

Sundhedsmæssig vurdering af PCB-holdige bygningsfuger



Lars Gunnarsen
Statens Byggeforskningsinstitut

John Christian Larsen
Danmarks Fødevareforskning

Philipp Mayer
Danmarks Miljøundersøgelser

Walter Sebastian
Bygge- og Miljøteknik A/S

Indhold

FORORD	3
SAMMENFATNING	5
BAGGR	
UND OG FORMÅL	5
UNDERSØGELSEN	5
HOVEDKONKLUSIONER	6
PERSPEKTIVER	6
PROJEKTRESULTATER	7
<i>Sundhedsmæssig vurdering</i>	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
PERSPECTIVES	17
1 INDLEDNING	19
1.1 FORMÅL	19
1.2 PROJEKTETS BAGGRUND OG FORHISTORIE	19
1.3 GENERELT OM PCB	21
1.4 ANVENDELSE AF PCB-HOLDIGE BYGGEVARER	22
1.5 PCB'S INDVIRKNING PÅ NATUR OG MENNESKER	22
1.6 REGULERING AF PCB SAMT PRAKSIS FOR HÅNDBLING AF PCB-HOLDIGE BYGGEVARER	23
2 METODE	27
2.1 KORTLÆGNING AF PCB OG UDVÆLGELSE AF BYGNINGER	27
2.2 PRØVEINDSAMLING	28
2.3 PRØVEFORBEREDELSE	29
2.4 PCB-BESTEMMELSE	29
2.4.1 <i>Kvalitetssikring</i>	30
2.4.2 <i>Særlige forhold for dette projekt</i>	30
2.5 OPSTILLING AF VURDERINGSKRITERIER	31
3 RESULTATER	32
3.1 SPØRGESKEMAUNDERSØGELSEN	32
3.2 SKØNNET PCB FOREKOMST	33
3.3 MÅLINGER I OG VED 10 BYGNINGER	35
3.3.1 <i>Fuger</i>	36
3.3.2 <i>Supplerende målinger ved firma med akkreditering</i>	36
3.3.3 <i>Luft</i>	37
3.3.4 <i>Støv</i>	37
3.3.5 <i>Jord</i>	38
3.4 KORRELATIONER MELLEM PCB-INDHOLD I FUGER OG ANDRE MEDIER	38
4 SUNDHEDSMÆSSIG VURDERING	43
4.1 LÆSEVEJLEDNING TIL DEN SUNDHEDSMÆSSIGE VURDERING	43
4.1.1 <i>Toksikologiske egenskaber af PCB</i>	43
4.1.2 <i>Vurdering af baggrunds niveauet af PCB</i>	43
4.1.3 <i>Vurdering af PCB i indeluft, husstøv og forurenede jord.</i>	44

4.2	BAGGRUND FOR DEN SUNDHEDSMÆSSIGE VURDERING	44
4.3	TOKSIKOLOGISKE EGENSKABER AF PCB	45
4.3.1	<i>Toksikokinetik</i>	45
4.3.2	<i>Akut toksicitet</i>	46
4.3.3	<i>Toksiske effekter efter gentagen eksponering</i>	46
4.3.4	<i>Genotoksicitet</i>	48
4.3.5	<i>Cancer</i>	48
4.3.6	<i>Reproduktionstoksicitet</i>	49
4.4	VURDERING AF BAGGRUNDSNIVEAUET AF PCB	50
4.4.1	<i>Ikke-dioxinlignende PCB</i>	51
4.4.2	<i>Vurdering af ikke-dioxinlignende PCB, baseret på ekstern dosis (daglig indtagelse)</i>	51
4.4.3	<i>Vurdering af ikke-dioxinlignende PCB, baseret på intern dosis (kropsbelastning (body burden))</i>	52
4.4.4	<i>Kommercielle PCB-blandinger</i>	54
4.5	VURDERING AF PCB I INDELUFT, HUSSTØV OG FORURENET JORD	54
4.5.1	<i>Indeluft</i>	54
4.5.2	<i>Husstøv</i>	56
4.5.3	<i>Jord</i>	56
5	DISKUSSION	57
6	KONKLUSIONER	61
7	PERSPEKTIVERING	63
8	REFERENCER	65

Bilag A
Kemiske målinger

Bilag B
Sundhedsmæssig vurdering af polychlorede biphenyler (PCB) fra byggematerialer

Bilag C
Supplerende PCB målinger på to tidligere udtagne fugeprøver og fem nye fugeprøver

Bilag D
Miljøregler om PCB-holdigt affald

Bilag E
PCB målinger i Københavns Kommune

Forord

Nærværende projekt er gennemført i et samarbejde mellem Miljøstyrelsen, Statens Byggeforskningsinstitut, Fødevarerinstitutionen ved Danmarks Tekniske Universitet, Danmarks Miljøundersøgelser, Fugebranchens Samarbejds- og Oplysningsråd samt Bygge- og Miljøteknik A/S.

Projektet omfatter en vurdering af bygningsbrugernes eksponering for polychlorerede biphenyler (PCB) fra PCB-indholdet i gamle fuger i bygninger og mulige sundhedseffekter heraf. Projektets dataindsamling har omfattet en spørgeskemaundersøgelse og kemiske målinger i fuger, luft, støv og jorden omkring bygninger. Undersøgelsen blev gennemført i et meget begrænset antal bygninger. Der er gennemført en sundhedsmæssig vurdering af de målte PCB-koncentrationer, og måleresultaterne er relateret til de aktuelle toksikologiske kriterier.

Rapporten henvender sig til alle med interesse for PCB i vore bygninger og i affald fra bygge- og anlæg, fx myndighedspersoner, personer engageret i fugebranchen og byggeindustrien, konsulenter, forskere o.a.

I indledningen præsenteres et overblik over den tilgængelige viden som en baggrund for de aktuelle målinger og vurderinger, der er udført i projektet. Metodeafsnittet beskriver de anvendte målemetoder, og en sammenfatning af resultaterne præsenteres i resultatafsnittet. Tilgængelig viden om sundhedseffekter af PCB præsenteres og diskuteres. Der opstilles vurderingskriterier for de aktuelle blandinger ved lang tids daglig indtagelse af PCB, og på den baggrund vurderes de målte blandinger og koncentrationer. Endelig diskuteres resultaterne, og konklusionerne præsenteres.

Rapporten har fem bilag. Det første bilag indeholder samtlige resultater af den omfattende detaljerede kemiske analyse. Det andet bilag indeholder en meget fyldig gennemgang af videngrundlaget til vurdering af sundhedseffekter ved udsættelse for PCB. Det tredje indeholder resultater fra nogle supplerende PCB målinger på to tidligere udtagne fugeprøver og fem nye fugeprøver. Det fjerde er en liste over miljøregler om PCB-holdigt affald i Danmark og det femte indeholder resultater af PCB målinger foretaget i Københavns Kommune i forbindelse med anvisning af byggeaffald ved nedrivningsprojekter.

Projektledelsen er varetaget af seniorforsker ph.d. Lars Gunnarsen, Statens Byggeforskningsinstitut. Ingeniørassistent Gunnar Holm, Statens Byggeforskningsinstitut har udtaget prøver. Den kemiske analyse er foretaget af seniorforsker ph.d. Philipp Mayer og laborant Annegrete Ljungqvist, Danmarks Miljøundersøgelser. Den sundhedsmæssige vurdering er foretaget af chefkonsulent John Christian Larsen med væsentlige bidrag fra seniorrådgiver Elsa Nielsen, Danmarks Fødevarerforskning. Specialkonsulent Poul Bo Larsen, Miljøstyrelsen, har kommenteret på sundhedsvurderingen. Arkitekt, civilingeniør Walter Sebastian, Bygge- og Miljøteknik A/S, har bidraget med viden og erfaring omkring fuger og termoruders tekniske forhold, metoder for prøveudtagning

og detektering og har i Fugebranchens Samarbejds- og Oplysningsråds regi deltaget i kortlægning og rapportering. Teknisk chef Allan Astrup Jensen, FORCE Technology, har deltaget i kvalitetssikring af rapporten.

Projektet har haft en følgegruppe bestående af:

Specialkonsulent Lone Kielberg, affaldskontoret, Miljøstyrelsen, til november 2006, afløst af Anja Dalberg Whittard. December 2006 til august 2007, afløst af Lene Gravesen fra august 2007.

Frode Knipschildt, Københavns Kommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, Center for Miljø.

Finn Oemig, Erik K. Jørgensen A/S, rådgivende ingeniører.

Sekretariatsleder Lili Bothmann, Fugebranchens Samarbejds- og Oplysningsråd.

Sammenfatning

Baggrund og formål

Polychlorerede biphenyler (PCB) er en gruppe organiske forbindelser bestående af to forbundne benzenringe, hvor brintatomerne er helt eller delvist udskiftet med chlor. Der findes 209 forskellige chlorerede biphenyler. Blandingsforholdene og forekomsten af disse såkaldte PCB-congenerer har varieret i de forskellige handelspræparater. De enkelte PCB-congenerer har forskellige fysisk-kemiske egenskaber og effekter på mennesker og miljø. Visse congenere - de såkaldte dioxin-lignende PCB - er særligt giftige. PCB'er er svært nedbrydelige (persistente) og associeres til fedtstoffer (lipofile). Derfor akkumuleres de i mennesker og miljø og opkoncentreres igennem fødekæderne. Dette var baggrunden for, at al åben anvendelse af PCB blev forbudt i Danmark i 1976.

PCB har flere attraktive egenskaber, som god termisk stabilitet, varmeledning og elektrisk isoleringsevne. Derfor har PCB været benyttet i forskellige elektriske komponenter og som blødgørere i gummiagtige fugematerialer i byggeriet i perioden fra omkring 1950 til 1976. Indtil i begyndelsen af 1970'erne blev PCB i byggeriet anvendt blandt andet i fugemasser og i kit i termoruder (termokit). I et par tidligere, men mindre omfattende, projekter blev det dog anslået, at det resterende PCB-indhold i bygningsfuger kunne omfatte så meget som 75 ton, og at der derudover var et indhold på cirka 160 ton i termoruders forseglingslim.

Det var dette projekts formål at undersøge

- forekomsten af PCB i fuger i danske bygninger,
- vurdering af om der vil være risiko for sundhedsskadelige effekter i forbindelse med brug af bygninger med PCB-holdige fuger, og
- om der afgives PCB fra fugerne til bygningernes omgivelser.

Undersøgelsen

Projektet har bestået af:

- En spørgeskemaundersøgelse omfattende 600 bygningsansvarlige vedrørende forekomsten af bygninger opført i perioden fra 1950 til 1976, hvor der var PCB-holdige fugemasser på markedet, og som derfor kunne mistænkes for at have fuger med PCB.
- Udtagning af 15 prøver af fugemateriale fra 10 udvalgte bygninger, som ud fra opførelsetidspunkt og fugernes gummiagtige udseende kunne have PCB-holdige fuger.
- En kemisk analyse af PCB-indholdet (med bestemmelse af 22 forskellige PCB-congenerer) i disse udtagne prøver.
- PCB-analyser er desuden foretaget af husstøv og luft i de udvalgte bygninger samt af jorden tæt ved bygningerne.
- Der blev foretaget en toksikologisk baggrundsvurdering af de aktuelle PCB-blandinger, og

- Det blev vurderet, om de målte koncentrationer gav anledning til sundhedsmæssige risici.

Rammen for denne undersøgelse giver kun mulighed for en indledende vurdering, idet en mere fuldstændig beskrivelse af forekomsten af PCB i danske bygninger ville kræve et væsentligt større måleprogram. Projektet kan derfor ses som et indledende projekt til vurdering af om der er grundlag for at foretage mere detaljerede undersøgelser.

Hovedkonklusioner

Den samlede restmængden af PCB i danske bygningsfuger kan kun vanskeligt vurderes i en undersøgelse af så begrænset omfang som denne. Resultaterne bruges til et meget usikkert skøn over den mest sandsynlige restmængde, som spænder fra 6 ton til 21 ton.

Undersøgelsen viser, at der inden døre er en tydelig sammenhæng mellem koncentrationerne af PCB i fuger, luft og overfladestøv. Det ser også ud til, at der er en vis sammenhæng mellem PCB niveauerne i de ydre fuger og i jorden nær huset, men denne sammenhæng er dog svagere.

Ved de bygninger, der har gamle fuger med PCB, vil fugerne stadig være en væsentlig kilde til PCB i indeluften, overfladestøvet og jorden omkring bygningerne.

Det vurderes, at PCB i bygningsfuger i de undersøgte bygninger kun i et vist omfang bidrager til menneskers udsættelse for de mest giftige, dioxinlignende PCB-congenerer, som primært kommer fra indtagelse af fødevarer.

Måleresultaterne i denne undersøgelse viser, at det vigtigste bidrag til eksponeringen for de mere flygtige ikke-dioxin-lignende PCB typisk vil være indeluftens indhold af PCB i bygninger med PCB-holdige fuger, og at niveauerne i indeluften kan medføre en u hensigtsmæssigt reduceret sikkerhedsmargin i forhold til sundhedsskadelige effekter.

Undersøgelse af fuger fra Københavns Kommune peger på, at der i Danmark kan findes et begrænset antal bygninger, hvor højere PCB-indhold i bygningens fuger vil kunne give anledning til forøget risiko for alvorlige sundhedsskader ved lang tids ophold i bygningen

Perspektiver

Undersøgelsen viser, at der forekommer PCB i vinduesfuger og at fugerne afgiver PCB til omgivelserne. Undersøgelsens begrænsede datagrundlag giver imidlertid ikke mulighed for vidtrækkende konklusioner om omfanget af eventuelle sundhedsfarer og om resterende mængder af PCB i danske bygningers fuger.

Ønskes et mere dækkende billede af forekomst af PCB-holdigt fugemateriale i danske bygninger vurderes det, at der skal undersøges prøver fra et trecifret antal bygninger fra den relevante periode. De fleste målinger i denne undersøgelse er foretaget på fuger mellem væg og vinduer. Gennemføres flere danske undersøgelser, vil det være relevant at lade termokit og andre byggematerialer, der mistænkes for at indeholde PCB indgå med større vægt.

Det er i øjeblikket forholdsvis dyrt at få analyseret prøver for indhold af PCB. Der er derfor behov for udvikling af mindre kostbare og hurtige metoder til identifikation af PCB-holdige fuger.

Eksponering i forbindelse med arbejdet med udskiftning af PCB-holdige fuger er ikke vurderet i denne rapport. Der gøres dog opmærksom på, at der kan forventes arbejdsmæssige eksponeringer, hvis arbejdet udføres uden effektive personlige værnemidler. Disse eksponeringer kan blive væsentligt højere end de eksponeringer, der sker via indeluft/støv i bygninger med PCB-holdige fuger.

På baggrund af oplysninger fra Kommunekemi må formodes, at meget PCB-holdigt byggeaffald ikke bliver bortskaffet efter reglerne. Der er derfor blandt de direkte involverede behov for udbredelse af viden om krav, problemer og muligheder i forbindelse med identificering og håndtering af PCB-holdigt affald i byggeriet.

Projektresultater

Tabel S1 viser PCB-indholdet i indvendige og udvendige fuger samt i forseglingen på en enkelt termorude. Det ses, at de indvendige fuger i bygning 6, 7, 9 og 10 har signifikant PCB-indhold, mens de indvendige fuger i bygning 5 indeholder spor af PCB. Forseglingen i termoruden i bygning 10 har det højest målte PCB-indhold. De ydre fuger i bygning 2, 3, 6 og 9 indeholder alle mindre mængder PCB.

Tabel S1: PCB-koncentrationer i fuger

Prøvesteder	Σ_7 PCB	Σ_n PCB	n PCB
	$\mu\text{g/g}$ (ppm)		
Indre, B 5, Etagebolig	1,0	1,8	4
Indre, B 6, Gymnasium	1113,0	2516,1	20
Indre, B 7, Gymnasium	61,3	218,4	20
Indre, B 9, Kontor	1086,5	2016,9	20
Indre, B 10, Universitet	19,7	47,3	17
Thermokit, B 10, Universitet	4209,8	9839,9	20
Ydre, B 1, Enfamiliehus	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 2, Enfamiliehus	4,5	6,5	8
Ydre, B 3, Enfamiliehus	3,5	5,5	6
Ydre, B 4, Enfamiliehus	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 5, Etagebolig	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 6, Gymnasium	22,8	51,0	15
Ydre, B 8, Lager	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 9, Kontor	188,4	350,1	19
Ydre, B 10, Universitet	< 0,5	< 0,5	0

Σ_7 PCB = Summen af målte koncentrationer af kongener 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ_n PCB = Summen af målte koncentrationer af de n kongener som lå over rapporteringsgrænsen (<0,5 = ingen PCB blev målt over rapporteringsgrænsen på 0,5 $\mu\text{g/g}$). n PCB = antal kongener kvantificeret.

I perioden 1950 til 1976, hvor der var PCB-holdige fugemasser på markedet, er opført 143 mio. m² bygningsareal, hvilket svarer til 37 % af Danmarks samlede bestand på 389 mio. m². Spørgeskemaundersøgelsen omfattende 600 bygningsansvarlige og analyser af fugeprøver fra 10 bygninger med mistanke om PCB-holdige fuger udvalgt blandt spørgeskemaundersøgelsens deltagere. Undersøgelsen gav

hovedresultaterne, der er vist i Tabel S2. Yderligere er middelkoncentrationen af summen af de 22 analyserede PCB-congenerer indføjet.

Tabel S2. Hovedresultater fra spørgeskemaundersøgelsen og middelværdien for PCB-indhold i fugerne i 10 bygninger.

Har ikke fået nye vinduer siden 1976	61 %
Har gummiagtige indvendige fuger	59 %
Har gummiagtige udvendige fuger	22 %
Længde af indvendige fuger per areal	0,47 m/m ²
Længde udvendige fuger per areal	0,47 m/m ²
Bygninger med PCB i fugemasser	40 %
Samlet PCB indhold i fuger i ovennævnte fraktion(summen af 22 congenere)	0.21 %
Anslået vægt af fuger per meter	0,2 kg/m

Ved at tage udgangspunkt i de 143 m² bygningsareal fra den relevante periode og gange med oplysningerne fra tabel S1 for henholdsvis indvendige og udvendige fuger og derefter addere værdierne fås et meget usikkert skøn på 5,6 ton for den resterende PCB-mængde i fuger i den danske bygningsmasse. Dette tal, der er baseret på de 22 udvalgte PCB-congenerer, som er analyseret i denne undersøgelse, omfatter dog ikke PCB-indholdet i rudernes termokit.

Hvis der i stedet for summen af de målte 22 forskellige congenere bruges den metode, som flere tyske og schweiziske forskere har anvendt, hvor summen af 7 oftest udvalgte og målte congenere ganges med en faktor 5 bliver estimeret på vægten 13 ton. Endelig fås 21 ton, hvis man i stedet ganger med 8, som er den højeste faktor anvendt i andre undersøgelser beskrevet i litteraturen. Endeligt kan et skøn baseres på koncentrationer fundet i udenlandske undersøgelser. For eksempel blev der i en schweizisk undersøgelse (Kohler et al., 2005) målt langt større middelkoncentrationer i fugerne, og anvendelse af disse resultater ville resultere i et skøn på fortsat forekomst af 120 ton PCB i fuger i danske bygninger.

Tabel S3 sammenfatter den skønnede resterende mængde PCB i fugerne under de forskellige forudsætninger.

Tabel S3. Skønnede resterende mængder PCB under forskellige forudsætninger.

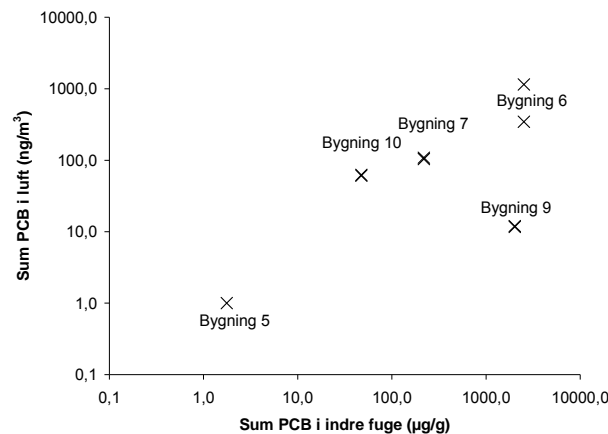
Forudsætning	Resterende mængde PCB (ton)
Alene summen af de 22 analyserede congenere	5,6
Summen af 7 congenere gange 5	13
Summen af 7 congenere gange 8	21
PCB opgørelse fra undersøgelse i Schweiz	120

Skønnet baseret på analyserne i denne undersøgelse er lavere end tidligere skøn. Den væsentligste årsag er, at det samlede PCB-indhold i de positive prøver i denne undersøgelse er betydeligt lavere end de PCB-koncentrationer, der er brugt i tidligere skøn. Det skal her bemærkes, at kun meget få målinger (7 fugeprøver) indgår i middelværdien, og at middelværdien havde været betydeligt større hvis en af prøverne med højt PCB-indhold fra Københavns Kommunes undersøgelser (Bilag E) var medtaget i dette skøn. Mere fysiske forklaringer, som at PCB-indholdet i de nu mindst 30 år gamle fuger efterhånden er blevet betydeligt mindre end indholdet i de oprindelige fugemasser, skal også medtages som en mulig forklaringsramme. Det kan både skyldes, at de mest flygtige PCB-congenerer er fordampet og forsvundet fra fugerne i de sidste 30 år - men

sikkert mere væsentligt - at fugerne ofte er blevet repareret med påføring af supplerende fugemateriale uden PCB.

På trods af de målte, forholdsvis lave koncentrationer viser figur S1 en bemærkelsesværdig tydelig sammenhæng mellem koncentrationerne i de indre fuger og indeluften. Dette viser, at afgivelsen af PCB fra fugerne formodentlig er den primære kilde til kontaminering af indeluften.

Rapporten indeholder lignende afbildninger af relationen mellem PCB i de indre fuger og overfladestøv samt PCB i de ydre fuger og jorden omkring bygningen. Også disse PCB indhold viser en tydelig sammenhæng.



Figur S1 Sammenhæng mellem PCB-indhold i indre fuger og PCB-koncentrationer i indendørsluft.

De højeste sum-PCB-koncentrationer i indeluften er cirka $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og i overfladestøvet inden døre ca. $2 \mu\text{g}/\text{g}$, mens koncentrationen er omkring $0,4 \mu\text{g}/\text{g}$ i jorden omkring bygningerne.

Sundhedsmæssig vurdering

I rapporten vurderes eksponering gennem indeluft, husstøv og jord som følge af afgivelse af PCB fra gamle fuger i bygninger.

Sammensætningen af de PCB blandinger, som mennesker udsættes for gennem forskellige medier, såsom fødevarer, arbejdsmiljø, indeluft og jordforurening, er vidt forskellige. Fra et toksikologisk synspunkt kan PCB inddeles i to grupper, henholdsvis dioxinlignende PCB og ikke-dioxinlignende PCB. De ikke-dioxinlignende PCB congenere udgør mængdemæssigt hovedparten af de tekniske produkter, mens de dioxinlignende PCB congenere kun forekommer i lave koncentrationer, der imidlertid har en signifikant toksikologisk betydning.

De PCB-koncentrationer, som personer kan blive udsat for i bygninger, er ikke akut giftige, men indeklimaet yder et bidrag til kroppens samlede PCB belastning, der er uønsket og over lang tid kan udgøre en sundhedsmæssig risiko.

Luftkoncentrationen i den mest forurenede bygning medfører desuden en nedsat sikkerhedsmargin, idet eksponeringen er ca. 70 gange under et ikke-effekt-niveau i dyreforsøg, hvor man ofte tilstræber en margin på 100. Denne vurdering er baseret på de højest fundne koncentrationer i denne

undersøgelse og under antagelse af at sådanne koncentrationer også kan findes i boliger, hvor man kan opholde sig op til 24 timer i døgnet.

På baggrund af det meget begrænsede antal bygninger, som indgår i denne undersøgelse, bør det understreges, at de undersøgte bygninger formentlig ikke er blandt de mest PCB-kontaminerede i Danmark. Erfaringer fra Københavns Kommune viser, at der findes bygninger i Danmark, hvor indeluften sandsynligvis kan være mere end 10 gange mere forurenet med PCB, og at længerevarende ophold her kan udgøre en reel sundhedsrisiko for beboerne. På den baggrund er det vurderet, at der er behov for at udvikle metoder til at identificere disse bygninger.

De sundhedsmæssige risici ved indtagelse gennem munden af PCB i indendørs støv og jord fra bygningens umiddelbare nærhed er betydeligt mindre end ved indånding af PCB fra indeluften. I sundhedsmæssig henseende er det mulige bidrag fra jord omkring bygningerne med PCB i fugerne mindre end bidraget fra støvet i boligerne.

Projektet omfatter ikke vurderinger af arbejdsmiljø. Det er imidlertid projektgruppens opfattelse, at man i forbindelse med renovering af gamle fuger og termoruder med PCB-holdige lime og fuger i praksis ikke er nok opmærksom på, at limene og fugematerialerne skal håndteres som farligt affald, og at der kan være behov for særlige personlige værnemidler for folk der håndterer de gamle PCB-holdige materialer. Der kan derfor være et arbejdsmiljømæssigt behov for at sikre at affaldshåndteringen og renoveringsarbejdet foregår forsvarligt.

Summary and conclusions

ABSTRACT

PCB has been used as a plasticizer in building sealants in the period from around 1950, and until it was prohibited in Denmark in 1976. A questionnaire survey, including 100 buildings, and a detailed chemical analysis of PCB in old sealant materials, indoor surface dust and indoor air in 10 buildings were performed in order to estimate the remaining mass of PCB in old sealants and to estimate the resulting human PCB exposure in buildings and its potential health effects. The total remaining mass of PCB in sealants in Danish buildings was estimated to be in the range of 6-21 ton. Concentrations in indoor air ranged from below 30 to just above 1000 ng/m³. Concentrations in indoor surface dust ranged from below 30 to just above 2000 ng/g. The toxicity of PCBs varies significantly between congeners. Detailed analysis of congener mixture and congener toxicity is required to evaluate health impact of exposures in buildings. The PCBs measured in indoor air were mainly the lower chlorinated, non-dioxin-like congeners. The highest concentration measured was estimated to result in a daily exposure of about 70 times below the no observed adverse effect level (NOAEL) in experimental animals. The congener composition in indoor dust resembled more commercial mixtures. The highest measured concentration was estimated to result in an exposure that was 3500 times below the lowest observed adverse effect level (LOAEL) from animal tests.

INTRODUCTION

PCB is a group of organochlorine compounds with two interconnected benzene rings that can contain as many as 10 chlorine atoms. The 209 PCB-congeners have different toxicological and physical-chemical properties depending on the number of chlorine atoms and the substitution pattern. The mixture of the various congeners differed in the different commercial PCB-mixtures.

Most PCB-congeners with low chlorine content are metabolized and excreted rather quickly in animals and humans, while the congeners with high chlorine content are very persistent, lipophilic and bioaccumulates in fat tissues and biomagnifies through natural food chains. The congener composition of the PCB exposure from food intake and from indoor climate differs considerably.

The toxicity of PCBs differs also significantly between congeners. The most toxic are the so-called dioxin-like PCBs (van den Berg et al. 1998). But the health effects of other bio-accumulating congeners should also be considered. Health effects of PCB include effects on skin, liver, thyroid gland, reproductive organs, central nervous system and immune system. Furthermore, PCB may cause cancer and reduce fertility. The main source of PCB exposure in the general population is food intake, especially fish with high fat content from certain polluted waters. The PCB content is particularly high in breast milk, and consequently it is of principal interest to reduce other intake routes for infants (WHO 2003).

PCB possesses attractive physical properties, such as good electrical insulation, high thermal stability, high viscosity and fire resistance.

Furthermore, PCB has been used to make sealants stable, soft and flexible. Until the middle of the seventies PCB was frequently used in a number of building construction products, including sealant and glue in double-glazed units used in energy saving windows as sealant between window frames and walls, and as sealant between light and heavy elements of walls.

All uses of PCB have been banned in Denmark since 1976. Caulking and sealants are suspected of being the biggest remaining man-made deposits of PCB in. Since the 1970s replacements in connection with renovation works have reduced the size of this deposit. Emissions during the past 30 years are expected to have further reduced the size of the deposits and to have polluted the structures and soils around the old joints filled with PCB-containing compounds.

The purpose of the present study was

- To quantify the amount of PCB still contained in joints in buildings,
- To assess the contamination of indoor air and dusts in buildings with PCB-containing materials,
- To evaluate potential health risks associated with this contamination.

METHOD

The data gathering comprised

1. A questionnaire survey including approximately 100 houses, and
2. Chemical sampling and analysis of old sealant materials, indoor air and indoor surface dust in 10 of these houses.

Based on address lists supplied by local authorities in the City of Copenhagen, a questionnaire was mailed to building administrators for offices, schools, childcare institutions and apartment blocs. Furthermore, the questionnaire was mailed to some owners of single-family houses. Approximately 600 questionnaires were sent out and 100 were filled in and returned.

The questionnaire contained information about construction year of the building, area size of the building, length of inner joints, length of outer joints and appearance of joint fillers and sealants. The selection of addresses was not made with an attempt to assure representativeness, and the response rate of 17% was low but systematic bias was not expected, since the type of sealant was not expected to influence inclusion criteria or response rate.

Ten buildings were selected for more detailed assessments. Based on information found in the questionnaire replies, all buildings were suspected of having PCB-containing sealants.

A cylindrical sealant sample sized 5mm x 10mm was taken by driving a sharp edged tube with a diameter of 5mm into the sealant. If possible, this was done both at outer and inner joints. Immediately after sampling the tube with sealant was wrapped in aluminum foil and placed in sealed plastic bags until chemical analysis could be made.

A specially made filter cassette was mounted on a traditional vacuum cleaner (1600W) for dust sampling. Dust was collected on circular glass fiber filters with a diameter of 80mm. The suction opening was 10mm x 60mm, and by small wheels the opening was kept at a distance of 5mm from the sampling surface. A floor area of 2m² was sampled during 2 minutes near the place, where the joint sample was taken. The filters were immediately wrapped in aluminum foil and placed in sealed plastic bags until chemical analysis could be made.

Duplicate indoor air samples were taken by passing an air flow of 1 L/min through XAD-2 absorption tubes. The sampling time was approximately 17 hours, giving a sampling volume around 1m³. The tubes were capped and placed in sealed plastic bags until chemical analysis could be made.

Approximately 3 months after the first sampling, when all samples had been taken, they were analyzed in one batch. Liquid extraction and gas chromatography were used to quantify the following 22 PCB-congeners 28, 31, 44, 49, 52, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 149, 151, 153, 156, 170, 180, 187, 188, 194 and 209.

RESULTS

Based on analyses of questionnaire replies, the main results from chemical analysis and some statistical information from the building registration it was possible to estimate the amount of PCB still contained in old sealants. In the period from around 1950, when PCB-containing sealants were introduced, and until 1976, when PCB-containing sealants were prohibited, 37% of the building stocks in Denmark were constructed. This building mass equals a total floor area of 143 mio. m². The remaining PCB can be calculated by multiplying the relevant building area by area-specific length of sealed joints with an estimate of the length-specific weight of sealant. The total weight of sealants should be reduced only including the fractions without major joint filler replacement, with rubber-like sealants and actually containing PCB of the rubber-like sealants from the relevant period. Finally this reduced mass of sealants should be multiplied by the average total concentration of PCB obtained from the chemical analysis to give a very rough estimate of total remaining mass. The main results of the questionnaire survey are summarized in Table E1 together with a general summary of results from the chemical analysis.

Table E1. Main results of the questionnaire survey based on 100 replies and summary of average results from chemical analysis of 7 rubber-like sealants from the 4 buildings with PCB-containing sealants.

Have not replaced windows since 1976	61%
Do have rubber-like inner sealants	59%
Do have rubber-like outer sealants	22%
Length of inner sealed joints per area	0.47m/m ²
Length of outer sealed joints per area	0.47m/m ²
Buildings with PCB content in sealants	40%
Total PCB content in above fraction	0.21%
Estimated weight of sealant per length	0.2 kg/m

The very uncertain estimate of remaining sum of the analyzed PCB congeners in Danish buildings becomes 5600 kg. An alternative to this figure may be found by multiplying the sum of the 7 most commonly analyzed congeners by a factor 5 to account for the many congeners not included in the analysis. This would result in an estimate of 13000 kg. Still a larger estimate may be found by applying the highest factor found in the

literature equal to 8. This high correction factor results in a total remaining mass of PCB in Danish sealants of 21000 kg.

Details about PCB content in joint sealants are given in Table E2, contamination of indoor surface dust are given in Table E3 and the concentrations of PCB in indoor air are given in Table E4.

Table E2. PCB content ($\mu\text{g/g}$) in indoor joint sealants (I), outdoor joint sealants (O) and sealant in double-glazed units in windows (W). Σ_7 is the sum of congeners number 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180. Σ_n is the sum of all identified congeners of the 22 that were analysed for. The counter n is the number of congeners that were measured above the reporting limit of $0.5\mu\text{g/g}$. ND means that all congeners were below reporting limit.

	Σ_7	Σ_n	n
I 5, Apartment block	1.0	1.8	4
I 6, High school	1113.0	2516.1	20
I 7, High school	61.3	218.4	20
I 9, Office	1086.5	2016.9	20
I 10, University	19.7	47.3	17
W 10, University	4209.8	9839.9	20
O 1, Single family house	ND	ND	0
O 2, Single family house	4.5	6.5	8
O 3, Single family house	3.5	5.5	6
O 4, Single family house	ND	ND	0
O 5, Apartment block	ND	ND	0
O 6, High school	22.8	51.0	15
O 8, Storage building	ND	ND	0
O 9, Office	188.4	350.1	19
O 10, University	ND	ND	0

Results in Table E2 indicate that inner sealants in Buildings 6, 7, 9 and 10 contain PCB, while inner sealant in Building 5 only contains traces of PCB. Inner rubber-like sealants were not found in the remaining buildings. The PCB content is much lower than in the original commercial mixtures with the PCB content ranging from 5 to 30%

Table E3. PCB contamination (ng/g) of indoor surface dust in the different buildings (D). Reporting limit was 30ng/g . Other denominations are like Table 2.

	Σ_7	Σ_n	n
D 1, Single family house	77.2	149.2	20
D 2, Single family house	15.5	15.5	1
D 3, Single family house	89.9	110.6	6
D 4, Single family house	124.2	170.5	6
D 5, Apartment block	ND	ND	0
D 6, High school	466.1	1052.9	13
D 7, High school	906.2	2054.4	16
D 8, Storage building	91.1	119.2	5
D 9, Office	275.0	514.4	19
D 10, University	68.5	153.9	11

PCB contents in indoor dust shown in Table E3 show some PCB in all buildings except Building 5. Highest concentrations were found in Buildings 6, 7, 9 and 10; that were also the buildings with significant content of PCB in inner sealants.

Table E4. The two measured concentrations of PCB (ng/m³) in indoor air in the different buildings (A). Reporting limit was 30ng/ m³. Other denominations are like Table 2.

	Σ_7	Σ_n	n
A 1, Single family house	4.6 / 4.2	9.8 / 7.8	5
A 2, Single family house	5.6 / 5.3	11.9 / 11.5	6 / 6
A 3, Single family house	2.5 / 1.1	4.2 / 2.3	3 / 2
A 4, Single family house	ND	ND	0
A 5, Apartment block	ND	ND	0
A 6, High school	152.6 / 579.5	344.4 / 1142.8	6 / 13
A 7, High school	44.8 / 47.0	103.7 / 108.4	8 / 8
A 8, Storage building	ND	ND	0
A 9, Office	6.3 / 7.0	12.0 / 11.7	6 / 6
A 10, University	28.5 / 29.2	61.0 / 62.3	6 / 6

The values for PCB in indoor air shown in Table E4 also give the highest concentrations in the buildings with significant content of PCB in inner sealants. The two measurements of PCB in indoor air are in good agreement with each other except in Building 6 where a minor discrepancy was seen. No explanation for this has been found.

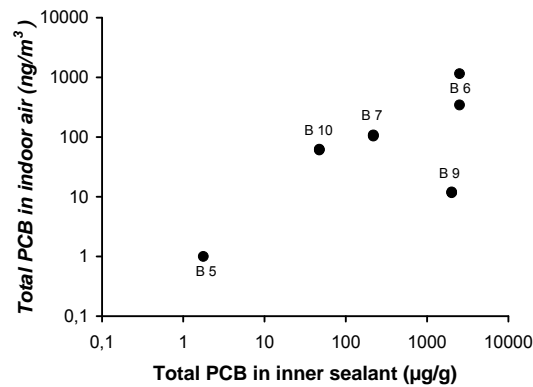


Figure E1. Relation between total PCB in indoor air and inner sealant.

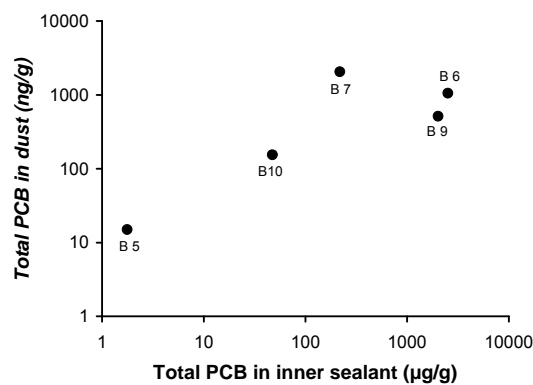


Figure E. Relation between total PCB in dust and inner sealant.

To show these relations visually, Figure E1 presents PCB concentration in indoor air in relation to the concentration in inner sealant. Figure E2 presents PCB in dust in relation to PCB in inner sealant. Finally Figure E3 presents the relation between PCB in dust in relation to PCB in indoor air.

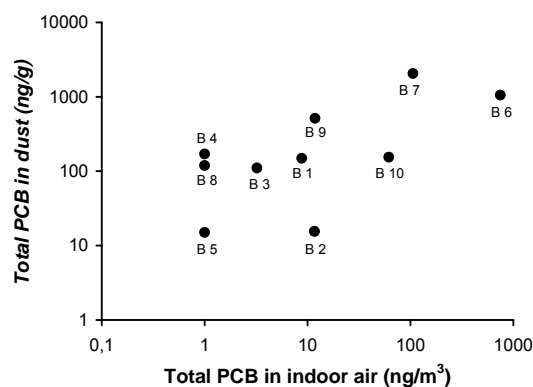


Figure E3. Relation between total PCB in dust and indoor air.

All three figures seem to indicate clear interrelation between PCB content in the different compartments.

DISCUSSION

There are a number of other possible sources for PCB contamination of indoor environments. However the clear relations between PCB content in inner sealants, indoor air and indoor surface dust indicate that the inner sealant is a major source of PCB content in these compartments.

The detailed analysis of indoor air showed as expected that the PCB-congeners determined were mainly non-dioxin like congeners. If a person with a body mass of 60 kg daily inhales 15 m³/day of air with a PCB concentration of 1 µg/m³ (approximately equal to the maximal concentration found in this study), then the resulting exposure is 15 µg/person or 250ng/kg body mass/day. This is approximately 100 times below the no observed adverse effect level (NOAEL) of 30000-40000ng/kg body weight/day for effects on liver and thyroid gland found in 90-days oral toxicity tests for three non-dioxin like PCB with rats (ATSDR 2000, Bilag B).

Intake of PCB with indoor dust was assessed assuming a daily intake of 50mg dust and the highest concentration found in this study of 2 µg/g dust. The resulting exposure is 0.1 µg/person or 2 ng/kg body mass/day. The detailed analysis showed congener composition like the original commercial mixtures. For these mixtures animal tests have showed a lowest observed adverse effect (LOAEL) level of 5 µg/kg body mass/day (ATSDR 2000). The LOAEL is more than 3500 times higher than the estimated highest daily intake of indoor dust.

The selected buildings showed PCB concentrations in indoor air in the range from below 30 to just above 1000 ng/m³. This large difference makes it very probable that buildings with even higher indoor air concentrations may be found. A combination of low air change rates and large amounts of sealant with high PCB content may increase the contamination.

CONCLUSIONS

Based on the data from this limited investigation, the total remaining mass of PCB in joint fillers in Danish buildings can be estimated with great uncertainty to be between 6 and 21 ton.

The investigation shows relations between concentrations of PCB in sealants, indoor air and surface dust. Furthermore, PCB concentrations in

the soil around the buildings seem to be somewhat related to the concentrations in outer sealants.

In and around those buildings that still have PCB-containing sealants the sealants will still be a major source of contamination of indoor air, surface dust and the soil around the buildings.

PCB in sealants may only have a small contribution to the building users' exposure to the most toxic dioxin-like PCB-congeners. That exposure is primary due to intake of contaminated food.

Results from this limited investigation indicate that the most important contribution to the exposure to the most volatile non-dioxin-like PCB-congeners will be PCB in indoor air of buildings with PCB-containing sealants. The levels in indoor air in these buildings may result in an unwanted reduction of the margin of safety.

Data also point to a risk that there in Denmark may be buildings with a far higher PCB-content in the sealants, and exposure to indoor air during several years in these buildings may pose a risk of serious health effects.

Perspectives

This investigation shows that PCB may be contained in joints between window frames and surrounding structures, and that PCB may be emitted to the surroundings. However, this limited study does not give support to more comprehensive conclusions regarding possible health risks because of the remaining mass of PCB in Danish buildings.

If the aim is a more certain assessment of PCB in Danish buildings then a more comprehensive investigation is required. This may comprise of sealants samples from each of some hundred Danish buildings from the relevant period. Most of the samples in this investigation were taken from window joints. If a new investigation is performed, it is recommended to include glue from double glazing and other construction materials with possible PCB-contamination.

It is rather expensive to analyse samples for PCB-content. Therefore there is a need for more economic and faster methods to identify PCB-containing materials.

Occupational exposure in relation to the renovation of PCB containing materials is not assessed in this report. There is, however, a need for knowledge about required means to reduce exposure during renovation works.

Based on information from the Danish handlers of dangerous waste it may be assumed that much Danish construction wastes containing PCB are not handled according to legislation. There is, therefore, a need for dissemination of knowledge concerning requirements, problems and options in relation to identification and handling of waste with a possible PCB-content among the directly involved.

REFERENCES (for this summary – more in the report in Danish)

Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld ATC, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC,

van Leeuwen FXR, Liem AKD, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenck D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Wærn F and Zacharewski T (1998). Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and for Wildlife. *Environ Health Perspect* 106, 775-792.

WHO (2003). Polychlorinated biphenyls: human health aspects. Concise International Chemical Assessment Document 55.
<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>

ATSDR (2000). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (Update). U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

1 Indledning

1.1 Formål

Projektet har til formål at undersøge, om der i eksisterende dansk byggeri fortsat kan findes bygninger med PCB-holdige materialer, og om der i givet fald er miljø- og sundhedsmæssige risici i forbindelse med bygningens brug, renovering og nedrivning.

Vurderingen skal bygge på:

- En spørgeskemaundersøgelse involverende byggesagkyndige vedrørende forekomsten af fuger, der kan mistænkes for at indeholde PCB.
- Målinger af PCB i husstøv og indeluft i udvalgte bygninger, der indeholder PCB i fuger og eventuelt også PCB i termoruder. Desuden, måling af PCB i jorden tæt ved bygningerne.
- Opstilling af grundlag for vurdering af den sundhedsmæssige risiko ud fra en gennemgang af relevant litteratur og ud fra normal procedure for opstilling af grænseværdier.
- Diskussion af om de målte koncentrationer giver anledning til sundhedsmæssige risici, og om der er behov for yderligere undersøgelser.

Det bemærkes, at projektet ikke omfatter arbejdsmiljømæssige forhold i forbindelse med udtagning af og udbedring efter PCB-holdige byggevarer.

1.2 Projektets baggrund og forhistorie

I 2000 gennemførte Statens Byggeforskningsinstitut en undersøgelse: "Andre problematiske stoffer i bygge- og anlægsaffald", som i SBI-meddelelse 122 gjorde status over kemiske stoffer i såvel byggevarer som bygge- og anlægsaffald. Her blev det konkluderet, at der var behov for en dansk undersøgelse, som kunne kortlægge omfanget af PCB-holdige byggevarer i eksisterende dansk byggeri (Krogh, 2000).

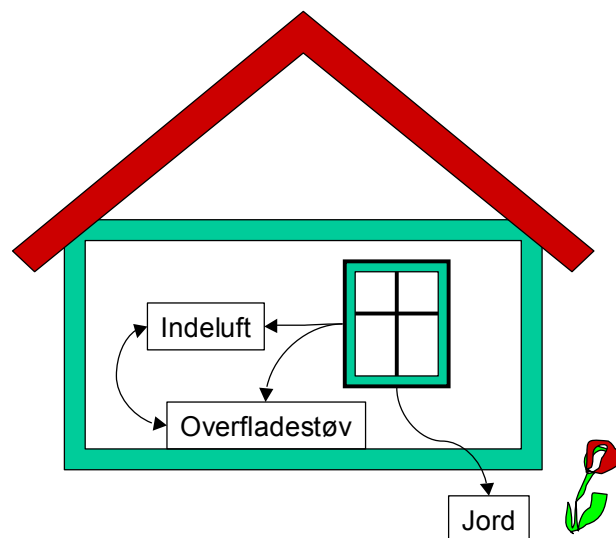
I forlængelse af rapporten og på foranledning af Statens Byggeforskningsinstitut gennemførte Fugebranchens Samarbejds- og Oplysningsråd en intern undersøgelse blandt medlemmer, med det formål at få overblik over omfanget af PCB-holdige fuger i byggeriet i Danmark inden for perioden. En skønsmæssig opgørelse baseret på en spørgeskemaundersøgelse blandt fagentreprenører og leverandører i fugebranchen specifikt rettet mod kendte fuger i byggeriet viste, at forbruget for perioden antageligt kunne fastsættes til ca. 110 tons PCB (FSO, 2000).

I forbindelse med undersøgelsen kunne det tillige konstateres, at den tekniske levetid af fugematerialer, som normalt sættes til 25 år for elastiske

fuger, var betydeligt længere. Det blev påvist, at fuger i praksis udskiftes sjældent. Der var derfor god grund til at antage, at der stadig er en stor del af gammel fugemasse tilbage i fuger i danske bygninger. I samråd med Statens Byggeforskningsinstitut skønnedes der således at være ca. 75 tons PCB tilbage i fuger fra perioden, hvor PCB-holdige fugemasser blev anvendt (FSO, 2000).

I perioden 1967-1973 har der været anvendt forseglingslim til termoruder i 75 % af produkterne på det danske marked. Der regnes normalt med en levetid på 20 år for termoruder, men erfaringer fra Norge og Sverige viser, at kun en meget lille del af ruderne faktisk var udskiftet (20 % for Norge og 60 % for Sverige). Ud fra ovenstående og forbruget til termoruder i denne periode beregnes forbruget til 200 tons PCB i termoruders forseglingslim (Trap et al., 2006).

Under henvisning til at angivne mængder var skønsmæssige og ikke kunne verificeres, måtte den formodede mængde af PCB tilbage i bygningerne anses for at være betydelig. Det var derfor væsentligt at vurdere, om der var risiko for sundhedseffekter i forbindelse med bygnings brug, renovering, udskiftning og nedrivning af eksisterende PCB-holdige byggevarer i bygningerne.



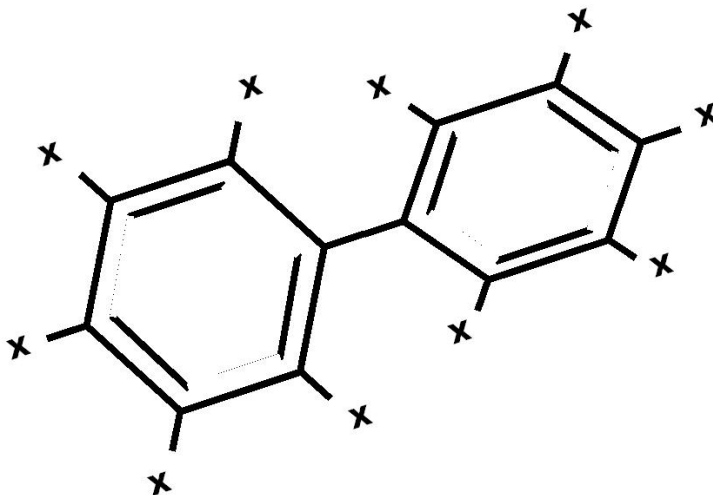
Figur 1.1. Figurativ præsentation af PCB's vandring fra den primære kilde til indeluften, overfladestøvet og den omgivende jord.

Fugematerialer med PCB forventes at kunne forurene den omgivende jord ved udvaskning, indeluften ved afdampning og overfladestøvet ved afskalning. Desuden forventes indeluftens og overfladestøvet PCB-indhold at vekselvirke ved adsorption og desorption. Endeligt forventes PCB at vandre ind i de omgivende byggevarer ved diffusion. Disse processer er illustreret i figur 1.1.

Denne vurdering omfatter både en vurdering af PCB-afgivelsen til bygningernes omgivelser og eventuelle påvirkninger af beboere i forbindelse med brug, vedligeholdelse og nedrivning. Arbejdsmiljøforhold er ikke omfattet af denne undersøgelse.

1.3 Generelt om PCB

Fra 1930'erne og indtil midten af 1970'erne fandt PCB verden over anvendelse i en række tekniske produkter, da de foruden at være stabile kemiske stoffer, besad en række tekniske fordelagtige egenskaber, så som høj antændelsestemperatur, høj viskositet, lav elektrisk ledningsevne og god termisk stabilitet. Det vurderes at den samlede produktion i perioden var 2-3 mio. ton. Produktionen af PCB stoppede i Japan i 1972, England i 1976 og USA i 1977 men fortsatte indtil 1984 i Tyskland.



Figur 1.2. Skematisk billede af et biphenyl molekyle. X'erne repræsenterer bromatomer, der ved fremstilling af PCB kan substitueres med chloratomer.

Polychlorerede biphenyler, i daglig tale PCB, omfatter en gruppe chlorerede forbindelser, der består af 2 sammenknyttede, sekslede benzenringe (biphenyl) med 1 til 10 chloratomer. Bruttoformel: $C_{12}H_{10-x}Cl_x$, hvor $x = 1-10$. Molekylet er vist skematisk i figur 1.2.

Der findes 209 mulige forskellige PCB-congenere (WHO 2003). Hvert congener har forskellige fysisk-kemiske og toksikologiske egenskaber og har et specifikt IUPAC nr. (IUPAC er den globale kemiorganisation: International Union of Pure and Applied Chemistry).

PCB blev teknisk fremstillet ved direkte chlorering af biphenyl og blev hovedsageligt produceret i perioden fra 2. verdenskrigs begyndelse og frem til 1975. De største kendte producenter af PCB var Bayer (Tyskland), Monsanto (USA, UK) og Kaneka (Japan).

PCB kendes under produktnavne som Apirolio (Italien), Aroclor (USA), Clophen (Tyskland), Delor (Tjekkoslaviet), Elaol (Tyskland), Fenchlor (Italien), Kanechlor (Japan), Phenoclor (Frankrig), Pyralene (Frankrig), Pyranol (USA), Pyroclor (USA), Santotherm (Japan) Sovol (USSR), Sovtol (USSR) m.fl.

Den førende producent, Monsanto, markedsførte 1930 - 1977 de hyppigst forekommende PCB-blandinger under produktnavnet Aroclor. Aroclor 1242, 1248, 1254, 1260 og 4465 var de hyppigst forekommende PCB-blandinger

anvendt til produktion af fugemasse til fuger og forseglingslim til termoruder.

PCB er aldrig blevet produceret i Danmark, men indgik i en række lokale og importerede byggevarer indtil anvendelsesbegrænsningen i 1976 (Miljøministeriet, 1976), hvor anvendelsen af PCB i koncentrationer over 0,1 vægtprocent med en række undtagelser, for eksempel i visse lukkede systemer, blev forbudt (Hansen og Grove, 1983). I 1986 kom i Danmark et totalforbud mod salg af produkter der indeholdt PCB. Man kan forvente, at eksponeringen med indeluften er faldet betydeligt siden forbuddet mod "åbne" anvendelser.

1.4 Anvendelse af PCB-holdige byggevarer

PCB er teknisk velegnet til anvendelse i en række byggevarer som fx fugemasse, lim, maling, lak, isolering, plast o.l. I byggeriet indgik PCB således i en årrække i forseglingsmaterialer til termoruder, i fugemasser til bl.a. kalfatringsfuger, som plastificering i puds, beton, spartel- og gulvmasser, som brandhæmmer i fx kondensatorer, kabler, maling m.m. Op til 1976 har PCB fundet anvendelse som blødgørere i lim og fugemasser (Hammar, 1992; Zweiner, 1994; Benthe, 1992; Balfanz 1993; Forme, 1994).

PCB har primært fundet anvendelse i elastiske fugemasser i perioden 1950-1976 i alle typer bygninger og som forseglingslim i termoruder i perioden 1967-1973 (Aktuelle Byggerier, 1978, Hamberg, 1970, Nissen, 1984). I denne periode er der sket en kraftig udbygning af bygningsbestanden, og beskrivelser af aktuelle byggerier fra perioden viser, at der primært er brugt elastiske fugemasser af typen polysulfid, som kan indeholde op til 30 % PCB, og som i perioden har været solgt under varenavne som fx Thiokol, Thioflex, Vulkseal, Vulkfil, Lasto-meric, 1K, Terostat, PRC og Rubberseal. En leverandør i Danmark er bekendt med, at der i et enkelt tilfælde har været produceret og leveret en PCB-holdig plastisk og oliebaseeret fugemasse til det danske marked (FSO, 2000).

Ud over anvendelsen til forseglingslim og kalfatringsfuger om vinduer og døre, inde såvel som ude, har PCB-holdig fugemasse fundet bred anvendelse i fuger i byggeriet fx fuger i betonelementer, i fuger i gulve, ved fuger omkring rørgennemføringer, ved fuger ved søjler, i dilatationsfuger, som topforsegling og som lydisolerende fuger ved skillevægge. En del fuger fra perioden findes skjult i konstruktioner, fx vægkonstruktioner eller bag beskyttende lister. Endvidere har PCB-holdig fugemasse været anvendt i fuger i anlægskonstruktioner, fx i fuger i drikkevandsanlæg, anlæg for spildevandsbehandling o.l.

1.5 PCB's indvirkning på natur og mennesker

Bionedbrydeligheden for PCB med lavt chlorindhold er moderat, mens PCB-congenerer med højt chlorindhold er svært nedbrydelige både fysisk, kemisk og biologisk. PCB's persistens stiger generelt med antallet af chloratomer (ATSDR, 2000).

Siden den danske kemiker Søren Jensens opdagelse i 1960'erne af PCB's bioakkumulative egenskaber (Jensen et al., 1969) er tilstedeværelsen af PCB i de komplekse systemer i naturen, i spildevand, i fedtvæv hos mennesker og dyr veldokumenteret.

Svenske målinger viser endvidere sammenhæng mellem forekomsten af PCB i boligens fugemasser og forekomsten af PCB i blodet hos beboerne. Dette var signifikant for de mest flygtige PCB-congenerer (28, 66, 74), mens et ikke-signifikant forøget indhold i blodet sås for de øvrige målte congenerer (Johansson et al., 2003). Tyske målinger på skolelæreres blod viste en lignende sammenhæng med PCB i skoler (Gabrio, 2000).

Sundhedseffekterne af de tekniske PCB præparater er betydelige og veldokumenterede. De omfatter hud effekter, forstyrrelser af leverfunktionen, samt påvirkning af centralnervesystemet og immunsystemet (Drinker et al., 1937; Bernes, 1998; Kimbrough, 1987; Ahlborg et al., 1992). Særlig opmærksomhed har fosterskader og PCB's kræftfremkaldende og hormonforstyrrende virkning fået (EEA, 2001). Der ses sjældent akutte virkninger, men da stofferne er meget stabile, ophobes de i fødekæderne og kan herved opnå koncentrationer i kroppen, som kan have alvorlige langtidsvirkninger på mennesker (Umweltbundesamt, 1999). Indholdet er særligt højt i modernælk, og det er derfor særligt vigtigt at begrænse moderens kropsbelastning med PCB (Jacobson et al., 1990a, 1990b, 1996; Sundhedsstyrelsen, 1999; Jensen og Slorach, 1991).

Undersøgelser af fødevarer og beregninger af dagligt indtag af PCB med fødevarerne viser, at der for voksne er en ringe sikkerhedsmargin til det acceptable/tolerable daglige indtag (Bjørndal et al., 1996; Fødevaredirektoratet, 1999; EFSA, 2005). Her er det en komplicerende faktor, at PCB-congener-sammensætningen ændres betydeligt under opkoncentreringen i fødekæderne.

Sammenholdes den ændrede sammensætning på forskellige trin i fødekæderne med den ændring, der over årene sker i fugemasser ved, at de mest flygtige congenerer fordamper hurtigst, er det oplagt, at sammensætningen af den PCB-blanding, man finder i fødevarer, vil være forskellig fra sammensætningen af den oprindelige tekniske PCB-blanding, og den vil også være forskellig fra den PCB-blanding, der forekommer i jord, husstøv og luft. Man vil derfor ikke umiddelbart kunne overføre vurderingsgrundlaget for PCB i fødevarer til vurdering af PCB-holdige fuger i bygninger.

1.6 Regulering af PCB samt Praksis for håndtering af PCB-holdige byggevarer

Sundhedsmæssige grænseværdier

Selvom der haves en omfattende viden om PCB's sundhedsskader, er der ikke officielt fastlagt en toksikologisk baseret tolerabel daglig indtagelse (IPCS, 1993; Ahlborg et al., 1992). Arbejdstilsynets grænseværdi for PCB i luften er $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som middelværdi over en arbejdsdag med HK anmærkning (Arbejdstilsynet, 2007). Grænsen sættes normalt 50-1000 gange lavere i boliger, hvor opholdstiden er længere, og hvor også særligt følsomme opholder sig. Der findes dog ingen grænseværdier for PCB i indeluften. Det tyske "Bundesgesundheitsamt" angiver $300 \text{ ng}/\text{m}^3$ som en sikker grænse for indeluften og anbefaler, at boliger med PCB-koncentrationer over $3000 \text{ ng}/\text{m}^3$ saneres af hensyn til beboerne. (Umweltbundesamt, 1999).

I Sverige er der lovgivet om, at forekomsten af PCB i alle større bygninger, der er opført eller renoverede i perioden 1956-1973, skal kortlægges før 30.

juni 2008. Forekommer fugemasser med et PCB-indhold over 500 ppm, skal bygningen saneres for PCB senest år 2011 eller 2013. En- og tofamiliehuse er dog undtaget fra disse regler. Argumentationen for så vidtgående bestemmelser baserer sig både på hensynet til miljøbeskyttelse og sundhedsforhold for bygningernes brugere.

Regler for håndtering af affald

De love, bekendtgørelser m.v., som der refereres til i det følgende, kan alle findes i bilag D med hele titlen og nummer. Ifølge miljøbeskyttelsesloven og affaldsbekendtgørelsen påhviler det kommunerne at anvise hvordan affald skal håndteres. Anvisningerne skal fremgå af kommuners affaldsregulativer. For bygge- og anlægsaffald er rammerne for de kommunale regulativer udstukket af Cirkulære om kommunale regulativer om sortering af bygge- anlægsaffald med henblik på genanvendelse. Det fremgår af cirkulæret at kun rene sorterede sten- og teglmateriale og rent beton må genanvendes, som erstatning for primære råstoffer. Det er i cirkulæret præciseret, at de nævnte fraktioner ikke må indeholde forurenende stoffer, herunder stoffer som kan give anledning til forurenede nedslivning til jord eller grundvand: For eksempel træ og andet organisk materiale, PCB-fugemasse, tjære, sod, rester af maling og lak. Genanvendelse af alt andet bygningsaffald forudsætter en tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens § 19 eller en godkendelse efter kapitel 5.

Bygnings- og nedrivningsaffald indeholdende PCB (f.eks. PCB-holdige fugemasser, PCB-holdige harpiksbaserede gulvbelægning, PCB-holdige termoruder og PCB-holdige kondensatorer) skal, jf. affaldsbekendtgørelsen, betegnes som farlig affald, når kriterierne i bekendtgørelsens bilag 3 og 4 er opfyldt. Affaldsproducenten (dog ikke husholdninger) har pligt til at klassificere sit affald i henhold til affaldsbekendtgørelsen og anmelde det til kommunen, hvis der er tale om farligt affald. På baggrund af affaldsproducentens anmeldelse skal kommunen afgøre, om der er tale om farligt affald eller ej, ligesom kommunen skal anvise hvordan affaldet skal håndteres.

Miljøstyrelsen, har i skrivelse til samtlige kommunalbestyrelser og amtsråd af 27. marts 1990 orienteret om, at byggematerialer indeholdende rester af PCB dvs. PCB-holdigt affald ikke må genanvendes.

Af skrивelsen fremgår det således, at "byggematerialer til genanvendelse ikke må indeholde rester af maling, lak eller forurenende stoffer, ligesom træ og andet organisk materiale, at samt tjæreholdige materialer skal være fjernet. Endvidere må der ikke forekomme PCB-holdig fugemasse eller rester fra skorstene eller lignende i byggematerialerne." Bygherre, herunder den der er ansvarlig for et bygge- og anlægsarbejde, har pligt til at sikre, at genbrugte byggematerialer opfylder Miljøstyrelsens retningslinjer og skal på forlangende kunne redegøre for oprindelsen af sådanne. Tilsynet med overholdelse af Miljøstyrelsens retningslinjer indgår i øvrigt i kommunernes almindelige miljøtilsyn og påhviler den enkelte kommune jf. Miljøbeskyttelseslovens kapitel 7.

Miljøstyrelsen har endvidere, i brev til alle kommuner i 2001 og igen i 2002, præciseret reglerne for bortskaffelse af PCB-holdigt affald.

I forlængelse heraf har først Københavns kommune (Københavns Kommune, 2008) og siden enkelte andre kommuner udarbejdet retningslinier for håndtering af PCB-holdigt affald.

PCB er herudover reguleret af Forordning om persistente organiske miljøgifte og Bekendtgørelse om PCB, PCT og erstatningsstoffer herfor. Denne bekendtgørelse fastlægger bl.a. at affald hvis indhold af PCB udgør mere end 0,005 vægtprocent, skal det bortskaffes ved en af følgende metoder: Biologisk og fysisk-kemisk behandling, forbrænding på landjord, eller permanent oplagring i et sikkert, dybt underjordisk lager i en tør klippeformation. Forbrænding af PCB-holdigt affald er kun tilladt i anlæg, som er godkendt til at forbrænde farligt affald.

Endelig fastlægger bekendtgørelse om håndtering af affald af elektrisk og elektronisk udstyr, hvordan bl.a. lysarmaturer, som kan indeholde kondensatorer med PCB, skal indsamles og behandles. Ifølge bekendtgørelsen skal producenterne tage brugt elektrisk og elektronisk udstyr tilbage fra erhvervsmæssige kilder, mens kommunerne skal etablere ordninger til indsamling af brugt elektrisk og elektronisk udstyr fra husholdningerne. Kondensatorer, som indeholder PCB skal håndteres så udslip undgås, og skal afleveres til virksomheder, der er godkendt til at håndtere PCB-holdigt affald.

Praksis for håndtering af PCB-holdige produkter og materialer

Efter en indsats med indsamling af elektriske komponenter med signifikant indhold af PCB findes der næppe længere ret mange elektriske komponenter med PCB. Se dog Arbejdsrapport fra MST nr. 15 2000. "PCB i apparater", hvoraf det fremgår, at en vis mængde PCB muligvis stadig kan være i brug i små kondensatorer bl.a. i gamle hårde hvidevarer og i armaturer til lysstofrør, som er mere end 20 år gamle. Der har dog ikke været en tilsvarende indsats over for PCB-indholdet i byggevarer i Danmark. Udskiftningen af fuger og kit i termoruder er stort set udelukkende foregået som led i den almindelige vedligeholdelse (Trap et al., 2006).

For elastiske fuger omkring vinduer og døre, inde såvel som ude, foretages udskiftning i praksis ved, at fugen udtages sammen med bagstopning og evt. isolering ved manuel udskæring med håndværktøj fx kniv - alternativt foretages udskæring med vibrerende fugekniv. Afhængig af kontaktfladernes materiale og beskaffenhed er det i praksis, at kontaktflader slibes med vinkelsliber. Støv og løse dele fjernes fra fugens kontaktflader. Fugen isoleres og bagstoppes. Kontaktfladen forbehandles om nødvendigt ved affedning og/eller primning og fuges. Affald - primært udskårne fuger, fugerester, bagstop og opfejlet støv - indsamles på byggepladsen og bortskaffes i praksis sammen med øvrigt byggeaffald.

For termoruder sker udtagning normalt ved manuel adskillelse af termoruden fra rammen eller fræsning af samlingen mellem liste og glas og mellem ramme og glas inde og ude. Herefter foregår udtagning af glas manuelt. Så vidt muligt udtages termoruden i et stykke. Glaslister af træ kan i nogle tilfælde genanvendes ved borthøvling af gammel forseglingsmasse. Den udtagne termorude og randzoner materialer genanvendes normalt ikke, men bortskaffes via indsamlingsordning.

For øvrige byggevarer (asbestholdige byggevarer og emballage undtaget) som ved nedrivning, renovering, ombygning eller udskiftning omdannes til affald, opsamles og sorteres byggeaffaldet lokalt på byggeplads. Det er muligt, at en del af det PCB-holdige affald på grund af manglende

bevidsthed om problemet ikke sorteres fra, og at det dermed behandles som rent byggeaffald.

PCB-holdige byggevarer/affald kan i praksis på byggepladsen ikke kan skelnes fra ikke-PCB-holdige byggevarer/affald. Antageligt er det kun få kommuner, som har udarbejdet en vejledning for hvornår PCB-holdige byggevarer, som i forbindelse med nedbrydning, renovering, ombygning eller udskiftning af fx fuger og termoruder omdannes til affald, skal søges identificeret.

I projektet er Kommunekemi i Nyborg blevet spurgt, om de rutinemæssigt modtager PCB-holdige fugerester eller andet PCB-holdigt bygningsaffald. Svaret var, at dette forekommer meget sjældent. Det må derfor formodes, at meget PCB-holdigt byggeaffald ikke bliver behandlet efter reglerne. Der er derfor behov for udbredelse af viden om krav, problemer og muligheder i forbindelse med identificering og håndtering af PCB-holdigt affald i byggeriet blandt de direkte involverede.

Byggeaffald

Bygge- og anlægsaffald udgør jf. Miljøstyrelsen ca. 33 % eller ca. 5 millioner tons af den samlede affaldsmængde i Danmark (Miljøstyrelsen, 2006a). Bygge- og anlægsaffald defineres som affald, der opstår i forbindelse med nybyggeri, renovering og nedrivning. Af affaldsmængden fra bygge- og anlæg stammer ca. 70-75 % fra nedrivning og ca. 20-25 % fra renoveringer. De resterende ca. 5-10 % stammer fra nybyggeri (Videncenter for affald, 2008).

Bygge- og anlægsaffald opdeles i fraktioner, som fordeler sig i 2006 som vist i tabel 1.1. Heraf genanvendes 95 % af bygge- og anlægsaffald, 1 % går til forbrænding og 3 % deponeres.

Tabel 1.1. Fraktionsopdeling af bygge- og anlægsaffald i 2006 (Miljøstyrelsen, 2008).

Beton	23 %
Tegl	5 %
Andet bygge- og anlægsaffald	8 %
Asfalt	16 %
Jord og sten	37 %
Andet genanvendeligt	4 %
Diverse ikke forbrændingseget affald fx gipsbaserede materialer, asbest, glas, plast, jern og metaller	3 %
Andet	6 %

2 Metode

Projektet har omfattet:

- Kortlægning af forekomsten af PCB i vinduesfuger baseret på spørgeskemaundersøgelse
- Indsamling af fuge-, luft-, støv- og jordprøver fra 10 bygninger
- Analyse af de udtagne prøver
- Opstilling af vurderingskriterier og diskussion af sundhedsrisici
- Undersøgelse af om Beilstein-metoden er egnet som screeningsmetode til påvisning af PCB i fugemateriale
- Rapportering

2.1 Kortlægning af PCB og udvælgelse af bygninger

Formålet med kortlægningen var at indsamle oplysninger om ca. 100 bygninger opført i perioden, hvor fugematerialet kunne være PCB-holdigt, at måle forekomsten i fugerne i 10 af disse bygninger og endelig at bestemme koncentrationer i indeluft, støv og jord omkring de ca. 6 mest kontaminede bygninger samt 3 bygninger uden PCB i byggevarerne. Det var målet derigennem at få et vurderingsgrundlag, baseret på danske bygninger, for hvor mange af de gamle PCB-holdige fuger, der stadig findes, og hvilke koncentrationer inden døre og i den omgivende jord det giver anledning til.

Der er i Danmark ikke tidligere foretaget registrering af bygninger, der indeholder PCB, men det kan konkluderes ud fra undersøgelser i Norge, Sverige og Tyskland, at alle typer bygninger kan indeholde PCB i fugerne. Undersøgelsen afgrænses dog til boliger, institutioner og skoler.

I tæt kontakt med kommunerne og på baggrund af FSO's erfaringer blev 100 bygninger, der er bygget i perioden 1950-1976, og som ud fra tegninger eller anden beskrivelse formodes at indeholde elastiske fuger, udvalgt. I samarbejde med bygningsejere blev der udfyldt et checkskema, der omfatter en beskrivelse af bygningen, herunder om der er anvendt elastiske fuger, og om fugerne er udskiftet. Der angives leveringstidspunkt for termoruder, samt om termoruderne er skiftet.

I 10 af de bygninger, hvor det måtte antages, at der er PCB, eftervistes forekomsten i fugerne. Først blev der foretaget en visuel bedømmelse af, om fugerne måtte antages at indeholde PCB. I de tilfælde, hvor dette ikke kunne afvises, blev der udtaget 3 prøver af fugemassen i hver bygning. Mængden af fugemateriale blev bestemt. Samtidig blev der udtaget en prøve af forseglingslim fra en enkelt termorude. Alle prøverne blev analyseret for indhold af PCB.

Vurderingen af eventuelle konsekvenser for miljø og sundhed blev baseret på resultatet af målingerne i undersøgelsens mest kontaminede bygninger. Der blev udtaget prøver af overfladestøv, indeluft og jorden tæt ved bygningerne. Der blev endvidere udtaget tilsvarende kontrolprøver fra bygninger uden PCB.

2.2 Prøveindsamling

PCB-holdige fugemasser har i bygninger hovedsageligt været anvendt i forbindelse med udfugning omkring dør- og vinduespartier samt i termokit i forbindelse med opsætning af termoruder. Herfra kan emission af PCB tænkes at foregå til luften i bygningen, hvor det vil forefindes enten som dampe eller bundet til støvpartikler. Den udvendige fugeoverflade kan tænkes nedbrudt og/eller udvasket med regnvand, og en eventuel PCB-kontaminering vil i så fald sandsynligt kunne forefindes bundet til jordpartikler umiddelbart i nærheden af fugen.

Undersøgelserprogrammet inkluderede derfor foruden selve fugematerialet også prøver af indendørsluft, indendørsstøv og jord langs bygningens yderside.

Fugeprøverne blev taget ved at stikke tyndvæggede rustfri stålrør med en indvendig diameter på 5 mm ind i fugerne ved brug af en særlig rørholder. Rørene forsynes med inspektionshul, således at man kan se, at rørene er fyldt tilstrækkeligt. Værktøjet anvendes ikke til prøveudtagning på termoruder, her udtages prøve med kniv. Der indsamles mindst 100 mg fugemasse per fuge til analyse, hvilket kræver ca. 4 indstikninger af rør. Rørene og prøver fra termoruder fremsendes efterfølgende pakket i alufolie til analyse.

Samtidigt med udtagning af fugeprøver blev disse prøver undersøgt for chlor-indhold ved Beilsteins Prøve, der kan indikere chlor-forbindelser ved grønfarvning af en kobbertråd i åben flamme. Formålet var at undersøge om metoden var tilstrækkeligt følsom og specifik til anvendelse som screeningsmetode i forbindelse med at påvise fugematerialer, der kan mistænkes for at indeholde PCB.

Prøver af indendørsluft blev udtaget ved at suge 1 liter luft per minut igennem et ORBO 608-sorptionsrør (glasrør med to lag Amberlite XAD2 på 150 og 75 mg). Opsamlingstiden var på 24 timer (\pm 15 minutter), som resulterede i et opsamlet luftvolumen på mellem 1,425 og 1,455 m³. Efter prøvetagning blev rørene forsejlet i begge ender og sendt til DMU for analyse.

Prøver af indendørsstøv blev indsamlet ved hjælp af en specielt konstrueret filterforsats, der var forsynet med hjul for at undgå skrabning af overfladerne. De anvendte glasfiltre var uden binder (AP40009000 fra Millipore) for at undgå kontaminering. Der blev støvsuget 2 m² gulvoverflade i løbet af 2 minutter. I tvivlstilfælde blev det sikret ved vejning, at der var indsamlet en tilstrækkelig støvmængde på over 100 mg. Filterforsatsen blev aftørret med sprit efter hver prøve. Inden brug blev filtrene termisk rensed ved 400-500°C og tareret. Prøvestørrelsen var på mellem 0,1 og 1 g. Efter prøvetagning blev filteret placeret i brune glas og fremsendt til analyse.

Jordprøverne blev taget med prøvespade bestående af et rør med diameter på 7 cm, hvorpå der var sat håndtag og fodstøtte. Der blev taget 3 prøver, som blev opblandet på prøvestedet. Fra kernerne blev eventuelt vækstlag med rødder skåret fra, hvorefter de øverste 5 cm blev anvendt til analyse. De enkelte delprøver nedsmuldedes i en Rilsan-pose, hvorunder større sten og eventuelle fremmedlegemer blev fjernet. Sammenstikket blev

blandet omhyggeligt i den lukkede pose i 2 minutter ved rystning. Herfra blev 50-100 g jord uden større sten udtaget, som blev sendt til analyse i Rilsan-poser.

Målinger i luften, støvet og jorden foregik før prøvetagning fra PCB-holdige materialer, da støv ville kunne frigøres og måleresultaterne kunne blive misvisende ved samtidig prøvetagning.

2.3 Prøveforberedelse

Fugemasse

Findeling og homogenisering blev foretaget ved "Matrix Solid Phase Dispersion" (MSPD). Udtagne fugeprøver på 100 mg blev placeret på cirka 1 gram kromatografisk kolonnemateriale (kiselgelpartikler med C18 modificeret overflade) i en lille morter. Efter tilsætning af nogle milliliter acetone blev fugemassen og C18-partiklerne mortet, indtil fugemassen var jævnt fordelt på overfladen af de små partikler. PCB-congenerne var nu fordelt og bundet til den store partikeloverflade. PCB-congenerne blev derefter ekstraheret ved hjælp af soxleth-ekstraktion over nat, som er kendt for at være en meget grundig ekstraktion. Vi valgte denne kombination af MSPD og soxleth-ekstraktion med en hexan:acetone blanding (4:1) for at sikre en komplet ekstraktion fra fugemassen. Der blev analyseret 13 fugemasser som enkeltbestemmelse og 2 som dobbeltbestemmelse.

Indendørsluft

I et pilotforsøg undersøgte vi, om PCB-congenerne kunne ekstraheres fra sorptionsrørene ved blot at eluere rørene med et passende opløsningsmiddel. Dette var beskrevet i den medfølgende dokumentation, men holdt desværre ikke stik, idet genfindingen for denne procedure var under 80 %. Derfor blev det valgt at soxleth-ekstrahere indholdet med hexan:acetone (4:1). I alt 20 luftrør blev analyseret som enkeltbestemmelse. Foruden den almindelige blindanalyse, som tager hensyn til hele ekstraktions- og oprensings-proceduren, blev der foretaget to ekstra blindbestemmelser for de anvendte sorptionsrør.

Indendørsstøv

Glasfiberfiltre med opsamlet støv blev vejede og derefter soxhlet-extraheret over nat med hexan:acetone (4:1). Der blev målt 10 støvprøver og desuden 2 glasfiberfiltre uden støv.

Jord

Vi udtog en delprøve på 10 g jord til PCB-analyse og derudover en mindre delprøve til at bestemme jordens tørstofindhold. Prøven blev soxhlet-ekstraheret og oprenset i henhold til DMU's PCB-analysemetode. Det var nødvendigt at analysere ved hjælp af GC-MS, idet vores standardanalysemetode (GC-ECD) er mindre robust ved interferens fra jordekstrakter. Vi modtog 10 jordprøver, som alle blev analyseret med dobbeltbestemmelse, fordi jord er kendt som en meget heterogen matrice.

2.4 PCB-bestemmelse

DMU's analysemetode er blevet udviklet til måling af PCB i forskellige miljømatricer såsom muslinger, fisk, hval og sediment. Metoden er velegnet til lipidholdige prøver, idet den inkluderer en lipidfjernelse, og den er også velegnet til prøver der ikke indeholder lipid. Metoden er velegnet til måling

af meget lave koncentrationer i miljøprøver, og den er også velegnet til prøver med høje koncentrationer, hvilket i nogle tilfælde kræver fortynding.

Prøven tilsættes først ekstraktionsspike (PCB-3, PCB-40, PCB-198), hvoraf PCB-40 bruges til beregning af genfinding. De spikede prøver soxhlet-ekstraheres over natten med hexan:acetone (4:1). Ekstraktet vakuum-inddampes og oprenses på en multilagssøjle indeholdende deaktiveret alumina (10 % vand), aktiveret kiselgel, aktiveret kiselgel imprægneret med koncentreret svovlsyre og vandfrit Na₂SO₄. Søjlerne elueres med 200 ml hexan og inddampes til under 1 ml. 200 µl udtages til analyse uden intern standard, for at undersøge eventuel interferens på kvantificeringsstandard (injektionsspike). Efter tilsætning af injektionsspike (PCB-53, PCB-155) justeres prøveløbet til 1 ml. Prøverne analyseres med dual-column gas chromatografi og elektron capture detection (GC-ECD). Hver prøve analyseres på to kolonner med forskellig polaritet (J&W Scientific DB-5 og DB-1701). Der analyseres to standardrækker, indeholdende alle PCB-congener og pesticider på syv koncentrationsniveauer. Jordekstrakter blev dog analyseret med GC-MS, idet GC-ECD er mindre robust for interferens fra jordekstrakter. Prøverne blev analyseret i batches med typisk 19 prøver, hvoraf to prøver blev analyseret i dobbeltbestemmelse. Derudover blev der analyseret en blindprøve (uden prøvemateriale) og to prøver med vores interne referencemateriale.

Analysemetoden inkluderer bestemmelse af følgende 22 PCB-congener: PCB28, 31, 44, 49, 52, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 149, 151, 153, 156, 170, 180, 187, 188, 194 og 209. Desuden også de chlorerede pesticider *alfa*-HCH, *beta*-HCH, *gamma*-HCH, *o*/*p*-DDE, *o*/*p*-DDT, *p*/*p*-DDD, *p*/*p*-DDE, *p*/*p*-DDT samt hexachlorbenzen (HCB). Disse stoffer blev medtaget i analysen, idet de ikke krævede et væsentligt ekstraarbejde.

2.4.1 Kvalitetssikring

"Dual column gas chromatografi" giver en ekstra mulighed for kvalitetssikring, fordi man kan sammenligne resultaterne fra de to parallelle kolonner. Resultaterne fra de to kolonner blev sammenlignet manuelt for hvert enkelt stof. Ved mindre end 10 % afvigelse brugte vi middelværdien, og ellers foretog vi en vurdering af de enkelte resultater med henblik på kromatografiering, interferens etc.

Koncentrationerne i referencematerialet blev sat ind i et kontrolkort med "warning" og "action limits" (henholdsvis to og tre gange standardafvigelsen for den pågældende PCB-congener eller pesticid). Detektionsgrænser blev beregnet for det enkelte stofs respons i GC-ECD analysen og den valgte prøvemængde; Det vil sige, at detektionsgrænserne var specifikke for hver prøve og hvert stof. Genfindinger skulle være på mindst 80 %, og alle målinger skulle ligge inden for det kalibrerede koncentrationsområde.

DMU deltager løbende i internationale præstationsprøvninger for PCB i prøver af marine dyr og havbund organiseret af QUASIMEME.

2.4.2 Særlige forhold for dette projekt

DMU's PCB-analysemetode er blevet udviklet til måling af lave koncentrationer af PCB og chlorerede pesticider i miljøprøver såsom prøver

af fisk, musling og sediment. Det var derfor nødvendigt at modificere metoden til at matche de nye prøvematricer og de højere koncentrationer.

Vi forventede høje PCB-koncentrationer i enkelte fugemasser, og vi valgte derfor at ekstrahere en forholdsvis lille prøve på 100 mg. Enkelte ekstrakter havde alligevel høje koncentrationer, som lå over det kalibrerede koncentrationsområde. Derudover, observerede vi i visse typer fugemasse kraftig interferens på vores interne standard. Disse ekstrakter blev genanalyseret efter en yderligere fortynding for at få resultater, der lever op til nævnte kvalitetssikringskrav under punkt 3.4.1. PCB-koncentrationer i enkelte jordprøver var ligeledes så høje, at det krævede ekstra fortyndinger og ekstra analyser.

Vi valgte at fastsætte en afrapporteringsgrænse på 0,5 µg/g fugemasse, fordi meget lave koncentrationer ikke var relevante for projektet bl.a. fordi grænsen for farligt affald er 50 ppm eller 100 gange over detektionsgrænsen. Denne afrapporteringsgrænse er væsentlig højere end den analytiske detektionsgrænse.

2.5 Opstilling af vurderingskriterier

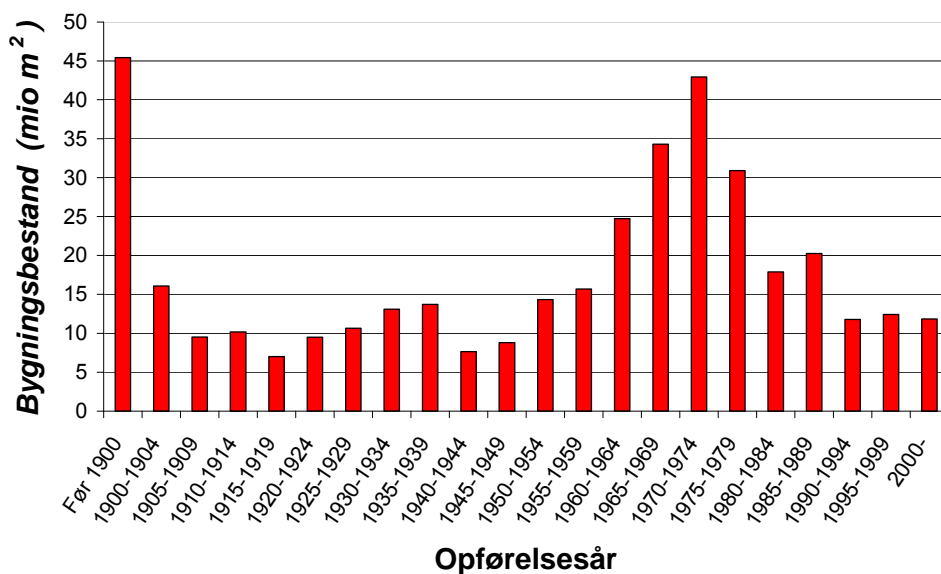
Målet er at opstille sundhedsmæssige kriterier for eksponering for PCB fra byggevarer. Der foretages en vurdering af den foreliggende toksikologiske viden om de ikke-dioxinlignende PCB, primært de såkaldt *ortho*-substituerede PCB, som menes at besidde hovedparten af den ikke-dioxinlignende toksiske effekt af PCB-blandinger. Der foreligger allerede opdaterede internationale vurderinger af de dioxin-lignende PCB (non-*ortho*- og mono-*ortho*-coplanare PCB). Med baggrund i denne gennemgang fremsættes forslag til tolerabel daglig/ugentlig indtagelse af dels enkelte, udvalgte PCB og dels PCB-blandinger, der anses for at være relevante markører for forurening af jord, husstøv og luft som følge af PCB-anvendelsen i fugemasser m.v. Endelig vurderes grænseværdierne for PCB-markører i ovennævnte medier i forhold til den allerede kendte PCB-indtagelse fra fødevarer. I forhold til den Arbejdstilsynets grænseværdi på 10 µg/m³ (Arbejdstilsynet, 2007) er det vigtigt at bemærke, at de aktuelle sammensætninger af PCB i indeluft, overfladestøv og omgivende jord kan være meget forskelligt fra de kommercielle blandinger, der må formodes at ligge til grund for Arbejdstilsynets værdi. Endvidere er det oplagt, at opholdstiden i boliger er meget længere end arbejdstiden, at der findes særligt følsomme grupper som små børn i boligerne, og at der ikke er særlige begrundelser for at udsætte beboerne for fare.

3 Resultater

3.1 Spørgeskemaundersøgelsen

Vi udsendte ca. 600 spørgeskemaer til ejere af boliger, boligselskaber, driftspersonale for kontorer, skoler og institutioner og modtog 100 besvarelser. Undersøgelsen var på den baggrund ikke repræsentativ for den samlede bygningsbestand i Danmark. Dette skyldes blandt andet det store antal manglende besvarelser, og at der er stor overvægt af skoler og institutioner i Københavns Kommune. Men frafaldet og overrepræsentationen af københavnske bygninger har nok ingen sammenhæng med forhold som fugelængde og vinduesrenovering. Derfor forventes spørgeskemaundersøgelsen alligevel at give et rimeligt billede af forholdene i byggeriet bredt set, men stikprøven på kun 10 bygninger med målinger af PCB indholdet i fuger vil være stærkt begrænset i forhold til at kunne generalisere resultaterne. Viden om eventuelle problemer i forbindelse med PCB-holdige fuger er yderst begrænset blandt de ansvarlige for bygningsdriften. Dermed er det ikke sandsynligt, at visse bygningstyper eller bygninger i bestemte regioner i højere grad har fået fugerne udskiftet, sådan at det kan påvirke undersøgelsens resultater.

Spørgeskemaundersøgelsens resultater kan vurderes på baggrund af den samlede bygningsbestand. I figur 4.1 vises den samlede bestand af bygninger til bolig, undervisning, institution, kontor og lignende, hvor menneskers behov er en primær designfaktor. I perioden 1950 til 1976, hvor der var PCB-holdige fugemasser på markedet, er opført 143 mio. m², hvilket svarer til 37 % af den samlede bestand på 389 mio. m². Det skal også nævnes, at den samlede bestand af bygninger inklusive industri-, avlsbygninger og bygninger til fritidsformål i januar 2003 var 664 mio. m².



Figur 4.1. Bestanden i 2004 af bygninger eksklusive avls- og driftsbygninger, fabrikker, garageanlæg, sommerhuse og lignende vist efter opførelsesår. Data i figuren er beregnet på baggrund af oplysninger fra Danmarks Statistik.

Af de 100 besvarede spørgeskemaer var 46 bygninger fra den relevante periode 1950-1976, hvor der kan være anvendt PCB-holdige fuger. Hovedtallene fra undersøgelsen er sammenfattet i tabel 4.1.

Tabel 4.1. Beregnede oplysninger baseret på spørgeskemaundersøgelsens 46 besvarelser for bygninger opført i perioden 1950-1976.

Har ikke fået nye vinduer siden 1976	61 %
Har gummiagtige indvendige fuger	59 %
Har gummiagtige udvendige fuger	22 %
Længde indvendige fuger per areal	0,47 m/m ²
Længde udvendige fuger per areal	0,47 m/m ²

3.2 Skønnet PCB forekomst

Analyseresultaterne viser, at ud af de 10 bygninger, hvor der blev foretaget en analyse for indholdet af PCB, fordi de havde gummiagtige fuger fra den relevante periode, var der 4 bygninger, hvor der med sikkerhed kunne konstateres PCB i en del af fugerne. De 7 mest kontaminerede fuger havde et samlet indhold af de analyserede PCB-congenerer fra 0,05 o/oo til 9,8 o/oo. Middelværdien var 2,1 o/oo. De udvendige fuger indeholdt betydeligt mindre PCB end de indvendige fuger. Usikkerheden der introduceres ved ikke at opdele beregningerne imellem ind- og udvendige fuger er dog lille sammenlignet med øvrige usikkerhedskilder.

Hvis massen af 1 m fuge antages at være 0,20 kg, kan et overslag over vægten af fugemassen beregnes på baggrund af oplysningerne i Figur 4.1 og Tabel 4.1 ved at gange følgende oplysninger sammen

Nyopført Bygningsareal i den relevante periode
 Andel med gummiagtige indvendige fuger plus andel med gummiagtige udvendige fuger
 Fugelængde per bygningsareal
 Andel bygninger uden vinduesudskiftning
 Fugemasse per fugelængde

Vægten af tilbageværende, gammel gummiagtig fugemasse kan således beregnes til:

$$143 \times 10^6 \text{ m}^2 \times (0,59 + 0,22) \times 0,47 \text{ m/m}^2 \times 0,61 \times 0,20 \text{ kg/m} = 6,6 \times 10^6 \text{ kg}$$

Baseret på disse forudsætninger, kan vægten af resterende PCB derefter med stor usikkerhed beregnes til:

$$6,6 \times 10^6 \text{ kg} \times 0,4 \times 0,0021 = 5.600 \text{ kg} = 5,6 \text{ tons}$$

Alene baseret på de konstaterede variationer i PCB-indholdet fås et interval for resterende mængder PCB i vinduesfuger fra 170 til 32.500 kg., hvilket under alle omstændigheder betydeligt lavere end det tidligere skøn på 70 tons. En væsentlig forskel i beregningerne er, at det tidligere skøn var baseret på en antagelse om, at der var 150 o/oo PCB i de resterende PCB-holdige fuger og ikke væsentligt lavere, som nærværende undersøgelser tyder på, at der er.

Den tidligere opgørelse var endvidere ikke baseret på bestanden af bygninger til boliger, kontorer og institutioner med videre, men på oplysninger fra fugeentreprenørerne om forbruget af fugemasser i den

relevante periode. Dermed er forbruget i produktionsbygninger og lignende også medtaget i den tidligere opgørelse.

Der kan være flere måder at vise analyseresultaterne på. I denne rapport har vi nedenfor både vist summen af de 22 congenere, som der er blevet analyseret for og summen af de 7 congenere, som mange andre undersøgelser har været begrænset til. De fleste andre undersøgelser ganger en faktor mellem 8 og 3 på summen af de ofte meget få congenere, der er analyseret for, før de rapporterer den samlede mængde PCB. Faktoren kan afhænge af congener mønstret i et forsøg på at matche de oprindelige solgte blandinger. Disse faktorer vil dog i mange tilfælde indeholde en betydelig sikkerhed for at den faktiske samlede koncentration er under den rapporterede. Den sundhedsmæssige vurdering i denne rapport er baseret på de individuelle congenere, og derfor har der været behov for den mere omfattende kemiske analyse.

En del af PCB-indholdet i de oprindelige fuger må formodes at være fordampet eller diffunderet væk fra fugerne i løbet af de 20-45 år, der er forløbet, siden de blev påført. Endvidere kunne det konstateres ved prøvetagningen, at de gamle fuger ofte var blevet vedligeholdt ved påføring af nye lag oven på de gamle eller ved opfugning af revner og sprækker i de oprindelige fuger. Disse nyere fugematerialer vil fortynde PCB-indholdet i fugerne i betydelig grad.

Det må formodes, at vinduesrammer og vægmateriale, der gennem mange år har været i kontakt med PCB-holdige fuger, er blevet forurenede på grund af diffusion af PCB fra fugematerialet til omgivende materialer. Det er derfor vanskeligt at vurdere, hvor meget af den oprindelige PCB-mængde der fortsat er i øvrige bygningsdele.

Den kemiske analyse i nærværende undersøgelse er begrænset til 22 congenere med udbredt anvendelse. Der er således ikke analyseret for alle de mulige PCB-congenere. Den eventuelle fejl ved at have overset et betydeligt indhold af de mere usædvanlige congenere, der ikke er analyseret for, vurderes dog at være meget mindre end de mange andre usikkerhedskilder i denne vurdering, der er baseret på et meget spinkelt statistisk materiale.

En meget større undersøgelse i Schweiz (Kohler et al., 2005), der omfattede 1348 elastiske fugeprøver fra bygninger, der var opført fra 1950 til 1977, viste i overensstemmelse med resultaterne i dette projekt, at 48 % havde en PCB-koncentration over detektionsgrænsen på 0,02 o/oo. Værdierne i undersøgelsen fremkom ved at gange den samlede koncentration af de 6 målte congenere (28, 52, 101, 138, 153 og 180) med 5. I undersøgelsen blev fundet, at 21 % af prøverne havde et PCB indhold over 10 o/oo, hvilket kun én af prøverne havde i nærværende undersøgelse, efter at sum af delmængden på 7 congenere blev ganget med 5. Middelkoncentrationen i den schweiziske undersøgelse giver dog et dårligt billede af koncentrationerne, der lå meget bredt fordelt i intervaller fra 0,02 o/oo til over 100 o/oo. Anvendes logaritmiske middelværdier i de rapporterede intervaller fås en middelkoncentration på 38 o/oo. Hvis disse oplysninger hypotetisk antages at gælde for danske forhold, fås følgende beregning af den resterende mængde PCB i bygningsfuger i Danmark: $6,6 \times 10^6 \text{ kg} \times 0,48 \times 0,038 = 120.000 \text{ kg} = 120 \text{ tons}$.

Den resterende mængde PCB i bygningsfuger baseret på 22 congenere i nærværende projekt kan også sammenlignes med undersøgelsen af Kohler et al. (2005) ved at tage udgangspunkt i summen af de 7 congenere fra nærværende undersøgelse og gange med 5 som brugt af Kohler et al. (2005) i forbindelse med 6 af de 7 congenere. Dette resulterer i et middelinhold på 4,8 o/oo, der svarer til en samlet resterende masse på ca. 13 tons. Tallet vokser til 21 tons hvis man i stedet for 5 gange med 8, som også tidligere er brugt af andre.

Samtlige de 2.439 analyser af PCB i fugemasse, som blev udført i Gøteborg Kommune på baggrund af mistanke om PCB kontaminering, havde en middelkoncentration på 32 o/oo (14 % lå over 100 o/oo og 28 % lå over 10 o/oo) (Andreason, 2005).

Vi har i dette projekt kun analyseret i alt 10 fugeprøver og kun 7 fugeprøver indgår i middelværdien. Middelværdien havde været mere end 10 gange større, hvis en af prøverne med højt PCB-indhold fra Københavns Kommunes undersøgelser (Bilag E) var medtaget i dette skøn. Her er der fundet værdier op til 200 o/oo. Det er dog meget lidt sandsynligt, at vi af tilfældige årsager havde kunnet få et udvalg af fuger, hvor koncentration ikke var over 100 o/oo i en eneste prøve, hvis forekomsten heraf som i Schweiz var 10 % eller som i Gøteborg var 14 %. De store undersøgelser understreger, at det statistiske grundlag for at vurdere den resterende mængde PCB i danske bygningsfuger er meget svagt i nærværende undersøgelse.

Ovennævnte 2 undersøgelser var baseret på begrundede mistanker om, at fugerne ville indeholde PCB. Grundlaget for vore analyser har været et langt mere tilfældigt udvalg af fuger. Dette må formodes at være den væsentligste årsag til det betydeligt mindre middelinhold af PCB i nærværende undersøgelse.

Tabel 4.1a sammenfatter den skønnede resterende mængde PCB i vinduesfuger under de forskellige forudsætninger.

Tabel 4.12 Skønnede resterende mængder PCB under forskellige forudsætninger.

Forudsætning	Resterende mængde PCB (tons)
Alene summen af de 22 analyserede congenere	5,6
Summen af 7 congenere gange 5	13
Summen af 7 congenere gange 8	21
PCB koncentrationer fra undersøgelse i Schweiz	120

3.3 Målinger i og ved 10 bygninger

Beilsteins prøve med en glødende kobbertråd, der ved grønfarvning af tråden i en flamme indikerer chlor-holdige forbindelser, blev udført på samtlige fugematerialer. Grønfarvning forekom ved de ydre fuger i bygning 4, 5 og 9. De efterfølgende kemiske analyser viste, at kun bygning 9 havde et signifikant PCB-indhold. På det grundlag kunne det afvises, at prøven kunne anvendes til screening for PCB-holdige fugematerialer.

Koncentrationer af specifikke PCB-congenerer blev målt i fuger, indendørsluft, indendørsstøv samt jord uden for vinduer. Desuden er enkelte chlorerede pesticider såsom DDT og lindan blevet målt i indendørsluft og støv, fordi de er inkluderet i DMU's analysemetode for PCB-congenerer. Den samlede resultatmatrice, der indeholder mere end 1000 enkeltmålinger, er vist i Bilag A.

Desuden er disse resultater sammenfattet i de følgende afsnit.

3.3.1 Fuger

De målte PCB-koncentrationer i fuger kan ses i Tabel 4.2. Den højeste koncentration blev målt i en termokit fuge i bygning 10. Denne fuge ligger beskyttet bag en træliste, hvilket givetvis betyder en mindre fordampning. Koncentrationer i de indre fuger i bygning 6 og bygning 9 var ligeledes meget høje. Summen af de 7 indikator PCB'ere (Σ_7 PCB) er vist i anden kolonne, summen af alle congenerer som kunne måles (Σ_n PCB) er vist i tredje kolonne, mens den sidste kolonne viser antallet congenerer (nPCB), som kunne måles.

Tabel 4.2: PCB-koncentrationer i fuger

	Σ_7 PCB	Σ_n PCB	n PCB
	$\mu\text{g/g} = \text{mg/kg} = \text{ppm}$		
Indre, B 5, Etagebolig	1,0	1,8	4
Indre, B 6, Gymnasium	1113	2516	20
Indre, B 7, Gymnasium	61,3	218	20
Indre, B 9, Kontor	1087	2017	20
Indre, B 10, Universitet	19,7	47,3	17
Termokit, B 10, Universitet	4210	9840	20
Ydre, B 1, Enfamiliehus	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 2, Enfamiliehus	4,5	6,5	8
Ydre, B 3, Enfamiliehus	3,5	5,5	6
Ydre, B 4, Enfamiliehus	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 5, Etagebolig	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 6, Gymnasium	22,8	51,0	15
Ydre, B 8, Lager	< 0,5	< 0,5	0
Ydre, B 9, Kontor	188	350	19
Ydre, B 10, Universitet	< 0,5	< 0,5	0

Σ_7 PCB = Summen af målte koncentrationer af kongener 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ_n PCB = Summen af målte koncentrationer af de n kongener, som lå over rapporteringsgrænsen. <0,5 = ingen PCB blev målt over rapporteringsgrænsen på 0,5 $\mu\text{g/g}$.

3.3.2 Supplerende målinger ved firma med akkreditering

De overraskende lave koncentrationer, der blev fundet i fugerne, har efterfølgende givet anledning til at gentage analysen af den indre fuge i bygning 9 og termokittet fra bygning 10. Miljøkontrollen i Københavns Kommune har samtidigt hjulpet med at udtage fugeprøver fra en række bygninger under nedrivning, hvor der var konstateret høje koncentrationer af PCB i bygningernes fuger. Nye og gamle fugeprøver er analyseret af det akkrediterede firma Analytica A/S. Firmaet har dog kun analyseret for de 7 kongener, der indgår i Σ_7 PCB.

De nye fugeprøver er samtidigt analyseret af DMU for de samme 7 kongener.

Analyseresultaterne er præsenteret i Bilag C. Det fremgår heraf at Analytica stort set får samme resultat som DMU, tidligere havde fundet for de gamle fugeprøver, og at der er god overensstemmelse mellem analyserne for de nye prøver. Analytica A/S har dog en højere detektionsgrænse end DMU.

Det skal endvidere bemærkes at firmaet rutinemæssigt har forsøgt at estimere det samlede indhold af PCB i prøverne på baggrund af de syv analyserede kongener. Da firmaet ikke har fundet et godt match til gamle kommercielle PCB-blandinger, har man ganget den samlede koncentration af de 7 kongener med en faktor helt oppe på 8. Denne faktor er høj i forhold til faktor 5 som er nævnt i afsnit "4.1.1 Spørgeskemaundersøgelsen" som en alternativ måde at beregne den resterende masse af PCB i fuger i danske bygninger.

3.3.3 Luft

Der blev taget to luftprøver i hver bygning, og de målte PCB-koncentrationer er vist i Tabel 4.3. De fleste resultater for Σ_n PCB ligger i området fra under detektionsgrænsen til 100 ng/m^3 , mens koncentrationerne i bygning 6 blev målt til henholdsvis 344 og 1152 ng/m^3 .

Tabel 4.3: PCB-koncentrationer i luft

	Σ_7 PCB	Σ_n PCB	n PCB
	ng/m ³		
Bygning 1, 1, Fritliggende enfamiliehus	4,6	9,8	5
Bygning 1, 2, Fritliggende enfamiliehus	4,2	7,8	4
Bygning 2, 1, Fritliggende enfamiliehus	5,6	11,9	6
Bygning 2, 2, Fritliggende enfamiliehus	5,3	11,5	6
Bygning 3, 1, Fritliggende enfamiliehus	2,5	4,2	3
Bygning 3, 2, Fritliggende enfamiliehus	1,1	2,3	2
Bygning 4, 1, Fritliggende enfamiliehus	< 1	< 1	0
Bygning 4, 2, Fritliggende enfamiliehus	< 1	< 1	0
Bygning 5, 1, Etagebolig	< 1	< 1	0
Bygning 5, 2, Etagebolig	< 1	< 1	0
Bygning 6, 1, Gymnasium	153	344	6
Bygning 6, 2, Gymnasium	580	1153	13
Bygning 7, 1, Gymnasium	44,8	104	8
Bygning 7, 2, Gymnasium	47,0	108	8
Bygning 8, 1, Lager	< 1	< 1	0
Bygning 8, 2, Lager	< 1	< 1	0
Bygning 9, 1, Kontor	6,3	12,0	6
Bygning 9, 2, Kontor	7,0	11,7	6
Bygning 10, 1, Universitet	28,5	61,0	6
Bygning 10, 2, Universitet	29,2	62,3	6

Σ_7 PCB = Summen af målte koncentrationer af kongener 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ_n PCB = Summen af målte koncentrationer af de n kongener, som lå over rapporteringsgrænsen <1 = ingen PCB blev målt over rapporteringsgrænsen på 1 ng/m^3 .

3.3.4 Støv

Målte PCB-koncentrationer for indendørs husstøv er vist i Tabel 4.4. Målte DDT-koncentrationer er vist til orientering. DDT-koncentrationerne i støv fra bygning 1 og bygning 2 må karakteriseres som henholdsvis høj og meget

høj. Da disse målinger ikke indgår i den efterfølgende risikovurdering, bør det her bemærkes, at disse koncentrationer af det forbudte DDT virker ekstremt høje.

Tabel 4.4: Koncentrationer af PCB-congenerer og DDT i indendørsstøv

	Σ_7 PCB	Σ_n PCB	n PCB	Σ_5 DDT
	ng/g			ng/g
Bygning 1, Fritliggende enfamiliehus	77,2	149	20	1.253
Bygning 2, Fritliggende enfamiliehus	15,5	15,5	1	19.756
Bygning 3, Fritliggende enfamiliehus	89,9	111	6	101
Bygning 4, Fritliggende enfamiliehus	124	171	6	92,0
Bygning 5, Etagebolig	< 15	< 15	0	<15
Bygning 6, Gymnasium	466	1.053	13	16,9
Bygning 7, Gymnasium	906	2.054	16	61,2
Bygning 8, Lager	91	119	5	17,1
Bygning 9, Kontor	275	514	19	71,5
Bygning 10, Universitet	68,5	154	11	14,3

Σ_7 PCB = Summen af målte koncentrationer af kongener 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ_n PCB = Summen af målte koncentrationer af de n kongener, som lå over rapporteringsgrænsen. Σ_5 DDT = summen af målte koncentrationer af o'p-DDE, o'p-DDT, p'p'-DDD, p'p'-DDE og p'p'-DDT. <15 = ingen PCB blev målt over rapporteringsgrænsen på 15-30 ng/g.

3.3.5 Jord

De målte PCB-koncentrationer i jord er vist i tabel 4.5.

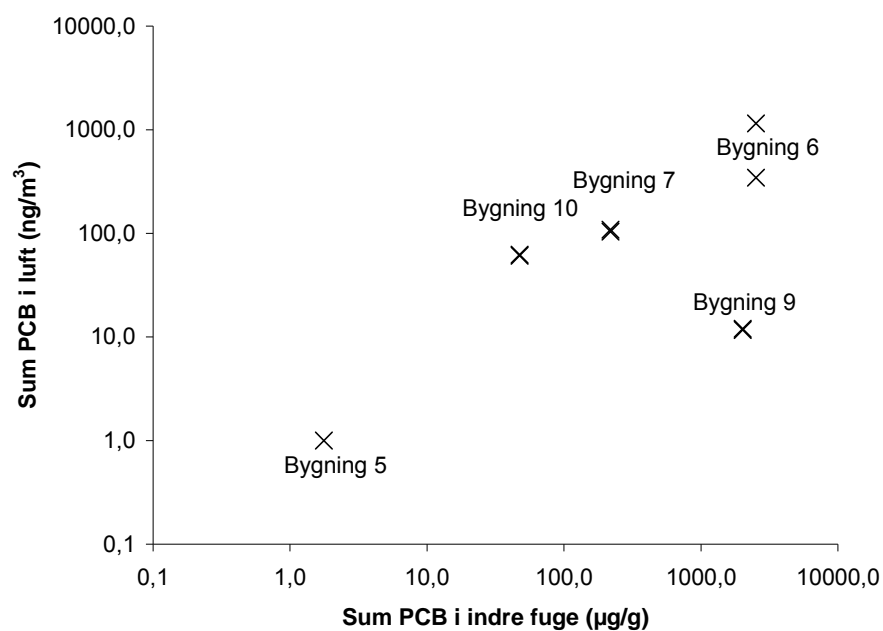
Tabel 4.5: Koncentrationer af PCB-congenerer i jord

	Σ_7 PCB	Σ_n PCB	n PCB
	ng/g tørvægt		
Bygning 1, Fritliggende enfamiliehus	15,0	28,3	20
Bygning 2, Fritliggende enfamiliehus	185,4	360,7	18
Bygning 3, Fritliggende enfamiliehus	2,3	4,0	17
Bygning 4, Fritliggende enfamiliehus	2,1	3,4	15
Bygning 5, Etagebolig	15,3	27,1	20
Bygning 6, Gymnasium	51,3	105,0	21
Bygning 7, Gymnasium	38,0	69,8	20
Bygning 8, Lager	2,4	4,0	14
Bygning 9, Kontor	122,1	257,6	17
Bygning 10, Universitet	5,5	9,8	19

Σ_7 PCB = Summen af målte koncentrationer af kongener 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ_n PCB = Summen af målte koncentrationer af de n kongener, som lå over rapporteringsgrænsen. .

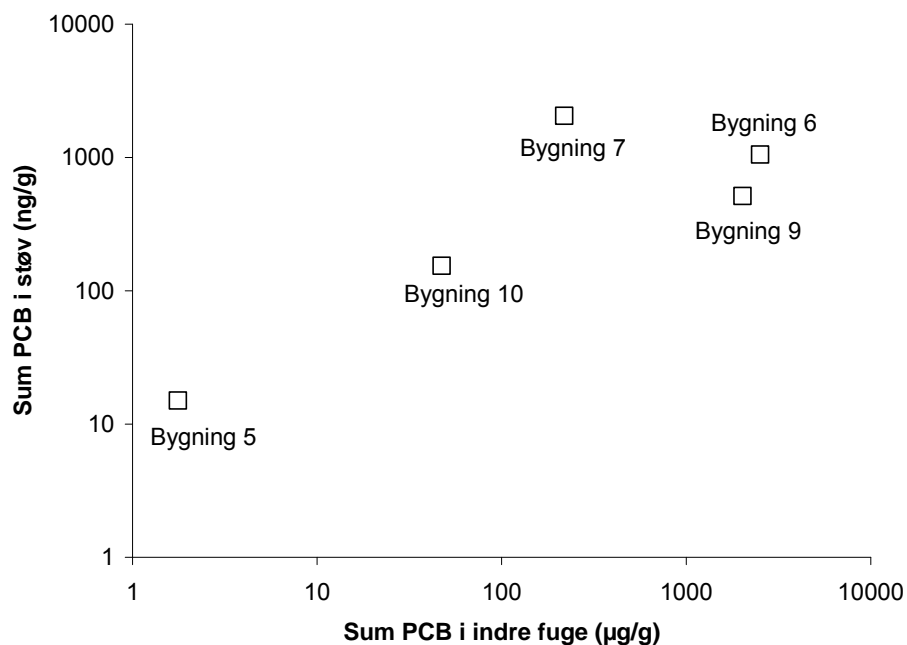
3.4 Korrelationer mellem PCB-indhold i fuger og andre medier

PCB-indholdet i luften, overfladestøvet og jorden kan stamme fra flere kilder. Man må formode, at der er en sammenhæng mellem størrelsen af de formodede primære kilder og de målte koncentrationer. I Figurene 4.2 til 4.5 er sammenhængen mellem koncentrationen af PCB i fugerne og de øvrige medier vist. Der er ikke foretaget en egentlig statistisk analyse af disse sammenhænge fordi datagrundlaget er begrænset. Inden døre ses i Figur 4.2 til 4.4 tydelig sammenhæng mellem koncentrationerne i fuger, luft og overfladestøv. Tilsvarende ses også i figur 4.5 en dog noget svagere sammenhæng mellem PCB-koncentrationen i de ydre fuger og jorden omkring bygningen.

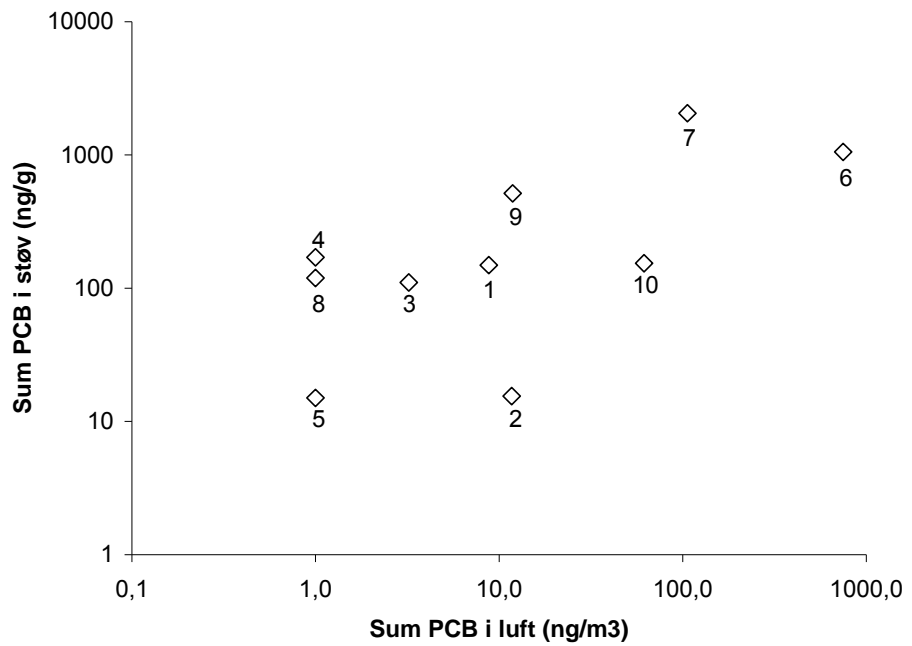


Figur 4.2 Sammenhæng mellem PCB-indhold i indre fuge og PCB-koncentrationer i indendørsluft.

Luftkoncentrationen i Bygning 5 blev sat til 1 ng/m³, fordi ingen PCB-congener blev målt over rapporteringsgrænsen på 1 ng/m³.

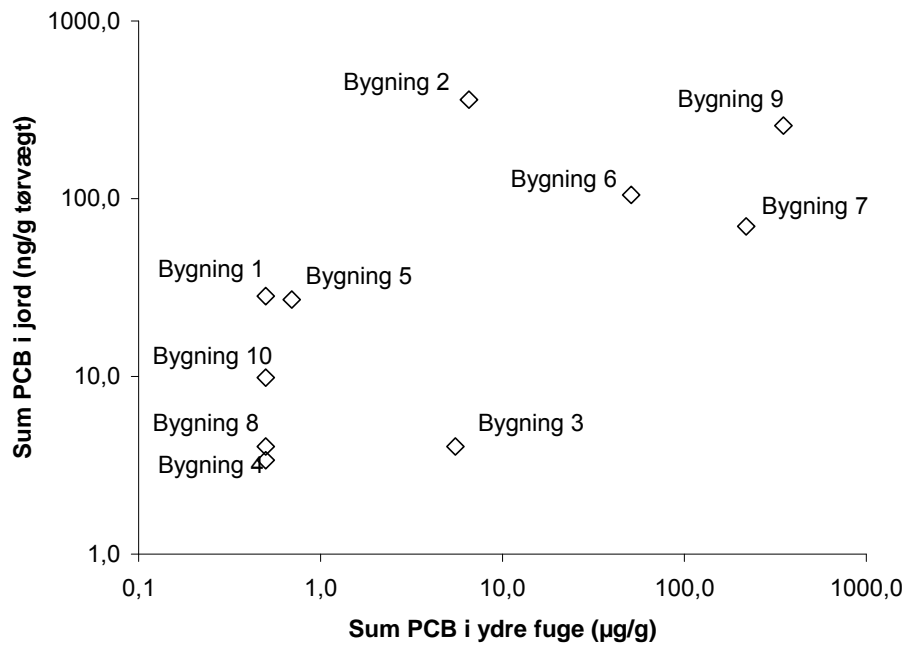


Figur 4.3 Sammenhæng mellem PCB-indhold i indre fuge og PCB-koncentrationer i indendørsstøv.



Figur 4.4 Sammenhæng mellem PCB-indhold i indendørsluft og PCB-koncentrationer i indendørsstøv.

Luftkoncentrationen i Bygning 4, 5 og 8 blev sat til 1 ng/m³, fordi ingen PCB-congenerer blev målt over rapporteringsgrænsen på 1 ng/m³.



Figur 4.5 Sammenhæng mellem PCB-indhold i ydre fuge og PCB-koncentrationer i jorden.

Figurerne 4.2 og 4.3 indikerer, at PCB-indholdet i de indvendige fuger er af betydning for PCB indholdet i indendørsluften og i indendørsstøvet og dermed også for den luftbårne humane PCB-eksponering. Den tydelige

sammenhæng mellem PCB-niveauer i luft og støv som vist i Figur 4.4 kunne forventes på grund af støvpartiklers store overflade, som tillader en effektiv fordeling mellem luft og støv. Det ser også ud til, at der er en vis sammenhæng mellem niveauerne i de ydre fuger og jorden nær huset, men Figur 4.5 viser tydeligt, at der også er andre faktorer og muligvis andre kilder, som spiller en rolle.

4 Sundhedsmæssig vurdering

4.1 Læsevejledning til den sundhedsmæssige vurdering

Den sundhedsmæssige vurdering henvender sig til alle med interesse for de toksikologiske effekter ved eksponering for PCB i bygninger og bygningsnære omgivelser. De enkelte kapitler kan læses uafhængigt af hinanden. For at opnå et overordnet overblik kan kapitlerne med fordel læses sammenhængende.

4.1.1 Toksikologiske egenskaber af PCB

I afsnittet om de toksikologiske egenskaber for PCB gives et sammendrag af de vigtigste toksikologiske effekter af PCB. Her med fokus på de toksikologiske konsekvenser som følge af gentagne eksponeringer over lang tid, der kan udgøre en sundhedsmæssig risiko. Underafsnittet *toksikokinetik* indeholder en beskrivelse af optagelse, omsætning, fordeling, ophobning og udskillelse af PCB i organismen. Det fremhæves samtidig at længerevarende ophold i boliger med PCB-holdige fugemasser kan give signifikant forhøjede PCB-niveau i blodet, hovedsageligt som følge af de mest flygtige PCB-forbindelser. Efterfølgende gives en vurdering af de aktuelle effekter ved eksponering for PCB. Her kan de nævnes, at de toksikologiske effekter som er observeret i forsøgsdyr, eksponeret for individuelle ikke-dioxinlignende PCB, omfatter effekter på lever, skjoldbruskkirtel og immunsystem, hormonforstyrrende effekter, og effekter på reproduktionsevnen og på udvikling af reproduktionsorganer og nervesystemet, specielt i afkom af forsøgsdyr eksponeret under graviditeten (*in utero*). Disse toksikologiske effekter er imidlertid ikke specifikke for de ikke-dioxinlignende PCB, men ses også efter eksponering for dioxinlignende PCB.

For en mere detaljeret gennemgang af de toksikologiske egenskaber for PCB, herunder med angivelse af litteraturreferencer, henvises til Bilag B, der samtidig indeholder en mere fyldig gennemgang af videngrundlaget for opstilling af sundhedsskadelige effekter ved udsættelse for PCB.

4.1.2 Vurdering af baggrunds niveauet af PCB

I dette afsnit gives en vurdering af baggrunds niveauet for PCB, og der fokuseres her primært på de fødevarerrelaterede eksponeringer, da de vurderes at udgøre op til 90 % af menneskers eksponering for PCB. Det er her relevant at se på, hvordan denne baggrundsbelastning vurderes i sundhedsmæssig henseende, idet eventuel yderligere eksponering fra PCB-holdig fugemasse kommer oven i denne eksponering.

Der gives samtidig en nærmere gennemgang af sundhedsrisici forbundet med eksponering for de ikke-dioxinlignende PCB, her med redegørelse for både ekstern og intern ophobet dosis. Det antages her, at en vurdering af intern ophobet dosis (body burden) vil være et mere velegnet eksponeringsmål end den daglige eksponering ved vurderingen af de ikke-

dioxinlignende PCB, idet de toksiske effekter primært anses at være knyttet til den samlede PCB ophobning i kroppen.

4.1.3 Vurdering af PCB i indeluft, husstøv og forurenede jord.

Til slut gives en vurdering af de sundhedsmæssige effekter ved eksponering for PCB i henholdsvis indeluft, husstøv og forurenede jord. Det vurderes samlet her, at ikke-dioxinlignende PCB i indeluften vil kunne bidrage signifikant til menneskers eksponering for de lavere chlorerede PCB. Selv om de fundne niveauer ikke umiddelbart vurderes som værende sundhedsmæssigt betænkelige, vil de medføre en uønsket, forøget kropsbelastning med ikke-dioxinlignende PCB. Luftkoncentrationen i den mest forurenede bygning medfører således en forholdsvis lav sikkerhedsmargin, idet eksponeringen er ca. 70 gange under et nul-effekt-niveau i dyreforsøg (sædvanligvis anvendes en sikkerhedsmargin på 100). Det bør her understreges, at de udvalgte bygninger formentlig ikke er blandt de mest kontaminede i Danmark. Det kan derfor på baggrund af det begrænsede grundlag i denne undersøgelse ikke afvises, at der findes bygninger i Danmark, hvor indeluften er væsentligt mere forurenede med PCB, og at længerevarende ophold her kan udgøre en sundhedsfare for beboerne.

De sundhedsmæssige risici ved indtagelse gennem munden af PCB fra støv og jord er betydeligt mindre end ved indånding af PCB fra indeluften. I sundhedsmæssig henseende er bidraget fra jord omkring bygningerne med PCB i fugerne mindre end bidraget fra støvet i boligerne.

4.2 Baggrund for den sundhedsmæssige vurdering

De fleste lavere chlorerede PCB-congenerer omsættes (metaboliseres) relativt hurtigt i dyr og mennesker, mens de højere chlorerede kongener er meget stabile og bioakkumulerer op gennem fødekæderne. Sammensætningen af de PCB-blandinger, som mennesker udsættes for gennem forskellige medier, såsom fødevarer, arbejdsmiljø, indeklima og jordforurening, er derfor vidt forskellige.

Fra et toksikologisk synspunkt kan PCB inddeles i to grupper. Den ene gruppe består af 12 kongener, såkaldte non-*ortho* og mono-*ortho* substituerede "coplanare" PCB, som har samme toksikologiske egenskaber som de polychlorerede dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF), og som er blevet tildelt dioxin-toksicitets-ækvivalence-faktorer (TEF værdier) af WHO (van den Berg et al., 1998, 2006). De kaldes derfor dioxinlignende PCB. De resterende PCB har ikke dioxinlignende egenskaber, men kan have andre toksikologiske profiler. Denne gruppe PCB kaldes ikke-dioxinlignende PCB.

De ikke-dioxinlignende PCB udgør mængdemæssigt hovedparten af de tekniske produkter, mens de dioxinlignende PCB kun forekommer i lave koncentrationer, der imidlertid, sammen med forurening med PCDF, der forekommer som forurening i PCB, har signifikant toksikologisk betydning. Da de dioxinlignende PCB og PCDF er langt mere toksiske end de ikke-dioxinlignende PCB, har disse stoffer ofte været den primære årsag til mange af de effekter, som er beskrevet i forsøgsdyr og mennesker efter eksponering for PCB-holdige blandinger, selv om effekterne ofte kun beskrives som PCB-effekter.

I nedenstående tabel 5.1 er data fra de mest centrale dyresperimentelle undersøgelser gengivet. De angivne NOAEL –værdier (no observed adverse effect level) og LOAEL-værdier (lowest observed adverse effect level) danner grundlag for denne undersøgelses sundhedsmæssige vurdering af PCB afgivet fra fugemasser.

Tabel 5.1: Sammenfatning af dyreforsøgsresultater.

PCB testet	Dyre art	Forsøgstype	NOAEL *	LOAEL *	Mest følsomme organ eller parameter
Aroclor*** 1254	Abe	72 måneders fodringsforsøg		0,08	Øget levervægt
Aroclor 1254	Abe	72 måneders fodringsforsøg	0,08		Skjoldbruskkirtel, binyrebarkhormoner, hæmatologi
Aroclor 1254	Abe	20 ugers fodringsforsøg		0,08	Immunsystem
Aroclor 1254	Abe	20 ugers fodringsforsøg	0,8		Neurotransmittere i hjernen
Aroclor 1254	Abe	66 måneders fodringsforsøg, incl. Reproduktionsfase	0,005	0,02	Reproduktionseffekter
Aroclor 1254	Abe	66 måneders fodringsforsøg, incl. Reproduktionsfase		0,005	Indlæring og udvikling af immunsystem hos unger
PCB 28	Rotte	3 måneders fodringsforsøg	0,036	0,360	Lever og skjoldbruskkirtel
PCB 128	Rotte	3 måneders fodringsforsøg	0.042	0,420	Lever og skjoldbruskkirtel
PCB 153	Rotte	3 måneders fodringsforsøg	0,034	0,340	Lever og skjoldbruskkirtel
PCB 77**	Rotte	3 måneders fodringsforsøg		0,017	Lever og skjoldbruskkirtel
PCB 105**	Rotte	3 måneders fodringsforsøg		0,039	Lever og skjoldbruskkirtel
PCB 118**	Rotte	3 måneders fodringsforsøg		0,170	Lever og skjoldbruskkirtel
PCB 126**	Rotte	3 måneders fodringsforsøg		0,0008	Lever og skjoldbruskkirtel

* mg/kg legemsvægt/dag

**Dioxinlignende PCB. I EU er den tolerable ugentlige indtagelse af dioxiner og dioxinlignende PCB fastsat til 14 pg WHO TEQ/kg legemsvægt per uge.

***Aroclor 1254: betegnelse for én kommerciel PCB-blanding

4.3 Toksikologiske egenskaber af PCB

I det følgende gives et sammendrag af de vigtigste toksikologiske effekter af PCB. En mere detaljeret gennemgang med angivelse af litteraturreferencer er foretaget i Bilag B.

4.3.1 Toksikokinetik

PCB absorberes i udstrakt grad hos mennesker og forsøgsdyr efter peroral indtagelse, og optages efter inhalation. Molekylvægt og fedtopløselighed er de bestemende faktorer for absorption fra mave-tarm kanalen. Hovedparten af congenere med 4-6 kloratomer absorberes (90-50 %), mens hepta- og octa-chlorerede congenere absorberes i mindre omfang.

PCB fordeles først til blod, lever og muskelvæv og fordeles derpå til fedtvævet. På grund af den høje fedtopløselighed og modstandsdygtighed over for metabolisering (omsætning) i kroppen, især for de højt chlorerede PCB, ophobes stofferne især i fedtvævet.

PCB omdannes i leveren til vandopløselige metabolitter. De PCB, der metaboliseres lettest, har to sidestillede, usubstituerede kulstofatomer i yderstillingerne (3,4 eller 4,5). Den vigtigste udskillelsesvej for de højt chlorerede, uomdannede PCB er med galde til fæces og for lavt chlorerede PCB og metabolitterne med urinen. PCB kan passere placenta i gravide dyr og mennesker og hos diegivende dyr/ ammende mødre kan PCB udskilles med modermælk.

Estimater af eliminationshalveringstiderne for PCB i mennesker, baseret på gentagne målinger af kropsbelastningen, varierer fra 0,02 år til uendeligt for individuelle congenere. Ifølge ATSDR (2000) anses halveringstider på mellem 2,5 og 5 år for at være de bedste estimater, mens andre estimater angiver længere halveringstider for de højt chlorerede PCB. Halveringstider for dioxiner og nogle dioxinlignende PCB angives af SCF (2001) til at være 5 – 11 år (7½ år for 2,3,7,8-TCDD).

De PCB, som formodes at være af størst toksikologisk betydning, er de PCB, der ophobes i kroppen og herved opnår høj intern dosis. Baseret på analyserne af modermælk fra 18 europæiske lande drejer det sig om de følgende ikke-dioxinlignende PCB: PCB18, 28, 33, 37, , 52, 60, 66, 74, 99, 101, 110, 128, 138, 141, 153, 170, 180, 183, 187, 194, 206 og 209, og de dioxin-lignende PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 169 og 189. Den dominerende congener er PCB 153, efterfulgt af PCB 138 og PCB 180. Disse 3 di-*ortho* congenere udgør op mod 65% af PCB i modermælk.

At frigivelse af PCB fra fugemasse kan optages i mennesker er fundet i en svensk undersøgelse, idet beboere i boliger med PCB-holdige fugemasser havde signifikant forhøjede PCB-niveauer i blodet, hovedsageligt som følge af de mest flygtige PCB-forbindelser, sammenlignet med beboere i boliger uden PCB-holdige fugemasser.

4.3.2 Akut toksicitet

Den akutte toksicitet af PCB i forsøgsdyr varierer for de forskellige kommercielle blandinger, men er generelt lav med LD₅₀ værdier mellem 1000 and 4000 mg/kg legemsvægt i rotter. Med de PCB-koncentrationer, der forekommer i stort set alle eksponeringsscenerier, er de akutte doser uden toksikologiske konsekvenser, mens det er de koncentrationer, som ophobes i kroppen som følge af gentagne eksponeringer over lang tid, der potentielt kan udgøre en sundhedsmæssig risiko.

4.3.3 Toksiske effekter efter gentagen eksponering

Viden om de sundhedsskadelige effekter af PCB i mennesker stammer primært fra undersøgelser af folk i Japan (Yusho-episoden) og Taiwan (Yu-Cheng-episoden) eksponeret gennem indtagelse af risolie kontamineret med varme-degraderet Kanechlor. Man fandt ændringer i levervævet sandsynligvis som følge af enzyminduktion, øget serumtriglycerid, og leverporphyri hos eksponerede personer. Endvidere sås en sammenhæng mellem PCB eksponering og forandringer i skjoldbruskkirtlen. Chloracne og andre hudforandringer såvel som synsforstyrrelser er også blevet rapporteret. Immunologiske forandringer omfattede øget følsomhed for infektioner hos voksne og børn. Forandringer i de sensoriske og motoriske nerver er også blevet observeret hos højt eksponerede Yusho- og Yu-Cheng-patienter.

De toksikologiske effekter af peroral indtagelse af PCB er undersøgt i en række dyreforsøg. De fleste undersøgelser er blevet foretaget med de kommercielle PCB-blandinger.

De PCB-inducerede levereffekter i rotter omfatter mikrosomal enzyminduktion (specielt målt som EROD aktivitet, som skyldes indholdet af dioxinlignende PCB og PCDF), øget serumniveauer af leverrelaterede enzymer og fedtstoffer, leverforstørrelse, ændret porphyrin og vitamin A metabolisme, og histopathologiske forandringer, som efter højere doser eller længerevarende eksponeringer kan udvikles til degenerative forandringer og/eller tumorer. Induktion af de mikrosomale enzymer (EROD) er den effekt af dioxin i rotter, der ses ved laveste dosis, og den er set efter daglig peroral administration af Aroclor 1242, 1248, 1254, eller 1260 i 4 uger med dosisniveauer fra 0,03 mg/kg legemsvægt/dag (den laveste dosis testet).

I nyere 2-års fodningsforsøg med rotter sås effekter på lever (hepatocellulær hypertrofi og vacuolisering) efter daglig administration af Aroclor 1016, 1242, 1254, eller 1260 svarende til dosisniveauer på 1-2 mg/kg legemsvægt/dag. Levereffekterne var mere alvorlige i hunrotterne end i hanrotterne og udviste følgende toksicitetsrækkefølge: Aroclor 1254 > 1260 \approx 1242 > 1016. I rhesusaber er der set effekter på leveren (leverforstørrelse, fedtophobning, levernekrose og forandringer i galdegangene), øget serumtriglycerider og nedsat serumbilirubin og kolesterol. Laveste effekt niveau (LOAEL) for effekter af de kommercielle PCB-blandinger på leveren var 0,08 mg/kg legemsvægt/dag for Aroclor 1254 i aber efter 72 måneders indtagelse med foderet. Den mest følsomme effekt var øget levervægt.

I rotter sås effekt på skjoldbruskkirtlen i form af nedsat serum koncentration af thyroideahormonerne T4 og T3 efter indtagelse af 0,09 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag (laveste dosisniveau testet) med foderet igennem 5 måneder. Histologiske forandringer er set i rotter efter 0,25 mg Aroclor 1254 /kg legemsvægt/dag i foderet i 5 uger, men ikke efter 0,025 mg/kg legemsvægt/dag. I rhesusaber blev der ikke set effekter på skjoldbruskkirtlen eller hormonerne efter eksponering for Aroclor 1254 i dosisniveauer på op til 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i op til 72 måneder (NOAEL).

I rotter og aber er der konstateret ændringer i niveauerne af binyrebarkhormoner efter daglig indtagelse af Aroclor 1254. Der er ikke set histologiske forandringer i binyrerne. NOAEL var 0,08 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag til aber i 72 måneder. NOAEL for hæmatologiske effekter (anæmi) af Aroclor 1254 var ligeledes 0,08 mg/kg legemsvægt/dag til aber i 72 måneder.

Morfologiske og funktionelle ændringer af immunsystemet efter dosering med PCB er set i mus, rotter, marsvin, kaniner og aber og omfatter atrofi af thymus og milt, nedsat antistofproduktion rettet mod fremmede antigener, øget følsomhed for infektioner med virus og andre mikroorganismer, nedsat hudreaktion mod tuberculin og øget proliferation af lymfocytter i milten som respons på mitogen-stimulering. LOAEL for Aroclor 1254 var 0,005 mg/kg legemsvægt/dag i aber.

Ændringer i niveauerne af neurotransmittere, hyppigst i form af nedsat dopaminkoncentration i forskellige hjerneområder, er set i aber, rotter og mus. LOEL for Aroclor 1016 og 1260 var 0,8 mg/kg legemsvægt/dag til aber i 20 uger.

Undersøgelser af individuelle renfremstillede PCB-congener er foretaget i en række sammenlignelige 13-uger perorale toksicitetsstudier i rotter med 3 ikke-dioxinlignende PCB (28, 128, 153) og 4 dioxinlignende PCB (77, 105, 118, 126). Et bredt spektrum af toksikologiske effekter er blevet observeret. De mest følsomme organer var lever (specielt i hunner) og skjoldbruskkirtel (ATSDR 2000). Der sås øget levervægt, biokemiske forandringer (forhøjede serumzymer og kolesterol, forhøjet leverporphyrinniveau og nedsat lever-vitamin A), samt histopathologiske forandringer i leveren (cytoplasmisk vakuolisering og øget fedtphobning). Effekterne på thyroidea bestod i histopatologiske forandringer af varierende grad for de individuelle congenere. Den mest toksiske congener var PCB 126 (dioxinlignende PCB) med et LOAEL på 0,0008 mg/kg legemsvægt/dag. De næst mest toksiske var PCB 105 (dioxinlignende PCB) med LOAEL på 0,039 mg/kg legemsvægt/dag. De dioxinlignende PCB 77 og 118 havde LOAEL på henholdsvis 0,087 og 0,170 mg/kg legemsvægt/dag, mens de ikke-dioxinlignende PCB 153, 28 og 128 var de mindst toksiske med ensartede LOAEL-værdier på henholdsvis 0,34, 0,36 og 0,42 mg/kg legemsvægt/dag. NOAEL for de ikke-dioxinlignende PCB var 0,036 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 28, 0,042 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 128 og 0,034 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 153.

4.3.4 Genotoksicitet

Både dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB har generelt været inaktive i *in vitro*- og *in vivo*-test for genotoksicitet.

4.3.5 Cancer

Den kræftfremkaldende effekt af PCB i mennesker er undersøgt i arbejdsmiljøet og i case-control-undersøgelser af miljøeksponering. Nogle af mortalitetsstudierne antyder, at arbejdsmiljømæssig udsættelse for PCB kan være associeret med øget risiko for kræft i forskellige væv.

En række perorale cancerstudier er udført i dyreforsøg med kommercielle PCB-blandinger. Den mest omfattende undersøgelse, publiceret i 1998, sammenlignede de fire mest anvendte kommercielle Aroclor blandinger (1016, 1242, 1254 og 1260). Øget tumorforekomst blev fundet i lever og skjoldbruskkirtel, mens der sås nedsat forekomst af brysttumorer. Effekten i leveren sås primært i hunrotter, ikke i hannerne. Aroclor 1254 var den mest potente PCB-blanding.

Resultaterne fra de kroniske carcinogenicitetsstudier i rotter med forskellige tekniske PCB-blandinger indikerer imidlertid samlet, at forekomsten af levertumorer og skjoldbruskkirteltumorer ikke afhænger af dosis af total PCB, men af den totale dioxinaktivitet i disse tekniske blandinger (Mayes et al., 1998). Undersøgelser viser, at i rotter spiller tilstedeværelsen af de ikke-dioxinlignende PCB sammen med dioxinlignende PCB i tekniske blandinger en ubetydelig rolle som carcinogener, hvis overhovedet nogen (EFSA, 2005).

4.3.6 Reproduktionstoksicitet

Menstruationsforstyrrelser blev set hos kvinder under Yusho-episoden. Kønsmodning og udvikling af kønsorganer var ikke ændret hos drenge født af Yu-Cheng-mødre. For børn af Yusho- og Yu-Cheng-kvinder sås der lavere fødselsvægt og nedsat vækst tidligt i livet, og der er rapporteret om adfærds- og indlæringsmæssige ændringer hos disse børn.

Epidemiologiske studier af befolkningsgrupper med højt konsum af kontamineret fisk antyder, at udsættelse for PCB i fostertilstanden (perinatalt) kan have effekter på udviklingen af nervesystemet med bl.a. motoriske, adfærdsmæssige og indlæringsmæssige forstyrrelser til følge. Disse effekter tilskrives primært eksponeringen i fostertilstanden. Det er uklart, om effekterne er reelle, da resultaterne af de forskellige undersøgelser er svage og varierer meget og i visse tilfælde er modstridige.

Hos forsøgsdyr er reproduktions- og udviklingseffekter derimod veldokumenteret ved eksponering med kommercielle PCB-blandinger og enkelte congenere.

Reproduktionseffekter i hunner eksponeret for kommercielle PCB-blandinger er set i en række forskellige dyrearter, såsom rotter (forlænget oestrus, nedsat seksuel modtagelighed, nedsat implantationsrate i voksne og/eller deres unger eksponeret under graviditeten og laktationsperioden), mus (nedsat befrugtning), og aber (forlænget menstruation, nedsat fertilitet). Aber forekommer at være særligt følsomme for reproduktionseffekterne af PCB. NOAEL for reproduktionseffekter af Aroclor 1254 i aber var 0,005 mg/kg legemsvægt/dag i 37 måneder før parring og i de efterfølgende 29 måneder. LOAEL var 0,02 mg/kg legemsvægt/dag. Oplysninger om reproduktionseffekter i hanner er begrænsede.

I forsøgsdyr er de mest følsomme effekter af dioxiner og dioxinlignende PCB påvirkning af reproduktions-, nerve- og immun-systemernes udvikling i fostertilstanden. En enkeltdosis på 50 – 200 ng TCDD/kg legemsvægt til hunrotter på dag 15 i drægtighedsperioden bevirker feminisering, nedsat sædkvalitet og nedsat immunforsvar hos det hanlige afkom.

Udviklingsmæssige effekter af de kommercielle PCB-blandinger er set i ungerne fra doserede forsøgsdyr inkluderende rotter (nedsat vækst, forandringer i skjoldbruskkirtlen og hormoner, adfærds- og indlæringsmæssige forandringer, og forandringer i reproduktionssystemerne), mus (adfærds- og indlæringsmæssige ændringer), og aber (nedsat vækst, adfærds- og indlæringsmæssige ændringer, og forandringer i immunsystemet). LOAEL for udviklingsmæssige effekter af kommercielle PCB-blandinger (Aroclor 1254) i abeunger var 0,005 mg/kg legemsvægt/dag til mødrene i 37 måneder før parring og de efterfølgende 29 måneder gennem drægtighed, fødsel og ungerens opvækst. Effekterne var relaterede til hud, negle og immunsystemet og vurderes overvejende at skyldes dioxinlignende påvirkning.

For de individuelle ikke-dioxinlignende PCB, som er testet for reproduktionseffekter i gnavere, omfattende østrogene effekter og effekter hos unger på skjoldbruskkirtlen og på udviklingen af reproduktionsorganer

og nervesystemet (PCB 18, 28, 47, 52, 101, 110, 153), varierede NOAEL fra >1 mg til > 50 mg/kg legemsvægt.

I undersøgelser foretaget i det samme laboratorium, under anvendelse af det samme forsøgsdesign (dosering fra dag 10 – 16 i drægtighedsperioden) var LOAEL for PCB 126 <0,001 ug/kg legemsvægt/dag og 4 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 118. For PCB 77 var NOAEL 2 mg/kg legemsvægt/dag, mens de ikke-dioxinlignende PCB 28, 153 og 95 havde NOAEL på henholdsvis 8, 16 og 32 mg/kg legemsvægt/dag.

Grupper af abeunger (Rhesus og Cynomolgus) indtog en veldefineret PCB-blanding (hovedsagelig mono- og di-ortho-substituerede congenere) fra fødsel til de var 20 uger gamle. Blandingen havde en PCB-sammensætning, der var analog til den, der forekommer i modermælk i Canada. Den daglige indtagelse af blandingen var 0,0075 mg/kg legemsvægt. Aberne blev fulgt, indtil de var 66 uger gamle. Doseringen havde ingen effekt på ungeres tilvækst og gav ikke anledning til signifikante forandringer i biokemiske parametre inkluderende leverenzymmer, bilirubin, triglycerider og kolesterol. Med hensyn til immunologiske parametre var den eneste statistisk signifikante effekt en reduktion i niveauet af IgM- og IgG-antistoffer mod røde blodlegemer fra får og en reduktion i niveauet af HLA-DR celleoverflade-markør (Arnold et al., 1999).

I abeunger (Cynomolgus), som indtog ovennævnte veldefinerede PCB-blanding fra fødsel til de var 20 uger gamle, blev der observeret nedsat indlæringssevne i nogle parametre og stædig adfærd i de doserede unger i en alder af 2½ til 5 år, hvor testene blev foretaget (Rice, 1999).

4.4 Vurdering af baggrunds niveauet af PCB

Da hovedkilden til PCB-eksponering stammer fra PCB i fødevarer, er det relevant først at se på, hvordan denne baggrundsbelastning vurderes i sundhedsmæssig henseende, idet eventuel yderligere eksponering fra PCB-holdig fugemasse kommer oven i denne eksponering. Det er dog vigtigt ved den sundhedsmæssige vurdering af de forskellige typer af potentielle yderligere PCB-eksponeringer at tage hensyn til de forskellige PCB-sammensætninger, som findes i de pågældende medier.

Det er blevet estimeret, at mere end 90 % af menneskers eksponering for PCB sker med fødevarerne, primært fra fødevarer af animalsk oprindelse (kød, mælkeprodukter, fjerkræ, æg, fisk) (EFSA, 2005). Den gennemsnitlige (livslange) daglige indtagelse hos voksne af ikke-dioxinlignende PCB med kosten er blevet estimeret til mellem 10 og 50 ng/kg legemsvægt/dag. Det er de højt chlorerede og persistente PCB, såsom PCB153, 138 og 180, der dominerer kvantitativt. Samtidig indtages i gennemsnit 1-2 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt/dag af persistente dioxiner og dioxinlignende PCB med kosten (SCF, 2000, 2001). Sammensætningerne af PCB i fødevarer er markant forskellige fra sammensætningerne af de kommercielle PCB, hvorfor resultaterne fra de toksikologiske undersøgelser af de kommercielle PCB-blandinger ikke er egnede til risikovurdering af PCB i fødevarer. Derfor vurderes dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB her separat.

De dioxinlignende PCB er blevet vurderet sammen med PCDD og PCDF af EU's Videnskabelige Komite for Fødevarer (SCF, 2000; 2001), som har fastsat en tolerabel ugentlig indtagelse (TWI) på 14 µg WHO TEQ/kg legemsvægt. Påvirkning af de hanlige kønsorganer i rotteunger, hvis mødre blev doseret med dioxin, blev vurderet som den kritiske effekt. Som tidligere omtalt anvendte denne vurdering den interne dosis (kropsbelastningen) som mål for eksponeringen. En toksikologisk vurdering af dioxiner og dioxinlignende PCB er også foretaget for Miljøstyrelsen i forbindelse med fastsættelse af jordkvalitetskriterier for disse stoffer (Nørhede og Larsen, 2003).

4.4.1 Ikke-dioxinlignende PCB

De ikke-dioxinlignende PCB, som må formodes at være af størst sundhedsmæssig betydning, er de PCB, der ophobes længe i kroppen og herved opnår høj intern dosis. Baseret på analyserne af modermælk (Annex 1, tabel 4.1) drejer det sig om de følgende ikke-dioxinlignende PCB: PCB18, 28 (markør), 33, 37, 47, 52 (markør), 60, 66, 74, 99, 101 (markør), 110, 128, 138 (markør), 141, 153 (markør), 170, 180 (markør), 183, 187, 194, 206, og 209.

4.4.2 Vurdering af ikke-dioxinlignende PCB, baseret på ekstern dosis (daglig indtagelse)

De toksikologiske effekter, som er observeret i forsøgsdyr, eksponeret for individuelle ikke-dioxinlignende PCB, omfatter effekter på lever og skjoldbruskkirtel, immunotoksicitet, østrogeneffekt, og effekter på reproduktionsevnen og på udvikling af reproduktionsorganer og nervesystemet, specielt i afkom af forsøgsdyr eksponeret under graviditeten (*in utero*). Disse toksikologiske effekter er imidlertid ikke specifikke for de ikke-dioxinlignende PCB, men ses også efter eksponering for dioxinlignende PCB. Specielle studier indikerer, at hydroxylede metaboliter eller methylsulfon metaboliter også kan have bidraget til nogle effekter, specielt østrogeneffekt og effekter på skjoldbruskkirtlen.

I akutte og subakutte undersøgelser (få dages dosering) vedrørende disse effekter er NOAEL for individuelle ikke-dioxinlignende PCB generelt større end 1 mg/kg legemsvægt/dag. For de ikke-dioxinlignende PCB som er testet for reproduktionseffekter og for udviklingseffekter i gnavere, omfattende østrøgene effekter, effekter på skjoldbruskkirtlen og på nervesystemets udvikling i rotter (PCB18, 28, 47, 52, 101, 110, 153), varierede NOAEL fra >1 mg til > 50 mg/kg legemsvægt. I de fleste undersøgelser blev rotter eksponeret fra dag 10 – 16 i drægtighedsperioden, enten ved sondefodring eller indsprøjtning i bughulen. Disse NOAEL værdier er mere end titusinde gange højere end den estimerede gennemsnitlige, daglige indtagelse af ikke-dioxinlignende PCB hos mennesker. Derfor forekommer det usandsynligt, at eksponering for ikke-dioxinlignende PCB med fødevarer har akutte, toksiske effekter i mennesker.

Potensen af forskellige PCB vedrørende effekter på reproduktionsevnen i rotter og med hensyn til ungerens udvikling kan også sammenlignes ud fra undersøgelser foretaget i det samme laboratorium, under anvendelse af det samme forsøgsdesign (dosering fra dag 10 – 16 i drægtighedsperioden). LOAEL for PCB126 var <0,001 µg/kg legemsvægt/dag og for PCB118 var LOAEL 4 mg/kg legemsvægt/dag. For PCB77 var NOAEL 2 mg/kg

legemsvægt/dag, for PCB28 8 mg/kg legemsvægt/dag, for PCB153 16 mg/kg legemsvægt/dag og for PCB95 (forekommer ikke i modermælk) 32 mg/kg legemsvægt/dag.

Signifikant lavere NOAEL-værdier for ikke-dioxinlignende PCB er rapporteret for effekter på lever og skjoldbruskkirtel i nogle få undersøgelser af individuelle PCB (PCB 28, 128 og 153), som er blevet testet i 90 dages subkroniske rotteforsøg. Her var NOAEL 30 – 40 ug/kg legemsvægt/dag (PCB 28: 36 ug/kg legemsvægt/dag; PCB 128: 43 ug/kg legemsvægt/dag og PCB 153: 34 ug/kg legemsvægt/dag). De tilsvarende LOAEL-værdier var 10 gange højere.

Indtil nu er der ikke blevet offentliggjort langtids- og karcinogenicitetsundersøgelser af ikke-dioxinlignende PCB-congenerer. En endnu ikke offentliggjort 2 års undersøgelse af PCB 153 for langtidseffekter, herunder kræftfremkaldende effekt i rotter, indikerer et NOAEL på ca. 70 ug/kg legemsvægt/dag for effekter på lever og skjoldbruskkirtlen. Der sås ingen tydelig kræftfremkaldende effekt. Som tidligere nævnt viser de tilgængelige data fra dyreforsøg med de kommercielle PCB-blandinger, at disses evne til at inducere tumorer i lever og skjoldbruskkirtlen overvejende, hvis ikke fuldstændigt, kan skyldes deres indhold af dioxinlignende forbindelser. Endvidere udviser PCB ikke genotoksiske egenskaber, hvorfor en risikovurdering kan gennemføres under antagelse af, at der eksisterer en tærskelværdi for effekt.

Der foreligger ikke internationalt accepterede vurderinger af ikke-dioxinlignende PCB. Som en konservativ vurdering kan det antages, at alle ikke-dioxinlignende PCB har toksikologiske potenser tilsvarende PCB28, 128, 153 med et NOAEL på 30 ug/kg legemsvægt/dag for effekter på lever og skjoldbruskkirtel. Dette NOAEL giver en sikkerhedsmargen på ca. 1000 i forhold til den estimerede daglige indtagelse af PCB hos mennesker (10-50 ng/kg legemsvægt/dag). Sundhedsmæssigt må en sikkerhedsmargin af denne størrelse anses for tilstrækkelig. Endvidere anses denne vurdering for at være konservativ, da størstedelen af effekterne set i studier med ikke-dioxinlignende PCB sandsynligvis er relateret til dioxineffekter, da forurening med dioxinlignende PCB i disse blandinger var hyppige.

4.4.3 Vurdering af ikke-dioxinlignende PCB, baseret på intern dosis (kropsbelastning (body burden))

De lavere NOAEL-værdier, som er set for 3 individuelle ikke-dioxinlignende PCB i subkroniske studier, sammenlignet med de højere NOAEL-værdier, der ses i meget korterevarende doseringsforsøg, understreger betydningen af at tage hensyn til disse stoffers akkumulering i kroppen. Med analogi til risikovurderingerne af PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB foretaget af EU's Videnskabelige Komite for Fødevarer (SCF) i 2000 og 2001 antages det, at kropsbelastningen (body burden, BB) i forsøgsdyr og mennesker vil være et mere velegnet dosismål end den daglige eksponering ved vurderingen af de ikke-dioxinlignende PCB.

Som tidligere nævnt anses de PCB, som ophobes i kroppen, for at være af størst toksikologisk betydning for mennesker. Det drejer sig om følgende ikke-dioxinlignende PCB: PCB 18, 28 (markør), 33, 37, 47, 52 (markør), 60, 66, 74, 99, 101 (markør), 110, 128, 138 (markør), 141, 153 (markør), 170, 180 (markør), 183, 187, 194, 206, og 209. Den samlede koncentration (medianværdi) af disse er i alt 240 ng/g fedt. (EFSA, 2005). Hvis det

antages, at mennesker indeholder 20% fedt, svarer dette til en kropsbelastning på 48 ug/kg legemsvægt. For at opnå denne kropsbelastning kræves en daglig indtagelse af 24 ng/kg legemsvægt, under antagelse af at den biologiske halveringstid ($T_{1/2}$) er 7.5 år, og biotilgængeligheden fra fødevarer 50 %, ligesom for dioxiner. For de dioxinlignende PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 169 og 189 er koncentrationen 24 ng/g fedt, svarende til en kropsbelastning på 4,8 ug/kg legemsvægt. Denne kropsbelastning vil opnås ved daglig indtagelse af 2,4 ng/kg legemsvægt, igen under antagelse af $T_{1/2}$ på 7,5 år og biotilgængelighed på 50 %. Omregnet til dioxin TEQ svarer det til en koncentration på 0,0176 ng TEQ/g fedt og kropsbelastning på 3,5 ng TEQ/kg legemsvægt, svarende til en daglig indtagelse af 1,76 pg TEQ/kg legemsvægt ($T_{1/2} = 7.5$ år).

For de ikke-dioxinlignende PCB, som er undersøgt for effekter på reproduktion og udvikling, herunder østrogene effekter (PCB18, 28, 47, 52, 95, 101, 110, 128, 132, 149, 153, 170, 180, 206, 209) varierer NOAEL-kropsbelastningsniveauerne generelt fra $>1 - >50$ mg/kg legemsvægt (se Tabel 6.1 i Bilag B) og de tilsvarende MOBB (Margin of body burden) varierer fra $>5000 - 1000000$, hvilket må anses for at udgøre en tilstrækkelig sikkerhedsmargen.

I undersøgelser i rotter med en rekonstitueret PCB-blanding, med sammensætning som i modermælk (og indeholdt derfor også dioxinlignende PCB) var NOAEL for reproduktions- og udviklingsmæssige effekter 0,5 mg og LOAEL 2 mg/kg legemsvægt/dag. Dette svarede til koncentrationer af total PCB i fedtvæv på henholdsvis 27 og 156 ug/g fedt. Dette ville igen svare til kropsbelastninger på 2700 og 15500 ug PCB/kg legemsvægt under antagelse af 10% fedt i disse rotter. NOAEL-kropsbelastningen er ca. 55 gange højere end ovennævnte humane kropsbelastning på omkring 50 ug total PCB/kg legemsvægt (4,8 + 48 ug/kg legemsvægt for sum af dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB). En MOBB på 55 anses at være sundhedsmæssigt tilstrækkeligt, idet man ved at anvende body burden princippet har elimineret en væsentlig usikkerhed ved ekstrapolation fra dyr til mennesker, og således kan reducere den normale dyr-til-menneske usikkerhedsfaktor på 10 betragteligt.

NOAEL for effekter på lever og skjoldbruskkirtel i 90-dages fodringsforsøgene i rotter med PCB 28, 128 og 153 var henholdsvis 36, 43 og 34 ug/kg legemsvægt/dag. Ud fra de målte PCB-koncentrationer i fedtvævet fra forsøgsdyrene efter de 90 dages dosering kan kropsbelastningerne på NOAEL-niveau estimeres til 0,4, 0,8 og 1,2 mg/kg legemsvægt for PCB 28, 128 og 153. En sammenligning med kropsbelastningerne hos mennesker med disse PCB, udtrykt som MOBB, giver følgende resultat: MOBB for PCB 28 er 900, for PCB 128 er den 6300 og for PCB 153 kun 85. Skønt disse PCB viste stort set samme potens i dyreforsøgene, så har PCB 153 langt den mindste MOBB på grund af den høje koncentration i menneskers fedtvæv. MOBB værdier af denne størrelse må anses som sundhedsmæssigt tilstrækkelige, idet man, ved at anvende body burden princippet har elimineret en væsentlig usikkerhed ved ekstrapolation fra dyr til mennesker, og således kan reducere den normale dyr-til-menneske usikkerhedsfaktor på 10 betragteligt.

Tilsvarende effekter på leveren og skjoldbruskkirtlen hos rotter ses efter eksponering for PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB. Med alle 3 PCB sås en signifikant induktion af EROD aktivitet i leveren, og med høje doser PCB

128 og 153, men ikke med PCB 28, sås reduktion af vitamin A koncentrationen i leveren. Sammen med det forhold, at hunrotterne var mere følsomme end hanrotterne for effekterne på leveren, indikerer dette, at testpræparationerne kan have været kontamineret med dioxinlignende aktivitet, især for PCB 128 og 153 (EFSA, 2005). Derfor kan effekterne på lever og skjoldbruskkirtlen delvist, eller måske endda overvejende, skyldes dioxineffekt. For de dioxinlignende PCB, som er undersøgt i tilsvarende 90 dages rotteforsøg, var de mest følsomme effekter på lever og skjoldbruskkirtel og de rapporterede NOAEL var 8,7, 3,9, 17 og 0,01 ug/kg legemsvægt/dag for henholdsvis PCB 77, 105, 118 og 126. De tilsvarende kropsbelastninger kan estimeres til 5, 110, 425 og 0,125 ug/kg legemsvægt, hvilket leder til beregnede MOBB på 2500, 260, 190 og 15 for henholdsvis PCB 77, 105, 118 og 126, hvilket umiddelbart må anses som sundhedsmæssigt tilstrækkeligt, da MOBB sammenligningen ikke kræver tilsvarende numerisk sikkerhedsmargin, som hvis effektive niveauerne sammenlignes på basis af ekstern dosis.

4.4.4 Kommercielle PCB-blandinger

Baseret på en lang række toksikologiske undersøgelser af de kommercielle PCB-blandinger er det mest følsomme LOAEL i aber for effekter på reproduktion, indlæringssevne og immunotoksicitet 0,005 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag. Dette LOAEL giver en eksponeringsmargin på 100 - 500 i forhold til den estimerede daglige indtagelse af PCB med fødevarer (10-50 ng/kg legemsvægt/dag). Denne margin bør ikke være meget lavere, idet en tilstrækkelig sikkerhedsmargin er nødvendig for at tage hensyn til de usikkerheder, der ligger i ekstrapolation fra dyr til mennesker og befolkningen indbyrdes.

4.5 Vurdering af PCB i indeluft, husstøv og forurenede jord

I tilfældet luft, husstøv og jord adskiller sammensætningerne sig indbyrdes og markant fra den sammensætning, der kendes fra fødevarer.

De PCB, som er fundet i indeluften, er primært ikke-dioxinlignende, flygtige og lavt chlorerede PCB, såsom PCB 28, 31, 44, 49 og 52. Disse congenere metaboliseres hurtigere og akkumuleres i langt mindre omfang end de fleste af de congenere, som forekommer i fødevarer. Her er det heller ikke relevant at anvende resultaterne fra de toksikologiske undersøgelser med de kommercielle PCB-blandinger, fordi effekterne, der er set, domineres af de dioxinlignende PCB og muligvis til en vis grad også af højt chlorerede, ikke-dioxinlignende PCB.

Når det drejer sig om eksponering for PCB via direkte kontakt med fugemasser og forurenede jord, så er det mere relevant at anvende resultaterne fra de toksikologiske undersøgelser af de kommercielle blandinger, da PCB sammensætningerne her er mere sammenlignelige. Husstøv forekommer at indtage en mellemstilling med hensyn til PCB sammensætning, og sammenligning med de kommercielle blandinger må anses for at give en forsigtig, men brugbar vurdering.

4.5.1 Indeluft

De største PCB-koncentrationer på 344 og 1153 ng/m³ er fundet i prøverne fra bygning 6. (gymnasium). Ud over ovennævnte lavt chlorerede PCB blev der her også påvist lave koncentrationer af de ikke-dioxinlignende PCB99,

101, 110, 138 og 153 plus de dioxinlignende PCB 105 og 118. Den samlede koncentration af PCB var i størrelsesordenen $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Idet der tages udgangspunkt i Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen, 2006b), så antages det, at en person (et barn på 1-5 år) indånder $0,5 \text{ m}^3$ luft/kg legemsvægt/dag. I dette tilfælde vil der opnås en eksponering på $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ legemsvægt/dag, hvilket således medfører en markant højere eksponering end med fødevarer ($0,01$ - $0,05 \mu\text{g}/\text{kg}$ legemsvægt/dag). Dvs. vurderingen er baseret på de højest fundne koncentrationer i denne undersøgelse, og under antagelse af at sådanne koncentrationer også kan findes i boliger, hvor man kan opholde sig op til 24 timer i døgnet.

I forhold til til NOAEL-niveauet for PCB28 på $36 \mu\text{g}/\text{kg}$ legemsvægt/dag for effekter på lever og skjoldbruskkirtel opnås en sikkerhedsmargin på omkring 70. For det konkrete scenarie medfører det en lettere reduceret sikkerhedsmargin i forhold til en sikkerhedsmargin på 100, hvilket man ofte tilstræber for dels at tage hensyn til, at NOAEL-værdien er baseret på effekter i forsøgsdyr, og dels at tage hensyn at følsomheden overfor effekter kan variere i befolkningen.

Såfremt risikovurderingen for de ikke-dioxinlignende PCB baseres på kropsbelastningen med PCB, svarer NOAEL på $36 \mu\text{g}/\text{kg}$ legemsvægt/dag for PCB28 for effekt på lever og skjoldbruskkirtel i et 13 ugers fodringsforsøg med rotter til en estimeret kropsbelastning på $0,4 \text{ mg}/\text{kg}$ legemsvægt. Af de PCB, der blev påvist i indeluften, kan kun PCB28, 52, 99 og 101 påvises i fedtvæv hos mennesker, hvor mediankoncentrationen er omkring $10 \text{ ng}/\text{g}$ fedt (EFSA, 2005), modsvarende en kropsbelastning på $2 \mu\text{g}/\text{kg}$ legemsvægt, hvilket er 200 gange mindre end NOAEL-kropsbelastningen i forsøgsdyrene. Hvis det antages, at ekstremt høje PCB-niveauer kan føre til en 30 gange højere kropsbelastning med PCB28, som set i svenske undersøgelser, vil der kun være en sikkerhedsfaktor i form af en margin of body burden på en værdi på $200 : 30$ eller $6,6$ mellem den potentielle kropsbelastning i mennesker og NOAEL-kropsbelastningen i forsøgsdyr. Sådanne niveauer vil således medføre en utilstrækkelig sundhedsmæssig sikkerhedsmargin.

Det vurderes samlet, at ikke-dioxinlignende PCB i indeluften vil kunne bidrage signifikant til menneskers eksponering for de lavt chlorerede PCB. Selv om de fundne niveauer ikke umiddelbart vurderes at medføre sundhedsmæssigt betænkelige effekter, vil de kunne medføre en uønsket, forøget kropsbelastning med ikke-dioxinlignende PCB. Såfremt der forekommer væsentligt højere niveauer af ikke-dioxinlignende PCB, kan dette ikke udelukkes at påvirke beboerne sundhedsmæssigt.

De dioxinlignende PCB 105 og 118, som kun er påvist i prøverne fra bygning 6, er mængdemæssigt de dominerende dioxinlignende PCB i de fleste kommercielle PCB-produkter. Den samlede koncentration af disse to PCB var $6,6 \text{ ng}/\text{m}^3$, svarende til daglig eksponering på ca. $3,3 \text{ ng}/\text{kg}$ legemsvægt/dag for et 1-5 årigt barn, der dagligt indånder $0,5 \text{ m}^3$ luft/kg /legemsvægt. Omsat til indtagelse af TCDD-toksicitetsækvivalenter (begge congenere har en WHO-TEF-værdi på 0,0001) svarer dette til en eksponering for $0,33 \text{ pg}/\text{kg}$ legemsvægt/dag eller $2,3 \text{ pg}/\text{kg}$ legemsvægt/uge. Dette svarer til ca. 16 % af den tolerable ugentlige indtagelse på 14 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt fastsat af SCF (2001, 2002). Selv om dette ikke isoleret set anses for at være sundhedsmæssigt betænkeligt, skal det ses i sammenhæng med den højere eksponering, der allerede forekommer gennem føden, hvorfor denne eksponering må anses

for at være et unødigt ekstrabidrag. I visse mere ekstreme tilfælde med forhøjede PCB-niveauer kan sundhedsmæssige konsekvenser fra de dioxinlignende PCB således heller ikke udelukkes.

4.5.2 Husstøv

I denne undersøgelse blev der fundet PCB-koncentrationer på ca. 2 µg sum-PCB/g i husstøv fra bygning 7. Hvis det forudsættes, at PCB profilen i husstøv ligner den i de kommercielle blandinger, opnås en forsigtig vurdering. Af Miljøstyrelsen (2006b) anføres børns gennemsnitlige eksponering for jord at ligge på 100 mg for 1-3 årige børn. Andre kilder angiver støv eksponeringen til at udgøre ca 55 % i forhold til jordindtaget svarende til 55 mg eller ca. 4 mg støv/kg legemsvægt/dag for et 1-3 årigt barn på 13 kg. Med den ovennævnte PCB-koncentration på ca. 2 µg sum-PCB/g i husstøv vil dette således medføre en eksponering på 8 ng PCB/kg legemsvægt/dag.

Da PCB sammensætningen i støv kan antages at være mest sammenlignelig med PCB-sammensætningen i de kommercielle PCB-blandinger, synes det mest relevant at vurdere eksponeringen i forhold til toksikologiske data foretaget med PCB-blandinger. Her er der fundet en LOAEL på 0,005 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag for effekter på reproduktion, indlæringssevne og immuntoksikologiske parametre i aber. Der vil således være en sikkerhedsmargin på ca. 600 op til dette niveau, hvorfor støvbelastningen må anses for mindre kritisk end eksponeringen gennem luften. Hvis det videre antages, at en voksen person på 60 kg dagligt indtager 50 mg støv, vil eksponeringen blive 0,1 µg PCB/person, eller ca. 2 ng PCB/kg legemsvægt/dag. Hvis det antages, at 100% absorberes via inhalation eller fra mave-tarm-kanalen, vil der i dette tilfælde være en margin of exposure (MOE) på omkring 3.500 til LOAEL, og eksponeringen vil kun udgøre et beskedent bidrag til kropsbelastningen med PCB.

4.5.3 Jord

Det antages, at PCB-profilen i jorden ligner den i de kommercielle blandinger. Der blev i denne undersøgelse fundet op til ca. 350 ng sum-PCB/g jord fra bygning 2. Dersom et barn på 13 kg indtager 0,1 g jord per dag, bliver den daglige indtagelse af sum-PCB 2,7 ng/kg legemsvægt, hvilket giver en sikkerhedsmargin på ca. 1.800 i forhold til et LOAEL-niveau på 0,005 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag for effekter på reproduktion, indlæringssevne og immuntoksikologiske parametre i aber.

Ud fra de foretagne målinger må bidraget fra jord i sundhedsmæssig henseende således betragtes at være væsentligt mindre betydeligt end bidraget fra luft og også mindre betydeligt end bidraget fra indestøv.

5 Diskussion

Undersøgelsen er gennemført med et begrænset budget, og der er derfor kun analyseret fuger fra 10 bygninger. Undersøgelsen giver mulighed for vurdering af restmængder, eksponering og sundhedsrisiko i de 10 bygninger, men den lille prøvestørrelse berettiger ikke til vidtrækkende konklusioner om sundhedsfarer, og resterende mængder af PCB i danske bygningers fuger generelt.

Vi har valgt at udvælge bygninger med et meget generelt inklusionskriterium der indebar at bygningerne skulle være opført i den periode hvor PCB-holdige fugematerialer blev anvendt, og fugerne omkring vinduerne skulle være gummiagtige. Derved var det målet at få et indtryk af problemet baseret på det generelle og naive perspektiv, uden selektionsbias I takt med, at der indhentes et større erfaringsmateriale, vil man formodentligt kunne målrette indsatsen overfor PCB bedre.

Beilsteins prøve med en glødende kobbertråd, der ved grønfarvning af tråden i en flamme indikerer chlor-holdige forbindelser, blev udført på samtlige fugematerialer. Grønfarvning forekom ved de ydre fuger i bygning 4, 5 og 9. De efterfølgende kemiske analyser viste, at kun bygning 9 havde et signifikant PCB-indhold. På det grundlag kunne det afvises, at prøven kunne anvendes til screening for PCB-holdige fugematerialer.

Under forskellige forudsætninger kan resultaterne bruges til et meget usikkert skøn på fra 5,6 ton gældende udelukkende for summen af de 22 congenere der er analyseret for i undersøgelsen over 13 ton hvis summen af de 7 congenere der oftest analyseres for ganges med faktor 5 og til 21 ton når faktor 8 anvendes. Endelig bliver skønnet så højt som 120 tons ved brug af koncentrationsoplysninger fra en udenlandsk undersøgelse, hvor bygninger var udvalgt på grundlag af en begrundet mistanke om PCB i fugerne. Det vurderes dog mest sandsynligt at depotet er i størrelsesordenen 20 ton da de udenlandske bygninger har været særligt udvalgt, og de fundne PCB koncentration i fugerne, derfor må antages at ligge væsentligt over gennemsnittet.

Andre kilder til kontaminering med PCB i indeklimaet og i jorden rundt om bygningerne kunne være andre byggevarer og kondensatorer i ældre elektrisk udstyr. De tydelige sammenhænge mellem koncentrationerne i fugerne, indeluften, overfladestøvet og jorden tyder dog på, at fugerne har været den primære PCB-kilde i de bygninger, hvor der er anvendt PCB-holdige fuger.

Den detaljerede analyse af congenere i indeluften viste, at denne forurening var domineret af ikke-dioxinlignende congenere. Disse congenere kommer tættest på koncentrationer, der har vist sundhedseffekter i dyreforsøg. For indånding af PCB fra luften er der fundet en sikkerhedsmargen på ca. 70 i forhold til nul-effekt-niveau i et 90 dages forsøg med rotter. Dette må anses at for at være en lettere reduceret sikkerhedsmargin i forhold til hvad man normalt tilstræber i forbindelse med toksikologiske risikovurderinger. Det skal dog samtidigt nævnes, at der er væsentligt større margin op til effektniveauet i dyreforsøget samtidig med,

at der er blevet rejst mistanke om, at eksponeringen under dyreforsøgene er foregået med en PCB-blanding, der i realiteten har været forurenede med dioxinlignende congenere. Endvidere har rotter har en fedtprocent på kun 10 % eller ca. halvdelen af menneskers fedtprocent, hvorfor forsøgene formodentlig har overvurderet faren ved lang tidseksponering af mennesker for ikke-dioxinlignende congener. Der er imidlertid også forhold, der tæller i den anden retning. Fx er opholdstiden i kroppen af PCB langt længere for mennesker end forsøgsdyr.

For de dioxinlignende PCB vurderedes eksponeringen tilsvarende at udgøre op til 16% af den tolerable dosis fastsat af SCF i 2001-2002. Dette må også anses som en høj belastning, især da eksponeringen skal lægges oven i en væsentligt større belastning fra fødevarer, hvorfor den samlede eksponering vil ligge meget tæt på den tolerable dosis. Det skal også bemærkes, at vurdering af risiko ved ophold i bygninger med PCB-holdige fuger er baseret på de højeste fundne koncentrationer i denne undersøgelse (et gymnasium) og under antagelse af at sådanne koncentrationer også kan findes i boliger, hvor man kan opholde sig op til 24 timer i døgnet.

Med hensyn til PCB eksponeringen gennem husstøv blev der hos børn der indtager ca. 50 mg overfladestøv om dagen fundet en sikkerhedsmargin på 600 i forhold til det laveste effekt-niveau i dyreforsøg. Dette vurderes ikke at give anledning til sundhedsrisiko.

Med hensyn til PCB eksponeringen gennem jord blev der hos børn der indtager ca. 100 mg jord om dagen pga. det lavere indhold i jord fundet en sikkerhedsmargin på 1800 i forhold til det laveste effekt-niveau i dyreforsøg. Dette vurderes ikke at give anledning til sundhedsrisiko.

Koncentrationen af PCB i indeluften vil afhænge af kildestørrelsen, fordampning og fortyndingen med ventilationsluften. De 10 bygninger, hvori de detaljerede målinger er foretaget, er udvalgt, fordi det på baggrund af besvarelserne af spørgeskemaet blev vurderet, at der kunne være PCB-indhold i fugerne. Bygningerne er derfor et tilfældigt udvalg, og det er ikke sandsynligt at de er de mest kontaminede bygninger i Danmark. Udenlandske undersøgelser og enkelte målinger på affald fra nedrivninger i København viser, at der findes bygninger med mere omfattende indendørs brug af fugematerialer med højere indhold af PCB og dermed formodentlig betydeligt mere PCB i indeluften. Undersøgelser fra Københavns kommune tyder således på, at der kan findes bygninger i Danmark, hvor indeluften er væsentligt mere forurenede med PCB, og at længerevarende ophold her kan udgøre en reel sundhedsrisiko for beboerne

De kraftigst kontaminede bygninger må i Danmark antages at være svære at finde. Der forventes at være behov for en omfattende screening af bygninger. Wilkins et al. (2002) har introduceret en stadig temmelig kostbar screeningsmetode. Det kan være muligt at forbedre den foreslåede metode yderligere.

Gennemføres flere danske undersøgelser, vil det være relevant at også medtage andre byggematerialer, der mistænkes for at indeholde PCB. I denne undersøgelse er kun indgået termokit fra en termorude. Denne prøve viste en PCB koncentration på lige under 1 %, hvilken var den oprindelige undersøgelses højeste fund. På den baggrund vil det være relevant at lade termokittet indgå med større vægt i eventuelle fremtidige undersøgelser.

Ønskes et mere sikkert billede af forekomst af PCB-holdigt fugemateriale i danske bygninger vurderes det, at der skal tages prøver af flere forskellige byggematerialer i hver af et større antal bygninger fra den relevante periode. Nærværende undersøgelse viste, at der var signifikant indhold af PCB i 40 % af vinduesfugerne fra bygninger opført med gummiagtige fuger i den relevante periode. Undersøgelsen tyder også på en meget stor spredning i PCB-indholdet fra nogle få ppb op til 20-30 %. På den baggrund vurderes det, at en mere dækkende undersøgelse bør omfatte PCB-bestemmelse i mindst 5 materialeprøver fra hver af nogle hundrede bygninger fra både industri- skole-, institutions- og boligbyggeri.

Det er i øjeblikket dyrt at få analyseret prøver for indhold af PCB. Analyse af en enkelt prøve koster ca. 5.000 kr. Der er derfor behov for udvikling af økonomiske hurtigmetoder til identifikation af PCB-holdige fuger.

I Sverige er vedtaget en lov der medfører at forekomsten af PCB i alle større bygninger, der er opført eller renoverede i perioden 1956-1973, skal kortlægges før 30. juni 2008. Forekommer fugemasser med et PCB-indhold over 500 ppm, skal bygningen saneres for PCB senest år 2011 eller 2013. En- og tofamiliehuse er dog undtaget fra disse regler. Argumentationen for så vidtgående bestemmelser baserer sig både på hensynet til miljøbeskyttelse og sundhedsforhold for bygningernes brugere.

Problemet med PCB-holdige byggevarer er ikke alment kendt. Der er derfor en risiko for, at bygningsarbejdere beskæftiget med nedrivning eller renovering vil kunne eksponeres unødigt for PCB. Arbejdet vil også kunne medføre unødige miljøbelastninger. Der er således et behov for information om kravene til værnemidler i forbindelse med kontakt med PCB-holdige byggevarer og om kravene til håndtering og deponering af PCB-holdigt affald. I den forbindelse vil det være af værdi at kunne informere om, hvornår man skal være særligt opmærksom på om byggevarerne indeholder PCB.

6 Konklusioner

Den samlede restmængden af PCB i danske bygningsfuger kan kun vanskeligt vurderes i en undersøgelse af så begrænset omfang som denne. Resultaterne bruges til et meget usikkert skøn over den mest sandsynlige restmængde, som spænder fra 6 ton til 21 ton.

Undersøgelsen viser, at der inden døre er en tydelig sammenhæng mellem koncentrationerne af PCB i fuger, luft og overfladestøv. Det ser også ud til, at der er en vis sammenhæng mellem PCB niveauerne i de ydre fuger og i jorden nær huset, men denne sammenhæng er dog svagere.

Ved de bygninger, der har gamle fuger med PCB, vil fugerne stadig være en væsentlig kilde til PCB i indeluften, overfladestøvet og jorden omkring bygningerne.

Det vurderes, at PCB i bygningsfuger i de undersøgte bygninger kun i et vist omfang bidrager til menneskers udsættelse for de mest giftige, dioxinlignende PCB-congenerer, som primært kommer fra indtagelse af fødevarer.

Måleresultaterne i denne undersøgelse viser, at det vigtigste bidrag til eksponeringen for de mere flygtige ikke-dioxin-lignende PCB typisk vil være indeluftens indhold af PCB i bygninger med PCB-holdige fuger, og at niveauerne i indeluften kan medføre en u hensigtsmæssigt reduceret sikkerhedsmargin i forhold til sundhedsskadelige effekter.

Undersøgelse af fuger fra Københavns Kommune peger på, at der i Danmark kan findes et begrænset antal bygninger, hvor højere PCB-indhold i bygningens fuger vil kunne give anledning til forøget risiko for alvorlige sundhedsskader ved lang tids ophold i bygningen

7 Perspektivering

Undersøgelsen viser, at der forekommer PCB i vinduesfuger og at fugerne afgiver PCB til omgivelserne. Undersøgelsens begrænsede datagrundlag giver imidlertid ikke mulighed for vidtrækkende konklusioner om omfanget af eventuelle sundhedsfarer og om resterende mængder af PCB i danske bygningers fuger.

Ønskes et mere dækkende billede af forekomst af PCB-holdigt fugemateriale i danske bygninger vurderes det, at der skal undersøges prøver fra et trecifret antal bygninger fra den relevante periode. De fleste målinger i denne undersøgelse er foretaget på fuger mellem væg og vinduer. Gennemføres flere danske undersøgelser, vil det være relevant at lade termokit og andre byggematerialer, der mistænkes for at indeholde PCB indgå med større vægt.

Det er i øjeblikket forholdsvist dyrt at få analyseret prøver for indhold af PCB. Der er derfor behov for udvikling af mindre kostbare og hurtige metoder til identifikation af PCB-holdige fuger.

Eksponering i forbindelse med arbejdet med udskiftning af PCB-holdige fuger er ikke vurderet i denne rapport. Der gøres dog opmærksom på, at der kan forventes arbejdsmæssige eksponeringer, hvis arbejdet udføres uden effektive personlige værnemidler. Disse eksponeringer kan blive væsentligt højere end de eksponeringer, der sker via indeluft/støv i bygninger med PCB-holdige fuger.

På baggrund af oplysninger fra Kommunekemi må formodes, at meget PCB-holdigt byggeaffald ikke bliver bortskaffet efter reglerne. Der er derfor blandt de direkte involverede behov for udbredelse af viden om krav, problemer og muligheder i forbindelse med identificering og håndtering af PCB-holdigt affald i byggeriet.

8 Referencer

Ahlborg, U., Hanberg, A., Kenne, K. (1992). Risk Assessment of Polychlorinated Biphenyls (PCB). Nord 26. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Aktuelle Byggerier 1969-1973 (1978). Institutioner og erhverv. DIAB husbygning. Teknisk Forlag.

Andreason, U. (2005). Gøteborgs Kommune Miljöförvaltningen Närmiljöavdelningen. Personlig kommunikation.

Arbejdstilsynet (2007). Grænseværdier for stoffer og materialer (At-vejledning C.O.1).

Arnold, D.L., Bryce, F., Mes, J., Tryphonas, H., Hayward, S., Malcolm, S. (1999). Toxicological consequences of feeding PCB congeners to infant rhesus (*Macaca mulatta*) and cynomolgus (*Macaca fascicularis*) monkeys. Food Chem. Toxicol. 37: 153-167.

ATSDR (2000). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (Update). U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.

Balfanz, E., Fuchs, J., Kieper, H. (1993). Sampling and analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) in indoor air due to permanently elastic sealants. Chemosphere 26: 871-880.

Benthe, C., Heinzow, B., Jessen, H., Mohr, S., Rotard, W. (1992). Polychlorinated biphenyls. Indoor air contamination due to Thiokolrubber sealants in an office building. Chemosphere 25: 1481-1486.

Bernes, C. (1998). Persistent organic pollutions: A Swedish view of an international problem. Swedish Environmental Protection Agency. Monitor 16.

Björndal, H., Flodström, S., Jansson, B., Johansson, N., Jonsson, P., Lundgren, A., Svanberg, O., Östman M. (1996). POP stabila organiska miljögifter. Naturvårdsverkets rapport 4563, Solna.

Drinker C. K., Warren M. F., Bennet G. A. (1937) The Problem of Possible Systemic Effects from Certain Chlorinated Hydrocarbons. Source: Journal of Industrial Hygiene and Toxicology, Vol. 19, No. 7, (Paper presented at the Symposium on Certain Chlorinated Hydrocarbons, Harvard School of Public Health, June 30, 1937), pages 283-311.

EFSA (2005). 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. Adopted on 8 November 2005. The European Food Safety Authority, Parma. The EFSA Journal 2005; 284: 1-137.

EEA (2001). Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000, Environmental issue, Report No 22 Edited by: Harremoës, P., Gee, D., MacGarvin, M., Stirling, A., Keys, J., Wynne, B., Vaz, S. G. European Environment Agency, Copenhagen.

FSO (2000). Fugebranchens Samarbejds- og Oplysningsråd
Spørgeskemaundersøgelse om anvendelse af fugemasser med PCB.

Fødevarerdirektoratet (1999). Overvågningsrapporten 1994-1996 (Se www.fdir/publikationer/publikationer/publikationer/ovevaagningsrapport)

Gabrio, T., Piechotowski, I., Wallenhorst, T., Klett, M., Cott, L., Friebel, P., Link, B., Schwenk, M. (2000) PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. *Chemosphere* 40: 1055-1062.

Hamberg, A., Olsen, F. B. (1970). Vægkonstruktioner. DIAB Husbygning. Den private ingeniørfond. Danmarks Tekniske Højskole

Hammar, T. (1992). PCB i fogmassor. Länsstyrelsen i Kalmar Län informerar 1992:10.

Hansen, E., Grove, A. (1983). PCB/PCT-forurening - En udredning om forbrug, forurening og transportveje for PCB og PCT i Danmark. COWIconsult for Miljøstyrelsen, september 1983 (ikke publiceret).

IPCS (1993). Environmental Health Criteria 140. Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls (Second Edition). International Programme in Chemical Safety, World Health Organization, Geneva.

Jacobson, J. L., Jacobson, S.W., Humphrey H. E. B. (1990a). Effects of *in utero* exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children. *J. Pediatr.* 116: 38-45.

Jacobson, J. L., Jacobson, S. W., Humphrey H. E. B. (1990b). Effects of exposure to PCBs and related contaminants on growth and activity in children. *Neurotoxicol. Teratol.* 12: 319-326.

Jacobson, J. L., Jacobson, S., W. (1996). Intellectual impairment in children exposed to polychlorinated biphenyls *in utero*. *N. Engl. J. Med.* 335: 783-789.

Jensen, A. A., Slorach, S. A. Chemical Contaminants in Human Milk. Boca Raton: CRC Press, 1991.

Jensen, S., Johnels, A.G., Olsson, M., Otterlind, G. (1969). DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. *Nature* 224: 247.

Johansson N, Hanberg A, Wingfors H. (2003). PCB in building sealant is influencing PCB levels in blood of residents. *Organohalogen Compounds* 63: 381-384.

Kimbrough, R. D. (1987). Human health effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs). *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 27: 87-111.

Kohler, M., Tremp, J., Zennegg, M., Seiler, C., Minder-Kohler, S., Beck, M., Lienemann, P., Wegmann, L., Schmid, P. (2005). Joint Sealants: An Overlooked Diffuse Source of Polychlorinated Biphenyls in Buildings. *Environ. Sci. Technol.* 39: 1967-1973.

Krogh, H. 1999. Problematiske stoffer i byggevarer. SBI-meddelelse 122. Statens Byggeforskningsinstitut.

Københavns Kommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, Center for Miljø. Københavns Kommunes PCB vejledning. Fundet 28. oktober 2008 på <http://www.miljoe.kk.dk/byggeaffald/PCB>

Mayes, B. A., McConnell, E. E., Neal, B. H., Brunner, M. J., Hamilton, S. B., Sullivan, T. M., Peters, A. C., Ryan, M. J., Toft, J. D., Singer, A. W., Brown, J. F., Jr., Menton, R. G., and Moore, J. A. (1998). Comparative carcinogenicity in Sprague-Dawley rats of the polychlorinated biphenyl mixtures Aroclors 1016, 1242, 1254, and 1260. *Toxicol. Sci.* 41: 62-76.

Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 18 af 15. januar 1976 om begrænsninger i indførslen og anvendelsen af PCB og PCT.

Miljøstyrelsen (2004) Affaldsstatistik 2003. Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 14, 2004.

Miljøstyrelsen (2006a). Affaldsstatistik 2005. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6, 2006.

Miljøstyrelsen (2006b) Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5, 2006.

Miljøstyrelsen (2008). Affaldsstatistik 2006. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2008.

Maag, J. og Lassen, C. (2000). PCB i apparater i Danmark. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 15.

Nissen, H. (1984). Montagebyggeri. Polyteknisk Forlag.

Nørhede, P., Larsen, J. C. (2003). Evaluation of health hazards by exposure to PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs. Institut for Fødevarerikkerhed og Ernæring, Fødevarerdirektoratet. Baggrundsrapport udarbejdet for Miljøstyrelsen.

Rice, D. C. (1999). Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys. *Environ. Res.* 80: 113-121.

SCF (2000). Scientific Committee on Food. Opinion on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food (Adopted on 22 November 2000) http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out78_en.pdf

SCF (2001). Scientific Committee on Food. Opinion on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food (update based on the new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22 November 2000) (adopted by the SCF on 30 May 2001) http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf

Sundhedsstyrelsen (1999). Indhold af dioxiner, PCB, visse chlorholdige pesticider, kviksølv og selen i modernælk hos danske kvinder 1993-94. Sundhedsstyrelsen.

Trap, N., Lauritzen, E. K., Rydahl, T., Egebart, C., Krogh, H., Malmgren-Hansen, B., Høeg, P. Jakobsen, J. B. Lassen, C. (2006). Miljøprojekt nr. 1084, Problematisk stoffer i bygge- og anlægsaffald - kortlægning, prognose og bortskaffelsesmuligheder. Miljøstyrelsen.

Umweltbundesamt (1999). Stoffmonographie PCB - Referenzwerte für Blut. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Kommission "Human - Biomonitoring" des Umweltbundesamtes. 42: 511-21. Springer Verlag, Berlin..

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A. T. C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J. P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X.R, Liem A.K.D, Nolt C., Peterson R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenck, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F., Zacharewski, T. (1998). Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and for Wildlife. Environ. Health Perspect. 106: 775-792.

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Denison, L., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenck, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., Peterson, R.,E. (2006). The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol. Sci. 93: 223-241.

Videncenter for affald, 2008. Fundet 17. september 2008 på <http://www.affaldsinfo.dk/Kommuner/Kilder+typer+og+fraktioner/Affald+fra+bygge-+og+anl%c3%a6gsvirksomhed>.

WHO (2003). Polychlorinated biphenyls: human health aspects. Concise International Chemical Assessment Document 55. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>

Wilkins, K., Bøwadt, S., Larsen, K., Sporning, S. (2002). Detection of indoor PCB contamination by thermal desorption of dust. A rapid screening method? Environ Sci. Pollut. Res. Int. 9: 166-168.

Zweiner, G. (1994). Polychlorierte Biphenyle in Gebäude. Deutsches Architektblatt, Ausgabe Baden-Wuerttemberg 26: 786-789.

Resultater af kemisk analyse

1 Fugemasse

PCBere i fugemasse		Resultater i mikrogram per gram			
Lokalitet:	Bygning 1	Bygning 2	Bygning 3	Bygning 4	
inde/ude	Ude	Ude	Ude	ude	
	04-0628	04-0629	04-0633	04-0632	
CB-28	< 0,5	< 0,5	0,6	< 0,5	
CB-31	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5	
CB-44	< 0,5	< 0,5	1,2	< 0,5	
CB-49	< 0,5	< 0,5	1,0	< 0,5	
CB-52	< 0,5	0,8	1,3	< 0,5	
CB-99	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-101	< 0,5	1,2	0,6	< 0,5	
CB-105	< 0,5	0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-110	< 0,5	1,0	< 0,5	< 0,5	
CB-118	< 0,5	0,9	< 0,5	< 0,5	
CB-128	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-138	< 0,5	0,9	< 0,5	< 0,5	
CB-149	< 0,5	0,6	< 0,5	< 0,5	
CB-151	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-153	< 0,5	0,7	< 0,5	< 0,5	
CB-156	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-170	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-180	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-187	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-194	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
CB-209	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
HCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	
Genfinding					
CB-40	83%	84%	interf.	96%	
CB-198	86%	85%	85%	99%	
Prøvens vægt (g ww)	0,1066	0,1017	0,1054	0,1014	
Kørt ved fortynding	10	10	10	1	
Begrundelse	default	default	default	lave konc.	

PCBere i fugemasse				
Lokalitet:	Bygning 5		Bygning 5	
inde/ude	inde	inde	ude	ude
Prøve:	4-0630i-1	4-0630i-2	04-0630u-1	04-0630u-2
CB-28	<	0,5	<	0,5
CB-31	<	0,5	<	0,5
CB-44	<	0,5	<	0,5
CB-49	<	0,5	<	0,5
CB-52	<	0,5	<	0,5
CB-99		0,9	<	0,5
CB-101	<	0,5	<	0,5
CB-105		0,7	<	0,5
CB-110	<	0,5	<	0,5
CB-118		0,5	<	0,5
CB-128	<	0,5	<	0,5
CB-138	<	0,5	<	0,5
CB-149	<	0,5	<	0,5
CB-151	<	0,5	<	0,5
CB-153		0,7	<	0,5
CB-156	<	0,5	<	0,5
CB-170	<	0,5	<	0,5
CB-180	<	0,5	<	0,5
CB-187	<	0,5	<	0,5
CB-194	<	0,5	<	0,5
CB-209	<	0,5	<	0,5
HCB	<	0,5	<	0,5
Genfinding				
CB-40		intef.	95%	96%
CB-198		n.a.	98%	104%
Prøvens vægt (g ww)		0,0992	0,0998	0,0961
Kørt ved fortynding		400	1	1
Begrundelse		høj baggrund	lave konc.	lave konc.

PCBere i fugemasse				
Lokalitet:	Bygning 6		Bygning 7	
inde/ude	Inde		Ude	
	04-0635i	04-0635u	4-0634	
CB-28		556,9		22,8
CB-31		594,5		28,9
CB-44		355,3		5,8
CB-49		242,4		7,5
CB-52		340,4		9,9
CB-99		33,3		8,5
CB-101		80,1		0,5
CB-105		60,5		21,3
CB-110		63,0		3,3
CB-118		67,9		15,2
CB-128		10,0		16,5
CB-138		33,4		5,0
CB-149		23,2		8,2
CB-151		4,9	<	11,9
CB-153		27,1		7,4
CB-156		5,9	<	18,9
CB-170		4,7	<	11,0
CB-180		7,2		1,1
CB-187		4,6	<	5,5
CB-194		0,8	<	4,7
CB-209	<	0,5	<	5,1
HCB	<	0,5	<	0,2
Genfinding				
CB-40		interf.		interf.
CB-198		95%		85% interf.
Prøvens vægt (g ww)		0,1029		0,1030 0,1120
Kørt ved fortynding		400		10 400
Begrundelse		høj konc.		default høj baggrund

PCBere i fugemasse				
Lokalitet:	Bygning 8		Bygning 9	
inde/ude	Ude		Ude	
Prøve:	04-0631		04-0638	
			Bygning 9	
			Inde	
			04-0639	
CB-28	<	0,5	1,2	3,4
CB-31	<	0,5	1,6	5,2
CB-44	<	0,5	14,4	82,7
CB-49	<	0,5	6,8	38,5
CB-52	<	0,5	26,2	167,3
CB-99	<	0,5	20,2	114,2
CB-101	<	0,5	51,4	305,4
CB-105	<	0,5	31,8	163,3
CB-110	<	0,5	45,7	260,2
CB-118	<	0,5	49,1	250,0
CB-128	<	0,5	9,7	56,8
CB-138	<	0,5	32,7	194,6
CB-149	<	0,5	19,8	134,1
CB-151	<	0,5	3,4	23,2
CB-153	<	0,5	24,6	145,8
CB-156	<	0,5	4,6	25,7
CB-170	<	0,5	2,1	14,6
CB-180	<	0,5	3,1	20,1
CB-187	<	0,5	1,5	11,1
CB-194	<	0,5	< 0,5	0,9
CB-209	<	0,5	< 0,5	< 0,5
HCB	<	0,5	< 0,5	< 0,5
Genfinding				
CB-40		87%	interf.	interf.
CB-198		94%	95%	112%
Prøvens vægt (g ww)		0,1057	0,1046	0,1039
Kørt ved fortynding		1	100	400
Begrundelse		lave konc.	høj konc.	høj konc.

PCBere i fugemasse					
Lokalitet:	Bygning 10		Bygning 10		
inde/ude	Ude		Inde		
Prøve:	04-0636		4-0648		
				Bygning 10	
				Inde væg	
				04-0637	
CB-28	<	0,5		1,2	533,2
CB-31	<	0,5		1,8	825,0
CB-44	<	0,5		2,9	1545,3
CB-49	<	0,5		1,5	963,0
CB-52	<	0,5		1,4	1675,7
CB-99	<	0,5		4,0	454,4
CB-101	<	0,5	<	0,5	799,7
CB-105	<	0,5	<	0,5	675,7
CB-110	<	0,5		3,1	709,1
CB-118	<	0,5		9,8	680,3
CB-128	<	0,5		1,5	58,7
CB-138	<	0,5		3,9	222,3
CB-149	<	0,5		3,2	185,9
CB-151	<	0,5		4,9	46,6
CB-153	<	0,5		2,4	200,2
CB-156	<	0,5		0,7	32,9
CB-170	<	0,5		0,7	48,9
CB-180	<	0,5		1,0	98,4
CB-187	<	0,5		2,2	68,0
CB-194	<	0,5	<	0,5	16,7
CB-209	<	0,5	<	0,5	< 0,5
HCB	<	0,5	<	0,5	< 0,5
Genfinding					
CB-40		98%		intef.	interf.
CB-198		104%		intef.	interf.
Prøvens vægt (g ww)		0,1069		0,1110	0,1070
Kørt ved fortynding		1		400	400
Begrundelse		lave konc.		høj baggrund	høj konc.

2 Overfladestøv

PCBere og klorerede pesticider i husstøv										
Lokalitet:	Bygning 1		Bygning 2		Bygning 3		Bygning 4		Bygning 5	
Prøve:	04-0618		04-0619		04-0623		04-0622		04-0620	
CB-28		16	<	15		10	<	15	<	15
CB-31		17	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-44		12	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-49		9	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-52		16	<	30	<	20	<	30	<	30
CB-99		5	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-101		14		16		14		27	<	15
CB-105		4	<	30	<	20	<	30	<	30
CB-110		9	<	15	<	10		16	<	15
CB-118		8	<	15	<	10		17	<	15
CB-128		2	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-138		9	<	15		25		29	<	15
CB-149		6	<	15		21		30	<	15
CB-151		1	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-153		9	<	15		26		33	<	15
CB-156		1	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-170		2	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-180		6	<	15		14		17	<	15
CB-187		3	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-188		1	<	30	<	20	<	30	<	30
CB-194	<	1	<	15	<	10	<	15	<	15
CB-209	<	1	<	15	<	10	<	15	<	15
alfa-HCH	<	1	<	15	<	10	<	15	<	15
beta-HCH		2	<	15	<	10	<	15	<	15
gamma-HCH		9	<	30	<	20	<	30	<	30
HCB	<	1		0	<	10		1		3
o'p-DDE		6	<	15	<	10	<	15	<	15
o'p-DDT		95		201		18		16	<	15
p'p'-DDD		67		422	<	10	<	15	<	15
p'p'-DDE		86		100		15	<	15	<	15
p'p'-DDT		999		19033		68		76	<	15
TNC	<	1	<	15	<	10	<	15	<	15
Genfinding (CB-40)		85%		96%		91%		91%		89%
Prøvens vægt (g)		1,330		0,055		0,092		0,048		0,054

PCBere og klorerede pesticider i husstøv						resultater i	
ng/g							
Lokalitet:	Bygning 6	Bygning 7	Bygning 8	Bygning 9	Bygning 10		
Prøve:	04-0625	04-0624	04-0621	04-0627	04-0626		
CB-28	181	164	16	8	15		
CB-31	205	211	< 15	9	19		
CB-44	149	385	< 15	20	21		
CB-49	114	264	< 15	10	14		
CB-52	150	423	< 30	29	26		
CB-99	21	71	< 15	20	< 5		
CB-101	52	157	16	64	14		
CB-105	37	49	< 30	35	< 10		
CB-110	41	97	< 15	51	6		
CB-118	41	70	< 15	55	< 5		
CB-128	< 10	< 10	< 15	18	< 5		
CB-138	22	36	26	60	9		
CB-149	20	42	28	41	12		
CB-151	< 10	13	< 15	9	< 5		
CB-153	20	39	33	46	11		
CB-156	< 10	< 10	< 15	11	< 5		
CB-170	< 10	< 10	< 15	9	< 5		
CB-180	< 10	17	< 15	12	7		
CB-187	< 10	14	< 15	6	< 5		
CB-188	< 20	< 20	< 30	< 10	< 10		
CB-194	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
CB-209	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
alfa-HCH	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
beta-HCH	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
gamma-HCH	< 20	< 20	< 30	< 10	< 10		
HCB	< 10	< 10	0	< 5	< 5		
o'p-DDE	< 26	< 10	< 15	24	5		
o'p-DDT	< 10	14	< 15	6	< 5		
p'p'-DDD	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
p'p'-DDE	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
p'p'-DDT	17	47	17	42	9		
TNC	< 10	< 10	< 15	< 5	< 5		
Genfinding (CB-40)	85%	94%	94%	97%	94%		
Prøvens vægt (g)	0,115	0,103	0,058	0,191	0,241		

3 Indeluft

PCBere i luft		Resultater i nanogram per m ³			
Lokalitet:	Bygning 1		Bygning 2		
Prøve:	04-0640-1	04-0640-2	04-0641-1	04-0641-2	
CB-28		2,32	2,10	1,83	1,88
CB-31		2,66	2,36	2,07	2,19
CB-44		1,41	1,21	1,64	1,70
CB-49		1,04	< 1,00	1,38	1,16
CB-52		2,32	2,13	3,76	3,46
CB-99	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-101	<	1,00	< 1,00	1,19	1,14
CB-105	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-110	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-118	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-128	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-138	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-149	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-151	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-153	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-156	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-170	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-180	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-187	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-194	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-209	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
alfa-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
beta-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
gamma-HCH		1,09	1,04	< 1,00	< 1,00
HCB	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
o'p-DDT	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDD	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDE	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDT	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
TNC	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
Genfinding (CB-40)		100,03	99,63	96,25	100,962 921
Genfinding (CB-198)		95,22	94,58	96,45	98,69
Luftvolumen i m ³		1,440	1,440	1,440	1,440

PCBere i luft					
Lokalitet:	Bygning 3		Bygning 4		
Prøve:	04-0645-1	04-0645-2	04-0644-1	04-0644-2	
CB-28		1,47	1,07	< 1,00	< 1,00
CB-31		1,66	1,22	< 1,00	< 1,00
CB-44	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-49	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-52		1,02	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-99	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-101	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-105	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-110	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-118	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-128	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-138	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-149	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-151	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-153	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-156	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-170	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-180	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-187	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-194	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-209	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
alfa-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
beta-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
gamma-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
HCB	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
o'p-DDT	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDD	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDE	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDT	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
TNC	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
Genfinding (CB-40)		97,25	111,58	99,56	99,2571 344
Genfinding (CB-198)		98,87	106,14	93,57	97,98
Luftvolumen i m ³		1,455	1,455	1,440	1,440

PCBere i luft			
Lokalitet:	Bygning 5		
Prøve:	04-0642-1	04-0642-2	
CB-28	<	1,00	< 1,00
CB-31	<	1,00	< 1,00
CB-44	<	1,00	< 1,00
CB-49	<	1,00	< 1,00
CB-52	<	1,00	< 1,00
CB-99	<	1,00	< 1,00
CB-101	<	1,00	< 1,00
CB-105	<	1,00	< 1,00
CB-110	<	1,00	< 1,00
CB-118	<	1,00	< 1,00
CB-128	<	1,00	< 1,00
CB-138	<	1,00	< 1,00
CB-149	<	1,00	< 1,00
CB-151	<	1,00	< 1,00
CB-153	<	1,00	< 1,00
CB-156	<	1,00	< 1,00
CB-170	<	1,00	< 1,00
CB-180	<	1,00	< 1,00
CB-187	<	1,00	< 1,00
CB-194	<	1,00	< 1,00
CB-209	<	1,00	< 1,00
alfa-HCH	<	1,00	< 1,00
beta-HCH	<	1,00	< 1,00
gamma-HCH	<	1,00	< 1,00
HCB	<	1,00	< 1,00
o'p-DDT	<	1,00	< 1,00
p'p'-DDD	<	1,00	< 1,00
p'p'-DDE	<	1,00	< 1,00
p'p'-DDT	<	1,00	< 1,00
TNC	<	1,00	< 1,00
Genfinding (CB-40)		99,68	86,4981 265
Genfinding (CB-198)		91,33	85,39
Luftvolumen i m ³		1,425	1,425

PCBere i luft per m ³		Resultater i nanogram			
Lokalitet:	Bygning 6		Bygning 7		
Prøve:	04-0647-1	04-0647-2	04-0646-1	04-0646-2	
CB-28		111,71	426,74	17,20	17,77
CB-31		135,78	339,70	23,30	24,04
CB-44		29,12	107,52	17,60	18,64
CB-49		26,94	110,13	15,50	16,05
CB-52		38,54	131,26	24,92	26,37
CB-99	<	1,00	5,15	1,36	1,44
CB-101		2,35	13,89	2,67	2,82
CB-105	<	1,00	2,27	< 1,00	< 1,00
CB-110	<	1,00	6,11	1,18	1,26
CB-118	<	1,00	4,31	< 1,00	< 1,00
CB-128	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-138	<	1,00	1,55	< 1,00	< 1,00
CB-149	<	1,00	2,44	< 1,00	< 1,00
CB-151	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-153	<	1,00	1,77	< 1,00	< 1,00
CB-156	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-170	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-180	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-187	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-194	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
CB-209	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
alfa-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
beta-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
gamma-HCH	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
HCB		1,51	< 1,00	< 1,00	< 1,00
o'p-DDT	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDD	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDE	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
p'p'-DDT	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
TNC	<	1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
Genfinding (CB-40)		109,67	interferens	103,50	97,7944 537
Genfinding (CB-198)		94,77	92,84	92,61	91,92
Luftvolumen i m ³		1,455	1,455	1,455	1,455

PCBere i luft		Resultater i nanogram per m ³		
Lokalitet:	Bygning 8			
Prøve:	04-0643-1	04-0643-2		
CB-28	<	1,00	<	1,00
CB-31	<	1,00	<	1,00
CB-44	<	1,00	<	1,00
CB-49	<	1,00	<	1,00
CB-52	<	1,00	<	1,00
CB-99	<	1,00	<	1,00
CB-101	<	1,00	<	1,00
CB-105	<	1,00	<	1,00
CB-110	<	1,00	<	1,00
CB-118	<	1,00	<	1,00
CB-128	<	1,00	<	1,00
CB-138	<	1,00	<	1,00
CB-149	<	1,00	<	1,00
CB-151	<	1,00	<	1,00
CB-153	<	1,00	<	1,00
CB-156	<	1,00	<	1,00
CB-170	<	1,00	<	1,00
CB-180	<	1,00	<	1,00
CB-187	<	1,00	<	1,00
CB-194	<	1,00	<	1,00
CB-209	<	1,00	<	1,00
alfa-HCH	<	1,00	<	1,00
beta-HCH	<	1,00	<	1,00
gamma-HCH	<	1,00	<	1,00
HCB	<	1,00	<	1,00
o'p-DDT	<	1,00	<	1,00
p'p'-DDD	<	1,00	<	1,00
p'p'-DDE	<	1,00	<	1,00
p'p'-DDT	<	1,00	<	1,00
TNC	<	1,00	<	1,00
Genfinding (CB-40)		100,38		99,4553 453
Genfinding (CB-198)		96,99		91,51
Luftvolumen i m ³		1,440		1,440

PCBere i luft m ³		Resultater i nanogram per						
Lokalitet:	Bygning 10		Bygning 9					
Prøve:	04-0649-1	04-0649-2	04-0650-1	04-0650-2				
CB-28		12,63		12,94		2,49		1,59
CB-31		16,71		16,97		2,80		1,81
CB-44		8,14		8,33		1,61		1,67
CB-49		7,66		7,77		1,33		1,22
CB-52		13,79		14,33		2,75		3,63
CB-99	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-101		2,04		1,94		1,05		1,75
CB-105	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-110	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-118	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-128	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-138	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-149	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-151	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-153	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-156	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-170	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-180	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-187	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-194	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
CB-209	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
alfa-HCH	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
beta-HCH	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
gamma-HCH	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
HCB	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
o'p-DDT	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
p'p'-DDD	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
p'p'-DDE	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
p'p'-DDT	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
TNC	<	1,00	<	1,00	<	1,00	<	1,00
Genfinding (CB-40)		98,75		102,92		100,77		101,00
Genfinding (CB-198)		96,64		95,19		92,34		97,80
Luftvolumen i m ³		1,440		1,440		1,440		1,440

4 Jorden omkring bygningen

PCB i jord		Resultater i ng/g tørvægt					
Lokalitet	Bygning 1		Bygning 2		Bygning 3		
Prøve	04-0651-1	04-0651-2	04-0652-1	04-0652-2	04-0656-1	04-0656-2	
CB28	0,08	< 0,07	< 0,65	< 0,65	0,10	0,10	
CB31	0,07	< 0,06	< 0,64	< 0,64	< 0,16	< 0,16	
CB44	0,55	0,50	2,57	2,62	0,12	0,13	
CB49	0,37	0,35	2,49	2,73	0,13	0,13	
CB52	1,34	1,29	8,81	9,54	0,22	0,20	
CB99	2,05	2,06	6,67	7,66	0,17	0,17	
CB101	3,64	3,41	23,31	25,26	0,29	0,27	
CB105	2,25	2,23	10,81	11,93	0,26	0,22	
CB110	3,39	3,29	15,55	15,54	0,24	0,23	
CB118	3,31	2,98	15,98	15,67	0,30	0,28	
CB128	0,67	0,63	3,63	3,92	0,15	0,18	
CB138	3,31	3,22	32,00	31,43	0,69	0,72	
CB149	2,02	1,90	39,18	40,10	0,34	0,37	
CB151	0,43	0,41	15,82	15,75	0,09	0,12	
CB153	2,74	2,78	52,44	55,39	0,62	< 0,08	
CB156	0,24	0,24	2,10	2,07	0,11	< 0,08	
CB170	0,41	0,39	12,04	12,70	< 0,55	< 0,55	
CB180	0,94	1,07	51,93	48,95	0,32	0,34	
CB187	0,77	0,79	44,76	41,76	0,22	0,23	
CB188	< 0,05	< 0,05	< 0,50	< 0,50	< 0,06	< 0,06	
CB194	0,23	0,23	13,81	12,53	< 0,58	< 0,59	
CB209	< 0,08	< 0,08	< 5,97	< 5,98	< 0,09	< 0,09	
Tørstof i %	98,98	98,99	97,78	97,81	80,97	79,31	
Genfinding	110,12	103,22	100,35	100,82	110,33	107,97	
Prøvens vægt (g)	10,07	10,05	10,05	10,03	10,14	10,21	
sum7 PCB	15,35	14,74	184,47	186,24	2,54	1,99	
sum PCB	28,80	27,76	359,86	361,54	4,37	3,68	
n over ql	20	18	18	18	17	15	

PCB i jord tørvægt		Resultater i ng/g			
Lokalitet	Bygning 4		Bygning 5		
Prøve	04-0655-1	04-0655-2	04-0653-1	04-0653-2	
CB28	< 0,07	< 0,06	0,18	0,12	
CB31	< 0,13	< 0,13	0,21	0,16	
CB44	0,06	< 0,06	0,22	0,21	
CB49	< 0,06	< 0,06	0,16	0,14	
CB52	0,10	0,08	0,46	0,07	
CB99	0,07	0,07	0,65	0,61	
CB101	0,17	0,16	1,42	1,63	
CB105	0,14	0,12	1,40	1,31	
CB110	0,15	0,14	1,53	1,57	
CB118	0,17	0,16	1,99	1,90	
CB128	0,13	0,13	0,90	0,89	
CB138	0,75	0,72	4,57	5,07	
CB149	0,36	0,36	2,13	2,59	
CB151	0,10	0,11	0,58	0,71	
CB153	0,61	0,60	3,86	4,40	
CB156	0,09	0,07	0,57	0,64	
CB170	< 0,45	< 0,44	1,36	1,59	
CB180	0,32	0,35	2,28	2,69	
CB187	0,24	0,23	1,37	1,57	
CB188	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
CB194	< 0,48	< 0,47	< 0,48	< 0,48	
CB209	< 0,08	< 0,07	0,20	0,19	
Tørstof i %	98,10	98,21	98,54	98,57	
Genfinding	111,74	108,35	115,09	115,24	
Prøvens vægt (g)	10,14	10,37	10,01	10,05	
sum7 PCB	2,12	2,06	14,77	15,88	
sum PCB	3,46	3,29	26,07	28,06	
n over ql	15	14	20	20	

PCB i jord		Resultater i ng/g tørvægt			
Lokalitet	Bygning 6		Bygning 7		
Prøve	04-0658-1	04-0658-2	04-0657-1	04-0657-2	
CB28	6,42	6,81	0,15	0,13	
CB31	10,01	10,72	0,16	0,16	
CB44	5,97	5,97	0,86	0,83	
CB49	5,50	5,67	0,48	0,47	
CB52	7,73	8,12	1,13	1,22	
CB99	2,10	2,16	2,40	2,18	
CB101	5,71	5,89	5,60	6,20	
CB105	2,34	2,30	4,37	4,73	
CB110	5,19	5,33	5,44	6,14	
CB118	3,87	3,93	6,13	6,74	
CB128	2,10	2,17	2,41	2,69	
CB138	11,20	11,52	11,10	11,17	
CB149	7,33	7,36	6,85	6,94	
CB151	1,84	1,94	1,55	1,53	
CB153	9,29	9,75	9,11	8,95	
CB156	1,22	1,18	1,27	1,37	
CB170	3,43	3,48	2,31	1,98	
CB180	6,14	6,24	4,39	3,98	
CB187	4,55	4,78	2,97	2,45	
CB188	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
CB194	1,23	1,32	0,59	0,45	
CB209	0,11	0,12	< 0,07	< 0,08	
Tørstof i %	96,90	96,75	98,93	98,91	
Genfinding	136,98	134,87	102,58	98,03	
Prøvens vægt (g)	10,02	10,16	10,14	10,01	
sum7 PCB	50,36	52,26	37,60	38,38	
sum PCB	103,28	106,76	69,26	70,31	
n over ql	20	20	21	21	

PCB i jord tørvægt		Resultater i ng/g					
Lokalitet	Bygning 8		Bygning 9		Bygning 10		
Prøve	04-0654-1	04-0654-2	04-0660-1	04-0660-2	04-0659-1	04-0659-2	
CB28	< 0,07	< 0,07	19,86	2,14	0,18	0,23	
CB31	< 0,14	< 0,13	23,12	2,41	0,18	0,20	
CB44	0,08	0,06	27,83	12,31	0,18	0,28	
CB49	0,07	< 0,06	17,07	6,31	0,33	0,37	
CB52	0,11	0,10	31,65	16,51	0,36	0,48	
CB99	< 0,05	< 0,05	19,89	9,74	0,41	0,42	
CB101	0,14	0,26	38,00	18,91	0,66	0,81	
CB105	< 0,07	0,09	41,50	19,45	0,48	0,52	
CB110	0,19	0,20	39,24	21,53	0,49	0,56	
CB118	0,11	0,13	42,53	19,51	0,65	0,70	
CB128	0,12	0,17	5,66	4,89	0,27	0,28	
CB138	0,65	0,98	18,11	13,99	1,40	1,71	
CB149	0,38	0,63	8,25	5,96	0,63	0,89	
CB151	0,11	0,20	1,45	1,11	0,19	0,25	
CB153	0,47	0,80	10,91	8,12	1,16	1,36	
CB156	0,10	0,13	1,77	1,68	0,16	0,18	
CB170	< 0,47	< 0,46	< 4,45	< 4,46	< 0,46	0,47	
CB180	0,36	0,69	1,95	1,91	0,58	0,71	
CB187	0,25	0,45	< 1,33	< 1,34	0,42	0,49	
CB188	< 0,05	< 0,05	< 0,50	< 0,50	< 0,05	< 0,05	
CB194	< 0,50	< 0,49	< 4,72	< 4,74	< 0,49	< 0,49	
CB209	< 0,08	< 0,08	< 5,94	< 5,96	< 0,08	< 0,08	
Tørstof i %	94,86	94,73	95,87	96,47	97,87	97,72	
Genfinding	111,82	107,70			111,10	116,93	
Prøvens vægt (g)	10,01	10,34	10,10	10,06	10,02	10,05	
sum7 PCB	1,85	2,96	163,01	81,09	4,98	6,00	
sum PCB	3,15	4,90	348,79	166,48	8,74	10,91	
n over ql	14	14	17	17	18	19	

Sundhedsmæssig vurdering af polychlorerede biphenyler (PCB) fra byggematerialer

1 Indledning

Skønt fremstilling og anvendelse af PCB har været forbudt i næsten alle industrielle lande siden sidst i 1980'erne kan deres fortsatte udledning til miljøet ikke undgås, især på grund af utilstrækkelige bortskaffelsesmetoder, læk i transformere og hydrauliske systemer, som fortsat er i anvendelse, og , af særlig relevans for denne vurdering, som følge af PCB indholdet i tidligere anvendte byggematerialer. PCB cirkulerer globalt ved atmosfærisk transport og er derfor til stede i alle miljømedier. Når de først er frigivet til miljøet kan de individuelle PCB undergå bio- og foto-degradering, som resulterer i, at sammensætningen af de PCB blandinger, som findes i miljøet, er forskellige fra de oprindelige kommercielle tekniske produkter. Disse forandringer er endnu mere udtalte, når PCB blandingerne optages af pattedyr og mennesker. Mens de fleste lavere chlorinerede PCB congenere metaboliseres relativt hurtigt, så er de højere chlorinerede congenere meget stabile og bioakkumulerer op gennem fødekæderne.

Afhængigt af chlorindholdet og produktionsprocessen varierede sammensætningen af individuelle PCB congenere i de tekniske blandinger, som blev udbudt under handelsnavne såsom Aroclor, Clophen, Phenochlor, Kanechlor, Pyralene, Fenclor og Delor. Således har blandinger med det samme totale chlorindhold fra forskellige producenter (f.eks. Aroclor 1260 og Clophen A60) forskellig sammensætning. Selv om der teoretisk set eksisterer 209 forskellige PCB congenere, skønnes det, at de tekniske blandinger indeholder omkring 100-140 individuelle forbindelser.

Ved den sundhedsmæssige vurdering af PCB er det vigtigt at skelne mellem de dioxinlignende PCB og de ikke-dioxinlignende PCB. I denne vurdering defineres de dioxinlignende PCB, som de 12 non-ortho og mono-ortho substituerede "coplanare" PCB congener, som er blevet tildelt toksicitets-ækvivalent-faktorer (TEF værdier) af WHO (van den Berg et al., 1998) fordi de har samme toksikologiske egenskaber som de polychlorede dibenzo-p-dioxiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) ("dioxiner"). De ikke-dioxinlignende PCB udgør mængdemæssigt hovedparten af de tekniske produkter, mens de dioxinlignende PCB kun forekommer i lave koncentrationer. De tekniske produkter indeholder også andre chlorerede forbindelser som forureninger, såsom polychlorerede naphthalener (PCN) og polychlorerede dibenzofuraner (PCDF). Da de dioxinlignende PCB og PCDF er langt mere toksiske end de ikke-dioxinlignende PCB, har disse stoffer ofte været den primære årsag til mange af de effekter, som er beskrevet i forsøgsdyr og mennesker efter eksponering for PCB blandinger, selvom effekterne ofte kun beskrives som PCB effekter. De 12 dioxinlignende PCB indgår som en vigtig del af de nyeste internationale risikovurderinger af "dioxiner". Der er givet et kort sammendrag af forekomst, indtagelse og toksikologisk vurdering af dioxiner og dioxinlignende PCB i afsnit 5.1.

De PCB congenere, der ophobes i kroppen, findes langt overvejende i fedtvævet. Afhængigt af den enkelte congeners struktur varierer den biologiske halveringstid betydeligt. Mange PCB congenere er persistente i kroppen hos dyr og mennesker og bibeholder sine biologiske aktiviteter i lang tid efter at eksponeringen er stoppet. Mens halveringstiderne for forskellige lav-chlorede congenere i mennesker er rapporteret at være fra få dage og op til 6 år, så er eliminations-halveringstiderne for totalindholdet af højere chlorede PCB congenere (> 4 chloratomer) estimeret til 8-24 år (Wolff et al. 1992).

2 Forsøg på at estimere total-PCB koncentrationer

Med det formål at kunne sammenligne og foretage toksikologiske vurderinger af resultaterne fra kemiske analyser af PCB er der gjort mange forsøg på at estimere den totale PCB koncentration ud fra bestemmelse af individuelle congenere. Principielt er det muligt at bestemme alle 209 congenere ved gaskromatografisk analyse. Men da dette er uforholdsmæssigt tidsrøvende er forskellige andre metoder blevet foreslået.

Schulte and Malisch (1984) fandt, at summen af PCB 138, 153 og 180 i gennemsnit udgjorde 61% af den human kropsbelastning med PCB, og foreslog at multiplicere summen af deres koncentrationer i humane prøver med 1,64 for at estimere den totale PCB koncentration. Denne faktor på 1,64 bekræftes af resultaterne af de seneste analyser af PCB i modermælk, og må anses for at være rimeligt præcis at anvende ved estimering af menneskers totale kropsbelastning med PCB.

For fødevarer af animalsk oprindelse anses denne faktor på 1,64 for at være for usikker. Beck and Mathar (1985) foreslog at fokusere på analyse af de følgende 6 PCB congenere:

- PCB 28 (2,4,4' – trichlorobiphenyl)
- PCB 52 (2,2',5,5' – tetrachlorobiphenyl)
- PCB 101 (2,2',4,5,5' – pentachlorobiphenyl)
- PCB 138 (2,2',3,4,4',5' – hexachlorobiphenyl)
- PCB 153 (2,2',4,4',5,5' – hexachlorobiphenyl)
- PCB 180 (2,2',3,4,4',5,5' – heptachlorobiphenyl)

Den stenografiske nomenklatur refererer til det systematiske nummereringssystem foreslået af Ballschmiter og Zell i 1980 og modificeret af Ballschmiter et al. i 1987 og 1992. Dette system er nu generelt accepteret.

Disse 6 individuelle congenere (ofte betegnet "markør-PCB" eller "indikator-PCB") blev ikke udvalgt ud fra en toksikologisk synsvinkel, men blev anset for indikatorer for de forskellige PCB mønstre i de varierende typer af prøver, såsom dem hvor de tekniske blandinger var kilden til forurening, såvel som miljøprøver og humane prøver, hvor PCB mønstrene er signifikant påvirket af bio- og foto-degradering, metabolisme og bioakkumulation. I mange tilfælde medtages også PCB 118, som er en dioxinlignende PCB, som en syvende congener i gruppen af indikator-PCB. Hollandske undersøgelser har indikeret, at der opnås et rimeligt estimat af total-PCB indholdet i fedtholdige fødevarer ved at multiplicere summen af disse 6-7 PCB congenere med en faktor 2 (Liem and Thelen).

Situationen bliver mere kompliceret, når der ses på forskellige matricer med det formål at udrede kilder til forurening eller for at undersøge

eksponeringsveje for mennesker. For eksempel er det almindelig praksis ved analyse af indeluft at måle de førnævnte 6 indikator-PCB, adderede deres koncentrationer og multiplicere med en faktor på 5 for at estimere den totale PCB koncentration (VDI 1997). Afhængigt af chlorindholdet i den PCB-holdige fugemasse, som anses for den mest sandsynlige forureningskilde, kan resultaterne af luftmålinger i de respektive bygninger føre til enten under- eller overvurdering af den virkelige PCB koncentration. Dette er specielt vigtigt fordi luftprøver domineres af de mest flygtige lavere chlorerede PCB congenere 28 og 52 mens de mere stabile PCB 138, 153 og 180 er af mindre betydning på grund af deres mindre flygtighed. I modsætning hertil bioakkumuleres de sidstnævnte PCB i fødekæderne og er dominerende i humane prøver, mens PCB 28 og 52 normalt kun findes nær detektionsgrænsen.

3 Kilder til human eksponering for PCB

Mennesker eksponeres for PCB på 4 forskellige måder. (i) indtagelse af fødevarer; (ii) indtagelse af jord; (iii) absorption gennem huden; (iv) inhalation. Med undtagelse af specielle ulykkestilfælde og arbejdsmiljømæssige eksponeringer, så er fødevarer, specielt fisk og animalske produkter, den vigtigste eksponeringsvej for menneskers udsættelse for PCB. Det anslås, at fødevarerne bidrager med mere end 90% til menneskers kropsbelastning med PCB.

3.1 Fødevarer

Selvom der er en vis skepsis vedrørende analyseresultater fra undersøgelser tidligere end 1990'erne, er der set et klart og markant fald i PCB niveauerne i miljøet og fødekæderne på ca 90% gennem de sidste 2 årtier og som følge heraf også i menneskers indtagelse af PCB med fødevarer.

Den seneste og mest omfattende undersøgelse af PCB forekomsten i fødevarer og den deraf følgende indtagelse hos mennesker er en Hollandsk undersøgelse fra 2003 (Baars et al., 2004). Den estimerede gennemsnitlige daglige (livslange) indtagelse af de 7 indikator PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) blev estimeret til at være 5.6 ng per kg legemsvægt. 95-percentilen for PCB indtagelsen i befolkningen blev estimeret til 11.9 ng per kg legemsvægt og dag. Indtagelsen hos småbørn var højere per kg legemsvægt end hos voksne, op til 25 ng per kg legemsvægt per dag. Til sammenligning blev den gennemsnitlige daglige indtagelse i Holland af de 7 PCB'er i 1978, 1984/1985 og 1994 estimeret til henholdsvis 83 ng per kg legemsvægt i 1978 til 39 ng/kg legemsvægt i 1984/1985 og til 10 ng/kg legemsvægt i 1994. I disse undersøgelser blev i alt 29 PCB målt, og de 7 indikator PCB udgjorde henholdsvis 56, 53 og 50% heraf (Liem and Theelen).

PCB indtagelsen med fødevarer er også blevet estimeret i 3 undersøgelser i Tyskland i slutningen af 1990'erne med resultater, der er sammenlignelige med de Hollandske. Her blev forekomsten af PCB i fødevarer dog kun estimeret på grundlag af bestemmelse af 3 PCB congenere (138, 153, 180).

I Danmark blev den gennemsnitlige daglige indtagelse (1993-1997) hos voksne af PCB-sum (10 congenere: 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 170 og 180) og af total PCB estimeret til henholdsvis 2.2 og 4.0 µg/dag, og 95 percentilen til 3.6 and 6.0 µg/dag (FDIR 2000).

Samlet indikerer de seneste undersøgelser, at den gennemsnitlige indtagelse af de 7 indikator PCB hos voksne og småbørn nu sandsynligvis er i området 5 – 25 ng/kg legemsvægt og dag.

3.2 Indeluft

PCB congenere har generelt lave damptryk, men der er signifikante forskelle mellem de forskellige congenere. De højere chlorerede congenere har signifikant lavere damptryk end de lavere chlorerede congenere. Således er damptrykket for PCB 153 på 0.00012 Pa mens damptrykket for PCB 18, 28 og 66 er rapporteret til henholdsvis 0.14, 0.026 og 0.001 Pa (Hansen, 1999). Typisk udviser congener sammensætningen i luft forhøjede niveauer af de lavere chlorerede congenere som PCB 18, 28, 52, 66 og 74. Sådanne PCB sammensætninger vil primært findes i luft tæt ved kilder, hvor tekniske PCB blandinger kommer i direkte kontakt med luften. Sådanne eksponeringer er typiske for erhvervsmæssig udsættelse, men er også blevet fundet i bygninger, som indeholder PCB i fugematerialer og andre byggematerialer. I disse tilfælde kan der findes forhøjede niveauer af lavere chlorerede PCB i indeluften.

PCB blev anvendt i mange lande fra 1950erne op til de tidlige 1970ere i forskellige slags byggematerialer. Det mest betydende af disse var formentligt i fugemasser anvendt mellem cement blokke og omkring vinduer og døre, hovedsagelig på bygningens udvendige side. Andre anvendelser var i gulvmalinger, hovedsageligt til industriel anvendelse, som brandhæmmere i blandt andet akustiske plader og i lim i isolationsvinduer. PCB koncentrationerne i tilbageblevne fugemasser er i dag fundet til at være fra få procent til omkring 30%. I andre tilfælde skyldes fund af lavere koncentrationer formentligt kontaminering.

Man antog i lang tid at PCB ville forblive i fugemassen og bygningerne med mindre det blev fjernet fysisk. Senere undersøgelser har imidlertid vist, at PCB kan trænge ud fra bygningerne og påvises i indeluften (Balfanz et al., 1993; Benthe et al., 1992; Jansson et al., 1997; Zweiner, 1994).

Indendørs koncentrationerne af PCB i bygninger, som indeholder PCB holdige fugemasser eller andre typer byggematerialer, kan være adskillige størrelsesordener højere end i tilsvarende bygninger uden sådanne fugemasser. PCB niveauerne i bygninger, hvor der ikke har været anvendt PCB-holdige materialer, er generelt ikke forskellige fra udeluften i tilsvarende områder.

I flere tyske skoler er der fundet PCB niveauer over 10 µg/m³ (Ewers et al., 1998; Neisel et al., 1999; Gabrio et al., 2000). Det står klart, at eksponering til forhøjede niveauer af PCB i indeluften udgør en anderledes eksponering til PCB sammenlignet med den, der fås via kosten. De er også klart, at PCB i indeluften kun indeholder meget små mængder af dioxinlignende PCB.

4 Menneskers kropsbelastning med PCB

Menneskers kropsbelastning med PCB er blevet undersøgt i mange studier. Da nogle af de mest følsomme effekter af PCB er relateret til fostrets påvirkning under graviditeten og muligvis i ammeperioden anses de nyeste undersøgelser af modermælk som de mest relevante i forbindelse med en toksikologisk vurdering af PCB, da disse afspejler den nuværende kropsbelastning hos den gravide kvinde.

I 2001/2002 blev 58 poolede prøver af modermælk fra 18 Europæiske lande analyseret for både PCDD/PCDF og PCB i forbindelse med det tredje ”WHO human milk field study”. Der blev analyseret for følgende 37 PCB kongener:

non-ortho PCB:

37, 77, 81, 126, 169

mono-ortho-PCB:

28, 33, 55, 60, 66, 74, 105, 110, 114, 118, 122, 123, 124, 156, 157, 167, 189

di-ortho PCB:

18, 47, 52, 99, 101, 128, 138, 141, 153, 170, 180, 183, 187, 194, 206, 209

Middelværdi, median, minimum og maksimumværdier for 34 PCB er angivet i Tabel 4.1. PCB 55, 122, 123 og 124 kunne kun påvises lejlighedsvis i koncentrationer nær detektionsgrænsen og er ikke medtaget i tabellen. Niveauerne af non-ortho kongenerne er angivet som pg/g fedt, mens niveauerne af mono-ortho og di-ortho PCB er angivet som ng/g fat. Som det fremgår var den dominerende kongener i alle tilfælde PCB 153, efterfulgt af PCB 138 og PCB 180. Disse 3 di-ortho kongener udgør op mod 65% af PCB i modermælk.

Tabel 4.1. PCB i 58 poolede modermælksprøver fra 18 Europæiske lande (Resultater fra ”3. WHO human milk field study”, [Malisch and van Leeuwen, 2004](#))

PCB Congener	Middel	Median	Minimu	Maximu	Median
non-ortho	pg/g fedt				%
37	24.9	12.7	4.9	576.2	0.01
77	11.0	5.9	2.8	173.3	< 0.01
81	4.8	2.7	0.99	71.4	< 0.01
126	48.9	46.1	12.1	107.9	0.02
169	30.9	29.4	6.9	79.5	0.01
mono-ortho	ng/g fedt				%
28	4.6	2.2	0.90	92.1	0.87
33	0.11	0.06	< 0.02	0.80	0.02
60*	0.87	0.41	0.14	11.3	0.16
66	2.3	1.2	0.39	33.4	0.48
74	8.4	6.8	1.9	29.8	2.70

105	3.0	2.1	0.51	12.2	0.84
110	0.28	0.21	0.05	1.2	0.08
114	0.70	0.53	< 0.14	2.0	0.21
118	12.9	11.3	2.2	35.1	4.49
156	7.1	6.9	0.97	27.6	2.74
157	1.2	1.2	0.18	3.0	0.48
167	2.5	2.2	0.38	9.3	0.87
189	0.68	0.54	0.09	3.4	0.21
di-ortho					
	ng/g fedt				%
18	0.13	0.09	0.01	0.90	0.04
47	2.2	1.4	0.32	16.9	0.56
52	0.51	0.32	0.09	4.6	0.13
99	9.2	6.2	1.6	27.1	2.47
101	0.86	0.69	0.16	3.0	0.27
128	0.79	0.63	< 0.16	4.1	0.25
138	64.0	55.5	9.6	286.0	22.07
141	0.19	0.17	0.06	0.60	0.07
153	81.7	67.8	10.9	378.9	26.96
170	23.5	17.9	2.8	148.3	7.12
180	58.5	45.8	6.1	336.9	18.21
183	7.6	6.0	0.83	41.3	2.39
187	14.4	9.6	1.6	62.9	3.82
194	4.7	3.2	0.34	27.2	1.27
206	0.44	0.30	0.07	1.7	0.12
209	0.26	0.14	< 0.04	2.9	0.06
Σ 6 ind. PCBs**	210.1	175.7	29.1	1009.1	64.4
Σ 7 ind. PCBs***	223.0	186.2	31.3	1028.0	68.2
Σ 38 PCBs	313.3	273.0	45.1	1374.4	100.0
Σ	334.9	280.2	43.7	1643.0	102.6

60*: PCB 60 blev kun analyseret i 27 prøver

Σ 6 ind. PCBs**: sum af indikator PCB 28. 52. 101. 138. 153 og 180

Σ 7 ind. PCBs***: sum af indikator PCB 28. 52. 101. 118. 138. 153 og 180

4.1 Bidrag fra indeluft til PCB niveauer i blod

Indeluft kan i visse tilfælde bidrage signifikant til den generelle PCB eksponering, som overvejende stammer fra fødevarer. Det understøttes af resultater fra en Svensk undersøgelse, hvor blodprøver blev udtaget fra personer som boede i to områder med henholdsvis høje og lave PCB koncentrationer i bygningernes fugemasser (Johansson et al., 2001; 2003). Som eksempel er nogle af resultaterne opsummeret i Tabel 1. Niveauerne af PCB 28 i blodet var betydeligt højere i denne undersøgelse end i mange andre studier. Dette skyldes formentlig en relativt højere koncentration af denne congener i indeluften sammenholdt med det forhold, at personerne her opholdt sig i meget længere tid indendørs end i de tilsvarende tyske undersøgelser af skolelærere fra PCB forurenede skoler.

Tabel 4.1.1. Middel PCB koncentrationer af de seks indikator PCB og summen af 30 PCB congenere i blod fra personer boende i huse med og uden PCB-holdige fugemasser (Johansson *et al.*, 2001).

PCB congenerer	Middel concentration i blod (ng/g fedt)		P
	kontrol huse	"PCB huse"	
28	2.92	88.91	<0.001
52	0.441	3.802	<0.001
101	0.849	1.053	0.366
138	44.08	61.75	0.382
153	57.97	76.69	0.352
180	49.65	63.54	0.350
SUM PCB [30]	225.92	434.07	0.005

På trods af en stor inter-individual variation blev middelkoncentrationen fundet forhøjet for alle de PCB congenere som forekom i størst koncentration i blodet fra personer som havde boet i "PCB huse". Det kan bemærkes, at signifikant forskel mellem de to grupper ikke kun blev observeret for PCB 28, 74, 66 og 99 men også for sum-PCB baseret på 30 kvantificerede congenere.

Flere tyske undersøgelser har vist mindre udtalte forskelle i PCB niveauerne i blodet hos skolelærere, på trods af, at der har været målt meget højere PCB koncentrationer i skolernes indeluft. Ewers et al. (1998) kunne således ikke identificere nogle af de lav-chlorerede PCB i blodprøver fra skolelærere, men ligesom i den svenske undersøgelse blev der observeret svagt forøgede niveauer af PCB 153 og 138. På den anden side rapporterede Gabrio et al. (2000) om forhøjede niveauer af PCB 28 i blod fra skolelærere, men uden informationer om de andre lav-chlorerede congenere. Schwenk et al. (2002) har rapporteret resultater som er mere sammenlignelige med de svenske resultater, inkluderende en 8-fold forøgelse for PCB 28 og 2.3-fold for PCB 52 og 101 i blod fra skolelærere. Forskellen for de højere chlorerede congenere 138, 153 og 180 var mindre udtalt.

Samlet er konklusionen, at der kan være situationer hvor segmenter af befolkningen eksponeres for signifikant forhøjede niveauer af primært lavere-chlorerede, ikke-dioxinlignende PCB i indeluften. Da eksponeringen foregår indendørs, har den en kronisk karakter, når det drejer sig om boliger, hvor man opholder sig permanent. Selvom disse lavere-chlorerede PCB generelt bliver metaboliseret hurtigere end de højere-chlorerede PCB (inklusive de dioxinlignende PCB) vil den kontinuerede eksponering kunne vedligeholde en vis kropsbelastning på et forhøjet niveau.

5 Toksikologisk vurdering af PCB

Den toksikologiske vurdering af PCB eksponeringer kompliceres ved, at der er tale om blandinger af congenere med forskellige toksikologiske egenskaber, og at sammensætningen af de PCB blandinger, som mennesker udsættes for gennem forskellige medier, såsom fødevarer, arbejdsmiljø, indeluft og jordforurening, er vidt forskellige. Fra et toksikologisk synspunkt kan PCB inddeles i to grupper. Den ene gruppe består af 12 congenere, såkaldte non-ortho og mono-ortho substituerede "coplanare" PCB, som har samme toksikologiske egenskaber som de polychlorede dibenzo-p-dioxiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) ("dioxiner") og kaldes derfor dioxinlignende PCB. De resterende PCB har ikke dioxinlignende egenskaber og har andre toksikologiske profiler. Denne gruppe PCB kaldes i denne rapport for de ikke-dioxinlignende PCB.

De dioxinlignende PCB er for nyligt blevet vurderet sammen med PCDD og PCDF i internationale ekspertgrupper, såsom EU's Videnskabelige Komite for Fødevarer (SCF 2000; 2001) og FAO/WHO Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). En toksikologisk vurdering af dioxinerne og de dioxinlignende PCB er nyligt foretaget for Miljøstyrelsen i forbindelse med fastsættelse af jordkvalitetskriterier for PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB og er indeholdt i Nørhede og Larsen (2003).

Et andet vigtig forhold er, at med de PCB koncentrationer, der forekommer i stort set alle scenarier, så er de akutte doser uden toksikologiske konsekvenser, mens det er de koncentrationer, som ophobes i kroppen som følge af gentagne eksponeringer over lang tid, der kan udgøre en sundhedsmæssig risiko.

Gentagen peroral eksponering for kommercielle PCB blandinger har i forsøgsdyr givet effekter på lever, mavesæk, skjoldbruskkirtel, binyrer, hud og øjne, samt effekter på det bloddannende system, immunsystemet og nervesystemet. Endvidere er der påvist kræftfremkaldende effekter og effekter på reproduktionsevnen og på afkommets udvikling. Sådanne effekter ses også efter indtagelse af PCDD og PCDF, og det antages at indholdet af dioxinlignende PCB og PCDF i blandingerne har haft afgørende betydning for effekterne.

Informationer vedrørende de sundhedsskadelige effekter af PCB i mennesker stammer primært fra undersøgelser af folk i Japan (Yusho episoden) og Taiwan (Yu-Cheng episoden) eksponeret gennem indtagelse af risolie kontamineret med varme-degraderet Kanechlor. Problemet med at vurdere de ikke-dioxinlignende PCBs betydning for disse episoder er, at PCB i den opvarmede kontaminede risolie havde dannet kraftigt forøgede mængder af polychlorede dibenzofuraner (PCDF), der har dioxinlignende effekter, og som generelt anses for at være den primære årsag til de observerede effekter. I andre undersøgelser, hvor befolkningsgrupper har været eksponeret gennem miljøet, for eksempel ved højt konsum af PCB kontaminede fisk, vil eksponeringen ud over PCB også omfatte PCDD og PCDF. Samlet kan de effekter, der er set i

mennesker ikke tilskrives PCB alene, hvilket forringer deres anvendelighed i risikokarakteriseringen.

De toksikologiske effekter af peroral indtagelse af PCB er også undersøgt i en række dyreforsøg. De fleste undersøgelser er blevet foretaget med de kommercielle PCB blandinger produceret i USA (Aroclor), Japan (Kanechlor) og Tyskland (Clophen). Disse kommercielle PCB blandinger er forskellige med hensyn til procentandele af individuelle PCB congenere, produktionsmetoder, og niveau af forureninger (især PCDF). De fleste undersøgelser er foretaget i rotter, mens undersøgelser i aber indikerer, at denne dyreart er den mest følsomme over for effekterne af PCB. Visse effekter (effekter på mavesæk, hud, øjne, som er typiske dioxin effekter i aber) er kun set i aber. Aroclor 1254 er blevet anvendt i de fleste undersøgelser og sammenlignelige 2-år studier i rotter med Aroclor 1016, 1242, 1254, eller 1260 indikerer at Aroclor 1254 er den mest toksiske af disse PCB blandinger.

Ligesom for undersøgelserne i mennesker vanskeliggøres tolkningen af de ikke-dioxinlignende PCBs betydning i disse dyreforsøg ved, at de kommercielle PCB blandinger også indeholder dioxinlignende PCB og PCDF. Således er variationen i sammensætningen af congenere og mængden af urenheder blevet bestemt i to Aroclor 1254 lots (Kodavanti et al. 2001). Mængderne af non-ortho og mono-ortho PCBs var signifikant forskellige. Det samme gjaldt mængderne af PCN og PCDF, der dannes som uønskede biprodukter. Når disse data blev omsat til "dioxin" toksicitetsækvivalenter under anvendelse af TEF værdierne foreslået af WHO i 1997, sås det, at Aroclor 1254 (renhed > 99%) med lot nummer 6024 indeholdt 38,3 µg TEQ/g og Aroclor 1254 (renhed > 99%) med lot nummer 124-191 indeholdt 395,1 µg TEQ/g. Aroclor 1254 med lot nummer 6024 er af den type, som blev anvendt kommercielt i mange år, mens typen med lot nummer 124-191 blev fremstillet (1974 – 1976) med en ny metode kort før nye anvendelser ophørte, og udgør ca. 1% af den totale produktion af Aroclor 1254. Det er imidlertid denne type som primært har været anvendt til de toksikologiske undersøgelser gennem de seneste 30 år. Denne op til 10-fold forskel i TEQ indholdet mellem den kommercielt dominerende tekniske blanding og den blanding der er hyppigst testet, må tages i betragtning ved tolkningen af betydningen af de toksikologiske studier for vurdering af PCB, da hovedparten af effekterne der ses, formentlig skyldes de dioxinlignende aktiviteter.

Herudover er der foretaget undersøgelser af rekonstituerede PCB blandinger, der skulle simulere sammensætningen af PCB i modermælk (og hermed også humant fedtvæv) i aber (0.0075 mg/kg legemsvægt/dag fra fødsel og 20 uger frem) og rotter (i reproduktions og udviklingsundersøgelser). Disse blandinger har også indeholdt dioxinlignende PCB, som muligvis er af større betydning for effekterne end indholdet af de kvantitativt dominerende ikke-dioxinlignende PCB.

Oplysninger om individuelle PCB congenere er tilgængelige fra sammenlignelige 13 ugers fodringsforsøg i rotter med 4 dioxinlignende PCB congenere (77, 105, 118, 126) og 3 ikke-dioxinlignende congenere (28, 128, 153). Igen kan der være problemer med forureninger i disse "rene" PCB kongenere. Således vides teststoffet PCB 153 (den ikke-dioxinlignende PCB, der er ophobet i størst mængde i mennesker) at indeholde 2,3,7,8-PCDF, som formentlig er hovedårsagen til de effekter

der er set. Ligeledes vil PCB 118 (svagt dioxinlignende) kunne indeholde den mest potente dioxinlignende PCB 126 som en betydningsfuld forurening.

5.1 Dioxiner og dioxinlignende PCB

"Dioxiner" (polychlorerede dibenzo-para-dioxiner og – dibenzofuraner; PCDD og PCDF) er en gruppe af nærtbeslægtede chlorholdige stoffer, som dannes i små mængder ved forbrændingsprocesser (f.eks. affaldsforbrænding) og forskellige industrielle processer. De kan også forekomme som forurening i forskellige chlorholdige kemikalier. Dioxinerne forekommer overalt i miljøet.

Nogle af dioxinerne opkoncentreres i fødekæderne og forekommer i fedtholdige animalske produkter og fisk, og ophobes i menneskers fedtvæv. De væsentligste kilder til dioxiner i danskernes kost er fede fisk, mejeriprodukter og kød.

Visse PCB-forbindelser har samme toksiske effekter som dioxin. Eksponeringen for dioxin-lignende PCB medtages derfor, når den humane belastning med dioxin bliver vurderes. Kilderne til PCB er som tidligere nævnt andre end for dioxinerne, men når først PCB optræder som miljøforurening eller som forurening i foderstoffer, så følges de samme eksponeringsveje som for dioxinerne.

5.1.1 Toksikologiske egenskaber af dioxiner og dioxinlignende PCB

Den mest giftige og bedst undersøgte dioxin er 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). TCDD har et bredt spektrum af toksiske virkninger, hvor de mest kritiske i forsøgsdyr omfatter kræftfremkaldende effekt, påvirkning af immunforsvaret, nedsat reproduktionsevne og påvirkning af fostre og ungerens udvikling og adfærd. Endvidere påvirkes forskellige hormonsystemer. De 16 andre dioxiner og 12 dioxinlignende PCB er langt mindre grundigt undersøgt, men da de virker på samme måde som TCDD, blot med mindre og varierende styrke, har WHO fastsat TCDD toksicitetsækvivalensfaktorer (TEFs) for disse stoffer. Ved at multiplicere koncentrationerne af de enkelte dioxiner og dioxinlignende PCB med deres respektive TEF, kan bidraget til den samlede virkning beregnes som TCDD toksicitetsækvivalenter (WHO-TEQ).

Dioxiner med op til 6 chloratomer absorberes godt fra mave-tarmkanalen (50-90%) mens op-tagelse ved indånding anses for at være betydeligt mere begrænset. Biotilgængeligheden af PCDD og PCDF efter hudkontakt er sandsynligvis mindre end 1%. PCDD, PCDF og PCB metaboliseres meget langsomt og ophobes derfor i kroppen, hovedsageligt i fedtvæv og lever. For TCDD er halveringstiden i mennesker mellem 5,5 og 11 år.

De biokemiske og toksiske effekter af dioxiner og dioxinlignende PCB medieres gennem binding til et intracellulært protein, den såkaldte aryl hydrocarbon receptor (AhR). Som konsekvens af denne binding til AhR ses blandt andet en følsom, tidlig og specifik induktion af leverens mikrosomale mono-oxygenaser (cytokrom P450) hørende til CYP1 A familien. Denne type enzyminduktion kan for eksempel måles som forøget ethoxyresorufin deethylase aktivitet (EROD aktivitet). I modsætning til dioxinerne og de dioxinlignende PCB bindes de ikke-dioxinlignende PCB

ikke til AhR og inducerer ikke øget EROD aktivitet. De ikke-dioxinlignende PCB inducerer istedet CYP 2B1, 2B2 og 3A, uafhængigt af AhR.

Tabel 5.1.1. WHO toksicitetsækvivalensfaktorer (TEF) for dioxiner og dioxinlignende PCB (Van den Berg et al., 1998)

PCDD og PCDF	WHO TEF
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
OCDD	0.0001
2,3,7,8-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
OCDF	0.0001

PCB	WHO TEF
<i>Non-ortho PCBs</i>	
3,3',4,4'-CB (77)	0.0001
3,4,4',5-CB (81)	0.0001
3,3',4,4',5-CB (126)	0.1
3,3',4,4',5,5'-CB (169)	0.01
<i>Mono-ortho PCBs</i>	
2,3,3',4,4'-CB (105)	0.0001
2,3,4,4',5-CB (114)	0.0005
2,3',4,4',5-CB (118)	0.0001
2,3,4,4',5-CB (123)	0.0001
2,3,3',4,4',5-CB (156)	0.0005
2,3,3',4,4',5'-CB (157)	0.0005
2,3',4,4',5,5'-CB (167)	0.00001
2,3,3',4,4',5,5'-CB (189)	0.0001

Hudsygdommen chloracne er den bedst beskrevne effekt af dioxiner og dioxin-lignende PCB i mennesker efter industrielle ulykker eller forureningsepisoder. Andre beskrevne effekter er neurologiske symptomer, øget forekomst af hjerte-kar lidelser, øget risiko for sukkersyge, øget dødelighed af kroniske lever-skader, immunologiske forandringer, kronisk bronchitis og luftvejs infektioner, såvel som æn-dringer i niveauer af skjoldbruskkirtel-hormoner og kønshormoner. I børn født af mødre eksponeret for høje niveauer er der set forsinket fysisk udvikling og adfærdsforstyrrelser.

I forsøgsdyr er de mest følsomme effekter påvirkning af reproduktions-, nerve- og immun-systemernes udvikling i fostertilstanden. En enkeltdosis på 50 – 200 ng TCDD til hunrotter på dag 15 i drægtighedsperioden bevirker feminisering, nedsat sædkvalitet og nedsat immunforsvar hos det hanlige afkom.

PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB er negative i forskellige in vitro og in vivo testsystemer for gen-skadende (mutagen og genotoksisk) effekt. TCDD øger forekomst af tumorer, især levertumorer og tumorer i skjoldbruskkirtlen, hos mus og rotter. NOAEL for levertumorer i hunrotter er 1 ng/kg legemsvægt/dag. I epidemiologiske studier af mennesker udsat for dioxiner i arbejdsmiljøet er der rapporteret svagt øget dosisafhængig forekomst af kræft dog uden at specielle kræftformer dominerede.

I 2001 fastsatte EUs Videnskabelige Komité for Levnedsmidler (SCF) en ugentlig tolerabel indtagelse (TWI) for dioxin og dioxinlignende PCB på 14 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt. Vurderingen var baseret på undersøgelser af TCDD, men blev udvidet til at omfatte alle 17 chlorerede dioxiner/dibenzofuraner og 12 dioxinlignende PCB, som WHO har fastsat toksicitetsækvivalenter (TEF) for. De mest følsomme, kritiske effekter i forsøgsdyr var relateret til påvirkning af kønsorganernes udvikling hos hanrotter, hvis mødre var blevet doseret med TCDD i drægtighedsperioden. Mange undersøgelser har vist, at det ikke er den daglige indtagelse af små mængder dioxiner, der har betydning for toksiciteten, men den koncentration, der efter en vis tid opnås i kroppens målorganer (dette gælder generelt for de fleste stoffer, som opkoncentreres i kroppen). For dioxinerne er det vist, at den totale kropsbelastning (body burden) er det mest velegnede mål til at udtrykke "dosis" med. Kropsbelastningen i de rotte mødre, hvor ovennævnte følsomme effekter (LOAEL) blev set i det hanlige afkom, var mellem 40 og 100 ng TCDD/kg legemsvægt. I en enkelt undersøgelse sås et NOAEL ved kropsbelastning på 20 ng TCDD/kg legemsvægt. Det er relativt simpelt at beregne den daglige indtagelse af TCDD, der skal til for at opnå en tilsvarende kropsbelastning (i ligevægt - steady-state) hos mennesker, nemlig fra 20 pg/kg legemsvægt/dag til 50 pg/kg legemsvægt/dag i mere end 30 år for LOAEL og 10 pg/kg legemsvægt/dag for NOAEL (peroral biotilgængelighed for TCDD sat til 50%, halveringstiden for TCDD fastsat til 7½ år, og der kræves 4-5 halveringstider for at opnå steady-state). Ud fra disse overvejelser fastsatte SCF TWI til 14 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt/uge modsvarende en daglig indtagelse på 2 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt/dag. Ud fra de samme undersøgelser og overvejelser fastsatte FAO/WHO's ekspertgruppe JECFA i 2001 en tolerabel månedlig indtagelse på 70 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt.

5.1.2 Indtag af dioxin og dioxinlignende PCB.

Fed fisk (op til 10 pg TEQ/g produkt), mælk og mejeriprodukter (op til 3 pg TEQ/g fedt) og kød og kødprodukter (op til 3 pg TEQ/g fedt) er de fødevarer, der indeholder mest PCDD og PCDF. Indtagelsen af PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB med fødevarer skønnes at være omkring 2 pg TEQ/kg legemsvægt/dag i gennemsnit. Ammende spædbørn kan indtage op til 100 pg TEQ/kg legemsvægt/dag med modermælken. Da perioden, hvor børnene ammer, kun udgør en kort periode af menneskets livslængde, og dioxinkoncentrationerne i fedtvæv og målorganer ikke stiger

væsentligt på grund af barnets kraftige forøgelse i vægt og vævsfedt, anses dette ikke at udgøre en speciel risiko.

5.2 Toksikologiske effekter af PCB

5.2.1 Toxicokinetik

Mennesker og forsøgsdyr absorberer PCB fra mave-tarmkanalen efter peroral indtagelse. Absorption efter inhalation er mindre godt belyst, men antages at kunne finde sted. Molekylvægt og fedtopløselighed er de bestemmende faktorer for absorption fra mave-tarm kanalen. Congenere med 4-6 chlor atomer absorbers godt (90-50 %) mens hepta- og octa-chlorerede congenere absorbers i mindre omfang (Nørhede og Larsen 2003, WHO 2003, ATSDR 2000).

PCB fordeles først til lever og muskelvæv og translokeres derpå til fedtvævet. På grund af den høje fedtopløselighed og resistens imod biotransformation, især for de højere chlorerede PCB, akkumuleres stofferne i fedtvævet. (Nørhede og Larsen 2003, WHO 2003, ATSDR 2000).

PCB metaboliseres af de mikrosomale cytochrom P450 systemer til polære metabolitter som kan konjugeres med glucuronsyre og glutathion. Mange PCB udviser en høj resistens mod metabolisme. De PCB, der metaboliseres lettest, har to sidestillede usubstituerede kulstofatomer i yderstillingerne (3,4 eller 4,5). Disse positioner oxideres af cytochrome P450 systemet. Den vigtigste udskillelsesvej for især de højere chlorerede, uomdannede PCB er med galde til fæces og for lavere chlorerede PCB og metabolitterne med urinen. PCB kan passere placenta i gravide dyr og mennesker og udskilles med modermælk (Nørhede og Larsen 2003, WHO 2003, ATSDR 2000).

Estimer af eliminations halveringstiderne for PCB i mennesker, baseret på gentagne målinger af kropsbelastningen, er rapporteret at variere fra 0,02 år til uendeligt for individuelle congenere. Ifølge ATSDR må halveringstider på mellem 2,5 og 5 år anses for at være de bedste estimater (ATSDR 2000), mens andre estimater angiver længere halveringstider for de højere chlorerede PCB (Wolff et al., 1992). Halveringstider for dioxiner og nogle af de dioxinlignende PCB angives af SCF (2000) til at være 5 – 11 år (7½ år for 2,3,7,8-TCDD).

5.2.2 Toksikologiske effekter af kommercielle PCB blandinger

Akut toksicitet

Den akutte toksicitet af PCB i forsøgsdyr varierer for de forskellige kommercielle blandinger, men er generelt lav med LD50 værdier mellem 1010 and 4250 mg/kg legemsvægt i rotter (WHO 2003, ATSDR 2000).

Subkronisk toksicitet i mennesker

Informationer vedrørende de sundhedsskadelige effekter af PCB i mennesker stammer primært fra undersøgelser af folk i Japan (Yusho episoden) og Taiwan (Yu-Cheng episoden) eksponeret gennem indtagelse af ris olie kontamineret med varme-degraderet Kanechlor og fra

folk eksponeret gennem indtagelse af højt kontaminerede fisk. Ultrastrukturelle forandringer indikativ for mikrosomal enzyminduktion sås i leveren hos Yusho patienter. Øget serum kolesterol, men ikke triglycerider, er rapporteret for konsumenter af forurenede fisk, mens øget serum triglycerid, men ikke kolesterol, er rapporteret for Yusho og Yu-Cheng patienter. Lever porphyri blev almindeligt konstateret hos personer i Yu-Cheng episoden, men forekom ikke så ofte hos Yusho patienter. Epidemiologiske undersøgelser har antydnet en sammenhæng mellem PCB eksponering og forandringer i skjoldbruskkirtlen hos mennesker; blandt Yu-Cheng patienterne er der således set en øget forekomst af struma. Chloracne og andre hudforandringer, såvel som synsforstyrrelser er blevet rapporteret hos individer under Yusho og Yu-Cheng episoderne. Effekter på hud og øjne er ikke set i personer med højt konsum af kontamineret fisk. Immunologiske forandringer, som er rapporteret i forbindelse med indtagelsen af kontamineret risolie i Yusho and Yu-Cheng episoderne, indtagelse af kontaminerede fisk, og i forbindelse med generel miljøeksponering, omfatter øget følsomhed for luftvejsinfektioner hos voksne og deres børn, og forekomst af mellemørebetændelse hos børn født af højt eksponerede mødre, nedsat total serum IgA og IgM antistof niveauer, og/eller forandringer i T-lymphocyt underklasser. Forandringer i de sensoriske og motoriske nerver er blevet observeret hos højt eksponerede Yusho og Yu-Cheng patienter. Der er dog ingen evidens for at PCB har neurotoksiske effekter hos voksne i de niveauer, som almindeligvis forekommer i omgivelserne (ATSDR 2000).

Subkronisk og kronisk toksicitet af kommercielle PCB blandinger Hovedparten af de toksikologiske undersøgelser af PCB er foretaget i forsøgsdyr eksponeret for kommercielle PCB blandinger i foderet. De fleste forsøg har været sub-akutte eller sub-kroniske studier mens der foreligger relativt få langtidsundersøgelser for kroniske og kræftfremkaldende effekter efter peroral indtagelse. Aroclor 1254 er blevet anvendt i de fleste undersøgelser.

Effekter på leveren

Lvertoksicitet efter PCB eksponering er veldokumenteret i forsøgsdyr eksponeret for kommercielle blandinger eller individuelle congenere. De PCB-inducerede levereffekter, som til en vis grad forekommer at være reversible, omfatter mikrosomal enzyminduktion (EROD), øget serum niveauer af lever relaterede enzymer og lipider, leverforstørrelse, ændret porphyrin og vitamin A metabolisme, og histopathologiske forandringer, som efter højere doser eller længerevarende eksponeringer kan videreudvikles til non-neoplastic degenerative forandringer og/eller tumorer (se sektion 5.2.4).

Induktion af de mikrosomale enzymer (EROD) er den mest følsomme effekt i rotter og er set efter daglig peroral administration af Aroclor 1242, 1248, 1254, eller 1260 i 4 uger med dosisniveauer fra 0.03 mg/kg legemsvægt/dag (den laveste dosis testet). Øget udskillelse af coprophorin, øget levervægt og lipid ophobning i leveren er set i rotter fodret med 0.25 mg Aroclor 1242 /kg legemsvægt/dag i 2-6 måneder.

I nyere 2-års fodringsforsøg i rotter sås levereffekter (hepatocellulær hypertrofi og vacuolisering) efter daglig administration af Aroclor 1016, 1242, 1254, eller 1260 svarende til dosisniveauer på 1-2 mg/kg legemsvægt/dag. Øget serum kolesterol blev set i hun rotter eksponeret

for Aroclor 1242, 1254 og 1260 fra 1,4-5,7 mg/kg legemsvægt/dag. Levereffekterne var sædvanligvis mere alvorlige i hunrotterne end i hanrotterne og udviste følgende toksicitets mønster: Aroclor 1254 > 1260 > 1242 > 1016.

Da EROD induktion er specifik for PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB anses hovedparten af effekterne i rotter at skyldes en dioxinlignende virkning.

I Rhesus aber er der set effekter på leveren (leverforstørrelse, fedtophobning, levernekrose og forandringer i galdegangene) efter 12-28 måneders fodring med 0,2 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag. Øget levervægt og serum triglycerider, og nedsat serum bilirubin og kolesterol er set i Rhesus aber som indtog 0,08 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag i 72 måneder; der sås ingen effekter med doser på op til 0,04 mg/kg legemsvægt/dag. I en anden undersøgelse, hvor aberne blev doseret med Aroclor 1254 i 37 måneder sås nedsat plasma kolesterol med doser fra 0,04 mg/kg legemsvægt/dag og øget plasma triglycerid fra 0,005 mg/kg legemsvægt/dag.

LOAEL for lever effekter af de kommercielle PCB blandinger var 0,08 mg/kg legemsvægt/dag for Aroclor 1254 i aber efter 72 måneders indtagelse med foderet. Den kritiske effekt var øget levervægt.

Effekter på mave-tarm kanalen

Administration af PCB 1248 med foderet til Rhesus aber i dosis-niveauer fra 1,3 mg/kg legemsvægt/dag eller Aroclor 1242 fra 0,12 mg/kg legemsvægt/dag i 2 måneder har medført gastritis med hypertrofi og hyperplasi af tarm mucosa, som udviklede sig til sårdannelse og blødninger i tarmvæggen. Effekter på tarmepithel er også iagttaget i Cynomolgus aber, der fik 0,2 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag med foderet i 12-13 måneder og i Rhesus aber behandlet på samme måde i 28 måneder, men ikke i Rhesus aber som fik 0,08 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag i 72 måneder.

NOAEL for de kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1252) for effekter på mave-tarm kanalen hos aber var 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 72 måneder. Den observerede effekt på mave-tarm epitelet i aber er specifik for dioxiner, og derfor ikke relevant for de ikke-dioxinlignende PCB.

Effekter på skjoldbruskkirtlen (thyroidea)

Forskellige effekter på thyroidea og relaterede hormonsystemer er set i forsøgsdyr. Effekterne på thyroideahormonerne omfatter nedsat produktion og serum niveauer, interferens med transport af hormoner og øget metabolisk nedbrydning. Effekterne på selve thyroidea omfatter hyperplasi, hypertrofi og øget vakuolisering af follikelcellerne, nedsat størrelse af follikelceller og forstørrelse af thyroidea.

I rotter sås nedsat serum koncentration af thyroidea hormonerne T4 og T3 efter indtagelse af 0,09 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag (laveste dosisniveau testet) med foderet igennem 5 måneder. Histologiske forandringer er set i rotter efter 0,25 mg Aroclor 1254 /kg legemsvægt/dag i foderet i 5 uger, men ikke efter 0,025 mg/kg legemsvægt/dag.

I Rhesus aber blev der ikke set effekter på thyroidea og hormonerne efter eksponering for Aroclor 1254 i dosisniveauer på op til 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i op til 72 måneder. I en enkelt undersøgelse i Rhesus aber blev der set forstørret thyroidea og histologiske forandringer efter indtagelse af 0,2 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag i 28 måneder, mens der i en anden undersøgelse med Cynomolgus aber, som blev doseret på tilsvarende måde, ikke blev set effekter på thyroidea.

Samlet er NOAEL for de kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1254) for effekter på skjoldbruskkirtlen hos aber på 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 72 måneder.

Effekter på binyrerne

I rotter er der konstateret ændringer i niveauerne af binyrebarkhormoner efter daglig indtagelse med foderet af 0,1 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag i 15 uger, men ikke efter 0,05 mg/kg legemsvægt/dag igennem 5 måneder. Der er ikke set histologiske forandringer i binyrerne hos rotter som har indtaget op til 25 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag med foderet i 15 uger.

I aber er der ikke set effekter på binyrerne af Aroclor 1254 i foder med doser op til 0,2 mg/kg legemsvægt/dag i 12 måneder, eller op til 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 72 måneder. Effekt på serum hormon niveauerne er heller ikke set efter doser op til 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i op til 22 måneder.

NOAEL for effekter på niveauet af binyrebarkhormon i serum var 0,08 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag til aber i 72 måneder. NOAEL var 0,05 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag til rotter i 5 måneder, mens LOAEL var 0,1 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag til rotter i 15 uger.

Effekter på hud og øjne

Hudeffekter, som inkluderer ødemer i ansigtet, acne, folliculitis og alopecia, og effekter på øjnene, som omfatter opsvulmen og rødmen af øjenlåg samt udfåd, er set i aber eksponeret for 0,1 mg Aroclor 1248/kg legemsvægt/dag eller 0,12 mg Aroclor 1242/kg legemsvægt/dag i 2 måneder. Kronisk indtagelse hos aber med foderet af 0,1 mg Aroclor 1248/kg legemsvægt/dag i 12 måneder, eller 0,2 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag i 12-28 måneder resulterede i progressive effekter på hud og øjne. Effekterne omfattede faciale ødemer, acne, tab af fingernegle, udfåd fra øjne og inflammation af tårekanal, og hyperplasi og nekrose i ganen i varierende sværhedsgrad. Forandringer i finger- og tånegle er observeret i aber efter indtagelse af Aroclor 1254 i doser på 0,005 mg/kg legemsvægt/dag i 37 måneder eller 0,04 mg/kg legemsvægt/dag i 72 måneder.

LOAEL for effekter af kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1254) på hud og øjne er 0,005 mg/kg legemsvægt/dag til aber i 35 måneder. Effekterne på hud og øjne er kun set i aber (og mennesker) og er specifikke for dioxiner og dioxin-lignende PCB. De har derfor ikke relevans for vurderingen af de ikke-dioxinlignende PCB.

Hæmatologiske effekter

Antal røde blodlegemer og hæmoglobin koncentrationen var reduceret hos hun-rotter, som fik Aroclor 1016 eller 1260 med foderet i 24 måneder i

doser fra henholdsvis 2,7 eller 1,4 mg/kg legemsvægt/dag. Hæmatologiske effekter blev ikke set i hun-rotter behandlet på same måde med Aroclor 1242 i doser fra 5,7 mg/kg legemsvægt/dag eller Aroclor 1254 i doser fra 6,1 mg/kg legemsvægt/dag. I han-rotter er der ikke set hæmatologiske effekter efter eksponering for Aroclor 1016, 1242, 1254, eller 1260 i dosis niveauer fra 8,0, 5,7, 8,1, eller 4,1 mg/kg legemsvægt/dag.

Anæmi, manifesteret ved nedsat hæmoglobin indhold og hæmatocrit og hypocellularitet af erythrocyter og forstadier til blodceller i knoglemarven, er observeret i aber behandlet med Aroclor 1248 eller 1254 i dosis niveauer fra 4 mg/kg legemsvægt/dag i 2 måneder, eller fra 0,2 mg/kg legemsvægt/dag i 12-28 måneder. I een undersøgelse sås hæmatologiske forandringer som tydede på anæmia i aber behandlet med 0,08 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag i 37 måneder, mens der i en anden undersøgelse ikke sås effekter på hæmatologiske parametre hos aber, som indtog Aroclor 1254 i doser fra 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 72 måneder.

NOAEL for hæmatologiske effekter af kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1254) var 0,08 mg/kg legemsvægt/dag til aber i 72 måneder, mens LOAEL var 0,2 mg/kg legemsvægt/dag i 12-28 måneder.

Effekter på immunsystemet

Immunotoksiciteten af kommercielle PCB blandinger er velkendt. Morfologiske og funktionelle ændringer af immunsystemet er set i mus, rotter, marsvin, kaniner og aber og omfatter atrofi af thymus og milt, nedsat antistofproduktion rettet mod fremmede antigener, øget følsomhed for infektioner med virus og andre mikroorganismer, nedsat hudreaktion mod tuberculin og øget proliferation af lymfocytter i milten som respons på mitogen-stimulering. De tilgængelige data indikerer at aber er mere følsomme for PCB end de andre dyrearter. Nedsat respons af IgM og IgG antistoffer overfor røde blodlegemer fra får (SRBC) er den parameter, der oftest er fundet påvirket af PCB i aber.

I nyere 2-års perorale toksikologiske undersøgelser i rotter blev der ikke fundet ændringer i antallet af hvide blodlegemer eller histologiske forandringer i thymus, milt og lymfeknuder efter indtagelse af foder indeholdende Aroclor 1016, 1242, 1254, eller 1260 i dosisniveauer op til 4-8 og 6-11 mg/kg legemsvægt/dag i henholdsvis hanner og hunner.

I aber er der observeret nedsat antistof-respons over for SRBC, øget følsomhed for bakterielle infektioner, og/eller histopathologiske forandringer i thymus, milt og lymfeknuder efter indtagelse af Aroclor 1248 og 1254 i dosisniveauer fra 0,1 to 0,3 mg/kg legemsvægt/dag i fra 238-267 dage og op til 28 måneder. I den mest omfattende undersøgelse, hvor Rhesus aber blev givet Aroclor 1254 oralt i kapsler, blev der påvist significant dosis-relateret fald i IgM og IgG antistofreaktion over for SRBC ved dosis niveauer fra 0,005 mg/kg legemsvægt/dag (den laveste undersøgte dosis) efter 23 måneder. Ændringer i T-lymphocyt sammensætning blev set efter 0,08 mg/kg legemsvægt/dag.

LOAEL for kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1254) for effekter på immunsystemet var 0,005 mg/kg legemsvægt/dag. Effekterne på immunsystemet anses langt overvejende for at være dioxinlignende effekter og er derfor af mindre relevans for de ikke-dioxinlignende PCB.

Effekter på nervesystemet

Adfærdsmæssige forandringer (effekt på motorik og effekter på højere cognitive funktioner, f.eks. indlæring, hukommelse og opmærksomhed) er set i rotter og aber efter både pre- og/eller postnatal eksponering for kommercielle blandinger, veldefinerede blandinger, enkelte congenere og forurenede fisk. Både dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB har givet adfærdsmæssige forandringer i forsøgsdyr.

Ændringer i niveauerne af neurotransmittere, hyppigst i form af nedsat dopamin koncentration i forskellige hjerneområder er set i aber, rotter og mus. Nedsat dopamin er set i voksne rotter efter indtagelse af Aroclor 1254 i dosis niveauer fra 39 mg/kg legemsvægt/dag i 30 dage, og i aber efter Aroclor 1016 eller 1260 i dosis niveauer fra 0,8 mg/kg legemsvægt/dag i 20 uger.

LOEL for kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1016 og 1260) på niveauer af neurotransmittere i hjernen var 0,8 mg/kg legemsvægt/dag til aber i 20 uger.

5.2.3 Genotoksicitet

PCB er blevet undersøgt for genotoksiske effekter i en lang række in vitro og in vivo testsystemer (ATSDR 2000). Aroclor 1260 gav ikke DNA addukter i rottelever. Aroclor 1242 og 1254 inducerede ikke kromosom forandringer i knoglemarvsceller eller sædceller fra rotter og mus efter enkelte eller gentagne doseringer. Dominant letale mutationer blev heller ikke påvist i han-rotter behandlet med Aroclor 1242 eller 1254. En enkelt undersøgelse i rotter med en enkelt dosis af Aroclor 1254 viste tegn på DNA skader i leveren 4-12 timer efter indgift, men skader kunne ikke påvises efter 48 timer (ATSDR 2000, IARC 1987).

Aroclor 1254 var ikke mutagen i bakterier (*Salmonella typhimurium*) med eller uden metabolisk aktivering og Aroclor 1242 eller Clophen A60 inducerede ikke gen-mutationer i V79 celler fra kinesiske hamstre. Aroclor 1254 har induceret kromosom forandringer i et enkelt studie med humane lymfocytter, men ikke i andre studier. UDS (unscheduled DNA synthesis) er også påvist i et enkelt studie med rotte lever celler (ATSDR 2000, IARC 1987).

Den samlede konklusion er at PCB generelt har været inaktive i in vitro og in vivo test for genotoksicitet. Data fra dyreforsøg indikerer imidlertid, at de kommercielle PCB blandinger kan inducere tumorer i lever og thyroidea hos mus og rotter. Da PCB, især de lavere chlorerede PCB, kan metaboliseres af Cytokrom P450 systemerne med dannelse af reaktive intermediater, såsom aren-epoxider og quinoner, til følge, kan en cancer-initierende effekt teoretisk set ikke afvises. Der er imidlertid ingen direkte evidens for en sådan mekanisme.

5.2.4 Kræftfremkaldende effekt

Den kræftfremkaldende effekt af PCB i mennesker er undersøgt i retrospektive mortalitets studier i arbejdere og i case-control undersøgelser af miljøeksponering ved at undersøge association mellem serum eller fedtvævs koncentrationer og forekomst af kræft. Nogle af

mortalitetsstudierne antyder, at arbejdsmiljømæssig udsættelse for PCB kan være associeret med øget risiko for kræft i forskellige væv, især lever, galdeveje, mavetarmkanal og hud. Der er ikke fundet nogen klar sammenhæng til kræft i andre væv, som f.eks. bryst, hjerne, blod og lymfesystem.

En lang række case-control studier har undersøgt den mulige sammenhæng mellem brystkræft og koncentrationen af PCB i brystvæv eller blod i den almindelige befolkning. I nogle, men langt fra alle, undersøgelser er der fundet forhøjet PCB koncentration i brystvæv hos kvinder med brystkræft. Ingen af undersøgelseerne som har været baseret på koncentrationer af PCB i blodet har vist nogen sammenhæng til brystkræft. Ingen af de prospektive studier har fundet at PCB var associeret med brystkræft.

En række perorale cancer studier er udført i dyreforsøg med kommercielle PCB blandinger. Den mest omfattende undersøgelse, publiceret i 1998, sammenlignede de fire mest anvendte kommercielle Aroclor blandinger (1016, 1242, 1254 og 1260), som blev indgivet med foderet til rotter i dosisniveauer på henholdsvis 2.0-11.2 (1016), 2.0-5.7 (1242), 1.0-6.1 (1254), eller 1.0-5.8 (1260) mg/kg legemsvægt/dag i 24 måneder. Øget tumourforekomst blev fundet i lever og thyreodea, men der sås nedsat forekomst af brysttumorer. Effekten i leveren sås primært i hunrotter, ikke i hannerne. Responset øgedes med dosis og potensen var Aroclor 1254 > Aroclor 1260 > Aroclor 1242 > Aroclor 1016 (Mayes et al., 1998).

Tidligere langtidsstudier i rotter havde også fundet, at kommercielle blandinger med 60% chlorindhold (Aroclor 1260 and Clophen A60) inducerede levertumorer primært i hunrotter. Med kommercielle blandinger indeholdende mindre end 60% chlor var levertumorer rapporteret i langtidsforsøg med Aroclor 1254 og Clophen A30.

Peroral indgift af kommercielle PCB blandinger eller enkelt congenere kan promotere preneoplastiske forandringer og tumorer i lever og lunger hos rotter og mus, der forudgående har været behandlet med et initierende carcinogen. Tumor promotere er stoffer som kan føre til udvikling af kræft uden selv at besidde relevante genotoksiske egenskaber. Stoffernes virkning er afhængig af, at der allerede er initierede celler til stede, der har kritiske genetiske skader, som gør cellen følsom over for tumorpromotorerne. Sådanne initierede celler dannes og destrueres til stadighed i organismen og ved tilstedeværelse af en promotor, kan cellen overleve og udvikle sig til pre-neoplastiske celler. Prototypen på en tumorpromotor er 2,3,7,8-TCDD. Der er general enighed om, at der findes en tærskelværdi for effekten af tumorpromotorer under hvilken der ikke foreligger risiko for udvikling af tumorer.

Samlet indikerer de foreliggende data, at dioxiner og dioxinlignende PCB er tumorpromotorer. Nogle ikke-dioxinlignende PCB har også vist tumorpromoterende egenskaber. Der er imidlertid usikkerheder omkring dette, da det har vist sig, at mange af de PCB der har været anvendt i undersøgelseerne har været forurenede med enten dioxinlignende PCB eller med dioxin (dibenzofuraner). Fortolkningen af cancerstudierne med de kommercielle blandinger besværliggøres af, at disse blandinger indeholder både dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB. Da levertumorer (og thyreodea tumorer) er den typiske kræftfremkaldende effekt for dioxin

prototypen TCDD og for den mest potente ikke-dioxinlignende PCB 126 i rotter, er det sandsynligt, at den leverkræftfremkaldende effekt af de tekniske PCB blandinger skyldes den dioxinlignende effekt, som findes i disse blandinger.

Rent faktisk indikerer resultaterne fra de kroniske carcinogenicitetsstudier i rotter med forskellige tekniske blandinger at forekomsten af levertumorer og thyreodea tumorer ikke afhænger af dosis af total PCB, men af den totale TCDD-TEQ forekomst i disse tekniske blandinger (Mayes et al., 1998). Således giver kvantitative sammenligninger med resultaterne fra langtidundersøgelsen i rotter med TCDD (Kociba et al., 1978) næsten identiske dosis-responskurver for total TEQ i forskellige PCB blandinger og TCDD som inducere af levertumorer i hunrotter. Ved de lavere TEQ doser kunne forekomsten af thyreodeatumorer ikke skelnes fra kontrolværdierne, hvorfor egentlige dosis-responskurver ikke kan fastlægges. Disse undersøgelser viser, at i rotter spiller tilstedeværelsen af de ikke-dioxinlignende PCB sammen med dioxinlignende PCB i tekniske blandinger en ubetydelig rolle som carcinogener, hvis overhovedet nogen.

Udviklingen af thyreodeatumorer menes at skyldes at Aroclor behandlingen (og dioxin behandling) nedsætter niveauet af thyreodea hormoner i blodet. Dette resulterer i øget frigivelse af thyreodea stimulerende hormon (TSH) fra hypofysen (Vansell et al., 2004). Denne effekt vides at være en risikofaktor for udvikling af thyreodeatumorer i rotter.

Mekanismen bag udviklingen af levertumorer efter behandling med dioxinlignende stoffer er ikke fuldt klarlagt. For TCDD har der været foreslået forskellige mekanismer. En promoterende og "indirekte" genotoksisk effekt er foreslået som følge af TCDDs potente evne til at inducere bl.a. CYP1A1 and 1A2. Især CYP1A1 (Nebert et al., 2004) er involveret i den metaboliske aktivering af endogene stoffer, såsom oxygen (Shertzer et al., 1998) eller oestradiol (Wyde et al., 2001). De reaktive omdannelsesprodukter, såsom superoxid og oestradiol quinon kan føre til genotoksiske effekter (Wyde et al., 2002). De ikke-dioxinlignende PCB fører til induktion af andre CYP enzymer (CYP2B og 3A). Betydningen heraf (om nogen) for udvikling af kræft kendes ikke.

Samlet kan en potential kræftfremkaldende effekt af eksponering for de kommercielle PCB blandinger ikke udelukkes. Effekten er sekundær til levertoksicitet, vil lang overvejende være drevet af indholdet af dioxinlignende PCB og PCDF, og anses ikke for at udgøre en risiko ved dosis niveauer (kropsbelastninger) hvor der ikke forekommer effekter på leveren.

5.2.5 Effekter på reproduktion og udvikling

Informationer vedrørende de sundhedsskadelige effekter af PCB i mennesker stammer primært fra undersøgelser af folk i Japan (Yusho episoden) og Taiwan (Yu-Cheng episoden) eksponeret gennem indtagelse af ris olie kontamineret med varme-degraderet Kanechlor og også fra højt eksponerede mennesker, f.eks. gennem højt indtag af kontaminede fisk.

Menstruations forstyrrelser blev set i kvinder under Yusho episoden. Kønsmodning og udvikling af kønsorganer var ikke ændre hos drenge født

af Yu-Cheng mødre. Fertilitet, frugtbarhed og forekomst af spontane aborter er ikke undersøgt i Yusho og Yu-Cheng patienter. For børn af Yusho og Yu-Cheng kvinder sås der lavere fødselsvægt og nedsat vækst tidligt i livet, og der er rapporteret om adfærds- og indlæringsmæssige ændringer i disse børn.

Epidemiologiske studier af befolkningsgrupper med højt konsum af kontamineret fisk antyder, at udsættelse for PCB i fostertilstanden (perinatalt) kan have effekter på udviklingen af nervesystemet med bl.a. motoriske, adfærds- og indlæringsmæssige defekter til følge. På trods af at det nyfødte barns eksponering for PCB er lang højere efter indtagelse af modernemælk, tilskrives disse effekter primært eksponeringen i fostertilstanden. Andre effekter, som er blevet rapporteret, er lavere fødselsvægt og reduceret tilvækst tidligt i livet. Det er stadig uklart om effekterne er reelle, da resultaterne af de forskellige undersøgelser er svage og varierer meget og i visse tilfælde er modstridige. Det er også sandsynligt, at sådanne effekter primært vil skyldes dioxiner og dioxinlignende PCB. Da forekomsten af de ikke-dioxinlignende PCB korrelerer med forekomsten af disse er der mulighed for flask positive associationer til PCB.

Informationer om reproduktions- og udviklingseffekter er til stede fra dyreforsøg med kommercielle PCB blandinger, definerede rekonstituerede blandinger og enkelt congenere.

Reproduktionseffekter

Reproduktionseffekter i hunner eksponeret for kommercielle PCB blandinger er set i en række forskellige dyrearter, såsom rotter (forlænget oestrus, nedsat sexuel modtagelighed, nedsat implantations rate i voksne og/eller deres unger eksponeret under graviditeten og laktationsperioden), mus (nedsat befrugtning), og aber (forlænget menstruation, nedsat fertilitet). Aber forekommer at være særligt følsomme for de reproduktionseffekter af PCB. Oplysninger om reproduktionseffekter i hanner er begrænsede.

Øget menstruationsvarighed (5-7 dage) og blødning blev observeret i Rhesus aber eksponeret for 0,1 mg Aroclor 1248 /kg legemsvægt/dag med foderet fra 7 måneder før befrugtning og igennem drægtighedsperioden. Nedsat befrugtning sås efter 0,2 mg/kg legemsvægt/dag. Abortering forekom med begge doser. Lignende effekter optrådte i Rhesus aber, som blev parret efter 38 ugers indtagelse af 0,2 mg Aroclor 1248/kg legemsvægt/dag med foderet.

Nedsat frugtbarhed og øget forekomst af aborter, resorptioner og dødfødsler sås i Rhesus aber, som fik Aroclor 1254 med foderet i doser på 0,02 to 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 37 måneder før parring og de efterfølgende 29 måneder gennem parring, drægtighed, fødsel og ungerne opvækst. Der var ingen klar effekt på reproduktionen efter 0,005 mg/kg legemsvægt/dag

I nyligt afvænnede hanrotter, som fik Aroclor 1254 med mavesonde i en dosis på 25 mg/kg legemsvægt/dag i 15 uger, sås signifikant nedsat vægt af sæd-dannende væv og nedsat sædproduktion. Disse effekter sås ikke med lavere dosisniveauer på 0,1 to 10 mg/kg legemsvægt/dag, og der var

ingen forandringer i andre testikulære parametre, såsom testikelvægt og serum testosteron niveauer.

Fertiliteten var markant nedsat hos det hanlige afkom af rotter, som under laktationsfasen indtog 8 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag, mens fertiliteten ikke var nedsat i det hanlige afkom af rotter, som fik doser på 30 mg/kg legemsvægt/dag af Aroclor 1221, 1242, eller 1260 med mavesonde fra drægtighedsdag 12 til 20.

NOAEL for reproduktionseffekter af kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1254) i aber var 0,005 mg/kg legemsvægt/dag i 37 måneder før parring og under graviditeten. LOAEL var 0,02 mg/kg legemsvægt/dag.

Effekter på udviklingen

Udviklingsmæssige effekter er set i forsøgsdyr inkluderende rotter (nedsat vækst, forandringer i skjoldbruskkirtlen og hormoner, adfærds- og indlæringsmæssige forandringer, og forandringer i reproduktionssystemerne), mus (adfærds- og indlæringsmæssige ændringer), og aber (nedsat vækst, adfærds- og indlæringsmæssige ændringer, og forandringer i immunsystemet). Undersøgelserne i gnavere har generelt brugt høje PCB doser, men har vist at effekterne på ungeres udvikling kan ske, uden at der ses toksiske effekter på mødrene. PCB har ikke vist fostermisdannende (teratogen) effekt, medmindre der har været brugt ekstremt høje doser. De tilgængelige data viser, at aber er mere følsomme end gnavere.

Lavere fødselsvægt blev set hos unger født af Rhesus aber fodret med 0,03 mg Aroclor 1016/kg legemsvægt/dag i 12 måneder (før parring og gennem graviditeten), men ikke med 0,007 mg/kg legemsvægt/dag. Ved afvæning var kropsvægten hos ungerne i den højt doserede gruppe stadig lavere, men ikke statistisk signifikant forskellig fra kontrolniveauet. I begge grupper af nyfødte sås der hyperpigmentering og adfærds- og indlæringsmæssige ændringer.

I afkom fra hun Rhesus aber, der fik 0,1 eller 0,2 mg Aroclor 1248/kg legemsvægt/dag i 15 måneder, sås lavere fødselsvægte. I 2-måneders alderen havde begge grupper af unger tegn på PCB forgiftning (facial acne, opsvulmede øjenlåg, tab af øjenvipper, og hyperpigmentering af huden). Tre af 6 unger døde mellem dag 44 og 329. De havde patologiske forandringer i brissel, milt og knoglemarv.

Adfærdsmæssige forstyrrelser er set i abeunger født af mødre, som fik 0,1 mg Aroclor 1248/kg legemsvægt/dag med foderet i 16 til 21 måneder (behandlingen blev afsluttet 3 måneder efter fødslen), og i unger hvis mødre fik 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 18 måneder og herefter først blev parret efter 32 måneder uden eksponering.

Rhesus aber fik Aroclor 1254 med foderet i doser på 0,005, 0,02, 0,04 eller 0,08 mg/kg legemsvægt/dag i 37 måneder før parring og de efterfølgende 29 måneder gennem parring, drægtighed, fødsel og ungeres opvækst. Der sås dosis-afhængig føtal mortalitet, som kun var signifikant forskellig fra kontrol på det højeste dosis niveau (0,08 mg/kg legemsvægt/dag). Fødselsvægte var ikke ændrede, men der sås effekter på hud, negle, og gummer på alle dosis niveauer. Immunosuppressive effekter (reduceret IgM

og IgG antistof reaktion over for SRBC og nedsat lymfocytproliferation) blev målt i ungerne på alle dosis niveauer.

Adfærds- og indlæringsmæssige forandringer blev rapporteret i rotteunger hvis mødre blev behandlet med 2,4 mg Clophen A30/kg legemsvægt/dag fra før parring og gennem drægtighedsperioden, og i unger hvor mødre blev behandlet med 1 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag gennem drægtighedsperioden og laktationsperioden, men ikke efter 0,4 mg Clophen 42/kg legemsvægt/dag. I en speciel undersøgelse i rotter blev det vist at in utero eksponering alene resulterede i adfærdsmæssige forstyrrelser, mens post-natal eksponering alene ikke resulterede i målbare forandringer.

Nedsatte serum niveauer af T4 og T3 er blevet observeret i unger født af hunrotter eksponeret peroralt for Aroclor 1254 fra 0,1 mg/kg legemsvægt/dag gennem drægtighed og laktation. Histopatologiske forandringer i thyreodea sås først efter 2,5 mg/kg legemsvægt/dag.

LOAEL for udviklingsmæssige effekter af kommercielle PCB blandinger (Aroclor 1254) i abeunger var 0,005 mg/kg legemsvægt/dag til mødre i 37 måneder før parring og de efterfølgende 29 måneder gennem, drægtighed, fødsel og ungerens opvækst. Effekterne var relaterede til hud, negle og immunsystemet og vurderes overvejende at skyldes dioxinlignende påvirkning.

5.3 5.3 Toksikologiske effekter af individuelle ikke-dioxinlignende PCB

De toksikologiske effekter, som er blevet rapporteret i forsøgsdyr efter dosering med ikke-dioxinlignende PCB (PCB 18, 28, 47, 52, 95, 101, 110, 128, 132, 149, 153, 169, 170, 180, 206, 209), er effekter på lever, thyreodea, niveau af neurotransmittere i hjernen, immunotoksicitet, østrogen aktivitet, effekter på reproduktion og effekter på udviklingen af unger, hvis mødre blev doseret under graviditeten (se Tabel 6.1). Disse effekter er ikke specifikke for de ikke-dioxinlignende PCB og de fleste ses også efter eksponering for PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB. Specielle undersøgelser indikerer, at hydroxylerede metabolitter eller methylsulfon metabolitter af ikke-dioxinlignende PCB kan have bidraget til nogle af effekterne, specielt østrogen aktivitet og effekter på thyreodea.

I undersøgelser med eengangsdoser eller kun få dages doseringer har NOAEL niveauerne for individuelle ikke-dioxinlignende PCB generelt været større end 1 mg/kg legemsvægt/dag (se Tabel 6.1). For de ikke-dioxinlignende PCB (PCB 18, 28, 47, 52, 101, 110, 153), som er blevet testet i gnavere for effekter på reproduktionsevnen og på ungerens udvikling, har NOAEL niveauerne varieret fra >1 mg/kg legemsvægt/dag til > 50 mg/kg legemsvægt/dag. I de fleste undersøgelser blev dyrene doseret fra dag 10 til 16 i drægtighedsperioden. (Disse NOAEL niveauer er op til 100000 gange højere end den estimerede gennemsnitlige daglige indtagelse i mennesker. Derfor må akutte effekter anses for at være usandsynlige efter de eksponeringer vi i dag kender til.

Forskelle mellem dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB med hensyn til effekt på reproduktion og udvikling af ungerens nervesystem og adfærd kan sammenlignes fra studier, som er udført i det samme laboratorium (Schanz et al.) med anvendelse af den samme forsøgsprotokol med

dosering fra dag 10 til 16 under graviditeten og anvendelse af de samme undersøgelsesmetoder. LOAEL for PCB 126 (dioxinlignende) var <0,001 mg/kg legemsvægt/dag, for PCB 77 (dioxinlignende) var LOAEL 2 mg/kg legemsvægt/dag, for PCB 118 (dioxinlignende) var LOAEL 4 mg/kg legemsvægt/dag, og for de ikke-dioxinlignende PCB 28, 153 og 95 var LOAEL henholdsvis 8, 16 og 32 mg/kg legemsvægt/dag

Undersøgelser af individuelle PCB congenere er foretaget i en række sammenlignelige 13-uger perorale toksicitets studier i rotter. 3 ikke-dioxinlignende PCB congenere (28, 128, 153) og 4 dioxinlignende PCB (77, 105, 118, 126) blev udvalgt baseret på deres hyppige forekomst i miljøprøver og i humant væv. Et bredt spektrum af toksikologiske effekter er blevet observeret. De mest følsomme organer var lever (specielt i hunner) og thyreodea. Resultaterne af disse er summarisk angivet i Tabel 6.1 (ATSDR 2000). Herudover er der foretaget sporadiske studier af forskellige effekter med forskellige individuelle PCB congenere og med metabolitter af forskellige PCB.

I disse 13-ugers orale toksicitetsundersøgelser i rotter med individuelle congenere inkluderede levereffekterne øget lever vægt, biokemiske forandringer (forhøjede serum enzymer og kolesterol, forhøjet lever porphyrin niveau og nedsat lever vitamin A), og histopatologiske forandringer (cytoplasmisk vakuolisering og øget fedtophobning). Effekterne på thyroidea bestod i histopatologiske forandringer af varierende grad for de individuelle congenere. Den mest toksiske congener var PCB 126 (dioxinlignende PCB) med et LOAEL på 0,0008 mg/kg legemsvægt/dag. De næst mest toksiske var PCB 105 (dioxinlignende PCB) med LOAEL på 0,039 mg/kg legemsvægt/dag. De dioxinlignende PCB 77 og 118 havde LOAEL på henholdsvis 0,087 og 0,170 mg/kg legemsvægt/dag, mens de ikke-dioxinlignende PCB 153, 28 og 128 var de mindst toksiske med ensartede LOAEL værdier på henholdsvis 0,34, 0,36 og 0,42 mg/kg legemsvægt/dag. NOAEL for de ikke-dioxinlignende PCB var 0,036 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 28, 0,042 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 128 og 0,034 mg/kg legemsvægt/dag for PCB 153 .

Effekter på hæmatologiske parametre sås med PCB 105 i doser omkring 4 mg/kg legemsvægt/dag, og med PCB 126 doser omkring 0,0074 mikrogram/kg legemsvægt/dag, men ikke for de andre congenere. Histopatologiske forandringer i thymus sås efter peroral udsættelse for PCB 126 (0,00074 mg/kg legemsvægt/dag) og for PCB 28, 105 og 153 (4 mg/kg legemsvægt/dag). Der sås ingen effekter på milt, lymfeknuder og knoglemarv, eller på antal hvide blodlegemer med disse 4 congenere. PCB 77, 118, eller 128 gav ikke anledning til ændringer i immunological parametre.

Nedsatte dopamin koncentrationer blev observeret efter PCB 105 (ca. 4 mg/kg legemsvægt/dag), med PCB 118 (0,2 mg/kg legemsvægt/dag), med PCB 128 (0,005 mg/kg legemsvægt/dag), og med PCB 153 (0,34 mg/kg legemsvægt/dag).

Der sås mindre forandringer i ovarierne fra hunrotter eksponeret for PCB 126 med foderet i doser på 0,009 mg/kg legemsvægt/dag, men ikke med 0,0008 mg/kg legemsvægt/dag. Der blev ikke set effekter i reproduktionorganerne hos hannerne efter 0,0007 mg/kg legemsvægt/dag.

Forandringer i reproduktions organerne hos hanner og hunner blev ikke set efter PCB 28 (4 mg/kg legemsvægt/dag), PCB 77 (0.8 mg/kg legemsvægt/dag), PCB 105 (4 mg/kg legemsvægt/dag), PCB 118 (0,7 eller 0,2 mg/kg legemsvægt/dag hos henholdsvis hanner og hunner), PCB 128 (4 mg/kg legemsvægt/dag, eller PCB 153 (4 mg/kg legemsvægt/dag).

5.4 Toksikologiske effekter af rekonstituerede PCB blandinger

Undersøgelser af veldefinerede PCB blandinger er foretaget i aber og rotter.

Abeforsøg

Grupper af abeunger (Rhesus og Cynomolgus) indtog en veldefineret PCB blanding (hovedsagelig mono- og di-ortho-substituerede congenere) fra fødsel til de var 20 uger gamle. Blandingen havde en PCB sammensætning, der var analog til den, der forekommer i modermælk i Canada. Den daglige indtagelse af blandingen var 0.0075 mg/kg legemsvægt og repræsenterede den gennemsnitlige daglige indtagelse hos et diende spædbarn hvor modermælken indeholder 50 ug PCB/kg. Aberne blev fulgt indtil de var 66 uger gamle. Doseringen havde ingen effekt på ungerens tilvækst og gav ikke anledning til signifikante forandringer i biokemiske parametre inkluderende lever enzymer, bilirubin, triglycerider og kolesterol. Med hensyn til immunologiske parametre var den eneste statistisk signifikante effekt en reduktion i niveauet af IgM og IgG antistoffer mod røde blodlegemer fra får og en reduktion i niveauet af HLA-DR celleoverflade-markør (Arnold et al. 1999)

Der blev observeret nedsat indlæringsevne i de doserede unger i en alder af 3 år, hvor testen blev foretaget. Behandlingen havde ingen effekt på ungerens tilvækst, medførte ingen ændringer i immunforsvaret og gav ikke anledning til signifikante forandringer i biokemiske parametre inkluderende lever enzymer, bilirubin, triglycerider og kolesterol.

Abeunger (Cynomolgus) indtog ovennævnte veldefinerede PCB blanding (hovedsagelig mono- og di-ortho-substituerede congenere) fra fødsel til de var 20 uger gamle. Blandingen havde en PCB sammensætning, der var analog til den, der forekommer i modermælk i Canada. Den daglige indtagelse af blandingen var 0.0075 mg/kg legemsvægt. Der blev observeret nedsat indlæringsevne i nogle parametre og stædig adfærd i de doserede unger i en alder af 2½ til 5 år, hvor testene blev foretaget (Rice, 1999).

Rotteforsøg

Hun-rotter blev fodret med 4 mg/kg legemsvægt/dag af en rekonstitueret PCB blanding som svarede til PCB sammensætningen i modermælk (i Tyskland) eller Aroclor 1254. Eksponeringerne varede fra 50 dage før parring indtil ungerens fødsel. Ungerne blev herefter fulgt og undersøgt i op til 180 dage. Der var ingen effekt på reproduktionsparametre, men den rekonstituerede PCB blanding medførte en kraftigere effekt end Aroclor 1254 på køns-hormon specifikke processer og adfærd hos ungerne. I hunner sås signifikant øget vægt af livmoderen 21 dage efter fødslen. Hos voksne hanner (170 dage) sås reduceret vægt af testikler og nedsat testosteron niveau i serum som tegn på en persistent antiandrogen effekt. Feminiseret adfærd blev iagttaget i disse hanner (Hany et al., 1999).

I en tilsvarende (samme) undersøgelse blev grupper af hun-rotter fodret med 0, 0,5, 2 eller 4 mg/kg legemsvægt/dag af en rekonstitueret PCB blanding som svarede til PCB sammensætningen i modermælk (i Tyskland). Serum koncentrationen af vitamin D(3) metabolitterne 25-hydroxycholecalciferol (25-D) og 1,25-dihydroxycholecalciferol (1,25-D) blev målt i mødre og deres unger. 1,25-D var reduceret hos både mødre og unger fra de to højest doserede grupper (Lilienthal et al., 2000). I de nyligt afvænnede hunner sås dosisafhængig reduktion i serum testostero- og østradiol koncentrationer, og hos voksne hanner sås dosis-afhængig reduceret testosteron niveau i serum. NOAEL var 0.5 mg PCB/kg legemsvægt/dag. Koncentration af total PCB i fedtvæv hos mødre på fødselstidspunktet blev bestemt til 26.8, 155.8, og 300.2 ug/g fedt i grupperne som fik henholdsvis 0.5, 2, og 4 mg/kg legemsvægt/dag. Under antagelse af 20% fedt i disse hun-rotter svarer koncentrationerne til kropsbelastninger med total PCB på 5,400, 31,000, og 60,000 ug/kg legemsvægt (Kaya et al., 2002).

6 Sundhedsmæssig vurdering af eksponering for PCB i indeluft, husstøv og jord

6.1 Introduktion

Ved den sundhedsmæssige vurdering af de forskellige typer af potentielle PCB eksponeringer, er det nødvendigt at tage hensyn til den sandsynlige PCB sammensætning, som findes i de pågældende medier. I tilfældet luft, husstøv og jord adskiller sammensætningerne sig indbyrdes, og markant fra den sammensætning, der kendes fra fødevarer.

Det er blevet estimeret, at mere end 90% af menneskers eksponering for PCB sker med fødevarerne, primært fra fødevarer af animalsk oprindelse (kød, mælkeprodukter, fjerkræ, æg, fisk). Den gennemsnitlige (livslange) daglige indtagelse hos voksne af ikke-dioxinlignende PCB med kosten er blevet estimeret til mellem 10 og 50 ng/kg legemsvægt/dag. Det er de højere chlorerede, persistente PCB, såsom PCB 153, 138 og 180, der dominerer kvantitativt. Samtidigt indtages i gennemsnit 1-2 µg WHO TEQ/kg legemsvægt/dag af persistente dioxiner og dioxinlignende PCB med kosten. Sammensætningerne af PCB i fødevarer er markant forskellige fra sammensætningerne af de kommercielle PCB, hvorfor resultaterne fra de toksikologiske undersøgelser af de kommercielle PCB blandinger ikke er egnede til risikovurdering af PCB i fødevarer. Denne vurdering opdeles i stedet i en separat vurdering af dioxin og dioxinlignende PCB, og en separat vurdering af de ikke-dioxinlignende PCB.

De dioxinlignende PCB er for nyligt blevet vurderet sammen med PCDD og PCDF af EU's Videnskabelige Komite for Fødevarer (SCF 2000; 2001), som har fastsat en tolerabel ugentlig indtagelse på 14 µg WHO TEQ/kg legemsvægt. Den kritiske effekt var påvirkning af de hanlige kønsorganer i rotteunger, hvis mødre blev doseret med dioxin. Som tidligere omtalt anvendte denne vurdering den interne dosis (kropsbelastningen), som mål for eksponeringen. En toksikologisk vurdering af dioxinerne og de dioxinlignende PCB er også for nyligt foretaget for Miljøstyrelsen i forbindelse med fastsættelse af jordkvalitetskriterier for PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB, og er indeholdt i Nørhede og Larsen (2003).

De PCB, som er fundet i indeluften, er primært ikke-dioxinlignende, lavt-chlorerede PCB, såsom PCB 28, 31, 44, 49 og 52. Disse kongener metaboliseres hurtigere og akkumuleres i langt mindre omfang end de fleste af de kongener, som forekommer i fødevarer. Her er det heller ikke relevant at anvende resultaterne fra de toksikologiske undersøgelser med de kommercielle PCB blandinger, fordi effekterne, der er set, domineres af de dioxinlignende PCB og muligvis til en vis grad også af højt-chlorerede, ikke-dioxinlignende PCB.

Når det drejer sig om eksponering for PCB via direkte kontakt med fugemasser og forurenede jord, så er det mere relevant at anvende resultaterne fra de toksikologiske undersøgelser af de kommercielle blandinger, da PCB sammensætningerne her er mere sammenlignelige. Husstøv forekommer at indtage en mellemstilling med hensyn til PCB sammensætning, og sammenligning med de kommercielle blandinger må anses for at give en forsigtig, men adækvat vurdering.

6.2 Vurdering af baggrundsniveauet af PCB, primært fra Fødevarer

6.2.1 Ikke-dioxinlignende PCB

De ikke-dioxinlignende PCB, som må formodes at være af størst toksikologisk betydning, er de PCB, der ophobes i kroppen og herved opnår høj intern dosis. Baseret på analyserne af modermælk (Tabel 4.1) drejer det sig om de følgende ikke-dioxinlignende PCB: PCB 18, 28 (markør), 33, 37, 47, 52 (markør), 60, 66, 74, 99, 101 (markør), 110, 128, 138 (markør), 141, 153 (markør), 170, 180 (markør), 183, 187, 194, 206, og 209.

6.2.1.1 Vurdering af ikke-dioxinlignende PCB, baseret på ekstern dosis (daglig indtagelse)

De toksikologiske effekter som er observeret i forsøgsdyr, eksponeret for individuelle ikke-dioxinlignende PCB, omfatter effekter på lever og skjoldbruskkirtel, immunotoksicitet, østrogen effekt, og effekter på reproduktionsevnen og på udvikling af reproduktionsorganer og nervesystemet, specielt i afkom af forsøgsdyr eksponeret under graviditeten (in utero). Disse toksikologiske effekter er imidlertid ikke specifikke for de ikke-dioxinlignende PCB, men ses også efter eksponering for dioxinlignende PCB. Specielle studier indikerer, at hydroxylerede metaboliter eller methylsulfon metaboliter også kan have bidraget til nogle effekter, specielt østrogen effekt og effekter på skjoldbruskkirtlen.

I akutte og subakutte undersøgelser (få dages dosering) vedrørende disse effekter er NOAEL for individuelle ikke-dioxinlignende PCB generelt større end 1 mg/kg legemsvægt/dag. For de ikke-dioxinlignende PCB som er testet for reproduktions effekter og for udviklingseffekter i gnavere, omfattende østrøgene effekter, effekter på skjoldbruskkirtlen og på nervesystemets udvikling i rotter (PCB 18, 28, 47, 52, 101, 110, 153) varierede NOAEL fra >1 mg til > 50 mg/kg legemsvægt. I de fleste undersøgelser blev rotter eksponeret fra dag 10 – 16 i drægtighedsperioden, enten ved sondefodring eller indsprøjtning i bughulen. Disse NOAEL værdier er mere end titusinde gange højere end den estimerede gennemsnitlige daglige indtagelse af ikke-dioxinlignende PCB hos mennesker. Derfor forekommer det usandsynligt, at eksponering for ikke-dioxinlignende PCB med fødevarer har akutte, toksiske effekter i mennesker.

Potensen af forskellige PCB vedrørende effekter på reproduktionsevnen i rotter og med hensyn til ungerens udvikling kan også sammenlignes ud fra undersøgelser foretaget i det samme laboratorium, under anvendelse af det samme forsøgsdesign (dosering fra dag 10 – 16 i drægtighedsperioden). LOAEL for PCB 126 var <0,001 ug/kg legemsvægt/dag og for PCB 118 var LOAEL 4 mg/kg legemsvægt/dag. For

PCB 77 var NOAEL 2 mg/kg legemsvægt/dag, for PCB 28 8 mg/kg legemsvægt/dag, for PCB 153 16 mg/kg legemsvægt/dag og for PCB 95 (forekommer ikke i modermælk) 32 mg/kg legemsvægt/dag.

Signifikant lavere NOAEL værdier for ikke-dioxinlignende PCB er rapporteret for effekter på lever og skjoldbruskkirtel i nogle få undersøgelser af individuelle PCB (PCB 28, 128 og 153) som er blevet testet i 90 dages subkroniske rotteforsøg. Her var NOAEL 30 – 40 ug/kg legemsvægt/dag (PCB 28: 36 ug/kg legemsvægt/dag; PCB 128: 43 ug/kg legemsvægt/dag og PCB 153: 34 ug/kg legemsvægt/dag). De tilsvarende LOAEL værdier var 10 gange højere.

Indtil nu er der ikke blevet offentliggjort langtids og karcinogenicitets undersøgelser af ikke-dioxinlignende PCB. En endnu ikke offentliggjort 2 års undersøgelse af PCB 153 for langtidseffekter, herunder kræftfremkaldende effekt, i rotter, indikerer et NOAEL på ca. 70 ug/kg legemsvægt/dag for effekter på lever og skjoldbruskkirtlen. Der sås ingen tydelig kræftfremkaldende effekt (Ref). Som tidligere nævnt viser de tilgængelige data fra dyreforsøg med de kommercielle PCB blandinger, at disses evne til at inducere tumorer i lever og skjoldbruskkirtlen overvejende, hvis ikke fuldstændigt, kan skyldes deres indhold af dioxinlignende forbindelser. Endvidere udviser PCB ikke genotoksiske egenskaber hvorfor en risikovurdering kan gennemføres under antagelse af, at der eksisterer en tærskelværdi for effekt.

Der foreligger ikke internationalt accepterede vurderinger af ikke-dioxinlignende PCB. Som en konservativ vurdering kan det antages, at alle ikke-dioxinlignende PCB har toksikologiske potenser tilsvarende PCB 28, 128, 153 med et NOAEL på 30 ug/kg legemsvægt/dag for effekter på lever og skjoldbruskkirtel. Dette NOAEL giver en sikkerhedsmargin (margin of safety, MOS) på ca. 1000 i forhold til den estimerede daglige indtagelse af PCB hos mennesker (10-50 ng/kg legemsvægt/dag). Som nævnt anses denne vurdering for at være konservativ, da størstedelen af effekterne set i studier med ikke-dioxinlignende PCB sandsynligvis er relateret til dioxineffekter.

6.2.1.2 Vurdering af ikke-dioxinlignende PCB, baseret på intern dosis (kropsbelastning (body burden))

De lavere NOAEL værdier, som er set for 3 individuelle ikke-dioxinlignende PCB i subkroniske studier, sammenlignet med de højere NOAEL værdier, der ses i meget kortere varende doseringsforsøg understreger betydningen af at tage hensyn til disse stoffers akkumulering i kroppen. Med analogi til risikovurderingerne af PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB foretaget af EU's Videnskabelige Komite for Fødevarer (SCF) i 2000 og 2001 (refs..) antages det at kropsbelastningen (body burden, BB) i forsøgsdyr og mennesker vil være et mere velegnet dosismål end den daglige eksponering ved vurderingen af de ikke-dioxinlignende PCB.

Som tidligere nævnt anses de PCB, som ophobes i kroppen, for at være af størst toksikologisk betydning for mennesker. Det drejer sig om følgende ikke-dioxinlignende PCB: PCB 18, 28 (markør), 33, 37, 47, 52 (markør), 60, 66, 74, 99, 101 (markør), 110, 128, 138 (markør), 141, 153 (markør), 170, 180 (markør), 183, 187, 194, 206, og 209. Den samlede koncentration (medianværdi) af disse er ialt 225 ng/g fedt. Hvis det antages, at mennesker indeholder 20% fedt, svarer dette til en kropsbelastning (BB)

45 ug/kg legemsvægt. For at opnå denne kroppsbelastning kræves en daglig indtagelse af 29 ng/kg legemsvægt, under antagelse af at den biologiske halveringstid ($T_{1/2}$) er 7.5 år, og biotilgængeligheden fra fødevarer 50%, ligesom for dioxiner. For de dioxin-lignende PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 169 og 189 er koncentrationen 24 ng/g fedt, svarende til en kroppsbelastning på 4,8 ug/kg legemsvægt. Denne kroppsbelastning vil opnås ved daglig indtagelse af 2,4 ng/kg legemsvægt, igen under antagelse af $T_{1/2}$ på 7,5 år og biotilgængelighed på 50%. Omregnet til dioxin TEQ svarer det til en koncentration på 0,0176 ng TEQ/g fedt og kroppsbelastning på 3.5 ng TEQ/kg legemsvægt, svarende til en daglig indtagelse af 1,76 pg TEQ/kg legemsvægt ($T_{1/2} = 7.5$ år).

Den estimerede mediane kroppsbelastning hos mennesker for de ovennævnte PCB congenere er angivet i Tabel 6.1. Kroppsbelastningen er estimeret ud fra indholdet (på fedtbasis) af dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB målt i modermælk (Tabel 4.1) konverteret til kroppsbelastning under antagelse af, at fedtindholdet i menneskekroppen er 20%. Som tidligere nævnt er også undersøgelser, som har anvendt individuelle dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB, tabuleret i Tabel 6.1, som angiver de fundne NOAEL eller LOAEL værdier for forskellige toksikologiske effekter. Med baggrund i de biologiske halveringstider i rotter for de enkelte congenere, som rapporteret af Tanabe et al. (1981), angiver tabellen også den estimerede kroppsbelastning i forsøgsdyrene relateret til NOAEL/LOAEL niveauerne. Endelig foretages der en sammenligning af de estimerede kroppsbelastninger i forsøgsdyr ved NOAEL/LOAEL niveauerne med de estimerede kroppsbelastninger i mennesker. Denne sammenligning baseres på Margin of Body Burden (MOBB) (ved at dividere den estimerede kroppsbelastning i forsøgsdyrene med den estimerede kroppsbelastning i mennesker).

For de ikke-dioxinlignende PCB, som er undersøgt for effekter på reproduktion og udvikling, herunder østrogene effekter (PCB 18, 28, 47, 52, 95, 101, 110, 128, 132, 149, 153, 170, 180, 206, 209) varierer NOAEL kroppsbelastningsniveauerne generelt fra $>1 - > 50$ mg/kg legemsvægt og de tilsvarende MOBB varierer fra $>5000 - 1000000$.

I undersøgelser i rotter med en rekonstitueret PCB blanding, med sammensætning som i modermælk (og indeholdt derfor også dioxinlignende PCB), var NOAEL for reproduktions- og udviklingsmæssige effekter 0,5 mg og LOAEL 2 mg/kg legemsvægt/dag. Dette svarede til koncentrationer af total PCB i fedtvæv på henholdsvis 27, og 156 ug/g fedt. Dette ville igen svare til kroppsbelastninger på 5400 og 31000 ug PCB/kg legemsvægt under antagelse af 20% fedt i disse rotter. NOAEL kroppsbelastningen er ca. 110 gange højere end ovennævnte humane kroppsbelastning på 50 ug total PCB/kg legemsvægt (4,8 + 45 ug/kg legemsvægt for sum af dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB).

NOAEL for effekter på lever og skjoldbruskkirtel i 90-dages fodringsforsøgene i rotter med PCB 28, 128 og 153 var henholdsvis 36, 43 og 34 ug/kg legemsvægt/dag. Ud fra de målte PCB koncentrationer i fedtvævet fra forsøgsdyrene efter de 90 dages dosering kan kroppsbelastningerne på NOAEL niveau estimeres til 0,8, 1,6 og 2,3 mg/kg legemsvægt for PCB 28, 128 og 153. En sammenligning med kroppsbelastningerne hos mennesker med disse PCB, udtrykt som MOBB, giver følgende resultat: MOBB for PCB 28 er 1300, for PCB 128 er den

12000 og for PCB 153 kun 135. Skønt disse PCB viste stort set samme potens i dyreforsøgene, så har PCB 153 langt den mindste MOBB, på grund af den høje koncentration i menneskers fedtvæv.

Tilsvarende effekter på leveren og skjoldbruskkirtlen hos rotter ses efter eksponering for PCDD, PCDF og dioxinlignende PCB. Med alle 3 ikke-dioxinlignende PCB sås en signifikant induktion af EROD aktivitet i leveren, og med høje doser PCB 128 og 153, men ikke med PCB 28, sås reduktion af vitamin A koncentrationen i leveren. Sammen med det forhold, at hunrotterne var mere følsomme end hanrotterne for effekterne på leveren, indikerer dette, at testpræparationerne kan have været kontamineret med dioxinlignende aktivitet, især for PCB 128 og 153. Derfor kan effekterne på lever og skjoldbruskkirtlen delvist, eller måske endda overvejende, skyldes dioxineffekt. For de dioxinlignende PCB, som er undersøgt i tilsvarende 90 dages rotteforsøg, var de mest følsomme effekter og på lever og skjoldbruskkirtel og de rapporterede NOAEL var 8,7, 3,9, 17 og 0,01 ug/kg legemsvægt/dag for henholdsvis PCB 77, 105, 118 og 126. De tilsvarende kropsbelastninger kan estimeres til 10, 220, 850 og 0,25 ug/kg legemsvægt, hvilket leder til beregnede MOBB på 5000, 550, 425 og 30 for henholdsvis PCB 77, 105, 118 og 126.

6.2.3 Kommercielle PCB blandinger

Baseret på en lang række toksikologiske undersøgelser af de kommercielle PCB blandinger er det mest følsomme LOAEL i aber for effekter på reproduktion, indlæringssevne og immunotoksicitet 0,0075 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag. Dette LOAEL giver en eksponeringsmargin (margin of exposure, MOE) på ca. 250 i forhold til den estimerede daglige indtagelse af PCB med fødevarer (10-50 ng/kg legemsvægt/dag).

6.3 Vurdering af PCB i indeluft, husstøv og forurenede jord

6.3.1 Indeluft

De PCB, som er fundet i indeluften, er primært ikke-dioxinlignende lavt-chlorerede PCB, som PCB 28, 31, 44, 49 og 52. Disse congenere metaboliseres hurtigere og akkumuleres i mindre omfang end de fleste af de congenere, som forekommer i fødevarer. Den største PCB koncentration er fundet i prøverne fra Bygning 6. Ud over ovennævnte lavt-chlorerede PCB, blev der her også påvist lave koncentrationer af de ikke-dioxinlignende PCB 99, 101, 110, 138 og 153, plus de dioxinlignende PCB 105 og 118, med en samlet koncentration af PCB i størrelsesordenen 1 ug/m³. Hvis det antages, at en person på 60 kg dagligt indånder 15 m³ af denne luft, vil eksponeringen blive 15 ug/person, eller 250 ng/kg legemsvægt/dag. I dette tilfælde vil der være en MOS på omkring 100 til NOAEL niveauet for PCB 28, og eksponeringen for de ikke-dioxinlignende PCB med indeluft vil være markant større end med fødevarer.

For PCB 28 svarede NOAEL for effekt på lever og skjoldbruskkirtel i et 13 ugers fodringsforsøg med rotter til en estimeret kropsbelastning på 0,8 mg/kg legemsvægt. Af de PCB, der blev påvist i indeluften, kan kun PCB 28, 52, 99 og 101 påvises i fedtvæv hos mennesker, hvor median koncentrationen er omkring 10 ng/g fedt, modsvarende en kropsbelastning på 2 ug/kg legemsvægt, hvilket er 400 gange mindre end NOAEL.

kropsbelastningen i forsøgsdyrene. Selv hvis det antages, at ovennævnte PCB niveauer fører til en 30 gange højere kropsbelastning med PCB 28, som set i svenske undersøgelser, vil der stadig være en margin på mere end 10 mellem kropsbelastningen i mennesker og NOAEL kropsbelastningen i forsøgsdyr.

Det vurderes samlet, at ikke-dioxinlignende PCB i indeluften vil kunne bidrage signifikant til mennesker eksponering for de lavere chlorerede PCB. Selv om de fundne niveauer ikke umiddelbart vurderes som værende sundhedsmæssigt betænkelige vil de kunne medføre en uønsket, forøget kropsbelastning med ikke-dioxinlignende PCB.

De dioxinlignende PCB 105 og 118, som kun er påvist i prøverne fra Bygning 6, er mængdemæssigt de dominerende dioxinlignende PCB i de fleste kommercielle PCB produkter. Den samlede koncentration af disse to PCB var 6,6 ng/m³, svarende til daglig eksponering på ca. 100 ng/person. Omsat til indtagelse af dioxintoksicitetsækvivalenter (begge congenere har en WHO-TEF værdi på 0,0001) svarer dette til en eksponering for 10 pg TEQ/person/dag eller 0,17 pg/kg legemsvægt/dag. Dette svarer til ca. 9% af den tolerable ugentlige indtagelse på 14 pg WHO-TEQ/kg legemsvægt fastsat af SCF (2001, 2002). Selv om dette ikke isoleret set anses for at være sundhedsmæssigt betænkeligt, så kan det ikke udelukkes, at der kan være visse (ekstreme) tilfælde, hvor indeluften kan give et ikke ubetydeligt bidrag til menneskers eksponering for dioxinlignende stoffer.

6.3.2 Husstøv

Ved at antage, at PCB profilen i husstøv ligner den i de kommercielle blandinger, opnås en forsigtig, men adækvat vurdering. LOAEL i aber for effekter på reproduktion, indlæringssevne og immuntoksikologiske parametre er 0,0075 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag. I denne undersøgelse blev der fundet PCB koncentrationer på ca. 2 ug sum-PCB/g i husstøv fra Bygning 7. Hvis det antages, at en voksen person på 60 kg dagligt indtager 50 mg støv, vil eksponeringen blive 0,1 ug PCB/person, eller ca 2 ng PCB/kg legemsvægt/dag. Hvis det antages, at 100% absorberes via inhalation eller fra mave-tarm kanalen, vil der i dette tilfælde være en margin of exposure (MOE) på omkring 2500 til LOAEL niveauet og eksponeringen vil kun udgøre et beskedent bidrag til kropsbelastningen med PCB.

6.3.3 Jord

Det antages, at PCB profilen i jorden ligner den i de kommercielle blandinger. LOAEL i aber for effekter på reproduktion, indlæringssevne og immuntoksikologiske parametre var 0,0075 mg Aroclor 1254/kg legemsvægt/dag. Der blev fundet op til ca. 350 ng sum PCB/g jord fra Enebærhaven. Dersom et barn på 10 kg indtager 0,2 g heraf per dag, bliver den daglige indtagelse af sum-PCB 7,4 ng/kg legemsvægt, hvilket giver en margin of exposure (MOE) på omkring 1000 til LOAEL niveauet, men eksponeringen vil kunne udgøre et signifikant bidrag til indtagelsen af PCB med fødevarer i en kortere periode.

Dioxiner og dioxinlignende PCB er blevet vurderet af med hensyn til fastsættelse af et eventuelt jordkvalitetskriterie (Nørhede og Larsen 2003). Af denne vurdering fremgår:

I jord bindes PCDD, PCDF og PCB til partikler og anses for at være meget immobile. Jord og sediment fra forskellige områder indeholder total-PCB i mængder fra <0.01 op til 2.0 mg/kg. Dansk jord indsamlet i 2001 fra både industri-, by- og landlige områder indeholdt 0,25–3 ng TEQ per kg tør vægt.

Der er ikke fastsat jordkvalitetskriterier for PCDDs, PCDFs og dioxinlignende PCBs. Kvalitetskriterier i jord fastsættes primært for at beskytte børn, som kommer i hudkontakt med jord, eller som spiser den. PCDDs, PCDFs og dioxinlignende PCBs er fast bundet til jordpartikler og hudabsorption og absorption efter peroral indtagelse anses for at være begrænset. Selvom absorptionen fra jord måtte antages at være lige så høj som fra fede fødevarer (50%) vil der ikke kunne forventes hverken akutte eller kroniske effekter hos børn som følge af de niveauer, der er fundet i Danmark (0,25-3 ng TEQ/kg tør vægt).

Risikovurderingerne foretaget for nylig af EU's Videnskabelige Komite for Fødevarer (SCF) tager udgangspunkt i kropsbelastningen hos voksne, drægtige hunnrotter, hvor de kritiske effekter er set i disses hanlige afkom. På denne baggrund blev den daglige indtagelse, som ville føre til en "tolerabel" kropsbelastning hos mennesker (gravide kvinder), estimeret. SCFs tolerable ugentlige indtagelse svarer til 2 µg TEQ/kg legemsvægt/dag og på grund af disse stoffers meget lange halveringstider i mennesker vil det være 30-40 år førend den "tolerabel" kropsbelastning på 4 ng TEQ/kg legemsvægt opnås. I denne sammenhæng vil et forhøjet indtag i en korterelevende periode, f.eks. hos børn, der leger på forurenede jord, ikke have nogen betydning.

Hvis det f.eks. antages, at et barn, der vejer 10 kg, hver dag i 2 år indtager 0,2 g forurenede jord med 3 ng TEQ/kg (hvilket må anses for at være et højt forureningsniveau i Danmark), så bliver den daglige indtagelse 0,06 µg/kg legemsvægt. Denne ekstra dioxinindtagelse igennem 2 år vil efter 30-40 år kun bidrage med yderligere 0,003 ng TEQ/kg lgv. til den "tolerable" kropsbelastning på 4 ng TEQ/kg legemsvægt, som måtte være opnået ved indtagelse af 2 µg TEQ/kg legemsvægt/dag med kosten. Dersom et jordkvalitetskriterium skulle have betydning, f.eks. forhindre, at mere end 1% af kropsbelastningen på de 4 ng TEQ/kg legemsvægt (40 µg TEQ/kg legemsvægt) stammede fra 2 års daglig indtagelse af forurenede jord, så skulle grænseværdien være 40 ng TEQ/kg jord. Et så højt forureningsniveau må anses for helt usædvanligt i Danmark.

Tabel 6.1: NOAEL/LOAEL i forsøgsdyr på basis af kropsbelastning (body burden: BB) sammenlignet med menneskers kropsbelastning med individuelle PCB. Udtrykt som Margin of Body Burden (MOBB).

PCB No	Human BB (ug/kg)	Effekt	NOAEL ug/kg /dag	NOAEL BB (ug/kg)	LOAEL ug/kg /dag	LOAEL BB (ug/kg)	MOBB NOAEL	MOBB LOAEL
1		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	.		160,000 i.p.	160,000		
2		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	160000 i.p.	160000				
3		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	160000 i.p.	160000				
4		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter			160000 i.p.	160000		
8		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	160000 i.p.	160000				
11		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	160000 i.p.	160000				
15		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	160000 i.p.	160000				
18	0,018	Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter Nedsat serum thyroxin i ikke-kønsmodne rotter	128000	190000	8000 i.p.	12000	6300000	666666
28	0,44	90-dages toksicitet, rotte Repro rotte, nedsat vægt og indlæringsevne i hun-unger Adfærd i nyfødte mus	36 p.o. 8000 p.o. 360 p.o.	800 14000 360	360 p.o. 32000 p.o. 3600 p.o.	8000 56000 3600	1818 3181860 0 818	18181 127272 8181
33	0,02							
37	0,003							

PCB No	Human BB (ug/kg)	Effekt	NOAEL ug/kg /dag	NOAEL BB (ug/kg)	LOAEL ug/kg /dag	LOAEL BB (ug/kg)	MOBB NOAEL	MOBB LOAEL
47	0,28	Repro, rotte, nedsat dopamin i unger Repro, rotte, ændret seksualadfærd Thyroidea, ikke kønsmodne rotter Adfærd, nyfødte mus Adfærd, nyfødte mus	1000 p.o. 1000 i.p. 4100 1500 s.c.	4200 4200 4100 8000	10000 p.o. 20000 30000 i.p.	42000 84000 48000	15000 15000 14642 28521	150000 300000 171428
52	0,064	Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter Immunotoxicitet, rotte Adfærd, nyfødte mus	1000 p.o. 420 p.o.	5000 420	14000 i.p. 4100 p.o.	20000 4100	78125 6562	312500 64062
54		Øget vægt af livmoder i ikke-kønsmodne rotter	3,000	3,600	10,000	12,000		
60	0,082							
66	0,24							
74	1,36							
77 DL	0,0018	90-dages toxicitet, rotte Reproduktion, rotte Adfærd, rotte Immunotox, rotte	8,7 87 8,7	10 100 10	87 100 2000 87	100 100 2000 100	8928 89286 8928	89286 89286 1785714 89286
81 DL	0.00085							
95		Reproduktion, rotte Reproduktion, adfærd, rotte Thyroidea, rotte	32000 po 4000 i.p.	64000 7000	8000 p.o. 8000 i.p.	16000 14000		
99	1,24							
101	0.138	Thyroidea, rotte			16000 i.p.	30000		217391

PCB No	Human BB (ug/kg)	Effekt	NOAEL ug/kg /dag	NOAEL BB (ug/kg)	LOAEL ug/kg /dag	LOAEL BB (ug/kg)	MOBB NOAEL	MOBB LOAEL
105 DL	0.42	90 dages toxicitet, rotte Adfærd, nyfødte mus	3,9 p.o. 4600 p.o.	220 4600	39 p.o.	1600	524 10952	3809
110	0.042	Østrogen effekt, thyroidea hormoner, rotte	4000 i.p.	8000	16000 i.p.	32000	190476	761904
114 DL	0,106							
118 DL	2,26	90-dages toxicitet, rotte Reproduktion, rotte Adfærd, rotte Immunotox, rotte Adfærd, nyfødte mus	17 4000 4000 17 4600	850 4600	170 16000 16000 170	7000 7000	376 2035	3761 3761
126 DL	0,009	90-dages toxicitet, rotte Reproduktion, rotte Adfærd, rotte Immunotox, rotte	0,01 0.08	0,25 2,5	0,08 0,25 0,25 0,74	2,5 25	27 271	271 2778
128	0,126	90 dages toxicitet, rotte	42 p.o.	1600	420 p.o.	14000	12698	111111
132		Østrogen effekt, thyroidea hormoner, ikke-kønsmodne rotter	48000 i.p.	96000				
138	11,1							
141	0,034							
149		Østrogen effekt i ikke- kønsmodne rotter Thyroidea hormoner, ikke- kønsmodne rottefr	48000 i.p. 8000	96000 16000	32000	64000		

PCB No	Human BB (ug/kg)	Effekt	NOAEL ug/kg /dag	NOAEL BB (ug/kg)	LOAEL ug/kg /dag	LOAEL BB (ug/kg)	MOBB NOAEL	MOBB LOAEL
153	17.2	90 dages toxicitet, rotte Reproduktion, rotte Østrogen effekt (rotte, ip) Thyroidea, rotteunger Indlæring, rotteunger Hyperaktivitet, rotteunger Adfærd, nyfødte mus Immunotoxicitet mus, po	34 p.o. 125000 11000 i.p. 16000 po.	2300 125000 22000 32000	340 250000 25000 i.p. 16000 p.o. 32000 5000 5100	18000 250000 50000 32000 64000 50000 5100	170 9218 1622 2286 2286 38 7375	1326 18436 3687 2286 4719 3687 376
156 DL	1,38	Thyroidea hormon, rotte Immunotox, rotte	30000	30000	81 100000	5000 100000	21723	3623 72454
157 DL	0,22							
167 DL	0,44							
169 DL	0,006	Reproduktion, rotte Immunotox, rotte	600 1000	600 1000	1800 3000	1800 3000	101695 169492	305085 508475
170	3,58	Immunotox, mus, ip	50000	50000	100000	100000	13966	27933
180	9,16	Immunotox, mus, ip	50000	50000	100000	100000	5459	10917
183	1,2							
187	1,92							
189 DL	0,108							
194	0,64							
206	0,06	Immunotox, mus, ip	4600	4600	11500	11500	76667	191667
207		Immunotox, mus, ip	4600	4600	11500	11500		
208		Immunotox, mus, ip	4600	4600	11500	11500		
209	0.028	Immunotox, mus, ip	11500	11500	46000	46000	410714	1642857

7 Referencer

Arnold D.L., Bryce F., Mes J., Tryphonas H., Hayward S., Malcolm S. (1999) Toxicological consequences of feeding PCB congeners to infant rhesus (*Macaca mulatta*) and cynomolgus (*Macaca fascicularis*) monkeys. *Food Chem. Toxicol.* 37, 153-167.

ATSDR (2000). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (Update). U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Baars A J, Bakker M I, Baumann R A, Boon P E, Freijer J I, Hoogenboom L A P, Hoogerbrugge R, Klaveren J D, Liem A K D, Traag W A and Vries J de (2004), 'Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in the Netherlands', *Toxicology Letters*, 151: 51-61.

Ballschmitter K, Zell M Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography: Composition of technical Aroclor- and Clophene-PCB mixtures *Fres Z Anal Chem.* 302:20-31 (1980).

Ballschmitter, K., Bacher R., Mennel, A., Fischer, R., Riehle, U. Swerev, M., 1992. The determination of chlorinated biphenyls, chlorinated dibenzodioxins, and chlorinated dibenzofurans by GC-MS. *J. High Resolut. Chromatogr.* 15, 260-270.

Ballschmitter, K., Schäfer, W., Buchert, H., 1987. Isomer-specific identification of PCB congeners in technical mixtures and environmental samples. *Fresenius J. Anal. Chem*, 326, 253-257.

Beck and Mathar 1985

Benthe C., Heinzow B., Jessen H., Mohr S. and Rotard W. (1992) Polychlorinated biphenyls. Indoor air contamination due to thiokol rubber sealants in an office building. – *Chemosphere*, 25:1481-1486.

FDIR (2000). Overvågningsystem for levnedsmidler 1993-1997. Fødevarerdirektoratet 2000.

Hansen L. G. (1999) *The ortho Side of PCB: Occurrence and Disposition.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. ISBN 0-7923-8541-1

Balfanz E., Fuchs J. and Kieper H. (1993) Sampling and analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) in indoor air due to permanently elastic sealants. *Chemosphere*, 26:871-880.

Ewers U., Wittsiepe J., Barth G., Bork M., Kaesler C., Leidl J. and Strobel K. (1998) Blutuntersuchungen auf PCB bei Lehrerinnen und Lehrern einer stark PCB-belasteten Schule. *Gesundheitswesen* 60: 357-362 (English summary).

Gabrio T., Piechotowski I., Wallenhorst T., Klett M., Cott L., Friebel P., Link B. and Schwenk M. (2000) PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. *Chemosphere* 40: 1055-1062.

Kodavanti, P.R.S. et al., 2001. Differential Effects of two lots of Aroclor 1254: Congener specific analysis and neurochemical endpoints, *Environmental Health Perspectives*, 109, 1153-1161.

Kohanawa M, Shoya S, Yonemura T, Nishimura K, Tsushio Y (1969). *Nat Inst Anim Health Quart* 9:220-228.

Liem D and Theelen

Jansson B., Sandberg J., Johansson N. and Åstebro A. (1997) PCB i fogmassor – stort eller litet problem? *Naturvårdsverket Rapport 4697*. ISBN 91-620-4697-7, ISSN 0282-7298. (English summary).

Johansson N., Hanberg A., Bergek S. and Tysklind M. (2001) PCB in sealant is influencing the levels in indoor air. *Organohalogen Compounds*. 52: 436-439.

Johansson N., Hanberg A., Wingfors H. and Tysklind M. (2003) PCB in Building Sealant is Influencing PCB Levels in Blood of Residents. *Organohalogen Compounds*. 63: 381-384.

Neisel F., Manikowsky S.v., Schünmann M., Feindt W., Hoppe H.-W. and Melchior U. (1999) Humanes Biomonitoring auf Polychlorierte Biphenyle bei 130 in einer Grundschule exponierten Personen. *Gesundheitswesen* 61: 137-150 (English summary).

Nørhede, P and Larsen, J.C. (2003): Evaluation of health hazards by exposure to PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs. Institut for Fødevarerikkerhed og Ernæring, Fødevarerdirektoratet. Baggrundsrapport udarbejdet for Miljøstyrelsen.

Rice DC (1999). Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys. *Environ. Res.* 80, S113-S121, 1999b.

Schulte and Malisch 1984

SCF (Scientific Committee on Food) (2000). Opinion on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food (Adopted on 22 November 2000) http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out78_en.pdf

SCF (Scientific Committee on Food) (2001). Opinion on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food (update based on the new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22 November 2000) (adopted by the SCF on 30 May 2001) http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf

Schwenk M., Gabrio T., Pöpke O. and Wallenhorst T. (2002) Human biomonitoring of polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofuranes in teachers working in a PCB-contaminated school. *Chemosphere* 47: 229-233.

Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld ATC, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen FXR, Liem AKD, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenck D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Wærn F and Zacharewski T (1998). Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and for Wildlife. *Environ Health Perspect* 106, 775-792.

WHO (2003). Polychlorinated biphenyls: human health aspects. Concise International Chemical Assessment Document 55.
<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>

Wolff MS, Fischbein A, Selikoff IJ. (1992). Changes in PCB serum concentrations among capacitor manufacturing workers. *Environ Res* 59(1):202-216.

Zweiner G. (1994) Polychlorierte Biphenyle in Gebäude. *Deutsches Architektblatt*, Ausgabe Baden-Wuerttemberg, 26, 786-789.

Supplerende PCB målinger på to tidligere udtagne fugeprøver og fem nye fugeprøver

1.1 Baggrund

Målinger af PCB koncentrationer i fugerne fra de 10 udvalgte bygninger var lavere end forventet fra udenlandske undersøgelser. For at understøtte, at de lave koncentrationsmålinger ikke skyldes den anvendte analysemetode eller andre fejl i forbindelse med målingerne, blev et par af de gamle fugeprøver målt igen både af DMU og det kommercielle laboratorium Analytica, der er akkrediteret til at måle PCB. Derudover blev der på begge laboratorier målt på nogle nye fugeprøver, som forventedes at indeholde PCBere. Disse fugeprøver blev taget med hjælp fra Miljøkontrollen i Københavns Kommune i forbindelse med nogle af kommunens nedrivningsopgaver, hvor det var erkendt at fugerne indeholdt PCB.

1.2 Sammenligning af målinger gennemført af Analytica og DMU

Fugeprøverne var ved modtagelsen hos DMU meget lidt homogene blandt andet med rester af materiale brugt til bagstopning. For at sikre at analyserne foregik på ensartede materialeprøver blev fugeprøverne af DMU findelt med en skalpel til små partikler og delt i ensartede og homogene delprøver.

1.3 Gentagelse af målinger på tidligere analyserede fuger

Siden den første analyse, blev resterende fugeprøver opbevaret i aluminiumsfolie ved en temperatur på 5 °C. To af de gamle fuger blev valgt til den gentagne analyse, fordi de havde et tilstrækkeligt indhold af PCBere, og fordi der var nok fuge tilbage til nogle nye målinger.

mg/kg	04-0637		04-0639	
	Rapport	Analytica	Rapport	Analytica
CB-28	533	412	3,4	3,6
CB-52	1676	1710	167	153
CB-101	800	818	305	260
CB-118	680	754	250	245
CB-138	222	348	195	213
CB-153	200	228	146	118
CB-180	98	99,5	20	20
Σ7 PCB	4210	4370	1087	1013

Tabel 1: Sammenligning af målinger fra 2004 (Rapport) med Analytica's nye målinger på de gamle fuger.

Tabel 1 viser en meget god overensstemmelse mellem analyseresultater fra de to laboratorier. PCB målingerne på fugerne fra 2004 er således blevet valideret af et eksternt laboratorium. Den samlede interne og eksterne kvalitetssikring af disse målinger dokumenterer en meget høj datakvalitet og datasikkerhed. Der er intet der tyder på at de afrapporterede målinger underestimerer de faktiske koncentrationer i fugeprøverne, da de blev modtaget af DMU. Sammenligningen begrænser sig til de 7 indikator PCBere som Analytica måler.

1.4 PCB målinger på fuger med højt PCB-indhold

DMU modtog nye fugeprøver fra SBi. De blev findelt med skalpel, hvorefter to delprøver blev målt af DMU, og en delprøve blev sendt til Analytica. Lars Gunnarsen fra By og Byg var rekvirent for analyserne, og han modtog også analyseresultaterne fra Analytica.

mg/kg	Kalvebod B. 1		Kalvebod B. 2		Kalvebod B. 3		Åtoften		Israels Plads	
	2007-2283		2007-2284		2007-2285		2007-2286		2007-2287	
	DMU	Ana.	DMU	Ana.	DMU	Ana.	DMU	Ana.	DMU	Ana.
CB-28	8,5	<10,0	320	270	100	151	0,78	<1,0	31,3	51,1
CB-52	12,9	<10,0	1011	946	386	565	1,45	<1,0	51,9	88,9
CB-101	15,9	<10,0	1889	1720	249	339	0,41	<1,0	23,1	58,2
CB-118	24,0	<10,0	1409	1370	280	401	0,09	<1,0	9,5	<10,0
CB-138	21,6	<10,0	1511	1870	131	258	<0.05	<1,0	4,5	<10,0
CB-153	17,8	<10,0	1126	1040	99	131	<0.05	<1,0	8,0	<10,0
CB-180	12,6	<10,0	278	220	75	101	<0.05	<1,0	7,4	<10,0
∑7 PCB	113,4	<70,0	7544	7440	1320	1950	2,7	<7,0	136	198

Tabel 2: Analyseresultater for nye fugeprøver – sammenligning mellem DMU's og Analyticas målinger af de 7 indikator PCBere. DMU's målinger er gennemsnit af to målinger.

Tabel 2 viser, at der findes Danske fuger med et PCB indhold, som er større end de beskrevne niveauer i rapporten. Analyseresultaterne viser også, at Analytica har leveret en fin analysekvalitet for fuger med et vist PCB indhold. Det skal dog bemærkes, at de kun måler på 7 PCB kongenerer og ikke måler i det lave koncentrationsområde.

Miljøregler om PCB-holdigt affald i Danmark

Nedenstående liste omfatter miljøregler om PCB affald i Danmark. Der gøres opmærksom på, at listen ikke nødvendigvis er udtømmende

- Bekendtgørelse nr. 1634 af 13. december 2006 om affald
- Bekendtgørelse nr. 923 af 28. september 2005 om listen over farlige stoffer
- Bekendtgørelse nr. 664 af 27. juni 2005 om håndtering af affald af elektrisk og elektronisk udstyr (Elskrotbekendtgørelsen)
- Vejledning nr. 9709 af 1. december 2004 om kommunale affaldsplaner
- Vejledning nr. 9580 af 20. oktober 2004 om klassificering m.v. af kemiske stoffer og produkter
- Bekendtgørelse nr. 818 af 29. september 2003 om ændring af bekendtgørelse om PCB, PCT og erstatningsstoffer herfor (POP-stoffer)
- Bekendtgørelse nr. 162 af 11. marts 2003 om anlæg, der forbrænder affald
- Vejledning om farligt affald, Vejledning nr. 6, Miljøstyrelsen, 2002
- Vejledning nr. 9907 af 1. december 2002 om ISAG informationssystem for affald og genanvendelse
- Bekendtgørelse nr. 329 af 16. maj 2002 om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter
- Bekendtgørelse nr. 705 af 21. juni 2007 om vejtransport af farligt gods
- Bekendtgørelse nr. 764 af 27. august 2001 om ændring af bekendtgørelse om PCB, PCT og erstatningsstoffer herfor
- Lovbekendtgørelse nr. 1757 af 22. december 2006 af lov om miljøbeskyttelse. (Miljøbeskyttelsesloven)
- Vejledning nr. 12415 af 1. januar 2001 (Luftvejledningen)
- Europa Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 850/2004 af 29. april 2004 om organiske persistente miljøgifte og om ændring af direktiv 79/117/EØF
- Vejledning nr. 12392 af 10. oktober 2001 om visse offentlige og private anlægs indvirkning på miljøet
- 2000/76/EF af 4. december 2000 om forbrænding af affald
- Vejledning nr. 11772 af 1. januar 2000 om EU's transportforordning 259/93 (EØF)
- Kommissionen forordning (EF) nr. 801/2007 af 6. juli 2007 om eksport til nyttiggørelse af visse typer affald, der er opført i bilag IIIA

til forordning (EF) nr. 1013/2006, til visse lande, der ikke er omfattet af OECD-beslutning om kontrol med grænseoverskridende overførsel af affald.

- Rådets forordning (EF) nr. 1420/1999 af 29. april 1999 om fælles regler og procedurer for forsendelser af visse typer affald til en række lande, der ikke er medlemmer af OECD med senere ændringer
- Bekendtgørelse nr. 925 af 13. december 1998 om PCB, PCT og erstatningsstoffer herfor
- Bekendtgørelse nr. 1042 af 17. december 1997 om begrænsning af salg og anvendelse af visse farlige kemiske stoffer og produkter til specielt angivne formål
- Bekendtgørelse nr. 149 af 21. november 1996 af Basel-konventionen af 22. marts 1989 om kontrol med grænseoverskridende transport af farligt affald og bortskaffelse heraf
- Lovbekendtgørelse nr. 1755 af 22. december 2006 om kemiske stoffer og produkter (Kemikalieloven)
- EU-Direktiv 96/59/EF af 16. september 1996 om bortskaffelse af polychlorbiphenyler og polychlorterphenyler (PCB/PCT)
- Cirkulære nr. 94 af 21. juni 1995 om kommunale regulativer om sortering af Bygge- anlægsaffald med henblik på genanvendelse
- Vejledning nr. 60309 af 1. oktober 1994 om bortskaffelse, planlægning og registrering af affald
- Europaparlamentets og rådets forordning (EF) nr. 1013/2006 af 14. juni 2006 om overførsel af affald
- Vejledning nr. 60273 af 1. januar 1993 om Begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg
- Basel-konventionen om kontrol med grænseoverskridende transport af farligt affald og bortskaffelse heraf, vedtaget i 1989 og trådt i kraft i maj 1992



PCB målinger i Københavns Kommune

I Københavns Kommune er der analyseret for indhold af PCB i bygningsmaterialerne i en række bygninger i forbindelse med anvisning af byggeaffald ved nedrivningsprojekter. Bygninger til undersøgelse for indhold af PCB er udvalgt på baggrund af årgang og byggestil og de faktiske fysiske forhold, som klarlægges ved tilsyn, herunder renovering af gamle bygninger foretaget med potentielle PCB kilder. I ca. 75 % af de udvalgte bygninger, er der konstateret indhold af PCB.

Prøverne er udtaget for at sikre korrekt affaldsbortskaffelse og ikke for at foretage en systematisk kortlægning af mængden af PCB i bygningerne. I forhold til affaldshåndteringen er det uden betydning, om der konstateres 1000 eller 200.000 ppm, da der under alle omstændigheder er tale om farligt affald. Ofte foretages der således ikke yderligere prøvetagning, når der er konstateret høje koncentrationer af PCB. PCB-holdigt byggeaffald er anvist i henhold til Københavns Kommunes PCB-vejledning. Nedenfor er angivet resultaterne af målinger på formodet PCB-holdige fugematerialer, samt betonanalyser fra områder tæt på fugerne. Betonanalyser er kun foretaget i nogle få tilfælde. Analyserne af fuger er ligeledes suppleret med oplysninger om, hvorvidt det er en indvendig eller udvendig fuge, såfremt det har været muligt at bestemme det ud fra de tilgængelige informationer.

Resultaterne er enten opgjort som summen af de 7 mest almindeligt anvendte PCB kongener (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 og PCB 180) eller som en beregnet total PCB koncentration i mg/kg. Grunden til at man kun analyserer for 7 kongener er, at der teoretisk eksisterer 209 forskellige PCB kongener og i praksis anvendes mere end 120 af dem. Det er derfor ikke realistisk at måle for dem alle sammen, men i stedet udvælge nogle repræsentative kongener som findes i de fleste forbindelser. Summen af de 7 kongener vil i alle tilfælde være lavere end den totale PCB koncentration, da PCB produktet vil bestå af flere andre kongener udover de 7.

For at beregne den totale PCB koncentration, bestemmes koncentrationen af hver af de 7 kongener. Ved at sammenligne størrelsesforholdet mellem koncentrationen af de syv kongener, kan analyselaboratoriet bestemme hvilket PCB produkt der formodentligt er anvendt f. eks Arochlor 1254.

Den totale PCB koncentration beregnes ud fra summen af de 7 kongener multipliceret med en faktor, som er karakteristisk for den pågældende PCB forbindelse. Denne omregning giver det mest realistiske bud på den totale PCB koncentration. Det er samtidigt

Notat

05-12-2008

Sagsnr.
2008-10322

Dokumentnr.
2008-669999

Center for Miljø Jordområdet

Kalvebod Brygge 45
Postboks 259
1502 København V

Telefon
3366 5800

Telefax
3366 7133

E-mail
miljoe@tmf.kk.dk

EAN nummer
5798009595959

www.kk.dk

denne beregnede totale PCB koncentration, der ligger til grund for grænseværdien for farligt affald på 50 ppm.

Det er kun visse analyselaboratorier, der laver den omregning og de faktorer, som er anvendt til omregningen, er ikke opgivet fra analyselaboratoriet. De almindelige anvendte faktorer er

Arochlor 1242 (8,2)

Arochlor 1248 (5,3)

Arochlor 1254 (3,5)

Arochlor 1260 (3,0)

Nogle af resultaterne er opgivet som summen af 7 congener, mens resten er opgivet som total PCB koncentration. Resultaterne for summen af 7 congener kan således ikke umiddelbart sammenlignes med resultaterne for den totale PCB koncentration.

Endvidere er jorden nær bygning 1 og 3 undersøgt for indhold af PCB. I begge tilfælde blev der konstateret PCB i jorden med maksimale værdier på hhv. 0,45 på 0,25 ppm. Total PCB i jorden er opgjort som summen af syv congener.

PCB målt i beton (mg/kg)

(Hvis ikke andet er angivet, så er det summen af 7 congener, PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 og PCB 180)

Bygning 1			Stationsbygning
Puds/beton 1 cm fra fuge	0,5684		
Puds/beton 3 cm fra fuge	0,331		
Puds/beton 5 cm fra fuge	0,3271		
Vægflise 1 cm fra fuge	0,082		
Vægflise 3 cm fra fuge	0,0193		
Puds/beton bag flise med fugemateriale	11,091	Udregnet som Arochlor 1242 (8,2) fra laboratorium til 91 ppm	
Bygning 3			Kontor
Betonelement overflade ved fuge	8420	Beregnet som Arochlor 1254	
Betonelement 2-3 mm fra fuge	980	Beregnet som Arochlor 1254	
Betonelement 10 mm fra fuge	40,2	Beregnet som Arochlor 1254	
Betonelement overflade ved fuge	2730	Beregnet som Arochlor 1254	
Betonelement 2-3 mm fra fuge	475	Beregnet som Arochlor 1254	
Betonelement 10 mm fra fuge	10,5	Beregnet som Arochlor 1254	
Beton ml vinduer overflade ved fuge	76,9	Beregnet som Arochlor 1248	
Beton ml vinduer 2-3 mm fra fuge	19,8	Beregnet som Arochlor 1248	
Beton ml vinduer 10 mm fra fuge	2	Beregnet som Arochlor 1248	
Bygning 4			Lager, varemottagelse mv.
0-3 mm fra fuge	0,013		
50-53 mm fra fuge	0,004		
100-103 mm fra fuge	0		
105-153 mm fra fuge	0		
	0		
Bygning 5			Kontor
0-1 cm fra fuge	0,006		
1-3 cm fra fuge	0		
0-1 cm fra fuge	44		
1-3 cm fra fuge	3,7		
0-1 cm fra fuge	250		
1-3 cm fra fuge	23		
1 cm fra fuge	0,055		
0-1 cm fra fuge	1,2		
1-3 cm fra fuge	6,8		

Bygning 8		Stadion
	0,107	
2,5 cm fra fuge	0	
5 cm fra fuge	0	
2,5 cm fra fuge	0	
5 cm fra fuge	0	
	0,06	
Bygning 10		Skole
Beton dørkarm	5,8	
Bygning 16		Kontor
	0	
	0	
	0	
	0	
	0	
	0	
Bygning 18		Lagerhal
	0	
	0	
	0	
	0	
	0	
	0	

PCB målt i fugemasse (mg/kg)

(Hvis ikke andet er angivet, så er det summen af 7 congener, PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 og PCB 180)

Bygning 1		Stationsbygning
Indvendig fuge	20000	Udregnet som Arochlor 1242 (8,2) fra laboratorium til 160000 ppm
Indvendig fuge	15000	Udregnet som Arochlor 1242 (8,2) fra laboratorium til 120000 ppm
Indvendig fuge	743,8	
Indvendig fuge	52455	
Indvendig fuge	45853	
Bygning 2		Plejeboliger
Kantlim	921	Udregnet som Arochlor 1242 (8,2) fra laboratorium til 7552 ppm
Termokit	30,02	Udregnet som Arochlor 1242 (8,2) fra laboratorium til 246 ppm
Bygning 3		Kontor
Indvendig fuge	31	Beregnet som Arochlor 1254
Indvendig fuge	9500	Beregnet som Arochlor 1254
Indvendig fuge	0	
Indvendig fuge	200000	Beregnet som Arochlor 1260
Udvendig fuge	18000	Beregnet som Arochlor 1260
Udvendig fuge	1500	Beregnet som Arochlor 1260
Udvendig fuge	1400	Beregnet som Arochlor 1260
Udvendig fuge	0	Beregnet som Arochlor 1254
termorude	640	Beregnet som Arochlor 1254
Udvendig fuge	37	Beregnet som Arochlor 1254
Bygning 4		Lager, varemodtagelse mv.
	150000	Ukendt beregning
	5600	Ukendt beregning
	0	
	0	
	0	
	0	
	0	

Udvendig fuge	69000	Beregnet som Arochlor 1254	
	0		
	0		
	0		
Udvendig fuge	94000	Beregnet som Arochlor 1254	
	0		
	0		
	0		
	0		
	0		
	0		
	0		
Udvendig fuge	307	Beregnet som Arochlor 1254	
Udvendig fuge	195	Beregnet som Arochlor 1254	
Indvendig fuge	190000	Beregnet som Arochlor 1254	
Indvendig fuge	200000	Beregnet som Arochlor 1254	
Indvendig fuge	190000	Beregnet som Arochlor 1254	
	0		
	0		
Indvendig fuge	150000	Beregnet som Arochlor 1254	
	0		
	0		
	0		
Bygning 5			Kontor
	19000	Beregnet som Arochlor 1254	
	110000	Beregnet som Arochlor 1254	
	52	Beregnet som Arochlor 1254	
Bygning 6			Bolig
Udvendig fuge	139000	Beregnet som Arochlor 1248	
Udvendig fuge	112000	Beregnet som Arochlor 1248	
Udvendig fuge	310	Beregnet som Arochlor 1254	
Udvendig fuge	4000	Beregnet som Arochlor 1254	
Bygning 7			Kontor
	1191		
	3770		
	1,452		
Bygning 8			Stadion
	Interferens		

	0		
	0		
	0		
	0		
	0		
	0		
	0,02		
	0		
	0		
	0		
	0		
Udvendig fuge	1,2	Udregnet som Arochlor 1242 (8,2) fra laboratorium til 9,8 ppm	
Bygning 9			Skole
Vinduesfuge	2,4	Beregnet som Arochlor 1248	
Bygning 10			Skole
Indvendig fuge	1500		
Indvendig fuge	5,7		
Indvendig fuge	18000		
Indvendig fuge	9800		
Indvendig fuge	18000		
Indvendig fuge	22000		
Indvendig fuge	21000		
Indvendig fuge	1500		
Bygning 11			Lokalcenter
Indvendig fuge	0,41		
Indvendig fuge	0		
Indvendig fuge	85,3		
Indvendig fuge	169		
Indvendig fuge	0,451		
Indvendig fuge	242		
Indvendig fuge	5,85		
Indvendig fuge	71,5		
Bygning 12			Kontor
Udvendig	17000	Beregnet som Arochlor 1254	

fuge			
Vinduesfuge	2	Beregnet som Arochlor 1248	
	20000	Beregnet som Arochlor 1254	
	10000	Beregnet som Arochlor 1254	
	12000	Beregnet som Arochlor 1254	
	29000	Beregnet som Arochlor 1254	
	40000	Beregnet som Arochlor 1254	
	15000	Beregnet som Arochlor 1254	
	15000	Beregnet som Arochlor 1254	
	2,5	Beregnet som Arochlor 1248	
	22	Beregnet som Arochlor 1260	
	58	Beregnet som Arochlor 1260	
	26	Blanding af 1248+1260	
Vinduesfuge	16	Beregnet som Arochlor 1248	
Vinduesfuge	7,8	Beregnet som Arochlor 1248	
Vinduesfuge	17	Beregnet som Arochlor 1254	
Vinduesfuge	22	Beregnet som Arochlor 1254	
Bygning 13			Kontor
Udvendig fuge	0		
Udvendig fuge	0		
Udvendig fuge	0		
	0		
Udvendig fuge	0		
Udvendig fuge	0		
Udvendig fuge	0		
	0		
Udvendig fuge	0		
Bygning 14			Daginstitution
	0		
	0		
Bygning 15			Hal
Indvendig fuge	0		
Udvendig fuge	0		
Bygning 16			Kontor
Vinduesfuge	0,1		
Vinduesfuge	0		
Vinduesfuge	0		
Vinduesfuge	0		
	0		
Indvendig fuge	640		
Bygning 17			Kontor

