

2000-04-14

Per Ola Darnerud, Samuel Atuma, Marie Aune, Wulf Becker, Kierstin Petersson-Grawé och Anders Wicklund-Glynn, Livsmedelsverket

Sakrapport Miljöövervakningen: Organiska miljökontaminanter i svenska livsmedel

Avtalsnr: 215 907

Utförare: Livsmedelsverket

Programområde: Hälsa samt urban miljö

Delprogram: Exponeringsstudier – exponering via livsmedel

Undersökning: Organiska miljögifter i organiskt material

Syfte

Livsmedelsverket har som en viktig uppgift att uppskatta den hälsorisk som olika främmande ämnen i livsmedel kan utgöra. Vid detta arbete är det nödvändigt att utföra beräkningar av intaget av dessa ämnen via födan, s.k. intagsberäkningar. När det gäller organiska halogenerade ämnen är svenska intagsberäkningar i många fall bristfälliga då analysdata för livsmedel antingen är gamla, eller saknas helt. Det är därför av stor vikt att förbättra underlaget och basera de nya intagsstudierna på aktuella halt- och konsumtionsdata.

Med hjälp av medel från Naturvårdsverkets Miljöövervakningsenhet har nya analyser av i första hand animaliska livsmedel utförts avseende på följande organiska miljökontaminanter (POP): PCDD/DF (17 kongener), PCB (23 kongener, varav 9 dioxinlika), PBDE (5 kongener), DDT (4 kongener), HCB, HCH (3 kongener) och komponenter i teknisk klordan (4 kongener). Nya konsumtionsdata har tagits fram i Livsmedelsverkets och SCB:s stora undersökning Riksmaten 1997-98 (Becker 1999), där speciellt fiskkonsumtionen har fått ett utökat utrymme. Halt- och intagsdata har därefter sammanställts och dessa redovisas i rapporten. Observera att intagsberäkningarna i rapporten är utförda enligt Matkorgsmetoden (se nedan), förutom i fråga om dioxiner, då intaget beräknades både från Matkorgsdata och från halter i enskilda livsmedel.

Bakgrund

Man uppskattar att maten svarar för en mycket stor del av den allmänna befolkningens totala exponeringen för POP. Beräkningar som utförts i Kanada, Tyskland och Holland visar att 87-96 procent av den totala dioxinexponeringen har sitt ursprung i maten, medan exponering från luft och mark står för 2-4 procent av återstoden (Liem 1999). De livsmedel som utgör de huvudsakliga källorna är animalier, som kött, fisk, ägg och mejeriprodukter.

Begreppet dioxiner används i dagligt tal om ett antal mycket giftiga klorerade miljöföroreningar med likartad struktur. Dessa ämnens koncentration i matriser, exempelvis livsmedel, uttrycks vanligtvis i pg TEQ/g på fett eller färskviktsbasis, där TEQ (Toxic Equivalent) är produkten av den ursprungligt uppmätta halten och en viktningsfaktor för toxicitet (TEF). TEF-värdena överenskommes internationellt och de senaste TEF-värdena har föreslagits av WHO-expert 1997 (van den Berg et al. 1998). Det dioxin som finns i maten idag beror till största delen på att låga halter dioxin under lång tid släppts ut från industrier och orsakat nedsmutsning av miljön. Dioxinerna är svårnedbrytbara och fettlösliga och lagras huvudsakligen i fett hos djur och människor. Det innebär att halten av dioxiner långsamt ökar i kroppen under lång tid och att förändringar till följd av en ändrad exponering sker

långsamt. Sverige gjorde tidigt dioxinanalyser av miljöprover. När det gäller livsmedelssidan finns dock få studier, förutom de med miljöanknytning. Den mest omfattande sammanställningen har gjorts av nuvarande Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM) (de Wit och Strandell 1997). Intaget baserat på dessa äldre data beräknades därvid till 255-300 pg N-TEQ/dag. Det var bl a denna beräkning av dioxinintaget från svenska livsmedel som låg till grund för den revision av kostråden som Livsmedelsverket gjorde 1995 (Darnerud et al. 1995). Samtidigt sågs även gränsvärdena för PCB över, vilket innebar vissa förändringar (SLV FS 1993:36, med senare ändringar). Sverige har för närvarande inga gränsvärden för dioxiner i livsmedel. Diskussioner pågår dock inom EU om införande av gemensamma gränsvärden för denna ämnesgrupp. De här presenterade svenska dioxinresultaten ingår också i den EU-sammanställning som för närvarande genomförs (SCOOP) där dioxindata från många europeiska länder sammanställs och där Sverige och Holland tillsammans är ansvariga. SCOOP-projektet färdigställs under 2000.

När det gäller PCB finns fler studier gjorda och således ett säkrare underlag när det gäller haltdata. Påtagliga förändringar sker emellertid av halterna av PCB i vår miljö och i våra livsmedel, och enligt beräkningar från Naturhistoriska riksmuséet har PCB-halten i Östersjöströmning sjunkit med 5-8% per år under senare tid (enl. Mats Olsson, Naturhistoriska riksmuséet). Om denna sänkning fortfarande pågår eller har avstannat, är en fråga som för närvarande diskuteras. Således är det viktigt att använda aktuella data, bl a som grund för beräkningen av intaget av dessa ämnen via födan. Den senast av Livsmedelsverket utförda beräkningen av PCB-intaget (1995) ledde fram till ett intag av 3,2 µg total-PCB/dag, varav hälften uppskattas ha sin ursprung i konsumtion av fisk (Wicklund-Glynn et al. 1996).

De bromerade flamskyddsmedlen har diskuterats flitigt under senare år. Detta delvis på grund av att de har hittats i miljö- och livsmedelsprover, och att halterna har ökat under senare år. I svensk bröstmjölk har en kontinuerlig ökning skett i halterna av PBDE sedan tidigt 70-tal, och under senare år har ökningstakten inneburit en fördubbling av halten vart femte år (Meironyté et al. 1999). Man skall dock samtidigt vara klar över att de aktuella medelhalterna av PBDE i bröstmjölk (Darnerud et al. 1998a) är 50-100 lägre jämfört med uppmätta PCB-halter i samma matris. Personer som exponeras för PBDE i yrkeslivet, ex monterare av "återvunna" datorer, uppvisar högre halter av flera PBDE-kongener i blodet jämfört med andra yrkesgrupper (Sjodin et al. 1999). Ett försök till intagsberäkning har gjorts inom ramen för en samnordisk rapport om PBDE. Denna beräkning, baserad på PBDE-halten i Östersjöströmning, leder till ett totalintag från livsmedel på 0,2-0,7 µg/dag (Darnerud et al. 1998b). Det finns här ett behov av en förnyad intagsberäkning av PBDE som baseras på ett solidare underlag.

De övriga POP-substanser som studeras i detta projekt, alltså DDTs, HCB, HCHs och klordaner, har under senare år kommit i blickpunkten då många av de ingående kongenerna anses kunna ha hormonstörande egenskaper. Förutom *o,p'*- och *p,p'*-DDT antas även *beta*- och *gamma*-HCH samt *trans*-nonaklor och oxyklordan ha estrogena egenskaper, medan HCB anses utöva antiestrogena effekter, och *p,p'*-DDE uppvisar antiandrogena egenskaper. De svenska intagsberäkningar som är tillgängliga är dock av äldre datum. Vaz har beräknat födointaget av summaDDT, HCHs och HCB för den svenska befolkningen för år 1990 (Vaz 1995). Beräkning resulterade i ett medelintag på 32, 10 resp. 5 ng/kg kroppsvikt/dag. Någon svensk intagsberäkning för klordaner har ej kunnat påträffas i litteraturen.

Genomförande

Provinsamling

Livsmedelsproverna som ligger till grund för de analyser som utförts under 1998-99 har insamlats dels hos producenter (slakterier, äggpackerier etc) i anslutning till Livsmedelsverkets ordinarie provtagning, dels direkt i butiker i Sundsvall, Uppsala, Göteborg och Malmö (Matkorgsprojektet). Vissa prover på lax från Östersjön (1996) har erhållits i samarbete med Fiskeriverket. De livsmedel som inhandlades direkt i handeln inom det s k Matkorgsprojektet kommer även utnyttjas för att mäta näringsämnen, mykotoxiner och metaller. Proverna har sammanställts i tabell 1, där Matkorgsblandningarna från ovan nämnda städer har angivits kursivt. Förutom de i tabell 1 beskrivna proverna har även vissa äldre fiskprover (tabell 12) utnyttjats för att beräkna dioxinintaget utifrån enskilda livsmedel.

När det gäller den feta ostkustfisken har provinsamlingen inte haft syftet att särskilja olika vattenbassänger i Östersjön och Bottniska viken.

Analys

De nya analyserna på dioxiner har utförts av ett tyskt laboratorium (Dr. Wessling Laboratorien, Altenberge), medan övriga analyser har utförts inom Livsmedelsverket. Detektionen gjordes med hjälp av en masspektrometer kopplad till en gaskromatograf. För ytterligare data över analysmetoder hänvisas till tillämpliga delar i Kvalitetsprogram för delprogram Mätningar av persistenta organiska miljökontaminater (POP) i modersmjölk från förstföderskor, och i denna ingående metodreferenser. Dioxindata presenteras på TEQ-basis, enligt det av WHO senast föreslagna TEF-schemat (van den Berg et al. 1998).

Bland de äldre analyserna i tabell 12 förekommer fiskhalter, där ursprungligen vissa dioxinlika former (kongener) inte är analyserade. I dessa fall har en beräkning (extrapolering) gjorts med hjälp av jämförelser till likartade dataserier (i första hand för att komplettera resultat från saknade PCB-kongener) för att förbättra underlaget för intagsberäkningarna. Data som har kompletterats på detta sätt har markerats i tabellen (se fotnoter till tabell 12).

Medel har inom projektet även beviljats för inköp av livsmedel i ett matkorgsstudie för analys av kadmium, bly och kvicksilver. Analyserna planerades att utföras med ICP-MS som levererades för ett år sedan. På grund av stora tekniska problem med instrumentet har vi dessvärre inte kunnat utföra dessa analyser, vilket vi givetvis beklagar. Vår avsikt är att med ICP-MS, eller om inte detta visar sig möjligt konventionell atomabsorptionsspektrometri, analysera proverna under detta år, 2000.

Intagsberäkning

Intagsberäkningarna har huvudsakligen utförts enligt s.k. matkorgsmetodik. I detta fall användes livsmedel som köpts i öppna handeln; ca 120 av våra vanligaste matvaror, definierade av Livsmedelsverkets näringsenhet, inhandlade från två separata butiker från resp. stad. Varorna delades in i 14 grupper och inom varje grupp vägdes in den mängd av livsmedlet som motsvarar 1 procent av den årliga konsumtionen, enligt per capita-statistik från Jordbruksverket. Det blandade prov, homogenat, som sedan tillverkades innehöll de ingående livsmedlen i den proportion de konsumeras. Utifrån halten av POP-ämnet i homogenatet kan man därför direkt beräkna årsintaget av detta ämne i den aktuella livsmedelsgruppen. Intaget från de sex grupper som förväntas innehålla dioxiner - kött, fisk, ägg, mjölk, matfett och feta bakverk – har därefter summerats till ett totalintag (tabeller 8-11). Observera att intaget i detta fall är uträknat från analysdata där resultat under kvantifieringsgränsen är approximerade till halva kvantifieringsgränsen ($nd=1/2LOD$).

Utöver matkorgsberäkningarna har ett alternativt sätt att beräkna intaget från livsmedel använts när det gäller dioxinintaget. Här har även intaget beräknats utifrån halten av PCDD/DF och dioxinlika PCB i enskilda livsmedel. Med hjälp av nyligen framtagna konsumtionsdata, Riksmaten 1997-98, där bl a speciella enkätfrågor om fiskkonsumtion ställdes, kan sedan en beräkning av ett intaget av dioxiner från varje enskilt livsmedel av intresse göras. En summering av intagen utifrån dessa livsmedel ger slutligen det totala intaget (tabell 13). Observera att livsmedelsbeteckningarna i detta fall ibland döljer ett större antal produkter; exempelvis står komjölk för mjölk, filmjölk och yoghurt, creme fraiche, gräddfil och dylikt. Vid denna beräkning har halter lägre än kvantifieringsgränsen satts till lika med denna ($nd=LOD$), vilket i praktiken kommer att leda till en överskattning av dioxinintaget. Denna överskattning blir mer eller mindre uttalad beroende på hur många analyser som ligger underkvantifieringsgränsen, och vilka livsmedel det gäller.

Resultat

Haltdata

På färskviktsbasis visar samtliga haltdata på förhållandevis höga halter av POP i vildfångad fet fisk, speciellt den från Östersjön (strömming och lax). Ett exempel är total-PCB, där de uppmätta halterna i Östersjölax är ca tio gånger högre än i odlad lax (norsk), 20 gånger högre än i mager fisk som gädda, och ungefär 100 gånger högre än i kött och mejeriprodukter (allt färskviktsbaserat).

De halter av dioxinlika ämnen man uppmätt i livsmedel återfinns i tabell 2-4. I tabell 2 och 3 redovisas ursprungliga koncentrationer respektive WHO-TEQ-värden från analyser av klorerade dibenso-p-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/DF). Tabell 4 anger WHO-TEQ-värden för dioxinlika PCB. De högsta dioxinvärdena återfinns alltså i fisk med hög fetthalt, laxfiskar samt strömming. I äldre fiskdata, vilka medtagits som kompletterande data vid beräkning av dioxinintaget utifrån enskilda livsmedel (se nedan), ses dessutom höga dioxinhalter i ål, men även i sik och Väneröring (tabell 12). Ål- och sikresultaten är dock av äldre årgång och en analys av dessa fiskar idag skulle troligen ge lägre värden. En jämförelse mellan gamla och nya mätningar av dioxinhalter i fisk visar nämligen en sjunkande trend. Vi kan även i denna studie observera en skillnad i halter mellan strömming från Östersjön och sill från Västkusten; liknande skillnader har tidigare rapporterats för halterna av exempelvis total-PCB (se exempelvis Wicklund-Glynn et al. 1996). Även i övriga livsmedelsgrupper har dioxinhalterna sjunkit jämfört med tidigare mätningar och halten, omräknat på fettviktsbasis, är kring 1 pg TEQ/g fett eller därunder. I vissa fall syns något förhöjda halter, till exempel för lever och hjortkött. Anledningen till detta är inte känd.

PCB-analyser redovisas i tabell 5. Förutom de jämförelsevis höga summa-PCB-halterna i speciellt fet fisk, ses förhållandevis högre PCB-halter i hjortfett jämfört med fett från andra djur, och högre halter i ungor jämfört med äldre (mjölk)kor. Det kan också noteras att mager fisk, torsk och speciellt gädda innehåller måttligt höga PCB-halter på färskviktsbasis, vilket, om man skulle transformera om dessa värde till fettviktsbaserade skulle innebära mycket höga fettviktshalter (gädda > Östersjölax). Det laxprov med den högsta PCB-halten, lax från Lule älv, har en PCB-153-halt som ligger på halva det gällande gränsvärdet för PCB-153 i fisk (dvs. 0,1 mg/kg helprodukt).

De PBDE-data som redovisas i tabell 6, uttrycker halterna av 5 olika kongener (4-6 brom) och summan dessa. Av de analyserade kongenerna förekommer BDE-47 vanligtvis i högst halt i miljö- och livsmedelsprover. I denna redovisning står BDE-47 för 65-85% av totalPBDE-

halten i fisk, medan denna dominans inte är lika tydlig för övriga livsmedel, delvis till följd av att många prover har halter under kvantifieringsgränsen. Addition av högre bromerade kongener (7-10 brom) torde inte innebära någon stor förändring av summaPBDE-halten. De redovisade livsmedelshalterna av PBDE innebär för många livsmedel att data för första gången finns tillgängliga. Svenska haltdata för PBDE i fisk har dock tidigare rapporterats (se exempelvis Darnerud et al. 1998b). I vissa av dessa tidigare rapporter togs proverna från kontaminerade områden, vilket innebär att data inte speglar bakgrundshalter och således inte direkt kan jämföras med nu redovisade resultat. De av Sellström och medarbetare (1993) tidigare redovisade strömmingsprover visar på en stor spridning i halter, även då fångstplatserna varit nära varandra. De av verket genomförda analyserna av strömming från Bottenviken resp. Skagerack uppvisar, omräknat till fettviktshalter, lägre halter än de som redovisades som de lägsta halterna i Sellströms redovisning.

Halterna av de persistenta pesticiderna DDTs, HCB, HCHs och klordaner finns redovisade i tabell 7. Förutom de tidigare diskuterade förhöjda halterna i fet fisk, ses även för HCB:s del även någorlunda höga halter i fett från nöt, lamm och hjort, samt i smör. Omräknat på fettviktsbasis skulle dock HCB-halterna i fiskproverna komma att ligga betydligt högre. För vissa av dessa POP-föreningar syns ingen avgörande skillnad mellan fet fisk från Östersjön och från andra hav (ex. norsk lax). Detta är t ex fallet när det gäller *gamma*-HCH, *gamma*-klordan och *trans*-nonaklor. Den förhöjda halten av *gamma*-HCH i kycklingfett kan också noteras.

De haltdata som tagits fram baseras på ett begränsat antal analyser. Detta beror huvudsakligen på den höga kostnaden för varje analys, vilket är speciellt sant när det gäller dioxiner. Vi anser dock att det nu framtagna och här redovisade underlag är bättre än det som tidigare har funnits. Detta gäller inte minst dioxiner, där endast gamla och bristfälliga analyser fanns tillgängliga tidigare, och för PBDE, där haltdata för flertalet livsmedel helt har saknats tidigare. De halter som har erhållits är logiska med tanke på de generellt sjunkande halter av de flesta miljöföroreningar som flera forskare redovisat (exempelvis Roos et al. 1998). Inte alla livsmedel har dock analyserats och t ex data om POP-halter i frukt och grönsaker saknas. Vi vet dock från andra studier (t ex av dioxiner) att bidraget till det totala intaget från dessa livsmedelsgrupper är mycket litet och har därför valt att inte analysera dessa livsmedel.

Intagsdata

Intagsberäkningarna för dioxiner ges i tabell 8 (Matkorgsblandningar) och tabell 13 (enskilda livsmedel). Fisk spelar fortfarande en viktig roll för det totala intaget, och även kött, mejeriprodukter och möjligen även fetter och oljor ger betydande intag. För dioxinintaget ger de två olika beräkningssätten en någorlunda god överensstämmelse av dioxinintaget, 94 respektive 141 pg TEQ per dag. Samstämmigheten i resultaten skulle varit ännu bättre om värden under detektionsgränsen hade behandlats på samma sätt i de två studierna. Detta illustreras av att vid en nyligen presenterad sammanställning av dessa data i Vår Föda, där värdena behandlades på samma sätt (nd=LOD), erhöles nästan identiskt lika intagssiffror oberoende av intagsmodell (137 resp. 141 per dag) (Darnerud et al. 2000). Samstämmigheten i exponeringsresultat får anses stärka tillförlitligheten av de framtagna värdena. I fråga om matkorgsberäkningar sattes icke-detekterbara värden till lika med halva kvantifieringsgränsen. Huruvida detta är en över- eller underskattning det verkliga intaget är oklart. Dioxinintaget ligger i denna undersökning endast på 35-55 % av det intag som beräknades 1995 (255-300 pg TEQ/dag). Skillnaden speglar den nedgång som skett av halter av dioxiner och många andra miljöföroreningar i miljöprover under senare tid, och det faktum att intagsberäkningen från 1995 använde haltdata från prover tagna på sent 80-tal och tidigt 90-tal. Om man ser till

olika livsmedelgrupper visar våra resultat att sänkningen är speciellt uttalad när det gäller den andel dioxiner vi får i oss via fisk och mejeriprodukter, medan förändringen är mer oklar när det gäller kött respektive fetter/oljor.

Intagsvärdet på 1,3-1,9 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag (vid en kroppsvikt av 73,7 kg, Riksmaten) kan jämföras med de rekommenderade intagsgränser som internationella expertgrupper tidigare har tagit fram. WHO:s experter har nyligen reviderat denna intagsgräns till 1-4 pg TEQ/dag (WHO 1999). Detta s k Tolerabla Dagliga Intag (TDI) av dioxiner ska kunna intas under hela livet utan att skadliga effekter uppstår. En nordisk expertgrupp har tidigare kommit fram till ett TDI som är något högre, 5 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag. Ett beräknat medelintag av 1,3-1,9 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag torde således vara ett någorlunda betryggande intag för "normalkonsumenten", i varje fall med den kunskap vi har idag. Det är idag för tidigt säga om det minskade dioxinintaget kan innebära förändringar av de gällande kostråden om fet ostkustfisk. Det måste dock poängteras att svenska konsumenters dioxinintag troligen har en stor spridning från låga till höga intagsmängder. Storkonsumenter av vissa livsmedel, i synnerhet fet ostkustfisk, torde riskera att få i sig betydligt mer än de 4 eller 5 pg som nu är den nu föreslagna TDI-gränsen.. Det borde därför vara av vikt att beräkna vilka konsumentgrupper som har ett intag som överskrider de rekommenderade intagsgränserna, och hur stora dessa grupper är.

Intagsberäkning enligt Matkorgsmetoden för summa-PCB ges i tabell 9. Totalintaget har här beräknats till 610 ng per dag, vilket betyder en sänkning till 19 % av det intag som anges i den tidigare redovisade beräkning från 1995 (3,2 µg). Då den tidigare beräkningen grundade sig på prover tagna på sent 80-tal och tidigt 90-tal kan man uppskatta att den beskrivna PCB-sänkningen i livsmedel har skett under en tioårsperiod. Den redovisade sänkningen är dock anmärkningsvärt stor, och torde även spegla en överskattning i den tidigare utförda studien. Då PCB-halterna för vissa kongener i endast ett fåtal prov låg under kvantifieringsgränsen torde inte intaget förändras nämnvärt om istället icke detekterbara prover sattes lika med kvantifieringsgränsen. När det gäller framtida trender avseende PCB-halter i livsmedel, och intag via livsmedel, är det dock osäkert om den för närvarande sänkning kommer att fortsätta med samma hastighet i framtiden. Det finns inget överenskommet tolerabelt dagligt intag (TDI) för PCB. Olika förslag till referensdoser har dock angivits, allt från 0,16 (Tilson) till 60 (US FDA) µg/dag (i Wicklund-Glynn et al. 1996).

Intaget av PBDE från maten har beräknats i tabell 10. I detta fall erhålls ett intag på 50 ng summaPBDE per dag, i likhet med situationen för både dioxiner och PCB står fisk för en avsevärd del av det totala PBDE-intaget (46%). Denna beräkning kan jämföras med en tidigare genomförd preliminär beräkning, vilken grundade sig på den högsta halten av PBDE i strömming från Östersjön (Darnerud et al. 1998b). Denna tidigare beräkning resulterade i ett PBDE-intag av 0,2-0,7 µg per dag. Den nya beräkningen, vilken baseras på ett fullständigare underlag och inte har behövt använda ett antal osäkra antaganden, ligger således 4 - 14 ggr under den tidigare beräkning. Jämfört med den ovan genomförda intagsberäkningen av PCB, ligger PBDE-intaget ca.12 ggr lägre. Inget TDI har beräknats för PBDE.

Slutligen har även sDDT-intaget beräknats enligt samma metod (tabell 11). Intaget av sDDT via livsmedel är enligt dessa beräkningar 517 ng per dag. Även i detta fall står fisk för en tämligen stor andel (49%) av totalintaget. Ett provisoriskt intagsvärde (PTDI) finns i litteraturen, 0,02 mg/kg kroppsvikt. För de övriga analyserade pesticiderna (HCB, HCHs, och klordaner) har inga intagsberäkningar utförts.

Konklusion

POP-ämnen i livsmedel är delvis en följd av en mer allmän förorening av miljön: feta fiskar som strömming och lax i Östersjön tar upp dessa ämnen huvudsakligen via födan, och de relativt höga halterna i dessa fiskar kan förklaras av att vatten- och luftburna föroreningar hamnar i vattenmiljön och transport och ackumulation sker uppåt i näringskedjan. Även luftburet nedfall på gröda kan spela en viss roll för dioxiner i kött och mjölk. Den nedgång i POP-halter i livsmedel, och som speglas i sjunkande intagshalter, är således en följd av en allmän trend mot sjunkande halter av ämnena i miljön. För dioxiner och PCB beräknas intaget via livsmedel sjunkit till någonstans mellan 20 och 50 procent av det intag som var aktuellt för 10 år sedan. För vissa ämnen, t ex PBDE, är denna sänkning inte tydlig, utan här sker istället en ökning av halter i vissa matriser. Det är därför viktigt att för framtiden speciellt följa halterna av bromerade ämnen i miljön och i livsmedel, som ett led i en allmän övervakning av miljökontaminanter. Om man jämför intaget via livsmedel av PBDE med det av PCB, föreligger en skillnad i intag på ca 12 ggr. Man skall dock komma ihåg att PBDE består av färre kongener och detta innebär att intaget av enskilda kongener från respektive grupp ämnen kan ligga på ungefär likartad nivå.

Förutom det beskrivna direkta sambandet mellan POP-halter i den yttre miljön och livsmedel, kan dessutom även djurfoderkvaliteten (speciellt det fett som används vid tillverkningen) spela en viktig roll. Detta blev mycket tydligt vid dioxinskandalen i Belgien förra året. Det finns även andra fall där dioxiner kommit att förorena ingredienser till djurfoder. Två relativt färskare exempel är dioxinkontaminering av brasiliansk citruspellets (råvara för kraftfoder) och höga dioxinhalter som hittats i leror från Tyskland och USA som använts som binde- och antiklumpmedel i vissa fodertillsatser. Dessa båda senare exempel har dock berört Sverige i mycket liten omfattning. Lärdomen av dessa episoder bör vara att kontrollen av POP i fodermedel skärps för att undvika framtida kontamineringsfall.

Referenser

Ahlborg UG, Becking GC, Birnbaum LS, Brouwer A et al. (1994) Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere* 28, 1049-67

Becker W (1999) Svenskarna äter nyttigare – allt fler väljer grönt. *Vår Föda* nr 1/99, 24-27

Darnerud PO, Wicklund-Glynn A, Andersson Ö, Atuma S, Johnsson H, Linder C-E, Becker W (1995) Bakgrund till de reviderade kostråden. PCB och dioxiner i fisk. *Vår Föda* nr 2/95, 10-21

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

Darnerud PO, Eriksen GS, Johannesson T, Larsen PB, Viluksela M (1998b) Polybrominated diphenyl ethers: Food contamination and potential risks. *TemaNord* 1998:503 (71 sidor)

Darnerud PO, Atuma S, Becker W, Petersson-Grawé KL, Wicklund-Glynn A (2000) Mindre dioxin i svenska livsmedel. *Vår Föda* nr 1/00, 26-29

de Wit C, Strandell M (1997) The Swedish Dioxin Survey: Levels, sources and trends of dioxins and dioxin-like substances in the Swedish environment. Draft 4

Liem AKD (1999) Dioxins and dioxin-like PCBs in foodstuffs. Levels and trends. Organohalogen Compounds 44, 1-4

Lindström L, Grotell C (1998) Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/-97. Vänerns vattenvårdsförbund, rapport nr. 5

Meironyté D, Bergman Å, Norén K (1999) Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. A time-related trend study, 1972-1997. J. Toxicol. Environm. Health, Part A, 58, 101-113

NATO/CCMS (1998) International toxicity equivalency factors (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. North Atlantic Treaty Organization, Brussels 1998, report no. 176

Roos A, Bergman A, Greyerz E, Olsson M (1998) Time trend studies of DDT and PCB in juvenile grey seals (*Halichoerus grypus*), fish and guillemot eggs from the Baltic Sea. Organohalogen Compounds 39, 109-112

Sellström U, Jansson B, Kierkegaard A, de Wit C, Odsjö T, Olsson M (1993) Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. Chemosphere 26, 1703-1718

Sjödin A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, Kronholm-Diab K, Jakobsson E, Bergman Å (1999) Flame retardant exposure: Polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. Environm. Health Perspect. 107, 643-648

van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld BTC, Brunström B, Cook P et al. (1998) Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environm. Health Perspect. 106, 775-792

Vaz R (1995) Average Swedish dietary intakes of organochlorine contaminants via foods of animal origin and their relation to levels in human milk, 1975-1990. Food Add. Contam. 12, 543-558

WHO (1999) Assessment of the health risk of dioxins: Re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI) - 25-29 May 1998, Geneva, Switzerland. Document of Sept. 1999

Wicklund-Glynn A, Darnerud PO, Andersson Ö, Atuma S, Johnsson H, Linder C-E, Becker W (1996) Revised fish consumption advisory regarding PCB and dioxins. SLV Rapport nr 4/96 (47 sidor)

Tabell 1. Sammanställning av livsmedelsprover vilka analyserats för POP

Löp-nr	Provbeskrivning	Ursprung	LM-kod
1	Odlad regnsbåglax	LV:s animaliekontr. -98	FF 90027
2	Lax, Lule älv	Laxprojekt -96 (+FiV)	FF 90028
3	Lax, Ume älv, Ångermanälven, Gåsholma, Daläl.	”	FF 90029
4	Lax, Gotland och hanobukten	”	FF 90030
5	Fiskblandn., Uppsala 1+2	Matkorgsprojekt -99	FF 90031
6	Fiskblandn., Malmö 1+2	”	FF 90032
7	Fiskblandn., Sundsvall 1+2	”	FF 90033
8	Fiskblandn., Göteborg 1+2	”	FF 90034
9	Torsk, butik	”	FF 90035
10	Strömming, butik	”	FF 90036
11	Strömming, Bottenviken	SLV 97-98	FF 90037
12	Sill, Skagerack	”	FF 90038
13	Lax, norsk odlad, butik	Matkorgsprojekt -99	FF 90039
14	Gädda, butik	”	FF 90040
15	Hjort, fettvävnad	LV:s animaliekontr. -98	WF 90001
16	Lamm, fettvävnad	”	AF 90012
17	Svin, fettvävnad	”	AF 90013
18	Nöt <25 mån, fettvävnad	”	AF 90014
19	Nöt >24 mån, fettvävnad	”	AF 90015
20	Köttblandn., Uppsala 1+2	Matkorgsprojekt -99	AF 90017
21	Köttblandn., Malmö 1+2	”	AF 90019
22	Köttblandn., Sundsvall 1+2	”	AF 90021
23	Köttblandn., Göteborg 1+2	”	AF 90025
24	Leverpastej, butik	”	AF 90026
25	Nötlever	”	AF 90027
26	Nötlever, dubbelprov	”	AF 90028
27	Kyckling, fettvävnad	LV:s animaliekontr. -98	CF 90002
28	Komjolk, tankbil	”	MF 90001
29	Komjolk, tankbil, dubbelprov	”	MF 90002
30	Mejeriblandn., Uppsala 1+2	Matkorgsprojekt -99	MF 90004
31	Mejeriblandn., Malmö 1+2	”	MF 90006
32	Mejeriblandn., Sundsvall 1+2	”	MF 90008
33	Mejeriblandn., Göteborg 1+2	”	MF 90010
34	Matfettblandn., Uppsala 1+2	”	MF 90005
35	Matfettblandn., Malmö 1+2	”	MF 90007
36	Matfettblandn., Sundsvall 1+2	”	MF 90009
37	Matfettblandn., Göteborg 1+2	”	MF 90011
38	Smör, butik	”	MF 90012
39	Ägg, Uppsala 1+2	”	EF 90002
40	Ägg, Malmö 1+2	”	EF 90003
41	Ägg, Sundsvall 1+2	”	EF 90004
42	Ägg, Göteborg 1+2	”	EF 90005
43	Bakverk, blandn., Uppsala 1+2	”	AF 90016
44	Bakverk, blandn., Malmö 1+2	”	AF 90018
45	Bakverk, blandn., Sundsvall 1+2	”	AF 90020
46	Bakverk, blandn., Göteborg 1+2	”	AF 90024

Tabell 8. Beräknat intag av dioxiner via livsmedel utifrån halter uppmätta i livsmedelsblandningar (Matkorgen).
De olika livsmedelsgrupperna bidrag till det totala intaget har beräknats; intaget ges i pg WHO-TEQ per dag, samt även uttryckt per kg kroppsvikt. Kriterier för haltdata, se text och tabeller 2-4.

8a) Intag av PCDD/DF-TEQ

<i>DD/DF, pg/g helprodukt</i>	<i>Fiskprod.</i>	<i>Köttprod.</i>	<i>Mejeriprod.</i>	<i>Ägg</i>	<i>Fetter,oljor</i>	<i>Bakverk</i>	<i>Intag/dag (totalt) (/kg=73,7)</i>	
<i>Fetthalt (%)</i>	6,1	13,0	4,8	10,6	69,8	24,0		
<i>DD/DF-TEQ (pg/g helprod.)</i>	0,35	0,0612	0,0278	0,0838	0,282	0,0967		
<i>Invägd mängd tot.(g)</i>	133	568	1685	92	175	93		
<i>DD/DF-TEQ-intag invägt totalt</i>	46,55	34,7616	46,843	7,7096	49,35	8,9931		
<i>DD/DF-TEQ-intag per år</i>	4655	3476,16	4684,3	770,96	4935	899,31		
<i>DD/DF-TEQ-intag/d (nd=½LOD)</i>	12,75342	9,523726	12,8337	2,112219	13,52055	2,463863	53,20748	0,722
<i>del av totalintag</i>	0,239692	0,178992	0,241201	0,039698	0,25411	0,046307		

8b) Intag av PCB-TEQ.

<i>PCB-TEQ, pg/g helprodukt</i>	Fiskprod.	Köttprod.	Mejeriprod.	Ägg	Fetter,oljor	Bakverk	Intag/dag (totalt) (/kg=73,7)	
Fetthalt (%)	7,3	12,3	5,0	11,1	69,3	21,9		
PCB-TEQ (pg/g helprod.)	0,5	0,0305	0,0128	0,148	0,147	0,0476		
Invägd mängd tot.(g)	133	568	1685	92	175	93		
PCB-TEQ-intag invägt totalt	66,5	17,324	21,568	13,616	25,725	4,4268		
PCB-TEQ-intag per år	6650	1732,4	2156,8	1361,6	2572,5	442,68		
PCBTEQ-intag/d (nd=½LOD)	18,21918	4,746301	5,909041	3,730411	7,047945	1,212822	40,8657	0,554
del av totalintag	0,445831	0,116144	0,144597	0,091285	0,172466	0,029678		

8c) Intag av total-TEQ.

<i>Total-TEQ, pg/g helprodukt</i>	Fiskprod.	Köttprod	Mejeriprod.	Ägg	Fetter,oljor	Bakverk	Intag/dag (totalt)	<i>(/kg=73,7)</i>
<i>Fetthalt (%)</i>								
<i>total-TEQ (pg/g helprod.)</i>	0,85	0,0917	0,0406	0,232	0,429	0,144		
<i>Invägd mängd tot.(g)</i>	133	568	1685	92	175	93		
<i>total-TEQ-intag invägt totalt</i>	113,05	52,0856	68,411	21,344	75,075	13,392		
<i>total-TEQ-intag per år</i>	11305	5208,56	6841,1	2134,4	7507,5	1339,2		
<i>total-TEQ-intag/d (nd=½LOD)</i>	30,9726	14,27003	18,74274	5,847671	20,56849	3,669041	94,07058	1,276
<i>del av totalintag</i>	0,329249	0,151695	0,199241	0,062163	0,21865	0,039003		

Tabell 9. Beräknat intag av PCB via livsmedel utifrån halter uppmätta i livsmedelsblandningar (Matkorgen). De olika livsmedelsgruppernas bidrag till det totala intaget har beräknats; intaget ges i ng per dag, samt även uttryckt per kg kroppsvikt. Kriterier för haltdata, se text och tabell 5

Halter i ng/g helprodukt

	Fiskprod.	Köttprod.	Mejeriprod.	Ägg	Fetter,oljor	Bakverk	Intag/dag (totalt) (/kg=73,7)	
Fetthalt (%)	7,3	12,3	5,0	11,1	69,1	21,9		
summa PCB (23 kong.)	9,579	0,481	0,181	1,331	1,228	0,401		
Invägd mängd tot.(g)	133	568	1685	92	175	93		
PCB-intag invägt totalt	1274,007	273,208	304,985	122,452	214,9	37,293		
PCB-intag per år	127400,7	27320,8	30498,5	12245,2	21490	3729,3		
PCB-intag ng/d (nd=½LOD)	349,043	74,85151	83,55753	33,54849	58,87671	10,21726	610,0945	8,278
del av totalintag	0,572113	0,122688	0,136958	0,054989	0,096504	0,016747		

Tabell 10. Beräknat intag av PBDE via livsmedel utifrån halter uppmätta i livsmedelsblandningar (Matkorgen). De olika livsmedelsgruppernas bidrag till det totala intaget har beräknats; intaget ges i ng per dag, samt även uttryckt per kg kroppsvikt. Kriterier för haltdata, se text och tabell 6

Halter i ng/g helprodukt	Fiskprod.	Köttprod.	Mejeriprod.	Ägg	Fetter,oljor	Bakverk	Intag/dag (totalt) (/kg=73,7)	
Fetthalt (%)	7,2	12,9	5,1	10,2	68,7	22,2		
summa BDE (5 kong.)	0,634	0,0458	0,0182	0,0425	0,158	0,0925		
Invägd mängd tot.(g)	133	568	1685	92	175	93		
PBDE-intag invägt totalt	84,322	26,0144	30,667	3,91	27,65	8,6025		
PBDE-intag per år	8432,2	2601,44	3066,7	391	2765	860,25		
PBDE-intag/d (nd=½LOD)	23,10192	7,127233	8,401918	1,071233	7,575342	2,356849	49,63449	0,673
del av totalintag	0,465441	0,143594	0,169276	0,021582	0,152623	0,047484		

Tabell 11. Beräknat intag av summa-DDT via livsmedel utifrån halter uppmätta i livsmedelsblandningar (Matkorgen). De olika livsmedelsgruppernas bidrag till det totala intaget har beräknats; intaget ges i ng per dag, samt även uttryckt per kg kroppsvikt. Kriterier för haltdata, se text och tabell 7

Halter i ng/g helprodukt	Fiskprod.	Köttprod.	Mejeriprod.	Ägg	Fetter,oljor	Bakverk	Intag/dag (totalt) (/kg=73,7)	
Fetthalt (%)		7,3	12,3	5	11,1	69,1	21,9	
summa DDT (4 kong.)		7,022	0,532	0,163	0,732	1,5	0,5	
Invägd mängd tot.(g)		133	568	1685	92	175	93	
DDT-intag invägt totalt		933,926	302,176	274,655	67,344	262,5	46,5	
DDT-intag per år		93392,6	30217,6	27465,5	6734,4	26250	4650	
DDT-intag/d (nd=½LOD)		255,8701	82,78795	75,24795	18,45041	71,91781	12,73973	517,014 7,015
del av totalintag		0,4949	0,160127	0,145543	0,035686	0,139102	0,024641	

Tabell 12. Äldre dioxinanalyser av svensk fisk. Halterna anges som pg I-TEQ/g färskvikt (nd= LOD)

Livsmedelstyp	Ursprung	Insamlingsår	# individer	# per pool	# anal.	DD/DF-TEQ ⁽³⁾	PCB-TEQ ⁽⁴⁾
Rödspätta	Västkusten ⁽¹⁾	1989	45	15	3	0,37	0,55 ⁽⁵⁾
Sik	Bottniska viken ⁽¹⁾	1989, 1992-93	49	2-15	6	6,16 ⁽⁵⁾	4,29 ⁽⁵⁾
Ål	Östersjön ⁽¹⁾	1992-93	5	-	5	13,4 ⁽⁵⁾	13,4
Öring	Vänern ⁽²⁾	1996-97	20	10	2	3,60	9,50 ⁽⁵⁾

Anmärkningar:

1 Analyserade vid Livsmedelsverket

2 Analyser av Vänerns vattenvårdsförbund (Lindström och Grotell 1998)

3 Toxic equivalency (TEQ) värden avseende polyklorerade dibensodioxiner och –dibensofuraner (DD/DF) (NATO/CCMS 1988)

4 Toxic equivalency (TEQ) värden avseende dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB) (WHO; Ahlborg et al. 1994)

5 TEQ-värdena extrapolerade pga ofullständigt antal analyserade DD/DF- och/eller PCB-kongener

Tabell 13. Intagsberäkning baserad på TEQ-halter funna i enskilda livsmedel

Livsmedel	Fetthalt	Konsumtion (g/dag)	TEQ-intag per dag (pg I-TEQ)			% av intag (total-TEQ)	
			DD/DF	PCB	Total	Enskilda livsm.	Livsmedelsgrupp
Ägg	10	15	1,5	2,2	3,7	3	3
Kornmjölk m.m.	1,5	344	4,6	2,0	6,5	5	12
Ost	26	30	6,8	2,9	9,7	7	(mejeriprod.- smör)
Smör	80	1	0,9	0,4	1,3	1	9
Margarin	50	11	4,4	2,4	6,8	5	(fetter och oljor)
Smör/veg. oljor	80	5	2,8	1,2	4,1	3	
Feta bageriprodukter	20	43	6,2	3,8	10,0	7	7
Nötkött	11	55	6,0	6,6	12,5	9	34
Griskött	18	37	6,4	6,3	12,7	9	(kött, köttprod.)
Lammkött	15	3	0,4	0,3	0,7	1	
Kyckling	11	6	0,5	0,5	1,0	1	
Korv m.m.	25	31	7,6	7,4	15,0	11	
Lever, leverpastej m m	22	8	3,5	0,5	4,0	3	
Strömming	8,1	2,5	8,0	2,5	10,5	7	37
Sill	17,2	2,2	1,6	4,2	5,8	4	(fisk, fiskprod.)
Ål	19,9	0,2	2,7	2,7	5,4	4	
Gädda och övr. insjöfisk	0,65	0,9	0,8	0,6	1,4	1	
Odlad lax o regnbåge	3	1,9	4,4	3,7	8,1	6	
Rödspätta m.m.	0,75	3,7	1,4	2,0	3,4	2	
Torsk m.m.	0,3	12	1,5	2,7	4,2	3	
Östersjölax	6,2	0,9	6,3	8,2	14,5	10	
Totalintag (summa)			78	63	141	102	102
TEQ-intag per dag och kg kroppsv. (=73,7 kg)			1,0	0,9	1,9		