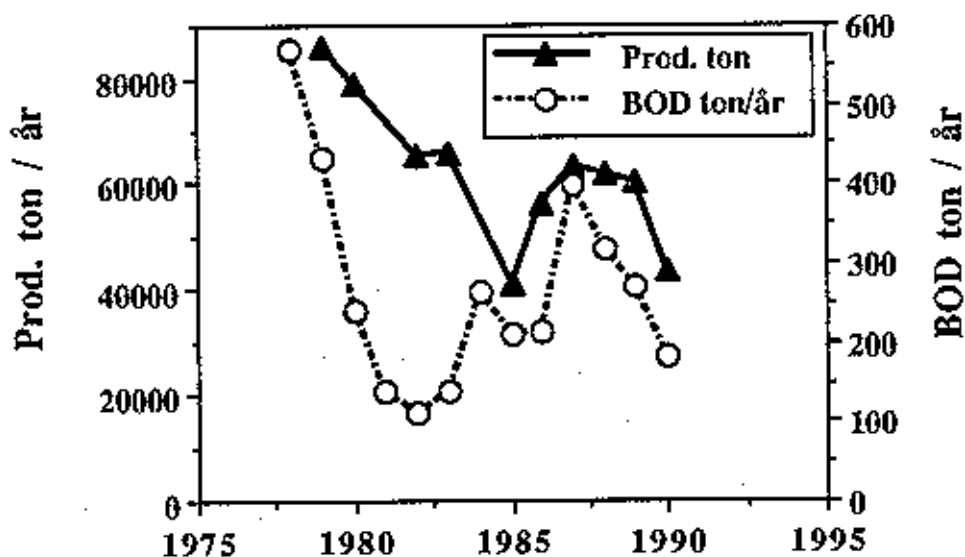
Beslutet har till vissa delar överklagats av Naturvårdsverket och föreningen Rädda Vättern. Bolagen har å sin sida accepterat beslutet i sin helhet.

Verksamheterna har under 1990 bedrivits i överensstämmelse med gällande villkor och föreskrifter. Inga onormala störningar i process eller reningsutrustning har förekommit under året som i någon nämnvärd omfattning påverkat emissionsnivåerna.

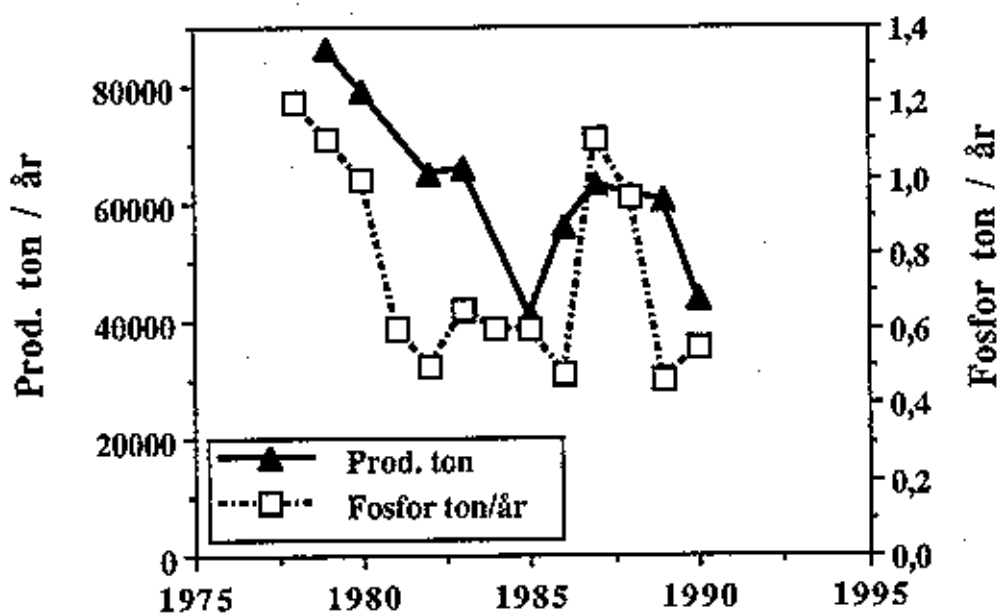
När det gäller vattenemissioner konstateras att de provisoriska villkoren för COD (kemisk syreförbrukning) kraftigt underskridits, men att samtidigt produktionsnivåerna varit betydligt lägre än de tillståndsgivna nivåerna.

Nedan redovisas utsläppen av syretärande material (Fig 10) och fosfor (Fig 11) från företagen till Munksjön.

Genomförd uppföljning av AOX- utsläpp till recipienten visar att dessa utsläpp är av en mycket låg nivå.



Figur 10. Produktion respektive utsläpp av syretärande ämnen från Munksjö AB, Jönköping till Munksjön under perioden 1978 - 1990.



Figur 11. Produktion respektive utsläpp av fosfor från Munksjö AB, Jönköping till Munksjön under perioden 1978 - 1990.

Gruvindustri

Gruvbolaget Vieille Montagne bryter zinkmalm i Zinkgruvan sedan 1857. Den zinkmalm som bryts vid Zinkgruvan anrikades fram till och med 1976 i anrikningsverket i Åmmeberg. Avfallssanden deponeras invid Kärrafjärden. Anrikningsverket flyttades 1977 till Zinkgruvan.

Under den tid då anrikningen av malmen skedde i Åmmeberg har Kärrafjärden tillförts avsevärda mängder zink och andra metaller. Omfattande åtgärder har under de senaste åren utförts för att begränsa utläckaget av metaller från det gamla sandmagasinet i Kärrafjärden.

Avfallssanden deponeras nu i ett sandmagasin strax söder om anläggningen. Därifrån avrinner avloppsvattnet till en klarningssjö med utsläpp i Ekershyttebäcken och vidare via Salaån till Kärrafjärden.

Använt vatten i anläggningen recirkuleras till 50%. Nytt vatten tillförs processen från Trysjön som regleras med hänsyn till pumpningen av vatten till Trysjön från Åmmelången.

Utöver de metaller som släpps ut via klarningssjön sker en utlakning av metaller ur gamla slagg- och varphögar som är belägna i området. Här föreligger ett stort behov av sanering för att reducera även denna metallpåverkan på Vättern.

Bolaget erhöi 1989 tillstånd av koncessionsnämnden för miljöskydd för en utökad drift från 700 000 - 900 000 ton/år. Tillståndet medförde bland annat att zinkutsläppen skall reduceras från nuvarande ca 1 mg zink / liter till 0,7 mg, i ett första steg. Dessutom skall bolaget under en treårsperiod utreda hur utsläppen skall kunna minskas ytterligare ner till 0,1 mg zink / liter. Utöver metallutsläpp sker även utsläpp av sk flotationsmedel, dvs kemikalier som används i anrikningen. Dessa ämnen har hög potentiell miljöpåverkan.

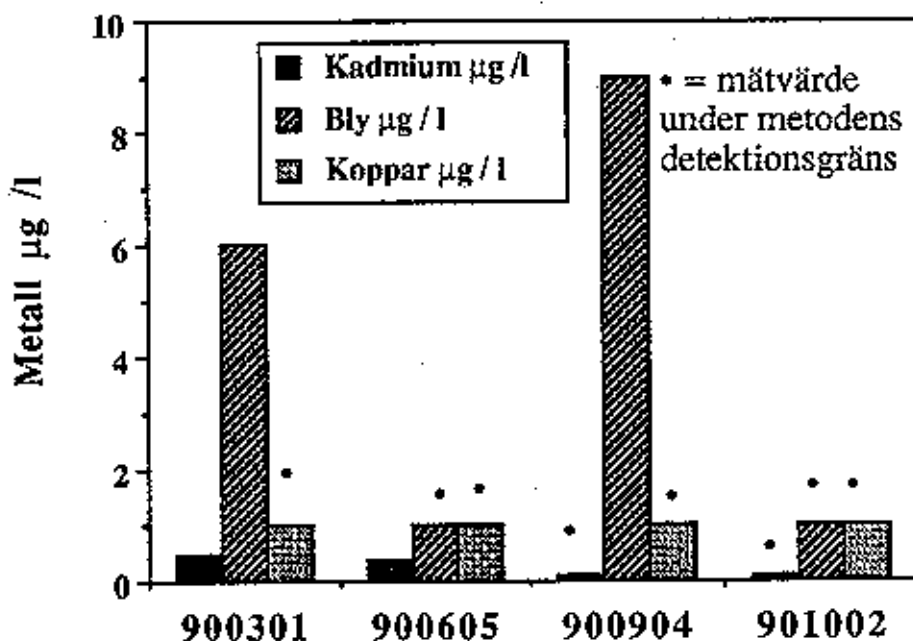
Sammanfattning av verksamheten vid Svenska Vieille-Montagne under 1990

Fred Mellberg (Chef för anrikningsverket tillika miljöansvarig)

Följande villkor vad gäller utsläpp till vatten har föreskrivits i koncessionsnämndens beslut, september 1989.

	Riktvärde mg/l	Årsmedeltal 1990 (Medelvärde)
Zn	0,7	0,46
Susp.ämnen	5	< 5
pH	> 6,5	7,5

För metallerna Cu, Pb, Cd, har ej några riktvärden föreskrivits, då koncentrationerna av dessa metaller genomgående har varit låga.



Figur 12. Koppar-, kadmium- och blyhalter i utskovsvattnet under 1990.

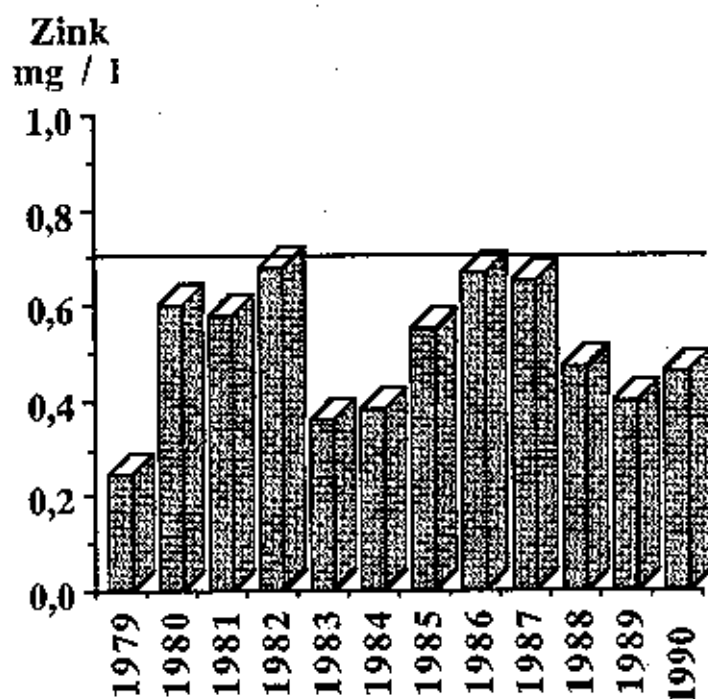
Malmproduktionen i gruvan uppgick under året till 629 000 ton varur cirka 105 500 ton zinkslig och 18 800 ton utvunnits.

I gruvan har en övergång till säkrare och mer effektiva brytningsmetoder skett och tillredningar för kommande malmproduktion har varit omfattande. Det gråberg som producerats i samband med tillredningarna har i huvudsak använts till att förbereda höjningen av Enemossenmagasinets östra dammvall. En höjning av dammen med en meter har också skett.

Den 31 augusti fick företaget en ny vattendom som reglererar de förändringar i vattenföringen som erfordras för ökningen av malmproduktionen till 900 000 ton per år. Företaget har till koncessionsnämnden för miljöskydd ingett en utredning angående sektionering av sandmagasinet i Enemossen. Utredningen ingick som ett utredningsföreläggande i den koncessionsdom som meddelades under 1989. I utredningen konstateras att en sektionering av Enemossen inte skulle medföra några miljömässiga fördelar utan avsevärt fördyra kostnaderna för sanddeponering. I samband härmed undersöktes vittringsbenägenheten hos anrikningssanden och befanns vara extremt låg. Eftersom sanden samtidigt innehåller låga svavelhalter och hög halt av basiska mineral så beräknas utläckningen av zink ur deponerad sand bli ringa.

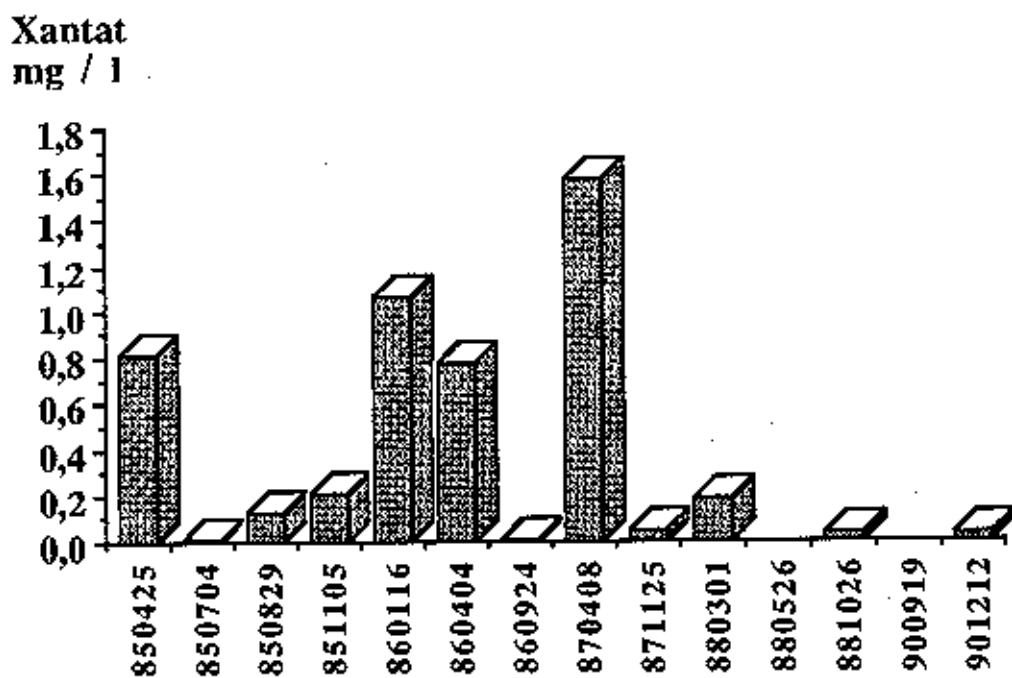
Miljömässigt har produktionen fortgått utan större störningar. Allmänna förbättringar till gagn för den yttre miljön har genomförts som exempelvis invallning och skärmning av oljecisterner inne på industriområdet och åtgärder för bullerdämpning kring krossanläggningen.

Gruvvatten har använts i processen till viss del som ersättning för magasinsvatten. Processen har synbarligen inte störts av detta och sannolikt förbättras även reningen av gruvvatten med detta. Trots att tappning skett från magasinet under hela året har den totala zinkmängden ut från Enemossen inte uppgått till mera än 458 kg, vilket är i stort sett samma mängd som under 1989.



Figur 13. Zinkhalten i utskovsvattnet under perioden 1979-1990.
Linjen markerar nuvarande riktvärde för zink 0,7 mg/l.

Koncessionsnämnden föreskrev som villkor i sitt tillstånd att bolaget i samråd med berörda myndigheter utreder förutsättningarna för att ytterligare minska utsläppen av zink och xantater.



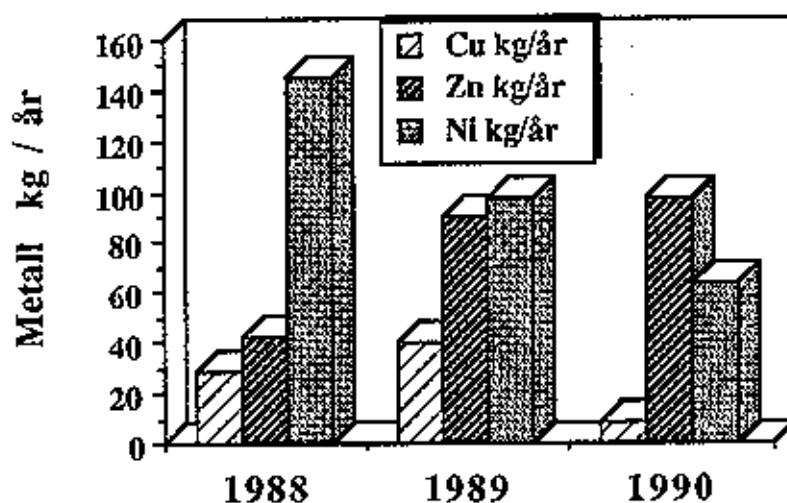
Figur 14. Xantatrester i utskovsvattnet under perioden 1985-1990.

Undersökningar av ett antal olika metoder pågår i laboratorieskala där bl.a. jonbytes- och adsorptionstekniken studerats, som har visat att adsorption på anrikningssand är en metod som kan användas för reducering av zink i vattenfas. Möjligheterna att byta ut xantater mot andra alternativ har undersökts. Biotester på mercaptobenzothiazol (MBT) har utförts vid SNV.s laboratorium, men testerna visar att MBT inte är ett realistiskt alternativ.

Verkstadsindustri

Med verkstadsindustri avses här främst industrier med ytbehandlingsverksamhet. För närvarande finns 13 företag med ytbehandlingsverksamhet och utsläpp till Vättern. I huvudsak sker utsläpp av koppar, krom, nickel och zink samt cyanid. En beräkning av verkstadsindustrins andel av den totala tillförseln av dessa ämnen har redovisats i vattenvårdsprogrammet, Vättern 90.

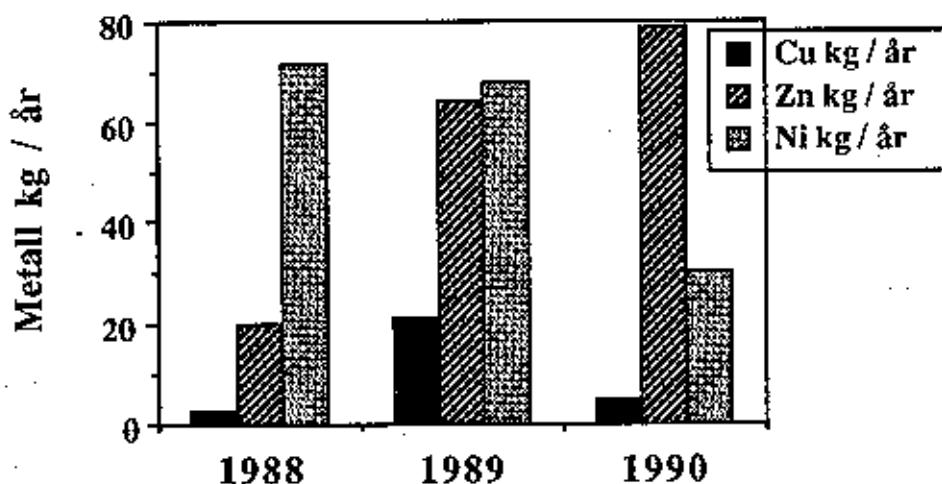
Utsläppen från metallindustrierna runt Vättern har minskat avsevärt under senare delen av 80-talet (jfr Vättern 90). I föreliggande årsskrift redovisas utsläppen för perioden 1988 - 1990 (fig 15).



Figur 15. Utsläpp av koppar, nickel och zink till Vättern 1988-1990 från verkstadsindustrin .

Under 1988 till 1990 skedde en ökning av utsläppen till Vättern från ytbehandlingsföretagen runt sjön. Till viss del beror ökningen på att flera företag ingår i rapporteringen 1989 och 1990. De fyra företag som ej var med i statistiken för 1988 svarade 1989 och 1990 för cirka 10 % av det totala kopparutsläppet från redovisade verkstadsindustrier. Motsvarande tillskott för zink var 1989, 3,3 kg (3,6 %) och 1990, 1,3 kg (1,2 %). Utsläppta mängder nickel kom till 7,4 % (1989; 7,2 kg) respektive 12,4 % (1990; 7,9 kg) från dessa anläggningar.

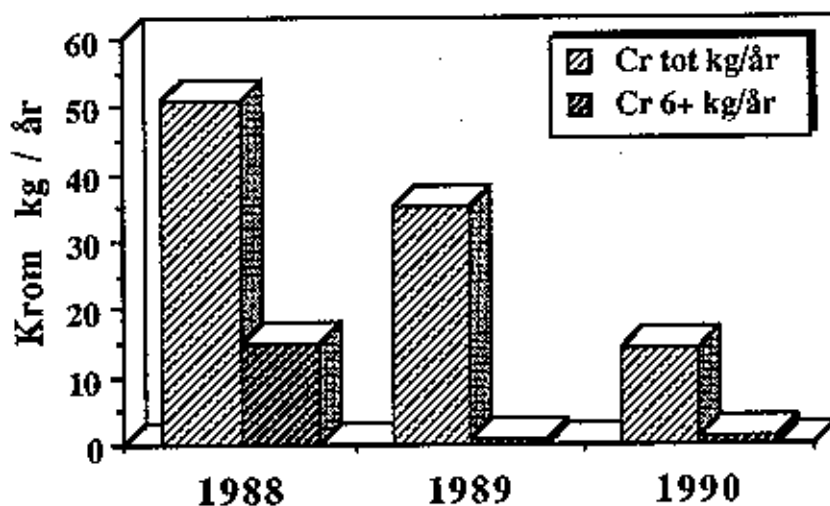
Huvuddelen av variationen i utsläppta mängder förklaras av variationer hos ett enda företag. Nedan (fig 16) redovisas inrapporterade utsläppsmängder för detta företag, AB CG Isaksson & Co i Habo.



Figur 16. Utsläpp av koppar, zink och nickel från AB CG Isaksson & Co under perioden 1988 - 1990.

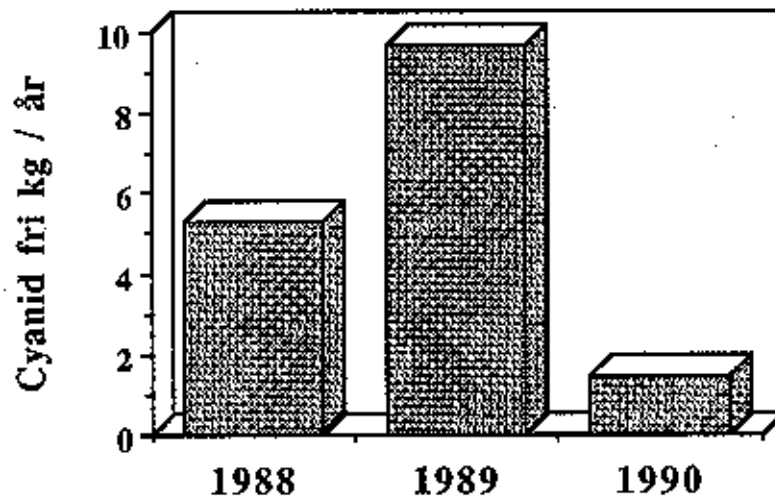
AB CG Isaksson & Co svarar 1989-1990 för cirka 50 % av koppar-, 75 % av zink och 45 % av nickelutsläppet från verkstadsindustrin till Vättern.

Kromutsläppen till Vättern fortsatte att minska under perioden 1988 till 1990.



Figur 17. Kromutsläpp till Vättern 1988-1990 från verkstadsindustrin runt sjön.

Vid ytbehandling förekommer ofta förutom metallutsläpp, utsläpp av cyanid. Nedan redovisas utsläpp av cyanid till Vättern. Under 1970- och 80- talen har utsläppen av cyanid reducerats avsevärt (jfr vattenvårdsplanen, Vättern 90).



Figur 18. Cyanidutsläpp till Vättern 1988-1990 från verkstadsindustrin.

Den utveckling mot minskande cyanidutsläpp som finns under perioden 1970 - 1990 uppvisar en tillfällig ökning 1989. Denna ökning härrör från variationer i utsläppta mängder hos AB CG Isaksson & Co inrapporterade utsläppsmängder är 1988 - 1,8 kg, 1989 - 9,0 kg och 1990 mindre än 1 kg.

Som framgår av vattenvårdsplanen, Vättern 90, har reduktionen av metallutsläpp från verkstadsindustrin starkt reducerat dessa industriens andel av den totala metalltillförseln till Vättern. Även om redovisade utsläppssiffror för 1989 och 1990 visar på ökade utsläpp för vissa metaller förändras ej det principiella "källfördelningsmönstret" som redovisades i Vättern 90. Dagens situation utesluter dock inte att lokala miljöeffekter kvarstår i närområdet till vissa utsläppspunkter samt belyser vikten av att bästa möjliga reningsteknik används vid alla företag med metallutsläpp.

De nedre delarna av flera åar (t.ex. Huskvarnaån, Tabergsåån och Liliån (Bankeryd)) har under mycket lång tid fått motta stora mängder metallföroreningar från en omfattande metallindustri i

området. Denna "historiska" metallbelastning finns avsatt i lugnvattenområden i dessa åar. Det är angeläget att dessa sedimenterade metallföroreningar ej frigörs genom muddrings- eller grävningensarbeten.