

**Arbets- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset**

**Rapport från Arbets- och miljömedicin nr 141**

## **PCB i fogar vid KSS, Skövde**

### **Exponering och medicinsk riskbedömning**

**Anna Dahlman-Höglund, 1:e yrkeshygieniker,  
Med. dr.**

**Ralph Nilsson, överläkare, Med. dr.**

**Arbets- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset**

**Göteborg, maj 2012**

**ISSN 1650-4321**

**ISBN 978-91-7876-140-1**



## Förord

Arbets- och miljömedicin vid Sahlgrenska universitetssjukhuset kontaktades 28 februari 2008 av Anders Ahl, Västfastigheter, då man önskade hjälp med utredning av riskerna för eventuell påverkan på människa vid vistelse i lokaler med de PCB-halter som uppmätts i Kärnjukhuset i Skövde (KSS). Ärendet överlämnades från Västra Götalandregionens miljömedicinska centrum (VMC) till enheten för arbetsmedicin då detta bedömdes i första hand vara ett arbetsmiljöproblem.

KSS började byggas i slutet av 1960-talet och blev färdigt med en första etapp 1973 och en andra etapp 1975. Byggnaden är uppförd med prefabricerade betongelement och därmed en stor mängd elastiska fogar. De flesta fogarna innehåller PCB frånsett vissa fogar/huskroppar i slutskedet av andra etappen. All utvändig fog har sanerats år 2000 – 2001, ca 6 300 löpmeter. Det finns också en större mängd invändig PCB-fog, uppskattningsvis 17 000 löpmeter. Invändigt har sanering skett fortlöpande inom de delar av byggnaden som byggts om eller renoverats, hittills har ca 32 % av dessa fogar sanerats.

Miljö- & Hälsoskyddsnämnden i Skövde beslutade 2001 att alla PCB-fogar inom sjukhuset skall vara sanerade 2015-12-31. Denna tidpunkt har senare ändrats enligt den nya Förordningen (2007:19) om PCB och nu gäller 2013-06-30. Västfastigheter konstaterade att de inte klarar att sanera till denna tidpunkt på grund av svårigheten att friställa lokaler. Sanering under pågående drift i lokalerna bedömdes knappast vara möjlig att genomföra. Viss verksamhet är också mycket svår att flytta. Man har därför ansökt om utsträckt tid för saneringsarbetet. För att erhålla dispens för detta måste Västfastigheter presentera en plan över fortsatt sanering, ytterligare provtagning av inomhusluft (20 prov) samt ett yttrande från sakkunnig om medicinsk påverkan vid vistelse i lokalerna. Miljö- och Hälsoskyddskontoret skall ha redovisning enligt ovan senast 2008-06-30.

## **Innehållsförteckning**

<b><i>Förord</i></b> .....	<b>3</b>
<b><i>Innehållsförteckning</i></b> .....	<b>4</b>
Historik .....	5
Kemi .....	5
Användningsområden .....	6
Miljöeffekter .....	7
Toxikologi - hälsoeffekter .....	7
Gränsvärden och riktvärden i arbets- och inomhusmiljön .....	8
PCB i födan .....	9
PCB i inomhusluft .....	9
PCB i inomhusluften på KSS .....	10
Beräknat upptag från inomhusluften .....	11
Riskbedömning .....	12
Skyddsåtgärder .....	12
<b><i>Referenser</i></b> .....	<b>13</b>

## Historik

Polyklorerade bifenyler (PCB) började tillverkas 1929 och de tekniska produkterna av PCB har förekommit under olika handelsnamn, såsom Aroclor och Clophen.

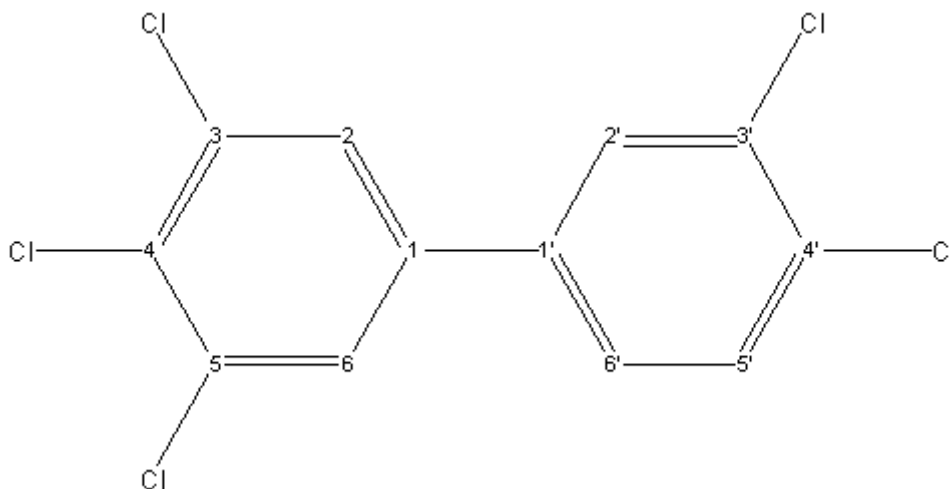
Förbrukningen av PCB i Sverige uppskattades till ca 600 ton 1969. Importen av PCB till Sverige mellan åren 1957-1980 har uppskattats till 8 000 - 10 000 ton.

År 1966 påvisade Sören Jensen förhöjda halter av PCB i miljön som kunde ha negativa miljöeffekter vilket resulterade i lagstiftning och förbud i många länder. I Sverige kom PCB-lagen 1971 och all nyanvändning upphörde 1978. Användningen i transformatorer och kraftkondensatorer var helt avvecklad vid utgången av 1994. Internationellt ska all användning ha upphört vid utgången av 2025.

## Kemi

Den tekniska produkten PCB, polyklorerade bifenyler, är en blandning av ett stort antal närbesläktade kemiska föreningar, så kallade kongener. Grundstrukturen består av bifenyl där väte substituerats med 1 till 10 kloratomer på olika platser på bifenylskelettet. Det vill säga två bensenringar som i olika grad är mättade med klor. Det finns 209 möjliga kombinationer för att binda kloratomer till kolskelettet för bifenyl och tolv av dessa är särskilt giftiga, figur 1. Dessa giftiga PCB kan anta en plan struktur och har effekter liknande 2,3,7,8-tetraklordibenso-*p*-dioxin (TCDD). De tolv "dioxin-liknande" PCB-kongenerna ska därför enligt WHO:s rekommendation räknas in i värdet för TCDD-ekvivalenter (toxiska ekvivalenter, TEQ) (Heinzow 2007).

För PCB som grupp betraktad gäller att ämnena är svårnedbrytbara, fettlösliga och bioackumuleras, framför allt i akvatiska system. Vid provtagning har man hittat knappt 150 kongener i tekniska produkter och 68 i prover som har tagits i miljön. 2001 togs ett internationellt beslut på möte i Stockholm om "Persistent Organic Pollutants" (POP) att PCB skall elimineras i världen till år 2028 (WHO 2003).



I figuren avbildas en giftig kongen 3,3',4,4',5-pentaklorbifenyl PCB126.

### Användningsområden

PCB har använts inom flera olika områden såsom i fogmassa, golvmassor, isolerrutor, färg, självkopierande papper, isolering och kylmedel i småkondensatorer i lysrörsarmaturer samt hushållsmaskiner med enfasmotorer. Den största användningen inom byggbranschen av PCB-fogmassa har varit för tätning av olika fogar, främst utvändigt (Naturvårdsverket).

Sedan 1 januari 2002 finns också ett producentansvar för stora delar av el- och elektronikavfallet, bl a de hushållsapparater som ovan angetts innehålla PCB, samt ljuskällor och armaturer för ljuskällor. Det innebär att vid utbyte skall den som levererar nya armaturer ta hand om de kasserade. Vid rivning ligger kostnadsansvaret hos avfallsproducenten.

## **Miljöeffekter**

PCB kan spridas från fogmassor till omgivningen, finnas i rivningsmaterial som hamnar på en vanlig soptipp och läcka ut i miljön. Väl spridd i miljön kan PCB ackumuleras i näringskedjan: från fiskar till fåglar, sälar och människor. PCB har idag fått en så storskalig spridning att vi kan finna spår av PCB överallt omkring oss.

Den viktigaste miljöeffekten är reproduktionsstörningar. Sådana har man konstaterat för säl, mink, utter, sillgrissla och havsörn. När PCB-belastningen var som högst i miljön, minskade stammarna av dessa djurarter. Sälstammen har nu ökat igen, samtidigt som PCB-halterna i miljön har gått ner. Minskningen går dock långsammare idag än tidigare och halterna PCB i miljön är fortfarande relativt höga (Öberg 2000).

## **Toxikologi - hälsoeffekter**

Studier av flera olika djurarter och människa tyder på att cancer, försämrat immunförsvar och beteendeförändringar (överreaktivitet och försämrad inlärning) är kritiska effekter, dvs de effekter som uppträder vid lägst dos, vid PCB-exponering. Fosterperioden utgör den mest känsliga perioden (Ahlborg 1992). Andra effekter som påvisats är endokrina effekter (hormoneffekter) främst på sköldkörtel, binjurar och kvinnliga könshormonsreceptorer samt leverpåverkan.

I senare riskbedömningar anses risken för cancer mera svårbedömd men PCB har klassats som sannolikt cancerframkallande av IARC (WHO 2003). Detta baseras främst på data från djurstudier där man funnit en ökning av främst levertumörer vid högdosexponering. I epidemiologiska studier på människa har man haft svårt att särskilja PCB och dioxineffekter.

Bedömningen av hälsorisker kompliceras av att de biologiska effekterna av olika PCB-kongener skiljer sig åt såväl med avseende på styrka som på kvalitet. Vissa PCB-kongener verkar via samma mekanismer som dioxiner (dioxinlika PCB) medan verkningsmekanismerna för icke dioxinlika PCB-kongener till stor del är okända. Kunskapen om eventuella samverkans effekter mellan olika PCB-kongener är begränsad.

PCB är fettlösligt och lagras i fettväven. Utsöndringen sker främst genom urin och avföring. Halveringstiden i kroppen anges till ca 7 år hos vuxna och 3 år hos barn (Ahlborg 1992).

Kunskapen om skadliga effekter av PCB baseras till stor del på studier av djur men det finns också ett antal epidemiologiska studier av människa, främst avseende effekter av intag av PCB via födan.

Det finns några relativt nya studier där man studerat eventuella hälsoeffekter av PCB hos personer som arbetat med sanering av PCB-fogar respektive arbetat i byggnader kontaminerade med PCB:

I en svensk studie av saneringsarbetare fann man förhöjda halter av PCB i blodet, troligen beroende på tidigare exponering, men inga effekter på sköldkörtelfunktion eller på vissa inflammationsmarkörer (Seldén 2007).

I en tysk studie angav personer som arbetat i byggnader som varit kontaminerade med PCB fler symtom än en kontrollgrupp men det fanns ingen korrelation mellan PCB-halt i blod och symtom (Broding 2008).

### **Gränsvärden och riktvärden i arbets- och inomhusmiljön**

För inandningsluft i arbetsmiljö finns ett svenskt hygieniskt gränsvärde på 0.01 mg/m<sup>3</sup> luft (AFS 2005:17). Detta avser vad en person som arbetar med PCB maximalt får utsättas för under en 8-timmars arbetsdag. I Norge har man samma gränsvärde för arbetsmiljön. I Tyskland har man satt gränsen till högsta totala PCB koncentration till 3000 ng/m<sup>3</sup> luft i inomhusmiljön där det inte bedrivs arbete. De schweiziska myndigheterna har bestämt att i offentliga lokaler såsom skolor och kontor där människor vistas i genomsnitt 8 tim/dag får halten PCB vara högst 6000 ng/ m<sup>3</sup> luft. I miljöer där personer vistas 24 timmar per dag är PCB-gränsen satt till 2000 ng/ m<sup>3</sup> luft (Kohler 2002).



Det finns även ett TDI-värde (Tolerable Daily Intake), d v s ett av WHO och EU rekommenderat högsta dagligt intag som är 2 pg/kg kroppsvikt/dag av TCDD-ekvivalenter (WHO 2003, EFSA 2005). För PCB kunde en expertgrupp tillsatt av WHO inte föreslå något TDI för de blandningar som finns i livsmedel eller för enskilda kongener (WHO 2003). Däremot föreslogs ett TDI för den tekniska PCB-blandningen Aroclor 1254 på 20 ng/kg kroppsvikt och dag baserat bland annat på immunologiska effekter hos apor. Man använde en säkerhetsfaktor på 300, d v s effekter kunde påvisas först vid en exponering som var 300 gånger högre än det rekommenderade TDI.

### **PCB i födan**

Animaliska livsmedel är den viktigaste exponeringskällan och fisk innehåller de högsta halterna. Intaget av icke-dioxin-lika PCB har uppskattats till i medeltal ca 10 ng/kg kroppsvikt och dag (Livsmedelsverket). Medelintaget av dioxiner och dioxin-lika PCB bland vuxna ligger kring 1 pg TCDD-ekvivalenter (TEQ)/kg kroppsvikt och dag i Sverige. Högkonsumenter av fet fisk från förorenade områden kan ha intag som ligger flera gånger högre än medelintaget, t ex kan fiskare i Östersjöområdet ha ett intag på ca 80 ng PCB/kg kroppsvikt och dag. Medelintaget i olika europeiska länder ligger mellan 10 och 45 ng PCB/kg kroppsvikt och dag (EFSA 2005).

PCB utsöndras i modersmjölk och intaget hos ammande barn kan vara betydligt högre än hos vuxna (IMM). Trots detta bedöms fördelarna med amning överväga och amning verkar också skydda mot de skadliga effekterna av PCB (Jacobson 2003). Halterna av PCB i fisk och modersmjölk har sjunkit sedan 1970-talet, men denna nedåtgående trend har under senare år planat ut (IMM).

### **PCB i inomhusluft**

Det finns inte några gränsvärden för PCB-halter i luft i t ex bostäder i Sverige. Analyser av fogmassor i byggnaderna från 1956-1973 har visat att halterna varierar kraftigt, från

några få procent till ca 20 %. Halter över 30 % har troligen inte förekommit eftersom fogmassan då blev för mjuk. Orsakerna till variationen i procent PCB kan vara flera, t ex att olika tillverkare hade olika tekniska blandningar av PCB, eller att PCB-fogmassan var av tvåkomponenttyp där hårdare tillsattes på byggarbetsplatsen.

I en studie från Schweiz med 450 provtagningsplatser, uppskattar man att hälften av alla fogar innehåller > 0.002 % PCB och av dessa innehåller ¼ 1-30 % PCB. PCB-kongener med låg grad av klorering d v s få klor bundna, har ett högre ångtryck och är därför vanligare i luftprover. Exempel på PCB-kongener med låg kloreringsgrad är PCB28, PCB52 och PCB101 (Kohler 2002).

En studie gjord i Stockholm hade man mätt i lägenheter med PCB-innehållande fogar och i lägenheter utan PCB-fogar. Studien visar att PCB-halten i inomhusluften var 366 ng/m<sup>3</sup> luft och i PCB-fria lägenheter var halten i luften 6 ng/m<sup>3</sup> luft (Johansson 2001). Blodprov togs på de boende i lägenheterna, se nedan.

### **PCB i inomhusluften på KSS**

Under november 2007 gjordes mätningar i flera rum på KSS. I de flesta rummen hade man även mätt halten av PCB i fogen. Procenthalten PCB i fogen varierade från 1,5 till 6,3 %. I de rum där det var mindre än 2,7 % PCB i fogen kunde ingen PCB i luften detekteras. Detektionsgränsen för analysen är 30 ng/ m<sup>3</sup> luft. I ett rum med PCB-halten 110 ng/m<sup>3</sup> luft var det 5,2 % PCB i fogen. Det högsta uppmätta värdet i inneluften var 340 ng/m<sup>3</sup> i ett patientrum. Där hade dock fasad sanerats utvändigt strax före provtagningsstillfället.

PCB-innehållet i fogen har klassats som Arochlor 1260, som var en teknisk produkt. Arochlor gjorde olika tekniska blandningar med olika kloreringsgrader. Arochlor 1260 var en teknisk blandning som innehöll mer högklorerade PCB:er (Kohler 2002).

I Schweiz uppmättes halter av Arochlor 1260 i inomhusluften upp 1400 ng/ m<sup>3</sup> (Kohler 2002).

Vid provtagning i fog och i luften fann man inga av de mest dioxinliknande PCB-kongenerna. Dessa förekommer i så låga halter i fogen att de är svåra att detektera med den analysutrustning som användes (Bo Strandberg, AMM, personligt meddelande). Jämfört med resultaten från mätningar i Stockholm och i Schweiz så är koncentrationerna av PCB i inneluften på KSS låga.

### Beräknat upptag från inomhusluften

Upptagsfaktorn via lungorna är inte känd. Om man antar att all inandad PCB tas upp i kroppen och att genomsnittskoncentrationen av PCB i luften på KSS är  $100 \text{ ng/m}^3$  skulle upptaget hos en kvinnlig anställd som väger 60 kg och som beräknas andas  $6 \text{ m}^3$  luft totalt under en arbetsdag motsvara  $100 \times 6/60 = 10 \text{ ng/kg}$  kroppsvikt och dag. Ett liknande resultat erhålls med en upptagsmodell som beskrivs i en studie från Schweiz (Kohler). Det totala dagliga intaget av PCB från inomhusluften på KSS skulle alltså, om man räknar något i överkant, motsvara intaget via födan.

PCB-halten i blod hos de som bodde i de lägenheter med PCB-fogar som beskrivits ovan hade högre halt av PCB ng/g fett i blodet än kontrollerna (1,2 – 3,2 gånger högre utom för ett par lågklorerade och lättflyktiga kongener där halterna var 30 respektive 9 gånger högre) (Johansson 2003). Detta talar för att upptaget från luften var av samma storleksordning som upptaget via födan, eftersom halterna av de flesta kongener var ungefär dubbelt så höga hos boende i lägenheter med PCB-fogar som hos dem som bodde i lägenheter utan sådana fogar.

Enligt studien från Schweiz skulle upptaget av dioxinlika PCB vid samma exponering ( $100 \text{ ng/m}^3$  i inomhusluften på KSS) motsvara ca  $0,01 \text{ pg TCDD-ekvivalenter (TEQ)/kg}$  kroppsvikt och dag. Detta motsvarar en hundradel av intaget via födan ( $1 \text{ pg/kg}$  kroppsvikt och dag) och innebär endast ett obetydligt tillskott till det normala intaget.

## Riskbedömning

Upptaget av PCB i kroppen hos personal på KSS som vistas i utrymmen med PCB-fogar beräknas vara av samma storleksordning eller något lägre än det dagliga tillskottet via födan även om individuella variationer kan förekomma. Patienter som vistas på sjukhuset 24 timmar per dygn kan ha ett ca tre gånger så hög exponering via luften men sammanlagt vistas de flesta av dessa på sjukhuset under betydligt kortare tid.

Koncentrationen av PCB i luft ligger i flertalet mätpunkter under en hundradel av det hygieniska gränsvärdet. Tillskottet av PCB från inomhusluften på KSS ligger också långt under de nivåer där hälsoeffekter påvisats och under de rekommenderade riktvärdena för intag via födan. Vi ser med dagens kunskap inga påtagliga hälsorisker från PCB vid vistelse i lokalerna på KSS ens för känsliga grupper såsom gravida.

Vi bedömer därför att det finns ett önskat extra bidrag av PCB från fogar på KSS men att det knappast finns några starka medicinska skäl till att forcera saneringen, även om det naturligtvis är önskvärt att detta inte fördröjs i onödan med tanke på att exponeringen för både människor och miljö bör vara så låg som möjligt. För att ytterligare reducera dagens halter av PCB i inneluften kan man överväga att se över om ventilationen kan ökas ytterligare.

## Skyddsåtgärder

Under arbetet med fogsanering är det viktigt att skydd finns för såväl arbetarna, de boende eller de som använder lokalerna och den yttre miljön och människor i omgivningen ([www.sanerapcb.nu](http://www.sanerapcb.nu)). De som arbetar med saneringen har ofta god information om vilka regler som gäller och vilken skyddsutrustning de ska bära (fläktassisterat andningsskydd(A+P3-filter), hörselskydd och ha heltäckande skyddskläder). Vid sanering av PCB i fogar inomhus finns rekommendationer om inkapsling och undertryck i det område som saneras. Det är naturligtvis viktigt att frånluften från området inte placeras för nära friskluftsintagen.

## Referenser

AFS. Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar. Solna: Arbetsmiljöverkets författningssamling (AFS 2005:17).

[http://www.av.se/lagochratt/afs/afs2005\\_17.aspx](http://www.av.se/lagochratt/afs/afs2005_17.aspx)

Ahlborg, UG, Hanberg A, Kenne K. Nordic risk assessment of PCBs. Nordiska ministerrådet, Nord 1992:26.

<http://ki.se/content/1/c4/57/33/NordPCB-92.pdf>

Broding HC, Schettgen T, Hillert A, Angerer J, Göen T, Drexler H. Subjective complaints in persons under chronic low-dose exposure to lower polychlorinated biphenyls (PCBs). Int J Hyg Environ Health 2008 Apr 4 [Epub ahead of print].

EFSA: Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food. (Question N° EFSA-Q-2003-114). The EFSA Journal 2005;284:1-137.

[http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa\\_locale-1178620753812\\_1178620803980.htm](http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_1178620803980.htm)

Heinzow B, Mohr S, Ostendorp G, Kerst M, Körner W. PCB and dioxin-like PCB in indoor air of public buildings contaminated with different PCB sources – deriving toxicity equivalent concentrations from standard PCB congeners. Chemosphere 2007;67:1746-53.

IMM: Riskbedömning vid IMM: PCB

<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?a=5732&d=2506&l=sv>

Jacobson JL, Jacobson SW. Prenatal to polychlorinated biphenyls and attention at school age. J Pediatr 2003;143(6):780-8.

Johansson N, Hanberg A, Bergek S, Tysklind M. PCB in sealant is influencing the levels in indoor air. Organohalogen Compounds 2001;52:436-39.

Johansson N, Hanberg A, Wingfors H, Tysklind M. PCB in building sealant is influencing PCB levels in blood of residents. Organohalogen Compounds 2003;60-65.

Kohler M, Zennegg M, Waeber R. Coplanar polychlorinated biphenyls (PCB) in indoor air. Environ Sci 2002;36:4735-40.

Livsmedelsverket: Dioxiner, dibenzofuraner och PCB

[http://www.slv.se/templates/SLV\\_Page.aspx?id=11488&epslanguage=SV](http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=11488&epslanguage=SV)

Naturvårdsverket: PCB i byggnader.

[http://www.naturvardsverket.se/upload/02\\_tillstandet\\_i\\_miljon/Miljogifter/pcb\\_i\\_byggnader.pdf](http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljogifter/pcb_i_byggnader.pdf)

Seldén AI, Lundholm C, Johansson N, Wingfors H. Polychlorinated biphenyls (PCB) thyroid hormones and cytokines in construction workers removing old elastic sealants. *Int Arch Occup Environ Health*. Accepted 29 February 2008.

WHO. Faroon OM, Keith LS, Simon-Smith C, De Rosa CT (eds). In: Polychlorinated biphenyls: human health aspects. Geneva: World Health Organization, 2003.

<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad55.pdf>

Öberg M, Håkansson H. Hälsorisker med långlivade organiska miljögifter. Stockholm: Naturvårdsverket, 2000. (Rapport 5121).