

# Nationellt miljögiftsseminarium

12-13 juni, 2002 Nässjö



LÄNSSTYRELSEN  
JÖNKÖPINGS LÄN



# **Nationellt miljögiftsseminarium**

**12-13 juni, 2002 Nässjö**

Länsstyrelsen i Jönköpings län 2002

Angående frågor och synpunkter på rapporten, kontakta:

Henrick Blank  
Länsstyrelsen i Jönköpings län  
551 86 Jönköping  
Telefon direkt: 036 - 39 50 37  
e-post: [henrick.blank@f.lst.se](mailto:henrick.blank@f.lst.se)  
Hemsida: [www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)

Meddelande 02:27  
ISSN 1101-9425  
ISRN LSTY-F-M--02/27-SE

Referens: Henrick Blank. Samhällsbyggnadsavdelningen – miljöövervakning. Juni 2002.

Upplaga 1 – 250 ex  
Tryckt på Länsstyrelsen i Jönköping 2002



## **Förord**

Det är viktigt att sprida information om miljötillståndet och hur det påverkas på olika sätt. Det här görs också på många sätt, t.ex. via seminarier, rapporter, artiklar.

Under ett antal år har miljöövervakningen haft seminarier med olika teman i olika delar av landet. Temat har varierat något mellan åren. Ett syfte har varit att sprida information om vad miljöövervakningen håller på med och vilka resultat som tas fram.

I år hålls alltså seminariet i Nässjö i samverkan mellan Länsstyrelsen i Jönköpings län och Miljöövervakningsenheten vid Naturvårdsverket.

Välkommen till ett förhoppningsvis givande seminarium!

Britta Hedlund, Naturvårdsverket



## Innehåll

|                                                                                                                                   |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Gränsvärden för kemiska ämnen i miljön _____                                                                                      | 8  |
| Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk _____                                                                                | 11 |
| Perfluorerade ämnen - Exponering och ev förekomst i miljön _____                                                                  | 15 |
| Kan vitmärlan reproducera sig i Vättern och Vänern? _____                                                                         | 16 |
| Klorparaffiner—döljs miljöproblem av analysproblem? _____                                                                         | 20 |
| Screening av pentaklorfenol och några andra halogenerade fenoliska ämnen i Sverige _____                                          | 21 |
| Regionalt miljöskyddsarbete för en giftfri miljö – ”mission impossible” _____                                                     | 22 |
| Miljömålsuppföljning - Giftfri miljö _____                                                                                        | 26 |
| Organiska miljögifter i bröstmjölks _____                                                                                         | 30 |
| Triclosan i människa och miljö _____                                                                                              | 33 |
| Exponeringsmätningar av kvicksilver och kadmium inom den nationella miljöövervakningen _____                                      | 35 |
| Exponering för och effekter av exponering för bly, kadmium och kvicksilver _____                                                  | 39 |
| Aktuella undersökningar av hälsoeffekter av persistenta organohalogena miljögifter _____                                          | 42 |
| Pop-trender i Vättern _____                                                                                                       | 44 |
| Resultat från analys av dioxin och dioxinlika PCB i fisk från Östersjön, Vänern och Vättern _____                                 | 48 |
| PBDEs, PCBs and other POPs in blood samples from the Swedish population, occupational exposure or general background levels _____ | 52 |
| <u>Bilaga I</u> . Program för miljögiftsseminarium 12-13 juni _____                                                               | 56 |
| <u>Bilaga II</u> . E-post till föredragshållare _____                                                                             | 57 |



# Dag 1

## Miljögifter i miljön

## Gränsvärden för kemiska ämnen i miljön

Alf Lundgren, Kemikalieinspektionen

### **Bakgrund**

Gränsvärden, riktvärden, bedömningsgrunder, miljökvalitetsnormer, miljökvalitetsstandarder, ..... Beteckningarna är många, och kan definieras något olika, men är i huvudsak ett mått på en acceptabel miljökvalitet, och anger en halt av ett kemiskt ämne under vilken effekter, baserat på dagens kunskap, inte förväntas.

Den svenska Riksdagen godkände förra året regeringens proposition om fem delmål under Giftfri miljö, där delmål 3 och 5 är av intresse vad gäller gränsvärden. Dessa delmål är:

- 3. Utfasning av särskilt farliga ämnen
- 5. Riktvärden för miljökvalitet

För delmål 3 tas inga riktvärden fram, då det kan vara motverka syftet med utfasning, men för övriga ämnen kan riktvärden fungera som en meningsfull referens vid tolkningen av uppgifter om halter i miljön; meningsfulla eftersom de är effektbaserade och därmed ger en vägledning av vad man kan anse vara icke skadliga koncentrationer.

Riktvärdena är tänkta att kunna användas i bedömningar av vad som är godtagbar miljökvalitet (dvs. motsvarar miljökvalitetsmålet Giftfri miljö), dels vid myndigheternas tillståndsprövningar och tillsyn, dels i näringslivets eget miljöarbete. Riktvärdena kan också utgöra ett underlag för att sätta miljökvalitets-normer i de fall sådana kan vara ett lämpligt styrmedel.

Både i kemikalieutredningen och i kemikaliepropositionen underströks behovet av en gemensam kemikaliepolitik inom EU. Ett förslag till en EU-gemensam strategi för den framtida kemikaliepolitiken presenterades av EU-kommissionen i februari 2001. EU-rådets slutsatser från förslaget presenterades den 7 juni. Europaparlamentet antog en resolution om strategin i november och EU-kommissionen ska lämna förslag till regelverk till hösten 2002. Det är angeläget att arbetet med riktvärden harmoniseras med den nya kemikaliepolicyn.

### **Kemikaliearbetet på EU-nivå**

EUs regelverk på kemikalieområdet är totalharmoniserat, dvs. Sverige måste anta dessa regler och det finns inget utrymme för att föra en egen kemikaliepolitik med strängare eller mindre stränga regler. Detta till skillnad från andra EU-regler på miljöområdet, som anger en miniminivå där man nationellt kan ha strängare regler. Ett av de stora områden som EU:s rättsakter reglerar, handlar om hur man ska bedöma faror och risker med kemikalier. En del i dessa bedömningar är en effektanalys, som ingår i riskbedömningarna av bekämpningsmedel, biocider, nya kemiska ämnen och existerande ämnen (ämnen som redan finns på marknaden). En sådan effektanalys bör också vara grunden för effektrelaterade riktvärden. Detta har man

tagit fasta på i EU:s pågående arbete med ramdirektivet för vatten och förslaget till metoder för att ta fram vattenkvalitetsstandarder (WQS) bygger på metoderna i TGD<sup>1</sup>.

### "Setting Quality Standards in the Context of the Water Framework Directive"

EU Kommissionen gav en konsult<sup>2</sup> i uppdrag att ta fram ett förslag till metod och procedur för utformningen av WQS. Utkastet till rapport diskuteras fortfarande i två av EU:s arbetsgrupper, men vissa principer är relativt väl förankrade på kommissionen och bland medlemsländerna. Grunden utgörs av risktänkandet i TGDn där syftet är att skydda ekosystemets hela mikroorganism-, växt- och djursamhällen vid långtidsexponering. Förenklat görs detta i en jämförelse mellan PEC (Predicted Environmental Concentration) och PNEC (Predicted No Effect Concentration) där kvoten PEC/PNEC inte får överstiga 1.

PEC-värdena kan utgöras av monitoring-data eller av beräknade värden där monitoring-data saknas (t ex vid tillståndsprövning av ny verksamhet).

Beräkningen av PNEC-värden skall följa TGDn och resulterar i WQS för vatten, sediment eller biota. Tonvikten ligger på standarder för vatten, medan standarder för sediment och/eller biota utarbetas endast för vissa typer av ämnen (hög bioaccumulation eller hög ackumulation i sediment).

PNEC-värdet härleds från laboratorietester med tillämpning av applikationsfaktorer, som är dimensionerade efter kvalitet och kvantitet på effektdata. Ett exempel från sötvatten finns i tabellen nedan:

**Table** Assessment factors to derive a PNECaquatic (freshwater)

|                                                                                                                  |                                            |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|
| At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base-set (fish, Daphnia and algae)      | 1000 (a)                                   |
| One long-term NOEC (either fish or Daphnia)                                                                      | 100 (b)                                    |
| Two long-term NOECs from species representing two trophic levels (fish and/or Daphnia and/or algae)              | 50 (c)                                     |
| Long-term NOECs from at least three species (normally fish, Daphnia and algae) representing three trophic levels | 10 (d)                                     |
| Species sensitivity distribution (SSD) method                                                                    | 5-1 to be fully justified case by case (e) |
| Field data or model ecosystems                                                                                   | Reviewed on a case by case basis (f)       |

<sup>1</sup> TECHNICAL GUIDANCE DOCUMENT IN SUPPORT OF COMMISSION DIRECTIVE 93/67/EEC ON RISK ASSESSMENT FOR NEW NOTIFIED SUBSTANCES AND COMMISSION REGULATION (EC) No 1488/94 ON RISK ASSESSMENT FOR EXISTING SUBSTANCES  
(<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>)

<sup>2</sup> Peter Lepper vid Fraunhofer-Institute Environmental Chemistry and Ecotoxicology

Dessa principer har även tillämpats vid beräkningen av riktvärden vid införlivandet av EU-direktivet om förorening genom utsläpp av vissa farliga ämnen i gemenskapens ytvattenmiljö (76/464/EEG).

### ***Olösta problem om WQS***

Det återstår en hel del frågor att diskutera i EU:s arbetsgrupper innan en tydlig linje kan skönjas. En kort information ges om den aktuella situationen:

- Skall **WQS** tas fram för PBT- och vPvB-ämnen ?
- Skall **WQS** tas fram även för korttids-exponering (MAC-QS) ?
- Vilken kvalitet skall ett sediment för ett EU-scenario ha?
- Vilka bakgrundsvärden skall man använda för metaller? (Jmfr "added risk approach")
- Skall man ta hänsyn till människans exponering via fisk och skaldjur när man sätter **WQS** för dricksvatten ?

Dessutom:

- Var hittar man uppgifter för beräkning av PNEC ?

## Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk

Per Ola Darnerud och medarbetare, Livsmedelsverket, Uppsala;

Jana Hajslova och medarbetare, Inst. Of Chem. Technol., Prag, Tjeckien

### **Inledning**

Alkylfenoletoxylater (AFE) är ytaktiva ämnen som används i emulgerings-, tvätt-, vät- och dispergeringsmedel. Antal etoxygrupper (upp till ca 80 i tekniska preparat) avgör vilken användning ämnet i fråga har. De har använts i ca 50 år och världsproduktionen var 1995 ca 650 000 ton, varav mer är 80% utgjordes av 4-nonylfenoletoxylater (4-NFE). I Sverige var årskonsumtionen 1999 ca 180 ton, och av denna bestod 40% av 4-tert-oktylfenoletoxylater (4-t-OFE) och 58% av dodecylfenoletoxylater (DFE). Genom en överenskommelse med industrin används inte 4-NFE i Sverige men kan förekomma i produkter som importeras till landet. I miljön bryts AFE ned huvudsakligen på biotisk väg, och vid fullständig nedbrytning av kedjan med etoxygrupper återstår alkylfenol (AF). AF-delen utgörs vanligen av butyl-, oktyl- eller nonylgrupper bundna till fenolen. I miljöprover är alltså AF den dominerande formen, men oxidation av AF kan i ett nästa steg även resultera i att karboxylsyra-analoger bildas.

Både bioackumulering och toxicitet ökar med minskande etoxyeringsgrad, och det är i första hand i deetoxilerad form AF återfinns i miljön. I miljöprover är 4-NF och 4-t-OF mest förekommande, men även 4-tert-butylfenol (4-t-BF) återfinns. 4-NF och 4-t-OF har identifierats i prover från reningsverk och i fisk från många länder, och i Sverige har AF hittats i prover från reningsverksvatten, och även i enstaka dricksvattenprover. AF har hög akvatisk toxicitet (LC-50 för NF: 20-3000 µg/l) och vissa AF har även visat sig kunna störa hormonella system i skilda biologiska modeller. När det gäller den hormonstörande effekten är det speciellt 4-t-OF som har uppmärksamats. Detta i kombination med den långsamma nedbrytningen har gjort att AF är en kemikaliegrupp som har uppmärksamats ur miljösynpunkt, och det är därför önskvärt att haltdata i miljöprover tas fram.

### **Material och metoder**

Prover från reningsverkssediment och -vatten har samlats in från två reningsverk i Jönköping/Huskvarna, i samarbete med Måns Lindell, länsstyrelsen i Jönköping. Fiskprover har samlats in i samarbete med Magnus Engvall, Örebro universitet (braxen), Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuséet (abborre; Bysjön, Hjärtsjön, Kvädöfjärden), samt Vätternvårdsförbundet (abborre och röding: Vättern). Prover på regnbåge (odlad i svenska vatten) samlades in i samband med att prover för kontroll av animaliska livsmedel togs för Livsmedelsverkets räkning 1999 (Tabell 1).

Proverna har analyserats vid Institute of Chemical Technology, Prag, under ledning av prof. Jana Hajslova. Efter lämplig uppberedningsmetod har proverna analyserats med gaskromatografi-masspektrometri med selektiv jon-monitoring (GC/MS-SIM). D8-4-n-NF användes som intern standard. Följande substanser har kvantifierats: 4-NF (teknisk blandning), 4-t-OF, samt 4-t-BF.

## **Resultat och diskussion**

Halterna av de analyserade AF i inkommande och utgående avloppsvatten vid de två reningsverken i Jönköpingstrakten ges i Figur 1. Halten av 4-NF är 5-10 ggr lägre i utgående vatten jämfört med inkommande, och en mindre sänkning ses även för 4-t-OF. AF-halter i sediment från de två verken analyserades också och låg på mellan 2 och 560 ng/g torrsvikt, beroende på substans (ej redovisat). Förhållandet 4-NF/4-t-OF/4-t-BF är grovt sett detsamma i inkommande vatten som i sediment, dvs. ca 100:10:1.

De analyserade fiskproverna innehöll i många fall analyserbara halter av AF. I abborre från sjöarna Hjärtsjön och Bysjön samt från Kvädöfjärden återfanns både 4-t-OF och 4-NF i halter mellan ca 20-70 respektive 20-800 ng/g fett. I röding och abborre från Vättern observerades 4-t-OF-halter på mellan 20 och 180 ng/g fett, medan 4-NF ej har analyserats. De högsta halterna av 4-t-OF (300-350 ng/g fett) återfanns i braxen från Viskan, fångad nedströms Borås reningsverk.

Förutom AF har även ett antal myskföreningar analyserats i de fiskprover som ovan redovisats. Redovisningen av myskdata kommer dock att ske vid annat tillfälle.

## **Konklusion**

Mätbara halter av AF förekommer i ett flertal av de prover från reningsverk och i fisk från svenska vatten som analyserats i denna studie. Generellt gäller att halterna av 4-NF är betydligt högre än av 4-t-OF, och att 4-t-BF endast kan uppmätas i reningsverksproverna. Fiskresultaten tyder på att AF finns spridd i den svenska miljön, även i biotoper som inte är direkt påverkade av lokala utsläppskällor. Bristfälligt underlag utesluter i dagsläget att någon riskbedömning avseende humankonsumtion av AF-haltig fisk kan genomföras. De presenterade resultat är framtagna i en screeningstudie och de bör följas upp och kompletteras med prover från andra vatten och andra typer av miljöprover.

## **Referenser**

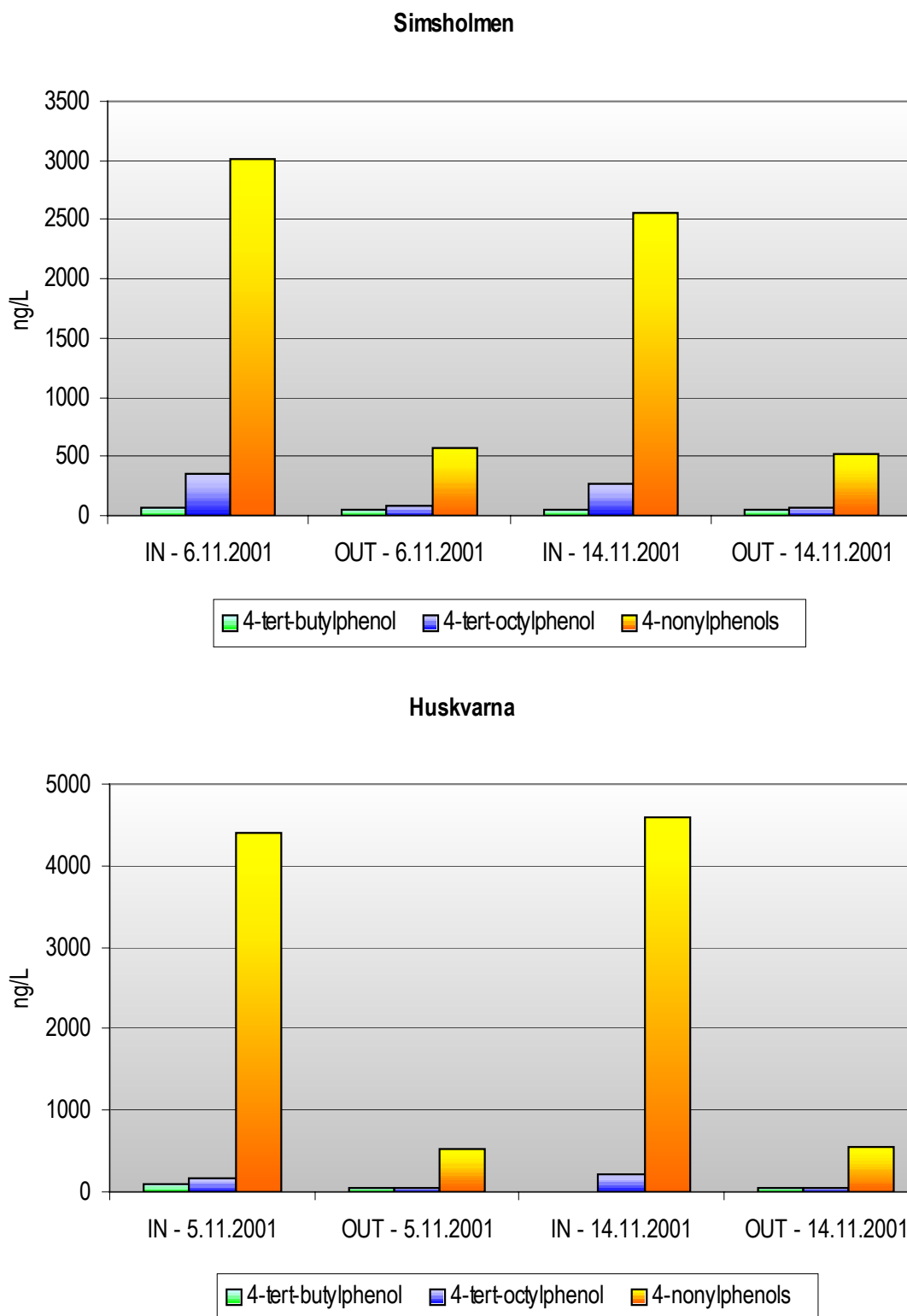
Blank H. (2001) screening av nonylfenoletoxylater i Emån – uppföljning av Regional screening (II). Rapport, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2001-11-27.

Hajslova, J. (2002) Determination of alkylphenols and musk compounds in waste water, sediments and fish from Sweden. Report, Institute of Chemical Technology, Dept. of Food Chemistry and Analysis, Prague, the Czech Republic. April 2002.

Nilsson C. and Hanberg A (2001) Risk assessment of alkylphenols. Draft report, Institute of Environmental Medicine, Stockholm, 2001-01-19.

**Tabell 1.** Förteckning över prover som analyserats för alkylfenoler

| <b>Provtyp</b>      | <b>Matris</b> | <b>Provtagn.-<br/>plats</b> | <b>Kontakt</b>        | <b>Antal prover</b> |
|---------------------|---------------|-----------------------------|-----------------------|---------------------|
| Från<br>reningsverk | Ink. vatten   | Simsholmen                  | Måns Lindell          | 2                   |
| ”                   | Utg. vatten   | ”                           | ”                     | 2                   |
| ”                   | Slam          | ”                           | ”                     | 2                   |
| ”                   | Ink. vatten   | Huskvarna                   | ”                     | 2                   |
| ”                   | Utg. vatten   | ”                           | ”                     | 2                   |
| ”                   | Slam          | ”                           | ”                     | 2                   |
| Abborre             | Muskel        | N. Vättern                  | Vätternvårdsför<br>b. | 5                   |
| ”                   | ”             | S. Vättern                  | ”                     | 5                   |
| Röding              | ”             | N. Vättern                  | ”                     | 5                   |
| ”                   | ”             | S. Vättern                  | ”                     | 5                   |
| Abborre             | ”             | Bysjön                      | Anders Bignert        | 10 (pool 3 ind.)    |
| ”                   | ”             | Hjärtsjön                   | ”                     | 10 (pool 3 ind.)    |
| ”                   | ”             | Kvädöfjärden                | ”                     | 10 (pool 2 ind.)    |
| Braxen              | ”             | Öresjö, Viskan              | Magnus<br>Engwall     | 1 (pool 5 ind.)     |
| ”                   | ”             | Guttasjön, Vi.              | ”                     | 1 (pool 5 ind.)     |
| ”                   | ”             | Rydboholm, Vi.              | ”                     | 1 (pool 5 ind.)     |
| Regnbåge,<br>odlad  | ”             | (Sverige)                   | Livsmedelsv.          | 1 (pool 15 st.)     |



**Figur 1.** Halter av alkylfenoler i inkommande och utgående vatten från två reningsverk Jönköpingsregionen (Simsholmen och Huskvarna)

## **Perfluorerade ämnen - Exponering och ev förekomst i miljön**

Ulf Järnberg, Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM)

Fullfluorerade organiska ämnen (perfluorerade) har på senare tid uppmärksammats som potentiellt miljöstörande ämnen. Deras kemiska och biologiska persistens medför att de är mycket långlivade i miljön. Gruppen innehåller ett stort antal olika typer av ämnen av olika kemisk karaktär, såsom perfluorerade lösningsmedel och ytaktiva ämnen. Ytaktiva ämnen utgör en stor grupp av perfluorsubstanserna. Några sådana ämnen, perfluorooktansyra (PFOA) och perfluoroktansulfonsyra (PFOS) har också visats innebära toxikologiska risker genom deras leverskadande och reproduktionsstörande egenskaper. För flertalet övriga perfluororganiska ämnen finns inte några toxikologiska data eller uppgifter om halter i miljön publicerade. Detta gäller t.ex. perfluorheptan (PFHp) och perfluorhexyljodid (PFHxI). Indikationer finns att dessa ämnen kan störa funktionen hos biologiska membran. Sammantaget med deras produktionsvolym och spridda användningsområden har detta gett anledning att undersöka spridningen av dessa ämnen i den svenska urbana miljön.

ITM påbörjade 2001 ett undersökningsprogram inom ramen för Miljöövervakningsprogrammet, på uppdrag av Naturvårdsverket för att kartlägga användning och spridning av PFOS, PFOA, PFHp och PFHxI i Sverige.

Användningen av PFOS i Sverige är spridd på flera områden. Hushållsanvändning i form av produkter för impregnering står sannolikt för en stor del av den diffusa spridningen via reningsverk och deponier och utgör samtidigt sannolikt en betydande form av direkt exponering. PFOS sprids dessutom till vattendrag genom användning i industrin som ytaktivt ämne och genom användning som ytaktivt ämnen i släckskumprodukter för brandbekämpning. PFOA används troligen inte i sig i Sverige, men kan spridas genom import av produkter med låga halter, t.ex. i fluorpolymerer och i släckskumpreparat. Perfluorheptan och -hexyljodid används inte heller i sin rena form i en omfattning som kräver registrering. Ingen användning har heller påträffats vid kontakt med industrier.

Totalt har 57 analyser gjorts m.a.p. PFOS/PFOA i ytvatten (deponivatten), sediment, seston, kommunalt reningsverksslam och vatten samt fisk från flera lokaler nära reningsverk runtom i Sverige. Sammantaget kan konstateras att de halter som uppmätts i fisk är låga jämfört med tidigare publicerade data. Det bör dock poängteras att det bara är ett ämne som analyserats av ett flertal liknande, samt att halten av detta är av samma storleksordning som de vanligaste enskilda PCB kongenerna. PFOA kunde inte detekteras i något fiskprov och endast i låga halter i vattenprover från platser som påverkats av användning av släckskum. De halter av PFOS som uppmätts kan ännu inte ställas i samband med någon effekt hos fisk, eftersom det saknas resultat från studier på exponering av fisk vid låg dos och längre tid. Halter av PFHp och PFHxI har ännu inte kunnat fastställas, men indikationer finns på att något av dessa ämnen förekommer i stadsluft.

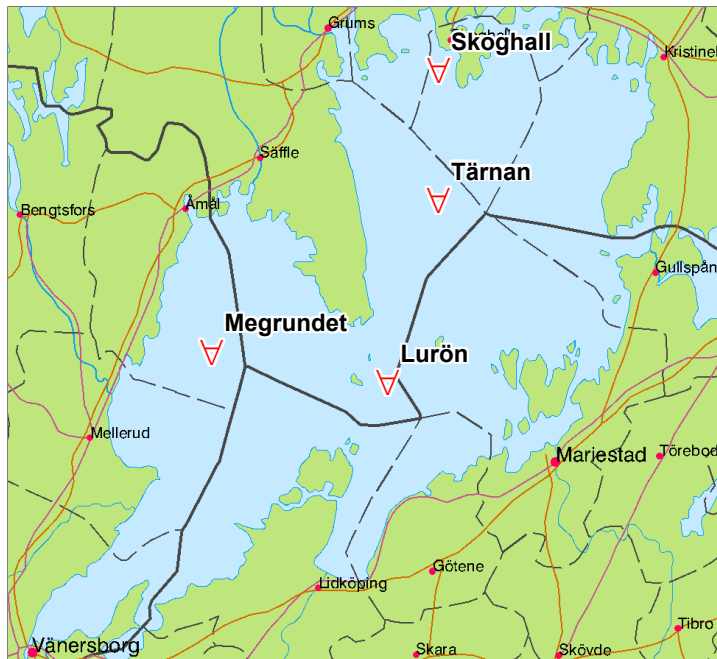
## Kan vitmärlan reproducera sig i Vättern och Vänern?

Brita Sundelin, Ann-Kristin Eriksson-Wiklund, Eva Håkansson, Pia Sahl

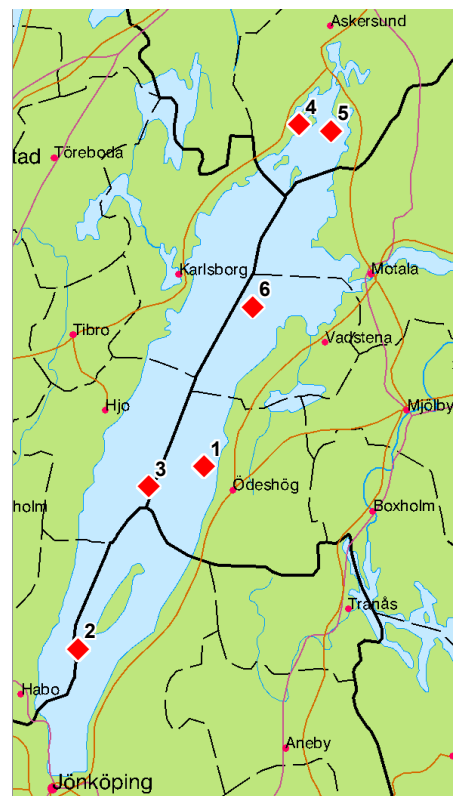
Institutet för tillämpad Miljöforskning (ITM), Stockholms universitet.

Vitmärlan *Monoporeia affinis* är en detrituslevande amfipod som förekommer frekvent på sublittorala mjuka bottenar i Östersjön och de större svenska insjöarna under högsta kustlinjen. Beroende på djup, temperatur och näringstillgång har arten en generationstid på 1-3 år. Vitmärlan har genom sin höga individtätthet och geografiska utbredning en stor betydelse för produktionen på mjuka bottenar och är dessutom en betydande födoorganism för större ryggradslösa djur och fisk (se referenser i Sundelin och Eriksson 1998). Dess höga individtätthet, kroppsstorlek och höga lipidhalt (Hill 1992) gör den mycket viktig i transporten av kol och organiska miljögifter från sedimentet till fisksamhällen (Dermott och Corning 1988). Vitmärlan har under 9 år studerats inom det nationella miljöövervakningsprogrammet i Östersjön och Bottniska viken. Olika reproduktionsvariabler (se Sundelin och Eriksson 1998) har analyserats i syftet att kartera förekomsten av kontaminerade sediment. Vitmärlans reproduktion och embryonalutveckling har även studerats i limniska ekosystem (Vättern, Vänern, Rogsjön och Vågsfjärden, Sundelin et al 1999, 2001). Metodiken fungerade mycket tillfredsställande även i limniska system.

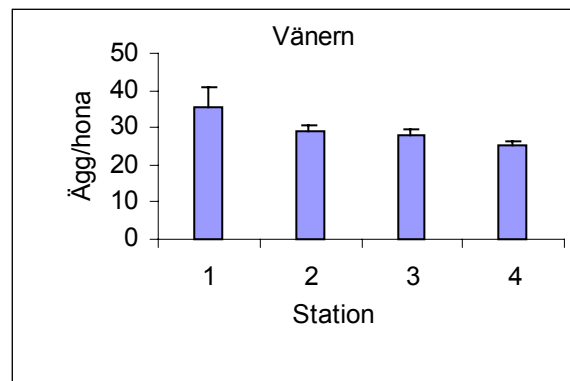
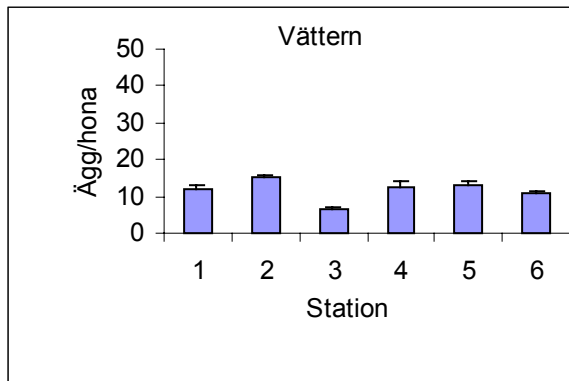
Resultaten från 4 års studier i Vättern och 3 års studier i Vänern har visat att vitmärlan uppvisar allvarliga reproduktionsstörningar i form av embryoskador i Vättern och under de senaste två åren har en stor del av Vänernpopulationerna uppvisat en försenad sexuell utveckling. Både hanner och honor är påverkade.



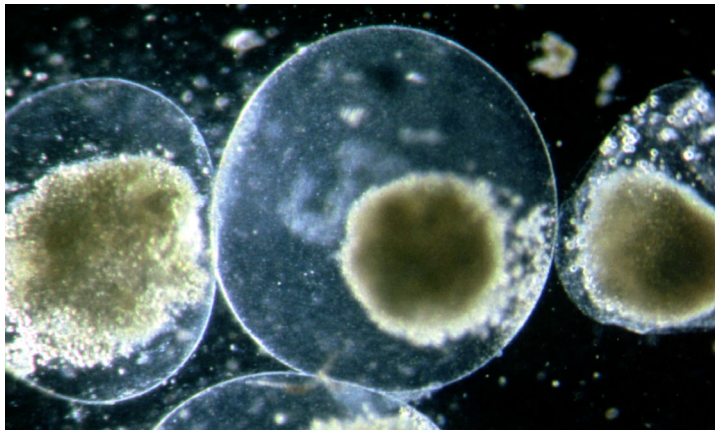
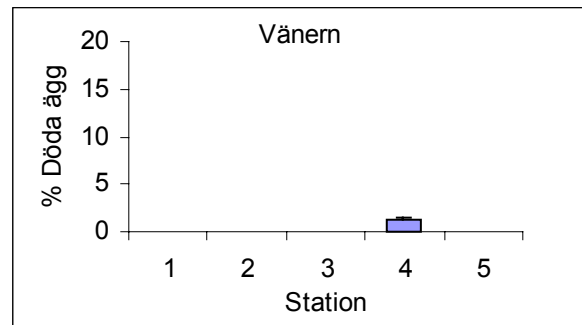
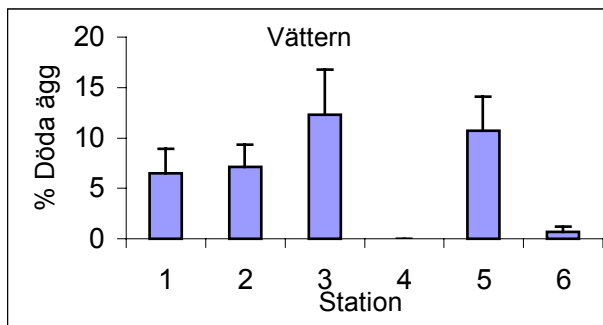
**Provtagningsstationer i Vänern (vänster) och Vättern (höger).**



Fekunditeten (ägg per hona) var signifikant lägre hos Vätternamfipoder jämfört med Vänernamfipoder under 1995, 1999, och 2001. Under 2002 hade fekunditeten ökat till samma nivå som i Vänern.



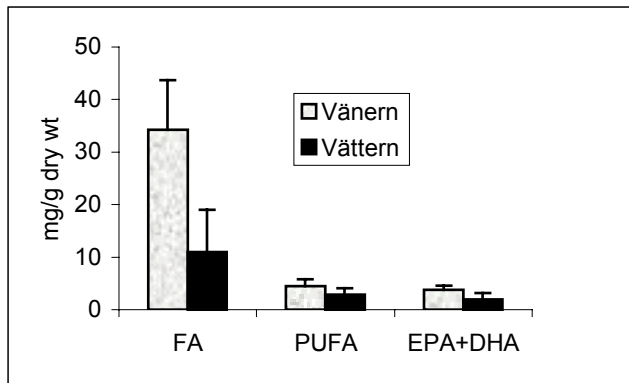
Döda ägg (% per hona) var högre i Vättern jämfört med Vänern ( $p < 0.01$ ) och en negativ korrelation mellan döda ägg och fekunditet registrerades.



#### Döda ägg (Vättern).

Vitmärslan och dess närstående amerikanska släkting *Diporeia sp.* är några av få amfipoder som uppvisar ett intermitterant födointag och full tarm observerades framför allt i samband med vårbloomingen då högkvalitativ föda finns tillgänglig (Quigley 1988, Dermott och Corning 1988). Anledningen till att dessa amfipoderna kan klara sig utan eller av lågkvalitativ föda under vissa

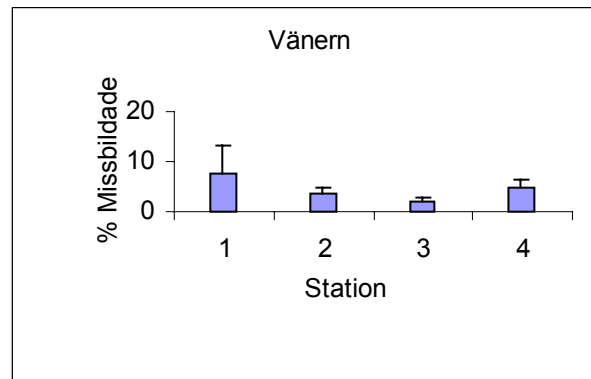
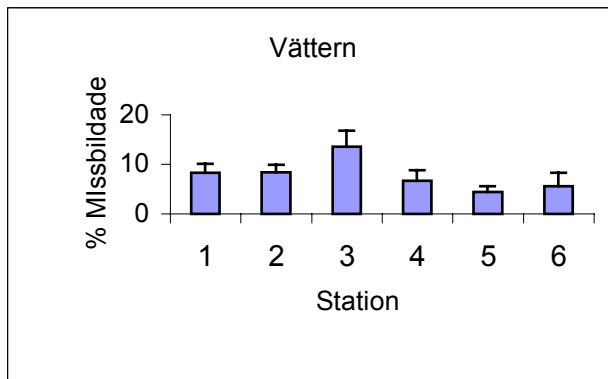
delar av året förklaras av att de lever under låga temperaturer där metabolismen är lägre och de kan då livnära sig på reservnärning i form av lipider som lagrats från vårbloomingens kiselalgsblooming. Högkvalitativ föda som kiselalger innehåller förhållandevis hög andel fleromättade fettsyror (PUFA) (Volkman *et al.* 1989). Vi har analyserat halten fleromättade fettsyror i vitmärslor från Vättern och Vänern och vitmärslorna från Vänern innehåller betydligt högre halt av fettsyror (FA) och de för reproduktion och tillväxt viktiga fleromättade fettsyror eicosapentansyra (EPA 20:5 $\omega$ 3) och docosahexansyra (DHA 22: 6 $\omega$ 3). EPA har visat sig vara precursor till hormoner som påverkar sexuell mognad och fertilitet (Sargent *et al.* 1995).



### Fettsyreinnehåll i juvenila vitmärlor från Vänern och Vättern.

PUFA fungerar som biomarkör för högkvalitativ föda och den högre halten i vitmärlor från Vänern tyder på att näringstillgången är betydligt lägre i Vättern jämfört med Vänern. Kräftdjur är beroende av högkvalitativ föda som finns i vårens kiselalgsblomning för att kunna tillväxa och reproducera sig. Den

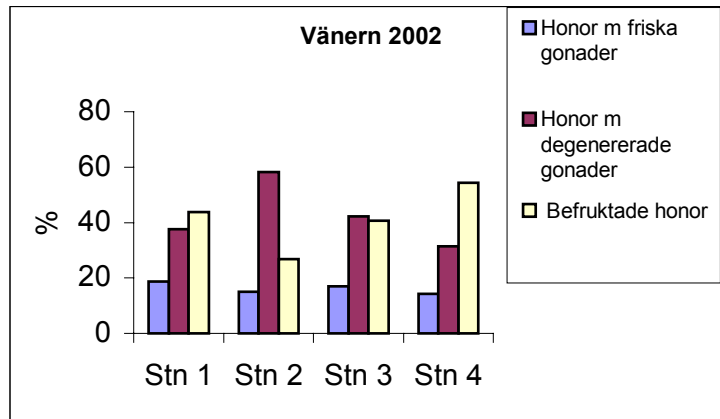
hormonella utvecklingen styrs framför allt av ecdysteroider som syntetiseras från kolesterol. Till skillnad från människa och vertebrater kan kräftdjur inte syntetisera kolesterol utan måste erhålla det via födan. Man har visat att födokvaliteten påverkar hormonhalterna i kräftdjur och vi finner det sannolikt att en låg födokvalitet har bidragit till embryoskador som döda och odifferentierade ägg.



Missbildade ägg från Vättern

**Andelen missbildade ägg har visat sig uppkomma på grund av miljögiftsexponering.** En högre andel missbildade ägg registrerades i Vättern jämfört med Vänern. Kadmiumhalterna var förhöjda i både Vättern- och Vänernsedimenten men skillnaden mellan sjöarna var marginell. Wiederholm et al (1987) har visat att bottenfaunan uppvisar en högre känslighet för kontaminanter i oligotrofa sjöar och i lab-experiment

minskade toxiciteten vid födotillsats. Svultna kräftdjur har även visat sig ackumulera mer Cd i hemolymfan än välnärda (Styrishave and Andersen 2000, Styrishave et al 2000) Vår hypotes är således att den lägre näringskvaliteten i Vättern även har påverkat den toxiska effekten av de sedimentbundna miljögifterna.



Under 2001 och 2002 observerades vid provtagningen i slutet av januari en mycket stor andel vitmärlor med försenad eller avbruten sexuell utveckling i Vänern. Normalt sker parningen i november, vilket betyder en försening på minst 2 månader. På några stationer i Vänern var endast en lägre andel befruktade och bland de obefruktade honorna hade

en stor andel gonader (ägganlag) som degenerat, vilket betyder att befruktning inte längre är möjlig. Orsaken till att en stor andel av populationen inte reproducerat sig under normal parningstid är oklar men allvarig. En möjlig orsak skulle kunna vara de kraftiga översvämningarna som drabbat Vänern de senaste åren. Det är möjligt att den ökade tillrinningen medfört att toxiska eller störande substanser tillförts sjön.

Eftersom vitmärlan utgör en stor andel av produktionen av bottendjur i både Vänern och Vättern, och dessutom ingår som viktig födoorganism för bl. a vätternrödingen är det väsentligt att övervaka både vitmärlans produktion och reproduktion.

### Referenser

- Dermott R.M., Corning K. 1988. Seasonal ingestion rates of *Pontoporeia hoyi* (Amphipoda) in Lake Ontario. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 45: 1886-1895.
- Hill C 1992. Seasonal changes in lipid content and composition in the benthic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*. Limnol Oceanogr 37 (6): 1280-1289
- Quigley M.A. 1988. Gut fullness of the deposit-feeding amphipod *Pontoporeia hoyi*, in south eastern Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 14: 178-187
- Sargent, J.R., Bell, J.G., Bell, M.V., Hendersen, R.J., and Tocher, D.R. 1995. Requirement criteria for essential fatty acids. J. Appl. Ichthyol. 11: 183-198.
- Styrishave B., Andersen O. 2000. Seasonal variations in hepatopancreas fatty acid profiles of two colour forms of shore crabs, *Carcinus maenas*. Mar Biol 137: 415-1222.
- Styrishave B., Petersen MF., Andersen O. 2000. Influence of cadmium accumulation and dietary status of fatty acid composition in two colour forms of shore crabs, *Carcinus maenas*. Mar Biol 137: 423-433.
- Sundelin, B. and Eriksson, A-K. 1998. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 171: 165-180
- Sundelin, B., Eriksson, A-K and Håkansson, E. 1999. Embryonalutveckling hos vitmärla i fyra sjöar – Vänern, Vättern, Våg fjärden och Rogsjön. Report to Swedish EPA.
- Wiederholm T., Wiederholm A-M., Milbrink G. 1987. Bulk sediment bioassays with five species of fresh-water oligochaetes. Water Air and Soil Poll. 36: 131-154
- Volkman, J.K., Jeffrey, S.W., Nichols, P.D., Rogers, G.I., Garland, C.D. 1989. Fatty acid and lipid composition of 10 species of microalgae used in mariculture. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 128: 219-240

## Klorparaffiner—döljs miljöproblem av analysproblem?

Peter Sundin, SLU Miljöanalys, Box 7050, 750 07 Uppsala

Klorparaffiner är klorerade normal-alkaner som har kolkedjelängder på mellan 10 och 30 kolatomer och som är klorerade till 30-70 viktsprocent.

Klorparaffiner används i kyl- och smörjmedel samt som skärvätska i metallbearbetande industri, som tillsats/bindemedel i fogmassor och färger med gummibas, samt som mjukgörare och flamskyddsmedel i plast och gummi.

Klorparaffiner är i allmänhet långlivade, och kortkedjiga klorparaffiner med hög kloreringsgrad kan bioackumuleras. Resultat från modellberäkningar visar på risk för långväga lufttransport och därmed risk för global spridning. I synnerhet kortkedjiga klorparaffiner (10-13 kolatomer i kedjan) klassificeras som miljöfarliga, eftersom dessa är mycket giftiga för vattenlevande organismer och kan förorsaka långsiktiga skador på vattenmiljön.

Den globala produktionen av klorparaffiner var år 1998 totalt ca 300.000 ton.

Klorparaffiner (särskilt kortkedjiga sådana) har under 1990-talet kommit att omfattas av begränsningsinitiativ, både i Sverige och inom EU, samt inom flera internationella konventioner. Målet har i Sverige satts till utfasning av användningen av kortkedjiga klorparaffiner till år 2000, och en begränsning av den totala användningen på lång sikt.

Det finns ingen produktion av klorparaffiner i Sverige, utan det som används importeras. Kemikalieinspektionens statistik över *kemiska produkter* visar att användningen har minskat med mer än 90 % under tiden 1990 till 1999, och den uppgick 1999 till 373 ton. Detta gäller även kortkedjiga klorparaffiner som utgör ca 10 % av den totala användningen. Sådana användes år 2000 fortfarande endast i vissa kyl- och smörjmedel inom industrin, i en total mängd understigande än 10 ton.

Klorparaffiner som ingår i olika typer av importerade *varor*, t.ex. av plast- och gummi, omfattas dock inte av statistiken. Den del som på så sätt kommer in i landet är således okänd.

Den mycket komplexa blandning som klorparaffiner utgör innebär stora problem vid kemisk analys, i synnerhet vid bestämning av klorparaffiner i miljöprover. Svårigheterna gäller både extraktion och detektion. Därför är kunskaperna om förekomst och spridning av klorparaffiner begränsad.

De bestämningsmetoder som vanligen används bygger på gaskromatografi (GC) med elektroninfångningsdetektion ("electron capture detection", ECD) eller masspektrometrisk detektion. På grund av det mycket stora antal kongener med olika kedjelängd som ingår i tekniska preparationer av klorparaffiner går det inte att fullständigt separera de ingående klorerade alkanerna med gaskromatografi, vilket i hög grad försvårar såväl identifiering som kvantifiering.

En ny, lovande ansats för utvärdering av kromatografiska data från analys av klorparaffiner utgår från multivariata statistiska metoder. Detta kan framför allt innebära möjligheter att bättre utnyttja resultat från GC-ECD-bestämningar, vilka är betydligt mindre kostnadskrävande än de modernare metoder som baseras på högupplösande masspektrometri.

Naturvårdsverket har nyligen tagit initiativ till en undersökning av förekomsten av kortkedjiga klorparaffiner i miljön i Sverige. Undersökningen är planerad till år 2003.

## **Screening av pentaklorfenol och några andra halogenerade fenoliska ämnen i Sverige**

John Sternbeck, Anna Palm, Mikael Remberger, Lennart Kaj, Eva Brorström-Lundén  
IVL Svenska Miljöinstitutet, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Pentaklorfenol är ett bekämpningsmedel med global användning, men som förbjöds i Sverige 1978. Nyligen utförda studier av klorerade ämnen i i blodplasma indikerar dock att exponering för PCP fortfarande förekommer. IVL har därför på uppdrag av Naturvårdsverket genomfört en screening av pentaklorfenol (PCP) i syfte att få kunskap om dess förekomst och spridningsvägar i den svenska miljön, samt att utröna om betydande emissioner fortfarande sker. I samband med denna studie har vi även undersökt förekomsten av triclosan, tetrabrombisfenol A samt några bromfenoler.

Före 1978 användes PCP i Sverige i stor omfattning som bekämpningsmedel inom bl a träskyddsindustrin och vid massatillverkning. I viss utsträckning har PCP också använts för impregnering av textilier. Höga halter PCP (i förhållande till NV:s riktvärden för förorenad mark) har detekterats i vissa förorenade områden där tidigare doppling med träimpregneringsmedel förekommit. Det är också möjligt att områden med förorenade fiberbankar innehåller PCP. Spridning till luft och vatten från dessa områden är exempel på hur tidigare användning fortfarande skulle kunna orsaka miljöpåverkan. Diffus nutida spridning är också tänkbar. Ämnet används fortfarande i många delar av världen och det är sannolikt att Sverige tillförs PCP med vissa varor, t.ex. genom import av textilier. PCP kan även bildas som biprodukt vid olika typer av förbränning och andra industriella processer där klorgas används.

I denna studie har potentiella punktkällor identifierats och mätningar har utförts i bakgrundsområden samt i anslutning till några potentiella källor. Som områden där PCP tidigare använts har vi valt träimpregnering och pappermassaindustri, medan eventuell nutida spridning studerats i samband med avfallsförbränning, textilindustri och vid ett område med omfattande industriell kemisk produktion. Mätningarna har omfattat luft, deposition, mark, vatten, sediment, slam och biota. Avgång av PCP från mark till luft har även undersökts. Under aeroba betingelser kan PCP biometyleras till pentakloranisol (PCA), som har andra fysikaliska och kemiska egenskaper än PCP. Mätningarna har därför även omfattat PCA.

Resultaten visar något förhöjda halter vid vissa av de potentiella punktkällorna, men indikerar att halterna av PCP i miljön generellt är låga. Förhållandet mellan PCP och PCA skiljer sig mellan olika media, vilket kan förklaras med ämnenas fysikaliska och kemiska egenskaper. Resultaten för PCP samt övriga fenoliska ämnen som studerats kommer att presenteras.

## **Regionalt miljöskyddsarbete för en giftfri miljö – ”mission impossible”**

Gudrun Bremle, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Hamngatan 4, 551 86 Jönköping

På länsstyrelsen i Jönköpings län har det inletts ett arbete med att utifrån ett miljökemiskt perspektiv koppla informationen mellan ärendehantering på miljöskydd och efterbehandling med miljöövervakning och miljömålsuppföljning. Mycket av arbetet på miljösidan har varit inriktat på ”klassiska miljögifter” såväl på miljöövervakningssidan som på miljöskydd och efterbehandling. Giftfri Miljömåls arbetet och EU:s kemikaliepolitik förändrar nu fort läget för vilka ämnen man ska fokusera på och vilka kunskaper om dessa vi behöver ha.

Det finns många olika listor med prioriterade föroreningar från olika sammanhang. Bara i listor från Stockholmskonventionen, LRTAP, OSPAR, HELCOM och i EU:s vattendirektiv får man tillsammans runt 90 ämnen och ämnesgrupper som vi bör hålla koll på. Detta är relativt välkända miljögifter och många är förbjudna i Sverige men ändå finns det många här som vi vet väldigt lite om exponeringsmässigt och inte minst i ett regionalt perspektiv. Att mäta alla är ekonomiskt orimligt. Hur väljer man då ut ämnen och var man ska mäta?

Är det ens relevant att lägga resurser på att mäta dessa kända, gamla miljögifter eller ska man försöka ligga ett steg före och hitta de ämnen som kommer att bli morgondagens kemiska skrot? Men av de 100 000 ämnen som används i västvärlden har man inte ens de mest grundläggande tester av egenskaper för 90% av ämnena. Så hur ska man veta vilka som kan komma att ge problem utifrån kända egenskaper? Och när det dessutom är ett stort jobb att utreda var ämnena finns och eventuella exponeringsvägar.

Man får försöka jobba på bägge fronterna, där arbetet med kända, klassiska ämnen fungerar som positiv motor för det omöjliga arbetet för en Giftfri miljö i stort. Av de olika delmålen i Giftfri miljö är det framförallt delmål 3 – utfasning av särskilt farliga ämnen som går att jobba med regionalt i nuläget. Vi håller på att utveckla en ”kemikaliestrategi” för att i miljöskyddets prövnings- och tillsynsverksamhet få en praktiskt genomförbar hantering av utfasningen. Det gäller att få företagen att förteckna kemikalierna bättre, att så långt det går redovisa ingående ämnen i produkter. De bör också redovisa egenskaper och då framförallt CMR (cancerogena, mutagena och reprotoxiska egenskaper) och PB (Persistens och bioackumulerbarhet). Och för de ämnen som då faller för utfasningskriterierna skulle vi vilja se en plan för substitutionsarbetet.

Vad substituerar man då med? Man bör ställa krav på att ersättningsämnena i alla fall har genomgått de grundläggande tester som alla nya substanser numera ska vara testade med. På detta sätt kan man kanske driva på testningen av existerande ämnen – och delmål 1. Att företagen hanterat många ämnen och att flertalet av dessa saknar en klassning belyses i ett examensarbete ”Kemikalier i Ytbehandling – påväg mot en Giftfri miljö?” som genomförts på länsstyrelsen. I många fall beror ickeklassningen på databrist och inte kanske då på att de är harmlösa. Bara några få av ämnena som används, och där man hittat egenskaper, är utfasningsämnena som möter kriterierna i delmål 3. Många av ämnena är mycket persistenta

(d.v.s. långlivade) och toxiska men inte bioackumulerande och omfattas därför inte av utfasningen enligt delmål 3.

Att dessa svårnedbrytbara ämnen inte bioackumuleras kan innebära att de är vattenlösliga. Om de inte effektivt plockas i företagets reningsutrustning kan de hamna i utgående vatten och vara giftiga där under lång tid. De ämnen som företagen har som villkor för utsläpp i tillstånd och därmed mäter i utgående vatten då och då är i princip bara metaller och olja. I metoden IR-analys av olja fick man en viss information om utsläpp av andra organiska ämnen än olja men i och med att man nu förbjuder freonanvändningen i IR-analysen går man över till en GC-metod som analyserar alifaterna i oljan enbart. Att hitta andra lämpliga ämnen eller parametrar att mäta på i utgående vatten för att få en överblick av emissioner är mycket svårt och tidskrävande och kräver mycket god kunskap om kemikaliehanteringen i företaget och branschen i stort..

I kemikaliearbetet hamnar man ofta i definitionsproblem och behovet att utveckla lätta nycklar och flödesscheman för olika tillfällen är stort. Detta har vi redan sett i och med den nya avfallsförordningen och de nya reglerna för klassificering av farligt avfall där man måste hålla koll på så där 2500 olika kemiska ämnen och dess halter i olika material! I det praktiska arbetet kommer det att krävas kunskaper om farliga ämnen inom respektive bransch och verksamhet. Hur man ska möta detta problem och det behov av data detta genererar är också en utmaning.

I arbetet med förorenade områden och saneringar (s.k. efterbehandling) är man från inventering till åtgärder i princip helt inriktad på ett fåtal ämnen som tungmetaller, oljor och klassiska miljögifter. De branschgenomgångar och de riktvärden för ämnen som finns är inriktade på dessa ämnen. I ett framtida efterbehandlingsarbete kommer behovet av kunskap om dagens kemikalieanvändning i olika branscher att behövas. Vad kommer vi att behöva saneras för i framtiden och när kommer denna framtid? Och kan vi komma att behöva omvärdera redan sanerade objekt? Ibland hinner verkligheten upp arbetet. Vad är relevant att mäta i mark och grundvatten i en slutundersökning i samband med avveckling av en större fabrik för däcktillverkning under 30 år? Inte bara tungmetaller, olja och PAH i alla fall!



## Dag 2

# Miljögifter och hälsa

## Miljömålsuppföljning - Giftfri miljö

Bengt Melsäter, Kemikalieinspektionen

### **Uppföljningsarbetet**

I Kemikalieinspektionens ansvar som miljömålsansvarig myndighet ingår att driva på utvecklingen för att nå målet, svara för att lämpliga indikatorer utvecklas, svara för att följa upp och utvärdera målet, ge en samlad redovisning av måluppfyllelsen samt föreslå kompletterande insatser, förändringar av målen eller styrmedel.

Ett särskilt miljömålsråd har utsetts som ska vara ett organ för samråd och samverkan i arbetet med att uppnå de av riksdagen fastställda miljökvalitetsmål. Rådet ska göra en samlad uppföljning och bedömning av miljösituationen i förhållande till miljökvalitetsmålen samt svara för den övergripande samordningen av informationen och av den regionala anpassningen av miljökvalitetsmålen. Rådet ska varje år lämna en skriftlig rapport till regeringen. En fördjupad utvärdering ska göras vart fjärde år. Ett underlag ska lämnas till miljömålsrådet i februari 2003, som ska lämna utvärderingen till regeringen i februari 2004.

Regeringen anser (prop. 2000/01:130) att den nationella uppföljningen av miljökvalitetsmålen ska baseras på ett begränsat antal indikatorer per miljökvalitetsmål och att dessa ska belysa alla de grundläggande värden som skall eftersträvas i miljöarbetet.

En svårighet med att redan nu följa upp miljökvalitetsmålet är att de flesta åtgärder som vidtagits sedan målen antogs knappast har hunnit ge någon märkbar effekt.

I uppföljningen av Giftfri miljö kommer ett antal uppföljningsmått, s.k. indikatorer, att behövas för en regelmässig fortlöpande insamling av information. Miljövårdsberedningen har föreslagit 18 indikatorer för Giftfri miljö (totalt för alla miljömål finns 159 indikatorer).

Endast ett fåtal av de indikatorer som är föreslagna för Giftfri miljö är användbara i nuläget. Utveckling måste ske dels när det gäller de befintliga indikatorerna, men även nya indikatorer behöver troligen tas fram.

Kemikalieinspektionen har nyligen startat arbetet med att ta fram underlag till den fördjupade utvärdering samt startat projekt för att utveckla indikatorer för delmålen i Giftfri miljö. En viktig del är också att kunna följa upp det övergripande målet i Giftfri miljö, som halter i miljön.

En viktig del i arbetet är även att ta in synpunkter och underlag m.m. från miljömålsmyndigheterna, länsstyrelserna och övriga intressenter.

### **Miljökvalitetsmålet Giftfri miljö**

Våren 2001 lämnade regeringen förslag till ny kemikalie- och miljömålspolitik. Riksdagen antog senare under 2001 sex delmål för Giftfri miljö, de fem första enligt förslaget till kemikaliepolitik och det sjätte enligt förslaget till miljömålspolitik.

Giftfri miljö är ett av de 15 miljökalitetsmål riksdagen fattat beslut om. Kemikalieinspektionen är ansvarig miljömålsmyndighet för Giftfri miljö.

"Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden."

Miljökalitetsmålet Giftfri miljö bör, enligt riksdagens beslut, i ett generationsperspektiv innebära bland annat följande:

Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.

Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadlig för människor.

Förorenade områden är undersökta och vid behov åtgärdade.

Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna.

### ***Delmål för Giftfri miljö***

För att försäkra sig om att nå målet med Giftfri miljö har Regeringen och Riksdagen satt upp delmål som ska nås under arbetets gång. Riksdagen har formulerat delmålen så här:

#### **Kunskap och information**

##### **Delmål 1**

Senast år 2010 skall det finnas uppgifter om egenskaperna hos alla avsiktligt framställda eller utvunna kemiska ämnen som hanteras på marknaden.

För ämnen som hanteras i högre volymer och för övriga ämnen som t.ex. efter inledande översiktliga tester bedöms som särskilt farliga skall uppgifter om egenskaperna finnas tillgängliga tidigare än 2010. Samma krav på uppgifter skall då gälla för såväl nya som existerande ämnen.

Senast år 2020 skall det även så långt som möjligt finnas uppgifter om egenskaperna hos alla oavsiktligt framställda och utvunna kemiska ämnen.

##### **Delmål 2**

Senast år 2010 skall varor vara försedda med hälso- och miljöinformation om de farliga ämnen som ingår.

#### **Utfasning av särskilt farliga ämnen**

##### **Delmål 3**

Nyproducerade varor skall så långt det är möjligt vara fria från

- cancerframkallande, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande ämnen senast år 2007 om varorna är avsedda att användas på ett sådant sätt att de kommer ut i kretsloppet
- nya organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande så snart som möjligt, dock senast år 2005 – övriga organiska ämnen som är mycket långlivade och mycket bioackumulerande senast år 2010
- övriga organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande senast år 2015
- kvicksilver senast år 2003 samt kadmium och bly senast år 2010

Dessa ämnen skall inte heller användas i produktionsprocesser om inte företaget kan visa att hälsa och miljö inte kan komma till skada.

Redan befintliga varor, som innehåller ämnen med ovanstående egenskaper eller kvicksilver, kadmium och bly, skall hanteras på ett sådant sätt att ämnen inte läcker ut i miljön. Delmålet avser ämnen som människan framställt eller utvunnit från naturen. Delmålet avser även ämnen som ger upphov till ämnen med ovanstående egenskaper, inklusive de som bildats oavsiktligt.

## Riskminskning

### Delmål 4

Hälso- och miljöriskerna vid framställning och användning av kemiska ämnen skall minska fortlöpande fram till 2010 enligt indikatorer och nyckeltal som skall fastställas av berörda myndigheter.

Under samma tid skall förekomsten och användningen av kemiska ämnen som försvårar återvinning av material minska.

Delmålet avser ämnen som inte omfattas av delmål 3.

## Miljökvalitet Sanering

### Delmål 5

För minst 100 utvalda kemiska ämnen, som inte omfattas av delmål 3, skall det senast år 2010 finnas riktvärden fastlagda av berörda myndigheter.

Riktvärden skall ange vilka halter som får förekomma i miljön eller vilka halter människor högst får utsättas (exponeras) för.

Syftet är att riktvärdena på sikt skall fastställas som miljökvalitetsnormer.

### Delmål 6

Förorenade områden skall vara identifierade och för minst 100 av de områden som är mest prioriterade med avseende på riskerna för människors hälsa och miljön skall arbetet med sanering och efterbehandling ha påbörjats senast år 2005. Minst 50 av de områden där arbete påbörjats skall dessutom vara åtgärdade.

## Miljömålskommitténs förslag till uppföljningsmått

|             |                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Drivkrafter | Tillverkning/import av hälso- och miljöfarliga kemiska produkter<br>Konsumtion av miljömärkta varor och tjänster<br>Förbrukning av växtskyddsmedel och övriga bekämpningsmedel                                                                                       |
| Påverkan    | Nedfall av tungmetaller mätt som halter i mossor<br>Halter av kemikalier i slam från reningsverk<br>Livsmedel med kostrekommendationer p.g.a. miljögiftsinnehåll<br>Utsläppstrender för ämnen i kemikalierregistret<br>Livscykelanalys för några varor och produkter |
| Status      | Halter av farliga organiska miljögifter i djur och människa<br>Prioriterade ämnen för vilka riktvärden överskrids                                                                                                                                                    |
| Inverkan    | Anmälda kemiskt betingade arbetssjukdomar och arbetsolyckor                                                                                                                                                                                                          |
| Respons     | Antal ämnen för vilka det finns minimidata om egenskaper<br>Förorenade områden som åtgärdats, inkl. kostnader                                                                                                                                                        |

Varor med miljövarudeklaration om kemikalieinnehåll  
Kemiska ämnen med fastlagda riktvärden  
Insamlade varor med innehåll av tungmetaller  
Offentlig upphandling med miljöhänsyn  
Företag och kontor med miljöledningssystem

---

Ytterligare information finns bl.a. på Kemikalieinspektionens och Naturvårdsverkets hemsidor.

<http://www.kemi.se/>

<http://www.environ.se/index.php3?main=/dokument/hallbar/miljomal/intro.html>

Kontaktpersoner på Kemikalieinspektionen:

Fördjupad utvärdering:

Jerker Forsell

08-783 11 72

[jerkerf@kemi.se](mailto:jerkerf@kemi.se)

Indikatorer:

Bengt Melsäter

08-783 12 35

[bengtm@kemi.se](mailto:bengtm@kemi.se)

Indikatorer:

Eva Ljung

08-783 12 28

[eval@kemi.se](mailto:eval@kemi.se)

Information:

Per Nordmalm

08-783 11 77

[pern@kemi.se](mailto:pern@kemi.se)

## **Organiska miljögifter i bröstmjolk**

Per Ola Darnerud, Marie Aune, Rickard Bjerselius, Anders Glynn, Livsmedelsverket

Uppsala

Sven Cnattingius, Inst. För Medicinsk Epidemiologi, KI, Stockholm

### ***Inledning***

Genom att undersöka halter av organiska miljögifter (POP) i bröstmjolk kan man på ett smidigt sätt ta reda på kroppsbelastningen av de aktuella ämnena i modern och upptaget av dessa ämnen i det ammande barnet. Man kan även få en ungefärlig uppfattning av fosterexponeringen genom denna provtagning. POP-analyser i bröstmjolk har genomförts i många länder och i Sverige har Koidu Norén och medarbetare vid Karolinska Institutet genomfört en rad sådana undersökningar. Genom Noréns undersökningar av en rad POP, bl a PCB, DDT, HCB och polybromerade difenyleterar (PBDE), i poolade prover från i första hand Stockholms bröstmjölkscentral har halter och trender kunnat följas. Spridningen i materialet har dock ej kunnat avläsas då poolade prover använts.

Sedan 1996 samlar Livsmedelsverket in bröstmjölksprover för analys av POP. Proverna skall användas för att följa kroppsbelastning av dessa ämnen hos modern och ligga till grund för bedömningar och ev. förändringar av befintliga kostråd. Då den tidiga utvecklingen under foster- och nyföddhetstid anses extra känslig för effekter av POP-ämnena, är gruppen mödrar med spädbarn viktiga att studera. Livsmedelsverket har valt att bland dessa välja ut enbart förstföderskor, då POP-halten i bröstmjolk generellt minskar med antal barn, och således är högst vid amning av det första barnet.

### ***Material och metoder***

Provtagningen av bröstmjolk innefattade ett större antal (omkr. 200) förstfödande mödrar från Uppsalaregionen under åren 1996-1999, och denna provtagning har skett i samarbete med Inst för medicinsk epidemiologi, KI, Stockholm. Därefter har antal prover uppgått till ca 30 vartannat år med start år 2000. Dessutom sker i samarbete med forskningsinstitutioner i andra städer en insamling i på dessa orter för att få en regional spridning av proverna. Hittills har prover från Göteborg samlats in i samarbete med YMK, Göteborg (2001), och för innevarande år planeras en insamling i Malmö/Lund i samarbete med YMK, Lund. Undersökningarna har erhållit ekonomiskt stöd av Naturvårdsverkets Miljöövervakningsavdelning.

Från år 2000 rekryteras mödrarna på BB eller strax därefter (tidigare år hade de rekryterats tidigt under graviditeten då de utgjorde en kontrollgrupp för studier av tidiga missfall). Mödrarna får instruktioner om hur de skall mjölka ur bröstet med mjölkpump, och under vecka 3 efter födseln (dag 14-21) samlas mjölken under flera tillfällen och fryses under tiden. Mjölken (upp till 500 ml) samlas in i samband med besök av barnmorska som även tar ett blod- och hårprov, samt hjälper modern med ifyllandet av en enkät om bl a medicinanvändning och livsstilfaktorer. Barnmorskan lämnar vid detta tillfälle en andra enkät som huvudsakligen behandlar kostfrågor och som modern själv fyller i och skickar in till projektledaren.

POP-analyserna av mjölken har med få undantag utförts vid Livsmedelsverket. Dioxinanalyser har utförts vid Umeå universitet samt vid RIVM, Holland. Myskanalyser av bröstmjolk har utförts vid Institute of Chemical Technology, Tjeckien.

## **Resultat och diskussion**

En sammanfattande rapport över resultaten framkomna inom Livsmedelsverkets s.k. OCC-gravida studie (mödrar provtagna 1996-1999) håller för närvarande på att tas fram. Under projektets gång har ett antal delrapporter presenterats, av vilka de som berör bröstmjolk ges i referenslistan nedan.

Halterna av PCB och ett antal långlivade pesticider i bröstmjolk från 187 mödrar har presenterats separat (Aune et al. 1999). SummaPCB och summaDDT har ungefärligen jämnhöga halter (median 148 resp. 127 ng/g fett), medan de övriga pesticiderna håller lägre halter. Spridningen av summaDDT är dock förhållandevis större med ett maximum på 848 ng/g fett.

Dioxinhalten i bröstmjolk har redovisats av Wicklund Glynn och medarbetare (2000). I mjolk från 29 mödrar låg PCDD/DF-TEQ och totalTEQ halten på 8,7 resp. 18,9 pg/g fett. Dioxinanalyser är dock komplicerade och dyra, och det är därför fördelaktigt att kunna ta fram markörer som på ett billigare men tillfredsställande säkert sätt kan användas för att beräkna dioxinhalten. En sådan övning har genomförts där PCB-kongener testades som markörer för dioxiner i bröstmjolk (Wicklund Glynn et al. 2000). Resultatet visade att de starkaste korrelationer observerades mellan PCB 180 och PCDD/DF-TEQ, mellan PCB 167 och PCB-TEQ, och mellan PCB 167 och totalTEQ.

Närvaron av bromerade flamskyddsmedel i miljö- och humanprover har diskuterats livligt under senare år. 1998 redovisade både Norén och medarbetare vid KI och vår grupp vid Livsmedelsverket haltdata över polybromerade difenyletrar (PBDE) i bröstmjolk. Våra ursprungliga data med prover från 39 mödrar (Darnerud et al. 1998; Atuma et al. 2001), följdes upp av en utökad studie med ett större antal prover ( $n=93$ ; Lind et al. 2001). I vårt material från enskilda mödrar finner man att spridningen i halter är avsevärd och att några få individer har mycket högre halter än resterande mödrar. I Noréns bankade material (poolad mjolk från Stockholmsområdet) kunde man också följa en tidstrend i haltdata med en ökning fram till 1997 och därefter minskande halter. Intressant nog kan vi följa en liknande trend i vårt material, vilket för närvarande sträcker sig från 1996 till 2001 (Darnerud et al. 2002).

Myskämnen (polycykliska samt nitro-myskämnen) har analyserats i bröstmjolk från förstföderskor i Uppsalaregionen. Vissa kompletteringar skall genomföras innan dessa resultat redovisas.

## **Konklusion**

Genom att analysera POP i bröstmjolk kan man på ett smidigt och smärtfritt sätt få en uppfattning om moderns kroppsbelastning och överföringen till spädbarnen för dessa ämnen. Genom att analysera individuella prover, använda sig av enbart förstföderskor och samla in information om statistiska basvariabler (ålder, BMI, rökning m.m.) kan man utnyttja erhållna data på ett effektivt sätt. En regelbundet återkommande provtagning kan utnyttjas för att studera tidstrender av POP. Framtagna data kommer att användas vid riskbedömningen av de aktuella ämnena, bl a vid revision av de gällande kostråden.

## **Referenser**

M. Aune, S. Atuma, P.O. Darnerud, A. Wicklund-Glynn and S. Cnattingius (1999) Analysis of organochlorine compounds in human milk. *Organohalogen Compounds* 44, 93-96

S. Atuma, M. Aune, P.O. Darnerud, S. Cnattingius, M.L. Wernroth, A. Wicklund-Glynn (2001) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human milk from Sweden. In: *Persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals II: Assessment and new chemicals*. ASC Symposium series 773, eds. R.L. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Petreas, p. 235-242

P.O. Darnerud, S. Atuma, M. Aune, S. Cnattingius, M.-L. Wernroth and A. Wicklund-Glynn. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from primiparous women in Uppsala county, Sweden (1998) *Organohalogen Compounds* 35, 411-414

P.O. Darnerud, M. Aune, S. Atuma, W. Becker, R. Bjerselius, S. Cnattingius A. Glynn (2002) Time trend of polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in breast milk from Uppsala, Sweden, 1996-2001. Kommer att presenteras vid Dioxin 02, Barcelona, augusti 2002

A. W. Glynn, S. Atuma, M. Aune, P.O. Darnerud, S. Cnattingius (2000) Individual PCB congeners as marker substances for TEQ concentrations of PCBs, PCDDs and PCDFs in breast milk. *Organohalogen Compounds* 48, 280-283

Y. Lind, S. Atuma, R. Bjerselius, P.O. Darnerud, S. Cnattingius and A. Glynn (2001) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from Uppsala women - extension and up-dating of data. Abstract to the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants (BFR 2001), Stockholm university, May 14-16, 2001.

## **Triclosan i människa och miljö**

Margaretha Adolfsson-Erici, Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM)

Triclosan är ett syntetiskt ämne med en ganska bred och effektiv bakteriedödande verkan. Det finns i vanliga hushållsprodukter, framförallt i tandkräm och även som konserveringsmedel i kosmetika. Antibakteriella ämnen kan också finnas i tvättsvampar, sportkläder, skosulor, underkläder och i skärbrädor av plast. Oftast är det omöjligt att veta vilka antibakteriella medel som används då ingen innehållsdeklaration krävs för produkter som tvättsvampar och strumpor. Vi har identifierat att det i dessa fall ofta rör sig om triclosan och diklorofen som är en kemisk släkting till triclosan. Även organiska tennföreningar och silverklorid kan vara tillsatta som bakterie- och svampdödande medel.

Triclosan är relativt fettlösligt och bryts ner långsamt i miljön. Idag används triclosan i många produkter, främst tandkräm, och därför är det kanske inte så förvånande att man också hittar triclosan i miljön. De kemikalier som används i hushållen hamnar i våra kommunala reningsverk, där de bryts ner och försvinner, hamnar i slammet, eller rinner mer eller mindre opåverkade genom reningsverken och ut i våra vattendrag.

I vår forskning har vi funnit oväntat höga halter av triclosan i gallan hos fiskar utanför ett tiotal av våra större reningsverk. I Göta älvs mynning var halten i gallan flera tusen gånger högre än i vattnet. Triclosan sprids alltså till miljön via reningsverken.

I en pågående studie har försökspersoner svält en engångsdos triclosan varefter vi har analyserat triclosan i blodplasma och urin. Det visar sig att triclosan mycket snabbt tas upp i blodet och utsöndras igen efter ett par dagar. En förvånande upptäckt är att vissa försökspersoner som säger sig inte använda triclosanhaltiga produkter ändå har bakgrundshalter i blodet och urinen. Vi har sett att en stor del omvandlas till vattenlösliga konjugat som försvinner med urinen. På sin väg till, och i reningsverket omvandlas de åter till fri triclosan. I två stora reningsverk har vi också analyserat slam och vatten.

Triclosan dödar bakterier på ett väldigt specifikt sätt, som påminner om antibiotikans, men det är inte känt om utsläppen till våra vatten därför har lett till negativa miljöeffekter. Det finns flera studier som visar att det finns resistenta bakteriestammar i vattendrag som tar emot avloppsvatten från kommunala reningsverk. Man känner inte till om eller hur mycket triclosan bidrar till denna resistens, men är ändå oroad över att utsläpp av triclosan kan bidra till att vi får svårare att värja oss mot bakterieinfektioner i framtiden.

Man har tidigare ansett att endast obetydliga mängder triclosan hamnar i miljön och att det därmed inte utgör något hot. Med de kunskaper vi har idag kan det ifrågasättas om den relativt omfattande användningen av triclosan är ofarlig för miljön. För att ta reda på det behövs mer undersökningar om triclosans spridning och effekter i miljön.

Det kommer att dröja innan vi har svar på frågan om triclosan har miljöeffekter. Å andra sidan behöver vi inte vänta. Antibakteriella medel har ofta ingen hygienisk eller medicinsk nytta. Undantaget är i tandkräm för personer med tandlossningssjukdomar där triclosan har viss dokumenterad effekt. Det finns därför goda skäl att genast sluta eller minska användningen av

triclosan genom att välja bort de hygien- och hushållsprodukter som innehåller antibakteriella ämnen.

## **Exponeringsmätningar av kvicksilver och kadmium inom den nationella miljöövervakningen**

Marika Berglund, Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, Box 210, 171 77 Stockholm

Inom den nationella miljöövervakningen, programområde Hälsorelaterad miljöövervakning, görs bland annat undersökningar av människors exponering för kvicksilver och kadmium. Syftet med den hälsorelaterade miljöövervakningen av dessa metaller är att följa exponeringstrender och att titta på eventuella geografiska skillnader i exponering. Exponeringsnivåerna kan även relateras till risker för hälsoeffekter. För att undersöka om exponeringsnivåerna är så höga att hälsoeffekter kan uppkomma studerar vi de mest utsatta grupperna av befolkningen, dvs de högst exponerade och de känsligaste grupperna. Om exponeringen i dessa grupper av befolkningen ligger under de nivåer där effekter anses börja uppträda kan vi anta att exponeringen hos de allra flesta i resten av befolkningen också gör det.

### **Kvicksilver**

Kvicksilver kan förekomma i olika former med varierande grad av giftighet. Exponering för oorganiskt kvicksilver sker framför allt via tandamalgam och i arbetsmiljön, medan exponeringen för organiskt kvicksilver, metylkvicksilver, framför allt sker via fisk. Metylkvicksilver kan förekomma i höga halter i insjöfisk, framför allt rovfiskar som gädda, abborre, lake, gös och ål, samt större havsfiskar som hälleflundra, tonfisk och svärdfisk. Livsmedelsverket har därför utfärdat rekommendationer för hur mycket sådan fisk vi kan äta utan att löpa risk för hälsoeffekter. När nervsystemet utvecklas är känsligheten för påverkan av kvicksilver som störst varför foster och små barn är mest känsliga. Livsmedelsverkets rekommendationer innebär i korthet att gravida och ammande kvinnor samt kvinnor som planerar att snart skaffa barn helt bör avstå från att äta gädda, abborre, gös, lake och ål och stor hälleflundra (SLV, 1996). Övriga bör inte äta sådan fisk oftare än en gång i veckan.

Miljömålet ”giftfri miljö” innebär att halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön ska vara nära bakgrundshalterna, vilket för kvicksilvers del innebär 0,2 mg/kg i fisk, möjligen upp mot 0,5 mg/kg i vissa näringsfattiga skogssjöar. Med tanke på de stora mängder kvicksilver som finns upplagrade i den svenska naturen och den fortsatta tillförseln från inhemska och utländska källor genom diffus spridning kommer det emellertid att ta väldigt många år innan miljökvalitetsmålet avseende kvicksilver uppnås. Detta innebär också att problemet med metylkvicksilverkontaminerad fisk kommer att bestå under åtskillig tid framöver. Det är därför angeläget att exponeringssituationen i landet kontinuerligt övervakas, framför allt vad gäller kvinnor i barnafödande ålder.

Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen studeras kvicksilverexponeringen dels hos gravida kvinnor eftersom foster är mest känsliga samt hos högkonsumenter av fisk eftersom de kan ha ett stort intag av metylkvicksilver via fisk.

Baserat på risken för hälsoeffekter hos vuxna har Världshälsoorganisationen (FAO/WHO) fastställt ett provisoriskt tolerabelt veckointag på 0,3 mg kvicksilver totalt (5 µg/kg kroppsvikt), varav högst 0,2 mg (3,3 µg/kg kroppsvikt) i form av metylkvicksilver. Ett långvarigt intag av denna mängd metylkvicksilver beräknades medföra en kvicksilverhalt i hår på ca 6 mg/kg (WHO, 1990). Denna exponeringsnivå skyddar sannolikt ej för effekter under fosterutvecklingen. I väntan på resultat från pågående epidemiologiska studier av fiskätande befolkningsgrupper har FAO/WHO:s expertkommitte avvaktat med att fastställa ett speciellt högsta tolerabelt intag av kvicksilver för riskgruppen gravida kvinnor.

Nyligen genomförda studier på Färöarna tyder på att effekter kan uppstå även vid mycket låga exponeringsnivåer (Grandjean et al, 1997; 1998). Sjuåriga barn som exponerats under fosterstadiet testades med avseende på språkutveckling, minne och uppmärksamhet och man fann ett samband mellan testresultat och kvicksilverhalt i navelsträngsblod, ned till blodhalter på 15 µg/l. Detta motsvarar en hårhalt hos modern under graviditeten på ca 2-3 mg/kg. I pågående studier av fiskätande befolkning på Seychellerna har motsvarande resultat ej kunnat visats (Myers et al, 2000). Anledningen till de motstridiga resultaten är ännu inte känd.

Det amerikanska naturvårdsverket (USEPA) har angivit en så kallade referensdos (dos utan hälsopåverkan) för dagligt intag av metylkvicksilver som inte antas ge upphov till hälsoeffekter ens hos känsliga grupper av befolkningen. Referensdosen är 0,1 µg/kg kroppsvikt och dag vilket motsvarar en kvicksilverhalt på ca 1,2 mg/kg i hår och 6 µg/l i blod. Referensdosen har nyligen utvärderats av det amerikanska National Research Council med utgångspunkt från senare års epidemiologiska studier på Färöarna, Seychellerna och Nya Zeeland (NRC, 2000). Man kom fram till att nuvarande referensdos var vetenskapligt berättigad.

I samarbete med Livsmedelsverket genomförde Institutet för miljömedicin (IMM) en studie av kvicksilverexponering hos gravida kvinnor i Uppsala och Östhammar. Samtliga kvinnor var förstföderskor. Rekryteringen pågick 1997-1998. I senare delen av graviditeten togs hårprov. I samband med förlossningen insamlades navelsträngsblod. Cirka tre månader efter förlossningen besvarade kvinnorna en noggrann kostenkät rörande bl a fiskkonsumtion. Sammanlagt 127 kvinnor lämnade hårprov, navelsträngsblod och enkätdata. Kvinnorna var mellan 20 och 40 år gamla (median 27 år). Kvicksilverhalter bestämdes i hår och blod. Oorganiskt kvicksilver (IHg) och metylkvicksilver (MeHg) bestämdes i navelsträngsblod. Kvicksilverhalter i navelsträngsblod användes som index på fostrets exponering. Totalkvicksilver (THg) bestämdes i maternellt hår vilket ger ett mått på mammans MeHg-exponering under den tid som håret vuxit (1 cm hår motsvarar ungefär en månad).

Koncentrationerna av kvicksilver hos kvinnor och foster var relativt låga och i nivå med tidigare studier. De högsta halterna av MeHg i navelsträngsblod (5,7 µg/l) och hår (1,5 mg/kg) tangerade de nivåer i blod och hår som föreligger vid ett intag vid referensdosen.

Eftersom fisk är ett nyttigt baslivsmedel är det viktigt att livsmedelsverkets rekommendationer utformas så att gravida kvinnor inte avstår från att äta all fisk, utan bara undviker sådana arter som kan innehålla förhöjda halter av miljöföroreningar. Vi undersökte därför om rekommendationerna har avsedd effekt, dvs att begränsa metylkvicksilverexponeringen hos gravida och ammande kvinnor och deras barn.

Medvetenheten om vilka livsmedel som kan innehålla höga halter miljögifter, och därför bör undvikas i samband med graviditet, var stor. Flertalet kvinnor (116 av 127) uppgav att de

kände till att fisk, framförallt insjöfisk och Östersjöfisk, är ett sådant livsmedel. Informationen erhöles framför allt från mödravårdscentral (79 % av kvinnorna uppgav att de fått information därifrån) men även från annat håll (tidningar, tv/radio, vänner, familj och utbildning).

Hela studierapporten kan hämtas på IMMs hemsida ([www.imm.ki.se/national/index.html](http://www.imm.ki.se/national/index.html)). Titta under Datavärdschap: Hälsorelaterad miljöövervakning och klicka dig fram till rapporten.

Vi har nyligen genomfört en studie av högkonsumenter av fisk inom ramen för den hälsorelaterade miljöövervakningen. Kvinnor, 20-45 år som äter mycket fisk rekryterades från 6 olika län (Västernorrlands, Västerbottens, Gävleborgs, Västmanlands, Örebro, Värmlands, Västra Götalands eller Hallands län). Kvinnorna lämnade hårprov och blodprov samt besvarade en noggrann kostenkät. Sammanlagt 145 kvinnor lämnade hårprov, blodprov och enkätdata. Resultaten håller för närvarande på att utvärderas. Rapporten ska vara klar i slutet av juni och kommer sedan finnas tillgänglig på IMMs hemsida (adress enligt ovan). Metylkviksilverhalten i blod varierade mellan 0,3 och 14 µg/l, samt i hår mellan 0,1 och 3,6 mg/kg. Detta innebär att kvinnor med ett högt fiskintag hamnar över de nivåer som föreligger vid referensdosen, men under de nivåer som anses ge upphov till hälsoeffekter hos vuxna. Det visar hur viktigt det är att livsmedelsverket når ut med sina kostrekommendationer till kvinnor som planerar att skaffa barn.

Ytterligare en undersökning av kvicksilverexponering hos högkonsumenter av fisk från Vättern pågår inom ramen för den hälsorelaterade miljöövervakningen. Länsstyrelsen i Jönköping ansvarar för den studien.

## **Kadmium**

Kadmiumexponering sker framför allt via födan, och 75% av intaget kommer från spannmål, grönsaker och potatis. Rökare exponeras även via tobaksrök. Kadmium ackumuleras i bl a njurarna och utsöndras mycket långsamt. De högsta halterna i njurar ses vid 50-60 års ålder. Därefter sjunker halterna eftersom njuren börjar läcka kadmium, förmodligen till följd av njurskada. Det är väl känt att hög exponering för kadmium kan orsaka njurskador och benskörhet. Nyligen har man också funnit samband mellan relativt låg kadmiumexponering och tidiga tecken på försämrad njurfunktion (utsöndring av lågmolekylära proteiner och intracellulära tubulära enzym), ökad förekomst av personer som behöver njurdialys eller – transplantation samt minskad bentäthet och ökad förekomst av frakturer. Sådana effekter har påvisats i Sverige vid de exponeringsnivåer som förekommer i delar av den svenska befolkningen.

Kvinnor har generellt högre kadmiumhalter i blod, urin och njurar än män, troligen beroende på ökad absorption av kadmium i tarmen vid järnbrist, som är vanligare hos kvinnor än hos män. Riskgrupperna utgörs av rökare, kvinnor samt personer boende i områden med förhöjda omgivningshalter.

Ökande kadmiumhalter i miljön talar för att befolkningens kadmiumexponering kan öka, speciellt som fiberrik kost och grönsaker, som vi rekommenderas att äta mer av, bidrar relativt mycket till den totala exponeringen. Det är därför viktigt att övervaka exponeringen över tid. Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen undersöktes kadmiumexponeringen hos gravida kvinnor i mitten av 90-talet (Åkesson et al, 2000). Kadmiumexponering hos gravida kvinnor mäts i år i Skåne (Yrkes- och miljömedicin i Lund). För närvarande pågår även en undersökning av medelålders kvinnors (50-59 år) exponering för kadmium i Västsverige

(Yrkes- och miljömedicin i Göteborg). I denna studie mäts även protein HC i urin, en markör för tidig njurskada. Undersökningen ska även utvidgas med kvinnor mellan 29 och 39 år för att kunna se tidiga förändringar i exponering över tid.

Alla exponeringsdata som genereras inom den hälsorelaterade miljöövervakningen ska rapporteras till datavärden, vilken är Institutet för miljömedicin. Exponeringsdata lagras i en databas och undersökningarna presenteras på IMMs hemsida (adress enligt ovan). Dessa data ska vara fritt tillgängliga för alla.

## **Referenser**

Grandjean P, Weihe P, White RF, Debes F, Araki S, Yokoyama K, Murata K, Sorensen N, Dahl R, Jorgensen PJ (1997) Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol Teratol* **19**, 417-28.

Grandjean P, Weihe P, White RF, Debes F (1998) Cognitive performance of children prenatally exposed to "safe" levels of methylmercury. *Environ Res* **77**, 165-72.

Myers GJ, Davidsson PW, Palumbo D et al (2000) Secondary analysis from the Seyshelles child development study: the child behaviour checklist. *Environ Res* **84**: 12-19.

NRC (2000) Toxicological effects of Methylmercury. National Academy Press, Washington.

SLV (1996) Livsmedelsverkets råd om fiskkonsumtion. Ed. Per-Ola Darnerud. Livsmedelsverket Rapport 9/96.

WHO (1990) Methylmercury. IPCS Environmental Health Criteria 101. World Health Organization, Geneva.

Åkesson A, Berglund M, Schütz A, Bjellerup P, Bremme K, Vahter M (2002). Cadmium exposure in pregnancy and lactation in relation to iron status. *Am J Public Health* **92**: 284-287.

## **Exponering för och effekter av exponering för bly, kadmium och kvicksilver**

Staffan Skerfving, Yrkes- och miljömedicin, Universitetssjukhuset, 221 85 Lund

### **Bakgrund**

Exponering för toxiska metaller är ett traditionellt yrkes- och miljömedicinskt problem. Den yrkesmässiga exponeringen har minskat i Sverige. Internationellt är den fortfarande ofta hög. För den allmänna miljön är bilden splittrad. För vissa element har exponeringen sjunkit, för andra är den oförändrad eller stigande.

Vad gäller toxiska effekter har perspektivet starkt förändrats. Klassiska yrkesbetingade förgiftningar är ovanliga. Men i stället har intresset fokuserats mot diskretare effekter, som inte är lika påfallande, men ändå viktiga ur ett populationsperspektiv. Uppmärksamheten har riktats mot särskilt känsliga grupper i populationen. Detta gäller inte minst effekter på centrala nervsystemet (CNS) hos foster och små barn och på skelettet hos kvinnor.

I det följande summeras en av de undersökningar, som gjorts vid Yrkes- och miljömedicin vid Lunds universitet, ofta i samarbete med andra forskargrupper. I främsta hand fokuseras på svenska förhållanden, men även en del studier i andra delar av världen relateras.

### **Bly**

Blyexponering från industrier är ett problem i många delar av världen. I delar av Polen är exponeringen så hög att barn som bor nära industrier kan ådra sig skador på njurar och CNS. Exponering från industrier är ovanligt i Sverige, och när den förekommer är den låg. I ett globalt perspektiv är exponering från blyhaltig målarfärg och från dricksvatten ett enormt stort problem, med skador på CNS hos barn. Sådan exponering förekommer ej i Sverige.

Den dominerande källan till exponering hos svenska barn har varit bly från bilavgaser. Vi har följt blodbly-halterna hos skånska barn sedan 1978. Då var halterna i nivå med dem som man nu vet kan ge diskreta effekter på CNS. I takt med att bly i bensin avvecklats har halten sjunkit till cirka en fjärdedel. Trots att emissionen sedan 1994 är negligerbar, har sänkningen ännu ej säkert avstannat. Bensinblyet innebar en mycket omfattande kontaminering av miljön.

### **Kvicksilver**

Kvicksilver förekommer i många olika former. De viktigaste är metalliskt kvicksilver samt metylkvicksilver.

Metalliskt kvicksilver ingår i tandamalgam. Exponering från amalgam är den viktigaste källan till metalliskt kvicksilver i svensk population. Det finns inga belägg för att detta innebär skadliga effekter, utom för ett mycket litet fåtal, som utvecklar kontaktallergi.

Exponering för metalliskt kvicksilver var tidigare ett stort problem i industrin, fr a klor-alkaliindustrin. Där har exponeringen nu avtagit, och kvicksilvermetoder avvecklas, fr a av

miljöskäl. Detta har inneburit att Sverige varit en nettoexportör av kvicksilver i många år, vilket bl a dumpat världsmarknadspriset på kvicksilver.

Detta har gjort metallen billig i de fattiga delar av världen där man använder kvicksilver för att rena guld med klassisk vaskpanna. I dessa områden är yrkesmässig exponering, med klassisk kvicksilverförgiftning (den galne hattmakarens syndrom) ett betydande problem. Dessutom betyder uppvärmningen av guldamalgam att kvicksilverånga avgår och kontaminerar miljön, t ex i floder, sjöar och i världshaven.

I akvatisk miljö omvandlas allt kvicksilver till metylkvicksilver, som upptas av fisk och anrikas i näringskedjan. Metylkvicksilver har obehagliga toxikologiska egenskaper. Det tas upp fullständigt i mag-tarmkanalen, passerar moderkakan samt upplagras i fostrets CNS, där det kan orsaka skada. Kviksilver passerar också ut i modersmjölk.

Fisk är den helt dominerande källan till exponering för metylkvicksilver hos svenskar. Exponeringen har sannolikt minskat, som ett resultat av reducerade utsläpp av kvicksilver, svartlistning av fisk från kontaminerade vatten samt kostrekommendationer.

Det är inte klart vid vilken exponering som ger diskreta effekter på fostrets CNS. Därför har livsmedelsverket utfärdat varningar för kvinnor i fertil ålder att inte äta kontaminerad fisk. Eftersom förurning leder till ökad mobilisering av kvicksilver ur sedan gammalt i bottensediment deponerat kvicksilver, står vi inför ett långdraget problem.

Detta är ett stort dilemma, eftersom fisk samtidigt är så magnifikt skyddande för hjärtat. Vi har t ex funnit, att personer som drabbats av hjärtinfarkt har mycket lägre halter av metylkvicksilver i blodet än friska.

## **Kadmium**

Kadmium absorberas dåligt i mag-tarm-kanalen, men det lilla som absorberas upplagras i njurarna, där det kan orsaka skador. Detta innebär bl a att aktiveringen av D-vitamin i njurbarken störs och att kalcium läcker ut i urinen, vilket kan leda till svårartad osteoporos.

Yrkesmässig exponering för kadmium är utomordentligt ovanlig i Sverige. Problemet är exponering via födan, fr a via vegetabilier, som kontaminerats genom gödslingen av åkrarna samt nedfall. Vegetarianer har en högre exponering än personer med blandad kost. Kanske stiger exponeringen i populationen.

Kadmium absorberas med samma mekanismer som järn. Hos personer med järnbrist ökar denna pumpmekanism, vilket innebär ökat upptag också av kadmium. Kvinnor har oftare järnbrist än män. Det betyder att kvinnor utgör en riskgrupp. Ännu värre bli det om de röker, eftersom cigaretter innehåller kadmium.

Det är oklart exakt hur risksituationen ser ut för svenska kvinnor. Det finns vissa data som talar för att de mest exponerade i populationen ligger i riskzonen för lätta effekter på njuren. Studier pågår för att klarlägga om det finns effekter på skelettet i form av osteoporos.

En oroande serie iakttagelser har gjorts kring f d kadmiumemitterande industrier i Småland. Personer bosatta nära fabriksområdet hade högre halter av kadmium i kroppen än de som bodde längre bort. Det förefaller också som om de mest exponerade har tecken på lätta

effekter på njuren. Det visar sig också att "högexponerade" män (men inte kvinnor) har tunnare skelett än andra. Ännu viktigare - i området närmast industrierna är risken att drabbas av svår njurskada förhöjd. Dessa iakttagelser fordrar fortsatt penetrering.

### ***Sammanfattning***

Eliminationen av bly ur bensin har lett till en mycket dramatisk preventiv framgång; stora delar av världen är emellertid inte lika lyckligt lottade. Exponeringen för metylkvicksilver från fisk har minskat. Marginalen till toxiska effekter på fostrets CNS är emellertid så små att fertila kvinnor måste varnas för att äta viss fisk. Exponeringen för kadmium har sannolikt ökat. Kvinnor med järnbrist är riskgruppen; deras njurar och skelett är möjligen/troligen i fara.

## **Aktuella undersökningar av hälsoeffekter av persistenta organohalogen miljögifter**

Lars Hagmar, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Lund

Djurstudier har visat att redan vid låga doser av persistenta organohalogen miljögifter (POP), som PCB och dioxiner, kan det uppstå störningar i spermieproduktion och fruktsamhet, minskning av födelsevikten och ökad förekomst av psykomotoriska störningar hos avkomman. De exakta mekanismerna är inte klarlagda, men en störning av normala hormonella funktioner misstänks. En rad POP kan binda till olika hormonreceptorer och transportprotein. Det har diskuterats om östrogena effekter av miljögifter, som visats kunna ge "demaskulinisering" av hanfoster i djurstudier, även kan påverka människan. Till exempel har vissa forskargrupper framfört misstanken att en med tiden sämre spermie kvalitet i befolkningen beror på denna typ av effekter.

Vi har i tidigare undersökningar visat att i Sverige är konsumtion av fet östersjöfisk en viktig källa till POP exponering. Vi har också visat att serumhalten av en PCB kongener med lång halveringstid, CB-153, är en adekvat och praktiskt användbar biomarkör för POP exponering. I en serie epidemiologiska studier av yrkesfiskare från ostkusten och deras familjer (exponerad grupp) samt av motsvarande grupper från västkusten (oexponerad grupp) har vi undersökt mortalitet och cancerincidens, immunotoxicitet, perifera hormonnivåer, födelsevikt, missbildningar och fruktsamhet. I dessa studier har vi bl a visat på samband mellan risk för låg födelsevikt och CB-153 halten hos mödrarna. Sambanden mellan POP exponering och väntetid till graviditet, missfall och missbildningar var dock mindre entydiga.

Vår forskargrupp genomför för närvarande en undersökning av spermiefunktionen hos sammanlagt 200 yrkesfiskare från ostkusten och västkusten. Samtidigt tas blodprov för att bestämma bl a CB-153 och DDE som biomarkörer för exponering. Förhoppningsvis kommer den undersökningen att ge viktig information om POP exponering från östersjöfisk kan utgöra en risk för den normala spermiefunktionen. En detaljerad studie av väntetid till graviditet bland 600 fiskarpar (inkluderande de spermieundersökta) kommer att påbörjas till hösten och skall ses som ett komplement till spermieundersökningen.

Östrogen är väsentliga för benmetabolismen hos både män och kvinnor. Olika POP kan i varierande grad binda till östrogenreceptorer. Den funktionella effekten av POP på benmetabolism är dock endast till en liten grad känd. Dioxin försämrade skelettets mekaniska egenskaper hos råtta. Även dioxinlika PCB ledde till ökad benskörhet hos råtta. Det finns dessutom ett tidssamband mellan perioder med höga POP halter i Östersjön och låg bentäthet hos gråsäl. De få epidemiologiska studier som gjorts visade motstridiga resultat när det gäller sambandet mellan POP exponering och bentäthet. POP och frakturrisken hos människa har inte tidigare undersökts.

Vår grupp studerar nu frakturrisken i yrkesfiskarfamiljerna på två sätt. Dels gör vi det genom samkörning mot slutenvårdsregistret som ger möjligt att jämföra incidensen av frakturer som föranlett sjukhusvård, och dels genom att vi analyserar frakturincidensen med hjälp av svaren på en enkät som vi skickat till mer än 14000 yrkesfiskare och yrkesfiskarhustrur. Dessutom pågår just nu en fältundersökning av bentätheten hos 200 yrkesfiskare och 200

yrkesfiskarhustrur från ostkusten. Även i denna studie bestäms bl a CB-153 och DDE i serum som biomarkörer för exponering.

De ovan beskrivna forskningsprojekten finansieras av EU, Vetenskapsrådet, FORMAS, ALF-medel och Region Skånes forskningsmedel. Ekonomiskt stöd från Naturvårdsverkets medel för miljöövervakning gör det dessutom möjligt för oss att återundersöka grupper, med väl definierade kostvanor, som för 15 år sedan analyserades med avseende på bl a en rad dioxiner, bensfuraner och PCB föreningar i blod. Detta kan ge oss viktig information om hur tidstrenden för exponering för POP ser ut i befolkningen. Anslaget från Naturvårdsverket gör det också möjligt att följa POP exponeringen hos den yngre delen av befolkningen genom att vartannat år undersöka blodprover från mönstrande ynglingar.

## Pop-trender i Vättern

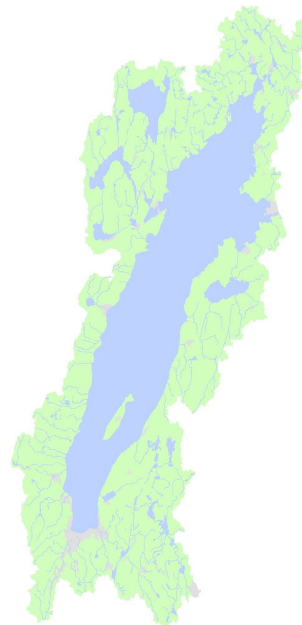
Måns Lindell, Vätternvårdsförbundet, Länsstyrelsen i Jönköping, 551 86 Jönköping, tel 036-395353

### Vättern lämpligt objekt

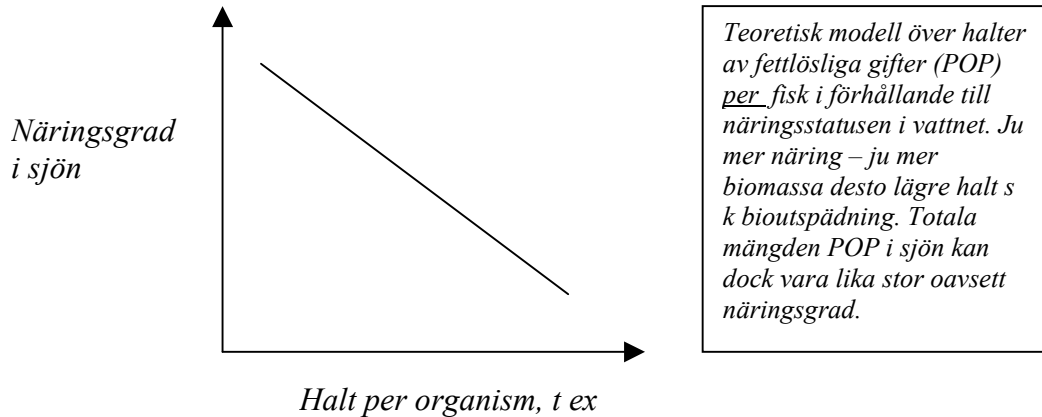
Vättern är Sveriges andra största sjö (ca 130\*30 km) och en av de största vattenmassorna av näringsfattiga sjöarna i Europa. Sjön är utpekad som riksintresse för rörligt friluftsliv, yrkesfiske, kultur och för totalförsvaret. Vättern är ett unikt ekosystem, innehållande bland annat glacialrelikter och storvuxen röding. Det finns ett betydande yrkesfiske i sjön och sjöns betydelse såsom dricksvattentäkt är tveklös.

På grund av ett förhållandevis litet tillrinningsområde och en stor sjövolym blir omsättningstiden lång, ca 60 år. Vättern har en lång historia såsom recipient för utsläpp från både samhälle och pappersindustrier och är därför ett lämpligt studieobjekt för att följa ackumulering och nedbrytning av långlivade organiska föreningar (POP, Persistent Organic Pollutants). Miljöövervakningsprogrammet för Vättern har löpt regelbundet sedan 1966 men har primärt varit inriktat mot näringsämnen då avloppsutsläpp påverkade sjön genom att en viss övergödning blev tydlig under 1960-talet. Miljöövervakningsprogrammet i sig har inte innefattat regelbundna mätningar av PCB, DDT och dioxiner. På grund av det betydande yrkesfiske och konsumtionen av Vätterfisk har emellertid Statens Livsmedelsverk tillsammans med Vätternvårdsförbundet vid ett antal tillfällen utfört (ca var 6:e år) studier av miljögifter i fisk sedan slutet av 1960-talet.

Vättern och dess tillrinningsområde



Många av POP är lipofila, dvs de löser sig hellre i fett än i vatten. Detta medför att i en näringsfattig sjö med ett klart vatten och som hyser feta fiskar (laxfiskar, ål m fl) som Vättern, då fördelar sig de lipofila POP hellre till fisken än till vattnet. Processen kallas *bioackumulering*. Sålunda är fet fisk i klarvattenssjöar en bra indikator på belastningen och utvecklingen av POP. Dessutom sker en sk bioutspädning av POP om fiskbiomassan är hög. Per individ är då halterna lägre men den totala "bulken" är lika i sjöarna, det är bara fördelningen i vatten/organismer som skiljer.



Härav följer att Vätternröding har s k kostrekommendationer utfärdade av Livsmedelsverket. Dessa kostrekommendationer är i princip desamma för Vättern som för Östersjön, ett system som är känt för sin föroreningsgrad, (se faktaruta).

**Faktaruta: Kostråd om insjöfisk och fet ostkustfisk** (från Livsmedelsverkets hemsida ([www.slv.se](http://www.slv.se)))

**Följande gäller för flickor samt kvinnor i barnafödande ålder:**

**Ät gärna en gång i månaden, men inte mer :**

- \* strömming/sill från Östersjön och Bottniska viken
- \* vildfångad lax och vildfångad öring från Vänern, Östersjön och Bottniska viken
- \* vildfångad röding från Vättern.

### Övriga konsumenter

**Ät gärna en gång i veckan, men inte mer :**

- \* abborre, gädda, gös, lake, ål och stor hälleflundra
- \* strömming/sill från Östersjön och Bottniska viken
- \* vildfångad lax och vildfångad öring från Vänern, Östersjön och Bottniska viken
- \* vildfångad röding från Vättern.

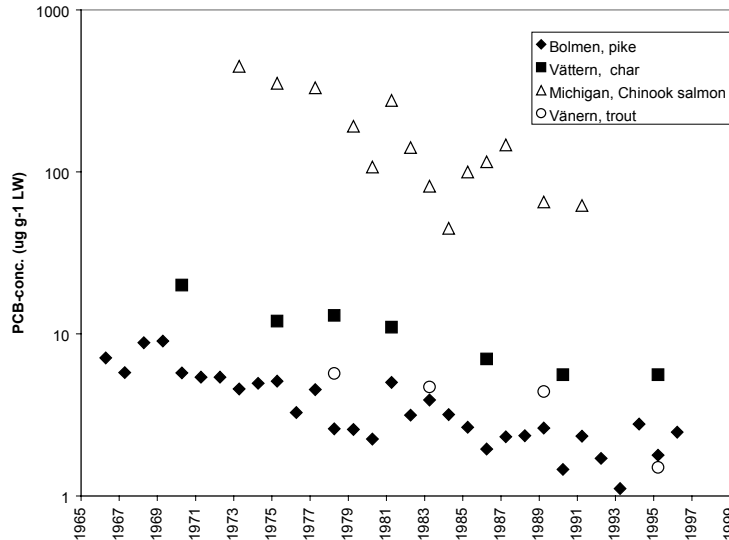
### Vad har gjorts tidigare?

Uppföljning av organiska föroreningar i organismer i Vättern har genomförts i olika program. Den mest kompletta tidsserien utgörs av PCB och DDT i röding. Trots en stor variation i analysmetodik, ålder och kön av rödingmaterialet utgör dessa data viktiga underlag då långa tidsserier av POP i fisk generellt är förhållandevis sällsynt. Regelbunden provtagning har ägt rum ungefär vart sjätte år med start från 1979. Tidigare insamlingar finns från 1971 vad gäller PCB och från 1966 för DDT. Den senaste insamlingen av fisk gjordes vintern 2001/02 och resultaten av den är för närvarande under framtagande. Undersökningen 2001/02 innefattade dessutom en "scanning" av samtliga de 33 ämnen som utpekats som farliga i ramdirektivet för vatten och skall fasa ut eller minskas.

### Situationen idag

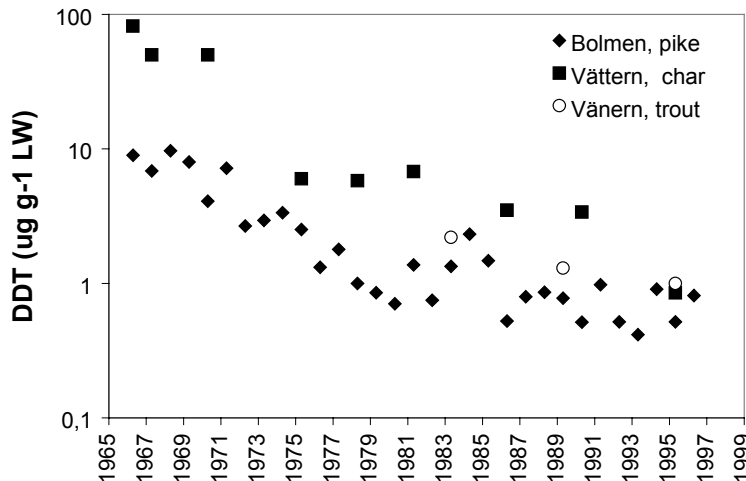
Totalhalten PCB i röding var år 1971 ca 20 µg/g fettvikt. Vid 1996 års undersökning visade sig halten PCB ha minskat till 5-6 20 µg/g fettvikt och minskningen har i reella tal avstannat

något de senaste åren. Minskningen var för hela perioden 5.4% per år. Denna minskning stämmer väl överens med andra tidsserier t ex årlig provtagning av gädda i Bolmen (nationell övervakningssjö av PCB) visar på en minskning av 6% per år.



*Halten av PCB i röding  
1971-1996 från  
Vättern jämfört med ett par  
andra sjöar.*

DDT analyserades första gången 1966 i Vätternröding. Halten var då ca 80 µg/g fettvikt. Under 1970-talet minskade DDT till följd av att ämnet förbjöds. Idag (1996) har halterna stabiliserats på en nivå runt 1 µg/g fettvikt, d v s ca 1% av halten på 1960-talet och minskningen är ca 13% per år. Även minskningen av DDT i Vätternröding stämmer väl överens med andra sjöar (8-11%).



*Halten av DDT/DDE i  
röding 1966-1996 från  
Vättern jämfört med ett par  
andra sjöar.*

Dioxiner har analyserats två gånger, 1987 och 1991. Materialet var relativt inhomogent vad avser ålder kön och dessutom utgjordes det av endast 5 fiskar 1987. Dioxinhalterna var 1987 45 ng/kg fettvikt och 1991 5.4 ng/kg fettvikt. En förhållandevis omfattande undersökning har utförts vintern 2001/02 och kommer att redovisas under hösten 2002.

## **Betydelsen av lång omsättningstid**

Näringsfattiga klarvattenssjöar med lång omsättningstid föreslås vara mer "känsliga" för POP än andra sjöar. Det är därför troligt att en stor del av tillförda ämnen till Vättern antingen bryts ned och/eller fastläggs i sjön och dess sediment. Det har t ex beräknats att endast 0.02% av tillförd mängd 3,4,5TrCG avrinner via utloppet i Motala ström. Resten har stannat i Vättern där 0.5% är i vattenfas och 5% i sedimenten. Även avdunstning föreslås vara en betydande borttransport av POP från sjöar. Samtidigt som avdunstning erhåller Vättern idag förmodligen en stor del av POP via atmosfäriskt nedfall. Grova beräkningar visar på att ca 3 kg PCB och 0,3 kg DDT årligen deponeras via atmosfären till Vättern.

## **Framtiden?**

Vättern är en synnerligen lämplig sjö att bedriva övervakning av POP i fisk. Egenskaper såsom näringsfattigt vatten, relativt raka födokedjor, lång uppehållstid, stor sjöyta i förhållande till tillrinningsområdet gynnar studier av långlivade ämnen. Dessutom är det viktigt att veta halterna då ett betydande yrkesfiske såväl som dricksvattentäkten Vättern behöver faktaunderlag om POP.

Framtidens miljöövervakning av miljögifter i Vättern bör innefatta:

- Fortsatt analyser av de "klassiska POP i fisk med intervall av vart 6:e år.
- Screening för nya ämnen såsom t ex flamskyddsmedel
- Övervakning av atmosfärbidraget och källfördelning från land.
- Retroaktiva studier av "nya" ämnen genom det fiskmaterial som finns i provbank (information om detta på Naturhistoriska Riksmuseet hemsida , <http://www.nrm.se/mg/mpb.html.se> )

Detta abstrakt har presenterats i en artikel i AMBIO, 2001. Vol 30(8), 545-551.

## Resultat från analys av dioxin och dioxinlika PCB i fisk från Östersjön, Vänern och Vättern

Rickard Bjerselius, Marie Aune, Per Ola Darnerud, Samuel Atuma, Mats Tysklind\*, Sture Bergek\*, Katrin Lundstedt-Enkel\*\* och Anders Glynn

Livsmedelsverket, Forsknings och utvecklingsavdelningen, Box 622, 751 26 Uppsala

\*Miljökemi, Umeå universitet, 901 87 Umeå

\*\*Miljögiftsgruppen, Naturhistoriska riksmuseet, Box 50007, 104 05 Stockholm och Avd. för ekotoxikologi, EBC, Uppsala universitet, 752 36 Uppsala

### Inledning

Europeiska gemenskapen (EG) publicerade i november 2001 en förordning om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel (förordning nr 2375/2001)<sup>1</sup>. Detta betyder i princip att samtliga animaliska livsmedel (inklusive vegetabilisk olja) har fått ett gränsvärde för polyklorerade dibenzo dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzo furaner (PCDF), vilket ej får överstigas vid försäljning av dessa produkter inom EU. För svenskt vidkommande innebär de fastställda gränsvärdena troligen inte några problem, med undantag för fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern vilkas halter av PCDD/DF kan misstänkas ligga i närheten av eller över det specifika gränsvärdet för fiskprodukter (4 pg WHO-PCDD/DF-TEQ/g färskvikt (TEQ = toxiska ekvivalenter; korrigerad halt som tar hänsyn till de studerade ämnenas sammanlagda giftighet i förhållande till den giftigaste dioxinföreningen, 2,3,7,8-TCDD). Sverige fick dock (tillsammans med Finland) vid de förda förhandlingarna ett undantag som betyder att Sverige t.o.m. 2006 får sälja dessa fiskprodukter, oavsett halt av PCDD/DF, inom Sverige. Motiveringen till detta beslut är att "Sverige har ett fungerande system som kan garantera att konsumenterna informeras om de kostrekommendationer som syftar till att begränsa vissa sårbara befolkningsgruppers konsumtion av fisk från Östersjöområdet för att undvika eventuella hälsorisker". De nämnda riskgrupperna utgörs i första hand av flickor och kvinnor upp till och med barnafödande ålder samt högkonsumenter av dessa fiskarter, som bör begränsa sitt intag till en gång i månaden respektive en gång i veckan. Livsmedelsverket har länge varit medvetet om problemet med dioxiner i livsmedel. Redan i början på 80-talet infördes därför kostråd för fisk med förhöjda halter av organiska klorerade miljöföroreningar. I samarbete med Umeå universitet, Fiskeriverket, Jordbruksverket, Naturhistoriska riksmuseet, Uppsala universitet, Vänerns vattenvårdsförbund och Vätternvårdsförbundet genomför Livsmedelsverket för närvarande en undersökning av halten av dioxiner och dioxinlika PCBs i fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern. Resultaten finns att tillgå på Livsmedelsverkets hemsida [www.slv.se](http://www.slv.se). För närvarande finns ca. 2/3 av resultaten tillgängliga.

EU's medlemsstater har även fått i uppdrag att samla in och till kommissionen rapportera resultat av undersökningar med avseende på dioxinlika PCBs (4 st non-orto PCB och 8 st mono-orto PCBs) då dessa ska utvärderas och troligen gränsvärdesättas under 2004. För fiskprodukter vet man från tidigare studier att andelen dioxinlika PCBs av den totala dioxingiftigheten kan uppgå till 40 - 60 %. Den nu pågående undersökningen omfattar även dessa dioxinlika PCBs. Resultatet som presenteras här representerar en begränsad del av

undersökningen och belyser hur mycket non-orto PCBs bidrar med i Östersjön, Vänern och Vättern för lax och öring.

## **Material och metoder**

Sammanfattningen innehåller resultat från analyser av lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*), från ett flertal lokaler i Östersjön samt Vänern och Vättern. Analysen har gjorts på fiskmuskel (fiskkött utan skinn). Alla fiskar är infångade på hösten 2000 och 2001. Laxen och öringen från Gotland har analyserats på individbasis medan proverna från övriga lokaler består av samlingsprov (samlingsprov = muskel från flera fiskar har blandats innan analys; detta görs bl.a. för att ett fåtal analyser ska representera ett något större antal fiskar från den lokalen).

Analyserna har utförts på Umeå universitet, avdelningen för Miljökemi. Dioxinhalten mäts i pg WHO-TEQ/g färskvikt<sup>2</sup>. Analyserna avser 17 toxiska klorerade dibensodioxiner och dibensofuraner och 4 non-orto PCBs (PCBs 77, 81, 126, 169). Vid beräkning av WHO-TEQ värdena har hela detektionsgränsen använts vid icke detekterbara nivåer.

## **Resultat och diskussion**

Bidraget från non-orto PCBs till den totala dioxingiftigheten är betydande i de analyserade proverna. Medelvärde av non-orto PCB-TEQ i procent av det totala TEQ-värdet (PCDD/DF + plana PCBs) för lax fångad i Östersjön och insjöarna är 54 % respektive 76 %. Motsvarande siffror för öring är 54 % respektive 72 %. Som det indikeras i figur 1 kommer den totala TEQ-halten av PCDD/DF och non-orto PCBs att överstiga det nu fastställda gränsvärdet för PCDD/DF, 4 pg WHO-TEQ/g färskvikt. Detta skulle innebära att samtliga här analyserade laxar och öringar skulle hamna över det nu gällande gränsvärdet för dioxiner och furaner. Det är i nuläget dock ej klart hur det gränsvärde som ska börja gälla för de dioxinlika PCBs kommer att sättas. Det ska här också poängteras att det i denna sammanfattning saknas resultat från ytterligare en grupp dioxinlika PCBs, mono-orto PCBs, vilket ytterligare kommer att höja nivåerna av totala TEQ.

Det föreligger således en tydlig skillnad mellan kvoten av dioxiner/plana PCBs om man jämför lax fångad i havet och insjöarna (0.86 respektive 0.31). Motsvarande siffror för öring är 0.86 respektive 0.39. Bidraget av de plana PCBs är betydligt större för insjöarna jämfört med Östersjöfiskeriet vilket troligen speglar exponeringssituationen för de olika områdena.

Tidigare undersökningar har visat att halten av dioxiner i fisk från samma lokal kan variera mellan olika år och årstid<sup>3</sup>. Det är viktigt att poängtera att halten av organiska miljögifter även kan variera avsevärt mellan individer från samma lokal beroende bl. a. på skillnader i fetthalt, storlek (ålder), kön etc. De redovisade resultaten kan därför anses vara representativa endast för provtagningstillfället ifråga.

## Referenser

- 1 Council Regulation 2375/01/EC amending Commission Regulation (EC) No 466/2001
2. Van den Berg et al. (22 co-authors; 1998) Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environmental Health Perspectives 106, (12) 775
3. Bignert, A., Olsson, M., de Wit, C., Litzén, K., Rappe, C. and Reutergårdh, L. (1994) Biological variation – an important factor to consider in ecotoxicological studies based on environmental samples. Fresenius J. Anal. Chem. 348, 76

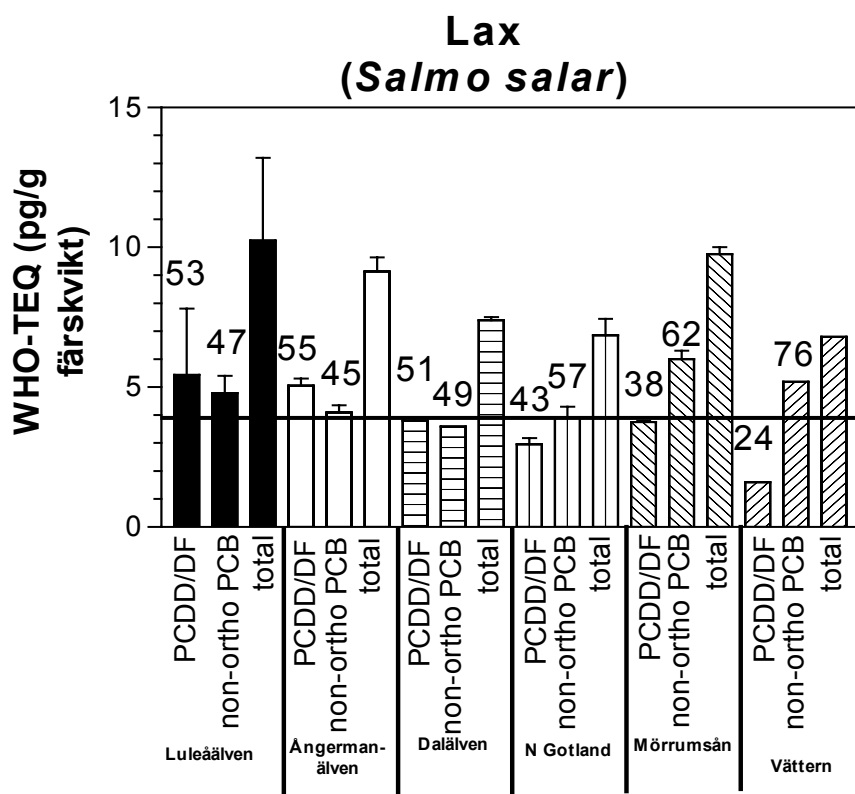
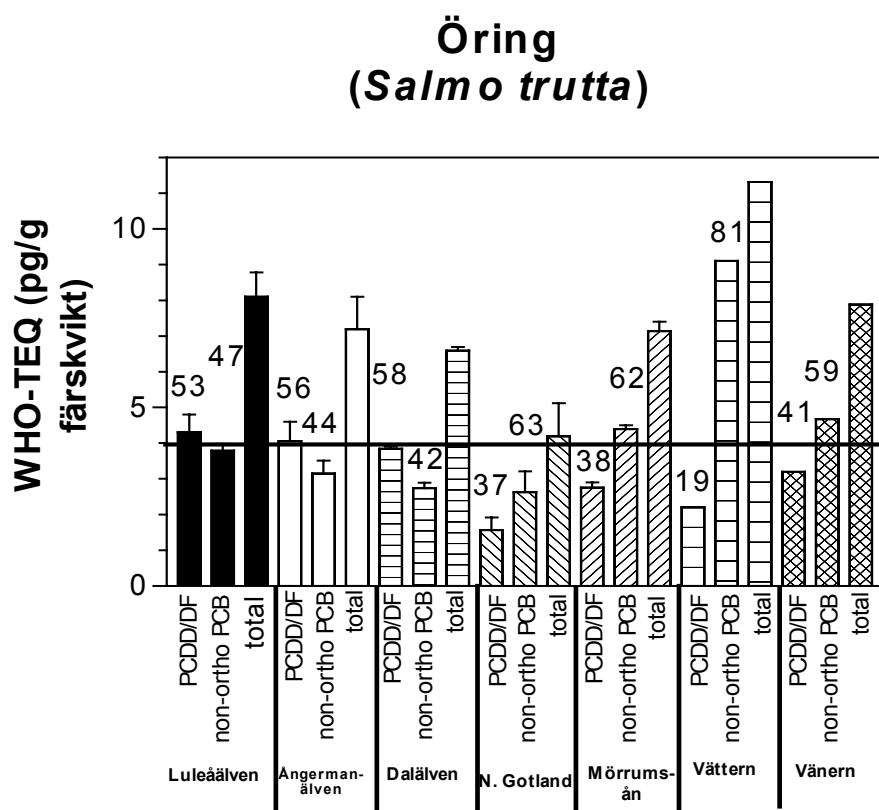


Fig.1 Medelvärde av WHO-TEQ (pg/g färskvikt) halter av PCDD/DF och non-orto PCBs och summan av WHO-TEQ halterna i lax och öring från Östersjön, Vänern och Vättern. Gränsvärdet för PCDD/DF på 4 pg/g färskvikt är indikerat. Siffrorna över staplarna indikerar procent av summa TEQ.



## **PBDEs, PCBs and other POPs in blood samples from the Swedish population, occupational exposure or general background levels**

Bert van Bavel<sup>1</sup>, Lennart Hardell<sup>1,2</sup>, and Gunilla Lindström<sup>1</sup>

<sup>1</sup> MTM Research Centre, Örebro University, SE 701 82 Örebro, Sweden.

<sup>2</sup> Department of Oncology, Örebro University, SE 701 82 Örebro, Sweden

### ***Introduction***

Brominated flame retardants i.e. PBDEs are found in the low ng/g range in the general population in Northern Europe<sup>1-3</sup>. It is generally assumed that the levels in the general population are a result of exposure through food. Elevated levels have been reported for workers in computer recycling facilities<sup>4,5</sup>. Recent data shows that human samples from Northern America contain higher levels than the values reported from Europe<sup>6-8</sup>. In the here presented study blood from a cohort of 220 persons from Sweden were analysed for PBDEs (Tetra-Hexa). This specific cohort existed of mother and son pairs of a control group and a group of which the sons were diagnosed with testicle cancer. In addition to PBDE data all samples were analysed for 35 individual PCB congeners, DDE, chlordane's and HxCBz. Findings of high levels of PBDEs in 5% of the samples in both the control and case group are in strong contrast to the more equal distribution of the other compounds (PCBs, DDE, Chordane and HxCBz).

### ***Material and Methods***

Blood samples were collected throughout Sweden but mostly in the Örebro region of both mothers and sons of which the sons were diagnosed with testicle cancer. In addition an age matched control pair was selected. For each person 20 ml blood was taken and frozen until analysis. Of the blood samples 10 ml was mixed with ethanol and applied to a hydromatrix column after the internal standard <sup>13</sup>C PBDE #77 was added. After elution of the blood lipids from this column with a mixture of isopropanol/hexane and removing water from the concentrated extract with sodium sulphate, the amount of blood lipids was established gravimetrically. Removal of the lipids was achieved by using a multiple layer silica column consisting of H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-silica, neutral silica and KOH silica. The extraction and clean up method was adapted from Pöpke et al.<sup>9,10</sup>. 2 ul of cleaned sample extract concentrated in 50 ul tetradecane was analysed by GC/MS. Two different ionisation methods were used. Electron impact monitoring the two most abundant masses of the bromine molecular cluster for screening of the samples and NCI ionisation monitoring masses 79 and 81 to achieve lower detection limits. The first 35 blood samples were only run in the EI mode due to a different spiking protocol including <sup>13</sup>C PBDE #47, #99 and #153. A laboratory blank sample was analysed with each set of 10 samples, blank values were in all cases lower than 10 % of the values measured in the samples.

## Results and discussion

The results of the analysis are summarised in Table 1 and graphically displayed in Figure 1. In addition the levels of three computer recycling employees analysed by the same method are given in Table 1. In total 220 blood samples were analysed within this study consisting of mother/son case pairs and mother/son control pairs. In the large majority of the blood samples levels of around 5 ng/g lipids were found. The distribution of the samples is shown in Figure 1, where the frequency is plotted against the levels measured. Figure 1 almost resembles a normal distribution between 1.0 and 13 ng/g lipids with a mean value of 4.9 ng/g lipids for the sum of tetra through hexa PBDE isomers. This is in accordance with other studies in Europe where levels between 2 and 7 ng/g (lw) are reported. This is somewhat lower than levels reported for computer recycling employees from our own studies and the literature<sup>4,5,11</sup>. What is surprising however is that in 10 of the samples extreme high levels of PBDEs were found, with one extreme exceeding 1000 ng/g (lw). The high levels were both found in the case group and the control group. What is even more surprisingly is that two mother/son pairs could be identified (case 42, control 145) with high levels. In both mother/son pair the mother showed the highest levels of PBDEs. The same pattern was seen in both the mother and son in these two mother/son pairs.

*Table 1. Levels of PBDE ng/g lipids in case and controls of the testicle cancer study and their mothers and the levels in computer recycling employees from ref<sup>11</sup>*

| Sample Information               | NCI Data   |            |            |            | EI Data       |                |                |
|----------------------------------|------------|------------|------------|------------|---------------|----------------|----------------|
|                                  | # 47       | # 99       | # 153      | Sum PBDE   | # 47          | # 99           | # 153          |
| Case 4                           | na         | na         | na         | na         | 10            | < 15           | < 20           |
| Case 35                          | na         | na         | na         | na         | 53            | < 15           | < 20           |
| Case 42                          | 178        | 73         | 22         | 272        | 192           | 48             | < 40           |
| Mother Case 42                   | 716        | 353        | 153        | 1221       | 740           | 313            | 156            |
| Mother Case 119                  | 177        | 325        | 35         | 537        | 192           | 323            | 22             |
| Mother Case 37                   | na         | na         | na         | na         | 21            | < 15           | < 20           |
| Control 153                      | 28         | 6          | 6          | 40         | < 11          | < 30           | < 40           |
| Control 145                      | 35         | 12         | 4          | 52         | 21            | < 15           | < 20           |
| Mother Control 145               | 478        | 156        | 52         | 686        | na            | na             | na             |
| Mother Control 117               | 106        | 19         | 9          | 134        | 99            | 22             | < 20           |
| <b>Mean (n =7)</b>               | <b>245</b> | <b>135</b> | <b>40</b>  | <b>420</b> | <b>166</b>    | <b>176</b>     | <b>89</b>      |
|                                  |            |            |            |            |               |                |                |
| <b>Rest of samples (n = 136)</b> | <b>2.2</b> | <b>1.1</b> | <b>1.6</b> | <b>4.9</b> | <b>&lt; 5</b> | <b>&lt; 10</b> | <b>&lt; 20</b> |
|                                  |            |            |            |            |               |                |                |
| Computer Recycler 1 (n = 7)      | 4.1        | 3.6        | 2.0        | 11         |               |                |                |
| Computer Recycler 2 (n = 7)      | 3.2        | 3.1        | 2.5        | 10         |               |                |                |
| Computer Recycler 3 (n = 7)      | 5.3        | 4.5        | 1.2        | 12         |               |                |                |
| <b>Mean</b>                      | <b>4.2</b> | <b>3.7</b> | <b>1.9</b> | <b>11</b>  |               |                |                |

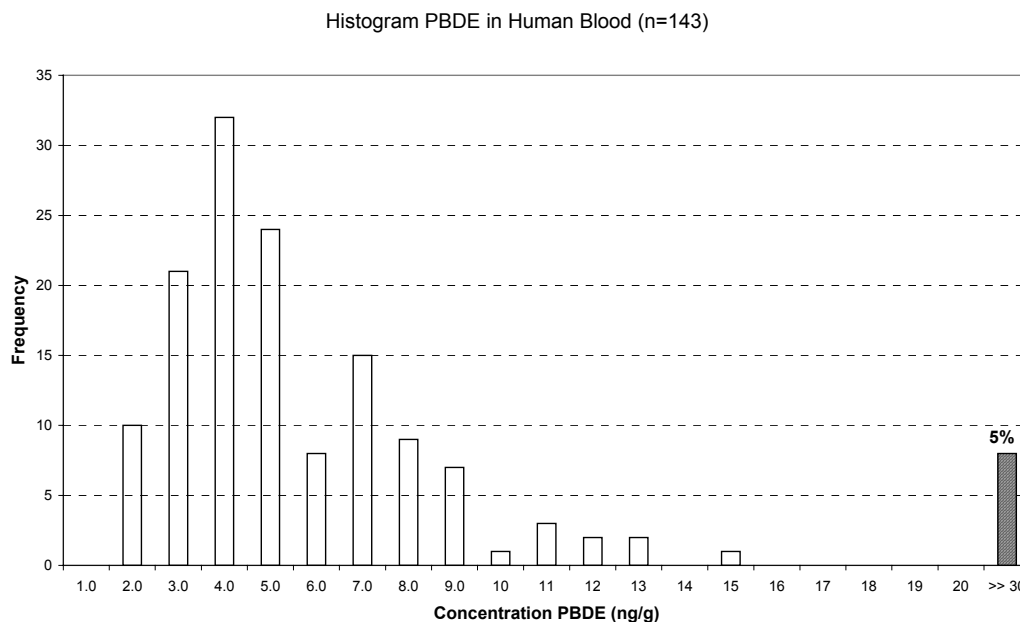


Figure 1. The distribution of 143 samples rerun using NCI to enhance the detection limit for PBDE, 5% of the samples showed levels of PBDE larger than 30 ng/g lipids

The general population is mainly exposed to PBDEs through the food chain which results in background levels of 1-6 ng/g lipids. Occupational exposure has been identified for employees of computer recycling facilities. The extreme high level for the 10 samples presented here are a surprise and an indication of an unknown source for PBDEs. None of the persons showing the highest PBDE levels were working at a computer recycling facility or similar industries. Although the reason is still unknown, it is speculated that the high levels might be related to the home environment. This is strengthened by the fact that two mother/son pairs showed high levels of PBDE. In addition this might explain the higher levels found in several samples in the US where PBDEs are used to a larger extent in the home environment than in Europe.

To definitely exclude contamination during sampling of the blood and to follow up this study, new samples will be taken of the persons with the extreme high PBDE levels. A more thorough investigation of the work and home situation will also be part of this follow up study.

### Acknowledgements

Christer Olsson and all personnel of the Wåab computer recycling facility are gratefully acknowledged for all cooperation and support. The Cancer and Allergy Foundation and the Knowledge Foundation are acknowledged for financial support. Anna Kitt, Maria Liljedahl, Marie Karlsson, Anneli Pettersson are acknowledged for laboratory assistance

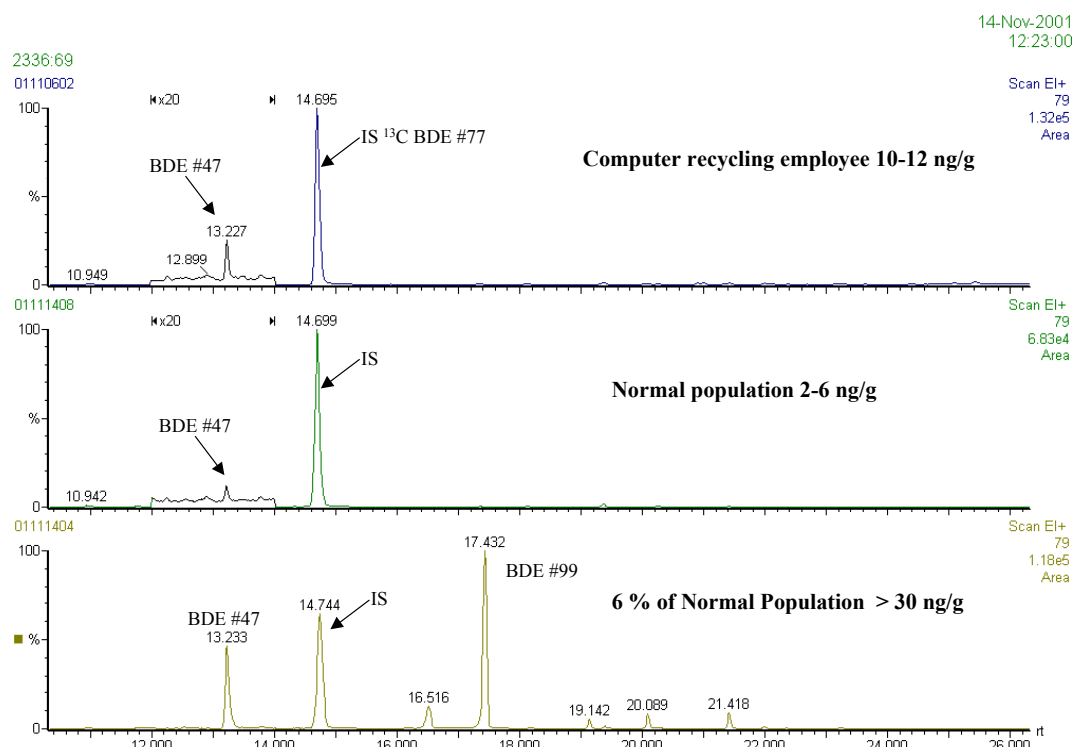


Figure 2. A NCI GC/MS chromatogram showing mass 79 of a 'normal' sample, a computer recycler and one of the extreme high level samples.

## References

- <sup>1</sup>Lindström G, van Bavel B, Hardell L. and Liljegren G.. *Oncology Reports* 4 (1997) 999-100
- <sup>2</sup>Meneses M., Wingfors H., Schuhmacher M., J.L. Domingo, G. Lindström and van Bavel B. *Chemosphere* 39 (1999) 2271-2278.
- <sup>3</sup>Meironyté D., Norén K. and Bergman Å. J. (2000) *Toxicol Environ. Health* 58 101-103
- <sup>4</sup>Sjödin A., Hagmar L., Klasson-Wehler E., Kronholm-Diab, Jakobsson E. and Bergman Å. (1999) *Environ. Health Perspect.* 107 643-648.
- <sup>5</sup>Thomsen C., Lundanes E., Becher G.(2001) *J. Environ. Monit.* 3 366-370
- <sup>6</sup>She J., Winkler J., Visita M., McKinney M. and Petreas M. (2000). *Organo Compd.* 47 53-56.
- <sup>7</sup>Sjödin A., Patterson D.G., and Bergman Å. (2001). *Environ. Sci. and Technol.* 35 3830-3833.
- <sup>8</sup>Päpke O., Bathe L., Bergman Å., Fürst P., Meironyté Guvenius D., Herrmann T., and Norén K. (2001) *Organohalogen Compd.* 52 197-200.
- <sup>9</sup>Päpke O., Ball M., Liz Z.A. and Scheunert K. (1989) *Chemosphere* 19 941-948.
- <sup>10</sup>Karlsson M., Pettersson A., van Bavel B., and Lindström G. *Organohalogen Compd.* (2002).
- <sup>11</sup>Pettersson A., Karlsson M., van Bavel B., Engwall M.,Lindström G., Ohlson C.-G. *Organohalogen Compd.* (2002).

## Bilaga I. Program för miljögiftsseminarium 12-13 juni

| <b>Dag 1</b>  | <b>Miljögifter i miljön</b>                                                     |                                               |
|---------------|---------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| 09.30 – 10.10 | Fika                                                                            |                                               |
| 10.10 – 10.20 | Välkomst och praktiska aspekter                                                 |                                               |
| 10.20 – 11.00 | Direktiv och gränsvärden för kemiska ämnen i miljön                             | Alf Lundgren (KemI) och Håkan Marklund (NV)   |
| 11.00 – 11.30 | Nationell och regional miljöövervakning och screening                           | Britta Hedlund (NV) och Henrick Blank (f-lst) |
| 11.30 - 12.00 | Alkylfenoler i reningsverksprover och fisk                                      | Per-Ola Darnerud (SLV)                        |
| 12.00 – 13.00 | Lunch                                                                           |                                               |
| 13.00 - 13.30 | Bekämpningsmedel – Nationell övervakning, datalagring                           | Jenny Kreuger (SLU)                           |
| 13.30-14.00   | Perfluorerade ämnen – Exponering och ev förekomst i miljön                      | Ulf Järnberg (ITM)                            |
| 14.00 - 14.30 | Fungerar vitmärslors reproduktion i Vättern?                                    | Brita Sundelin (ITM)                          |
| 14.30 - 15.00 | Fika                                                                            |                                               |
| 15.00 - 15.30 | Klorparaffiner—döljs miljöproblem av analysproblem?                             | Peter Sundin (SLU)                            |
| 15.30 - 16.00 | Screening av klorfenoler och några andra halogenerade fenoliska ämnen i Sverige | John Sternbeck (IVL)                          |
| 16.00 - 16.30 | Regionalt miljöskyddsarbete för en giftfri miljö – ”mission impossible”         | Gudrun Bremle (f-lst)                         |
| 16.30 - 17.00 | Paneldiskussion (pressen inbjuds)                                               | Moderator: Ola Broberg (f-lst)                |
| 18.30 -       | Middag – på Hotell Högländ                                                      | För den som vill                              |

| <b>Dag 2</b>  | <b>Miljögifter och hälsa</b>                                                                                                |                                      |
|---------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| 08.30 – 08.55 | Miljömålsuppföljning - giftfri miljö                                                                                        | Bengt Melsäter (KemI)                |
| 8.55– 9.20    | Hälsa i miljömålen; Strategi och uppföljning                                                                                | Michael Ressner (SoS)                |
| 09.20 – 9.45  | Organiska miljögifter i bröstmjölk                                                                                          | Per-Ola Darnerud (SLV)               |
| 9.45 - 10.10  | Triclosan i människa och miljö                                                                                              | Margaretha Adolfsson-Erici (ITM)     |
| 10.10 – 10.40 | Fika                                                                                                                        |                                      |
| 10.40 – 11.05 | Exponeringsmätningar av kvicksilver och kadmium inom den nationella miljöövervakningen                                      | Marika Berglund (IMM)                |
| 11.05 - 11.30 | Exponering för och effekter av exponering för bly, kadmium och kvicksilver                                                  | Staffan Skerfving (YMK, Lund)        |
| 11.30 – 11.55 | Aktuella undersökningar av hälsoeffekter av persistenta organohalogen miljögifter                                           | Lars Hagmar (YMK, Lund)              |
| 11.55 – 12.55 | Lunch                                                                                                                       |                                      |
| 12.55 - 13.20 | POP- trender i Vättern                                                                                                      | Måns Lindell (Vätternvårdsförbundet) |
| 13.20 – 13.45 | Resultat från analys av dioxin och dioxinlika PCB i fisk från Östersjön, Vänern och Vättern                                 | Rickard Bjerselius (SLV)             |
| 13.45 - 14.10 | PBDEs, PCBs and other POPs in blood samples from the Swedish population, occupational exposure or general background levels | Bert van Bavel (Örebro Universitet)  |
| 14.10 – 14.40 | Paneldiskussion (pressen inbjuds), fika erbjuds efter diskussionen                                                          | Moderator: Britta Hedlund (NV)       |

## **Bilaga II. E-post till föredragshållare**

| <b>Namn:</b>               | <b>Institution</b>  |                                      |
|----------------------------|---------------------|--------------------------------------|
| Alf Lundgren               | Kemi                | alf.lundgren@kemi.se                 |
| Bengt Melsäter             | Kemi                | bengt.melsater@kemi.se               |
| Bert van Bavel             | MTM-Örebro<br>univ. | bert.vanbavel@nat.oru.se             |
| Brita Sundelin             | ITM                 | brita.sundelin@itm.su.se             |
| Britta Hedlund             | SNV                 | britta.hedlund@naturvardsverket.se   |
| Gudrun Bremle              | f-lst               | gudrun.bremle@f.lst.se               |
| Henrick Blank              | f-lst               | heba@f.lst.se                        |
| Håkan Marklund             | SNV                 | hakan.marklund@naturvardsverket.se   |
| Jenny Krueger              | SLU                 | jenny.kreuger@mv.slu.se              |
| John Sternbeck             | IVL                 | john.sternbeck@ivl.se                |
| Lars Hagmar                | Ymed, Lund          | lars.hagmar@ymed.lu.se               |
| Margaretha Adolfsson-Erici | ITM                 | margaretha.adolfsson-erici@itm.su.se |
| Marika Berglund            | IMM                 | marika.berglund@imm.ki.se            |
| Michael Ressner            | Sos                 | michael.ressner@sos.se               |
| Måns Lindell               | f-lst               | mans.lindell@f.lst.se                |
| Ola Broberg                | f-lst               | ola.broberg@f.lst.se                 |
| Per-Ola Darnerud           | SLV                 | poda@slv.se                          |
| Peter Sundin               | SLU                 | peter.sundin@ma.slu.se               |
| Rickard Bjerselius         | SLV                 | ribj@slv.se                          |
| Staffan Skerfving          | Ymed, Lund          | staffan.skerfving@ymed.lu.se         |
| Ulf Järnberg               | ITM                 | ulf.jarnberg@itm.su.se               |