

PCB i inomhusluft i Sverige

- Toxicitet, riktvärden och omfattning

Valborg Henriksson

AVDELNINGEN FÖR ERGONOMI OCH AEROSOLTEKNOLOGI | INSTITUTIONEN
FÖR DESIGNVETENSKAPER | LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA |
LUNDS UNIVERSITET 2019

EXAMENSARBETE



PCB i inomhusluft i Sverige

- Toxicitet, riktvärden och omfattning

Valborg Henriksson



LUNDS
UNIVERSITET

PCB i inomhusluft i Sverige

-Toxicitet, riktvärden och omfattning

Copyright © 2019 Valborg Henriksson

Publicerad av

Institutionen för designvetenskaper
Lunds Tekniska Högskola, Lunds universitet
Box 118, 221 00 Lund

Ämne: Aerosolteknologi (MAMM05)
Avdelning: Ergonomi och Aerosolteknologi
Huvudhandledare: Aneta Wierzbicka
Bitr. handledare: Erik Nordin
Examinator: Christina Isaxon

Abstract

Exposure to polychlorinated biphenyls (PCB) can cause adverse health effects in humans. PCB from building materials have been found to contaminate the indoor air, however no action levels (concentrations for remedial actions) for this exposure exist in Sweden. The first aim of this study is to analyse action levels from other countries. The second aim of the study is to estimate the magnitude of buildings in Sweden where indoor air concentrations of PCB may exceed action levels. A literature review and Monte-Carlo-simulations were used to achieve the respective aims.

Action levels for PCB in indoor air in Denmark and Germany are 300 ng/m³ (when actions are recommended) and 3000 ng/m³ (immediate actions). These action levels are based on a TDI (tolerable daily intake, 1000 ng/kg bodyweight per day) that should not be exceeded by exposure through the indoor air. Recent research implies that humans are more sensitive to PCB than previously thought, and simultaneously lower TDIs have been derived (20 ng/kg bodyweight per day). If the same methodology is applied to more recently derived TDI the action levels for PCB in indoor air would be lower.

In this study it is estimated that in Sweden the magnitude of buildings with indoor air concentrations of PCB over the levels of concern:

- 300 ng/m³ may be in the order of 10 000 to 100 000.
- 3000 ng/m³ may be in the order of 0 to 1000.

Regarding the residential environment, around 2-5 % of Sweden's population may be exposed to concentrations over 300 ng/m³. The findings in this study suggests further research and the establishment of action values for PCB in indoor air to ensure the Swedes health.

Keywords: PCB, indoor air, action values, building material, toxicity

Sammanfattning

Exponering av polyklorerade bifenyler (PCB) kan orsaka hälsoeffekter hos människor. PCB från byggnadsmaterial har visats kunna läcka ut i inomhusluften. Det finns dock inga riktvärden för PCB i inomhusluften i Sverige. Studiens första syfte är att sammanställa och analysera riktvärden från andra länder. Studiens andra syfte är att uppskatta av hur många byggnader i Sverige (magnitud) som kan ha koncentrationer av PCB i inomhusluften över riktvärden. En litteraturstudie och Monte-Carlo-simuleringar användes för att uppnå respektive syfte.

Riktvärden för PCB i inomhusluften från Danmark och Tyskland är 300 ng/m^3 där åtgärder rekommenderas och 3000 ng/m^3 när åtgärderna bör genomföras omgående. Riktvärdena baseras på ett TDI (tolererbart dagligt intag, 1000 ng/kg kroppsvikt per dag) som inte bör överskridas genom exponering via inomhusluften. Senare tillkommen forskning har visat att människor är känsligare för PCB än tidigare trott, och simultant har lägre TDI för människor härletts (20 ng/kg kroppsvikt per dag). Om dansk och tysk metodik appliceras på aktuellare TDI blir riktvärdena avsevärt lägre.

I den här studien uppskattas att i Sverige kan antalet byggnader med inomhuskoncentrationer av PCB över riktvärdena:

- 300 ng/m^3 vara i storleksordningen 10 000 till enstaka 100 000.
- 3000 ng/m^3 vara i storleksordningen 0–1000.

I boendet beräknas 2–5 % av Sveriges befolkning kunna vara exponerade för koncentrationer över 300 ng/m^3 . Fynden i den här studien rekommenderar vidare forskning på ämnet och upprättande av riktvärden för PCB i inomhusluft för att säkerställa svenskarnas hälsa.

Nyckelord: PCB, inomhusluft, riktvärden, byggnadsmaterial, toxicitet.

Förord

Examensarbetet har genomförts i samarbete med Sweco och är den avslutande delen i utbildningen till civilingenjör i ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola. Det är min förhoppning att det här arbetet kan bidra till att lyfta frågan om PCB i inomhusluft i Sverige och därigenom bidra till de globala målen (UNDP, 2015):

3.9. Minska antalet sjukdoms- och dödfall till följd av skadliga kemikalier och föroreningar.

8.8. Skydda arbetstagares rättigheter och främja trygg och säker arbetsmiljö för alla.

Jag vill tacka...

...mina handledare, Erik Nordin och Aneta Wierzbicka för värdefullt stöd under arbetets gång.

...examinator Christina Isaxon, för intressanta diskussioner och synpunkter.

...Carolin Gunnarsson Bangay, för en skarpsynt opposition och korrekturläsning.

...hela grupp 21237 i Helsingborg för fantastisk peppning och goda råd.

...Kevin Pearson, för hjälp med medicinens fackspråk.

...och till sist tack till nära och kära, utan ert stöd hade inte arbetet varit möjligt.

Lund, juni 2019

Valborg Henriksson

Innehållsförteckning

Akronym- och förkortningslista	9
1 Introduktion	10
1.1 Syfte och frågeställningar	10
1.2 Bakgrund	10
1.2.1 Lagstiftning	11
1.2.2 Bakgrundsexponeringen av PCB	12
1.2.3 PCB i inomhusluft	13
1.3 Genomförande, disposition av rapporten	13
2 Toxicitet och riktvärden för PCB i inomhusluft	14
2.1 Metod	14
2.1.1 Sökord, databaser, kontaktade forskare och myndigheter	15
2.2 Resultat	16
2.2.1 Toxicitet av PCB	16
2.2.2 Riktvärden av myndigheter och organisationer	23
2.3 Diskussion	28
2.3.1 Riktvärden och simplistiska exponeringsscenario	29
3 Antal byggnader med PCB i inomhusluften i Sverige	31
3.1 Syfte, delmål	31
3.2 Metod	32
3.2.1 Delmål	32
3.2.2 Modellering av antal byggnader	32
3.3 Resultat	37
3.3.1 Antal byggnader från PCB-perioden i Sverige	37
3.3.2 Sammanställning av mätningar av PCB i inomhusluften i Sverige	38
3.3.3 PCB-saneringen	38

3.3.4 Antal byggnader med PCB i inomhusluften	40
3.4 Diskussion	44
4 Slutsats	47
4.1 Förslag till framtida forskning	48
Referenslista	50
Bilaga A Sökord	57
Bilaga B Mätningar av PCB i inomhusluft i Sverige	59
Bilaga C Vidare härledning av riktvärden	63
Bilaga D Sannolikhetsfördelningar (variabler)	65

Akronym- och förkortningslista

AFS	Arbetsmiljöverkets författningssamling
bw	<i>eng.</i> body weight, kroppsvikt
DL-PCB	<i>eng.</i> dioxin-like PCB, dioxinlika PCB
ECHA	European Chemicals Agency
EFSA	European Food Safety Authority
EPA	United States Environmental Protection Agency
HPCB	<i>eng.</i> high-chlorinated-PCB, högklorerade PCB
IARC	International Agency for Research on Cancer
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
LOAEL	<i>eng.</i> lowest-observed-adverse-effect level
LPCB	<i>eng.</i> low-chlorinated-PCB, lågklorerade PCB
NDL-PCB	<i>eng.</i> non-dioxin-like-PCB, icke-dioxin-lika-PCB
PCB	<i>eng.</i> polychlorinated biphenyls, polyklorerade bifenyler
SCB	Statistiska Centralbyrån
TDI	<i>eng.</i> tolerable daily intake, tolererbart dagligt intag
TEQ	<i>eng.</i> toxic equivalents
TWI	<i>eng.</i> tolerable weekly intake, tolererbart veckointag
WHO	World Health Organisation

1 Introduktion

I avsnittet presenteras syftet med studien samt generella fakta om PCB och PCB i inomhusluft.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att sammanställa underlag gällande PCB i inomhusluft till myndigheter i Sverige. Underlaget kan sedan utgöra en bas för att avgöra om riktvärden bör sättas för att säkerställa människors hälsa. Syftet med studien förväntas kunna besvaras med hjälp av två övergripande frågeställningar:

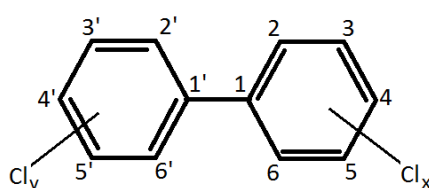
- Vilka riktvärden finns för PCB i inomhusluft, och på vilken vetenskaplig grund vilar dessa?
- Hur många byggnader (magnitud) i det svenska byggnadsbeståndet kan ha inomhuskoncentrationer av PCB i luften som överskrider riktvärden?

1.2 Bakgrund

Polyklorerade bifenyler (PCB) förekommer inte naturligt utan har blivit producerat på grund av dess användbara egenskaper. PCB är exempelvis väldigt stabilt, svårantändligt och fungerar bra som en isolator. På grund av dessa egenskaper syntetiserades stora mängder PCB för användning i byggvaror och till komponenter till elektronik under en period mellan 1950–1980 (Jensen, 2013). Igenom rapporten kommer perioden kallas PCB-perioden. Dessvärre gör även dessa stabiliserande egenskaper att PCB är biologiskt svårnedbrytbart och kan ackumuleras i näringskedjor och organismer (Lehmann, Christensen, Maddaloni, & Phillips, 2015). PCB användes huvudsakligen i Sveriges byggnader i fogmassa, golvmassa, isolerrutor och småkondensatorer i lysrörsarmaturer eller hushållsmaskiner med enfasmotorer (Naturvårdsverket, 2002). I dagsläget är runt 1 100 000 byggnader i det svenska byggnadsbeståndet fortfarande i bruk som uppfördes under PCB-perioden (Fastighetsregistrets byggnadsdel 2019). I ett antal av dessa byggnader har halter av PCB i inomhusluften som överskrider tyska och danska hälsomässiga

riktvärden uppmätts (Johansson, Hanberg, Bergek, & Tysklind, 2001; Sundahl m.fl., 1999).

PCB är ett samlingsnamn för 209 olika kongener (varianter av molekylerna). PCB-molekylen består av två fenylingar med kloratomer bundna till fenylingarna, och de olika kongenerna syftar till kloratomernas antal och orientering. Den generella strukturen av en PCB molekyl illustreras i Figur 1 nedan, där Cl_x och Cl_y i figuren representerar olika antal kloratomer beroende på vilken kongen som avses. Kongenerna kan benämnas PCBXX, exempelvis är PCB28 ett annat namn för 2,4,4'-trichlorobiphenyl (Basra, Scammell, Benson, & Heiger-Bernays, 2018).



Figur 1. Generell struktur av PCB.

PCB kongener med fem eller färre kloratomer kan benämnas lågklorerade PCB (LPCB) (Gaum m.fl., 2017). Resterande kallas HPCB (högklorerade PCB). Ytterligare en uppdelning av PCB kongenerna är NDL-PCB (ej-dioxin-lika, *eng.* non-dioxin-like) och DL-PCB (dioxinlika, *eng.* dioxin-like). Uppdelningen syftar till att kongener ur de olika grupperna visats ha olika mekanismer för toxicitet. DL-PCB kan vägas samman med dioxiner genom att multiplicera koncentrationen av vardera kongenen med dess TEF (*eng.* toxic equivalency factor). Därefter summeras resultaten, vilket representerar blandningens totala dioxinlika effekt som kallas TEQ (*eng.* toxic equivalency) (Jensen, 2013). Igenom rapporten kommer syftningen LPCB att belysa kongenerna av PCB som dominerar i kontaminerad inomhusluft, specifikt kongenerna PCB28 och PCB52.

1.2.1 Lagstiftning

PCB har visats vara skadligt för hälsa och miljö och användningen av PCB regleras genom Stockholmskonventionen som trädde i kraft år 2004 (United Nations Environment, 2018). Både Sverige och EU har ratificerat konventionen (Naturvårdsverket, 2012). PCB tillhör den övergripande gruppen POP (*eng.* persistent organic pollutant), och i Stockholmskonventionen uttrycks (United Nations Environment, 2018, s. 6–8):

The Parties to this Convention,

Recognizing that persistent organic pollutants possess toxic properties, resist degradation, bioaccumulate and are transported, through air, [...]

Aware of the health concerns... resulting from local exposure to persistent organic pollutants, in particular impacts upon women and, through them, upon future generations, [...]

Determined to protect human health and the environment from the harmful impacts of persistent organic pollutants

Stockholmskonventionen involverar nationella genomförandeplaner där länderna ska utarbeta planer för att begränsa eller helt få bort utsläpp av POP (Naturvårdsverket, 2012).

I Sverige ska fog-och golvmassor med halter av PCB över 500 mg/kg sanerats senast den 30 juni 2016 enligt Förordning (2007:19) om PCB med mera. Förordningen förbjuder tillverkning, bearbetning, försäljning och överlåtelse av PCB-varor. Förbud mot att bygga in fogmassa och golvmassa med PCB trädde i kraft 1972, och nyanvändning i samtliga produkter förbjöds PCB år 1978 (Naturvårdsverket, 2018).

1.2.2 Bakgrundsexponeringen av PCB

Den största exponeringen av PCB har historiskt sett ansetts härröra från kosten (Lehmann m.fl., 2015). JECFA (*eng.* Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) har sammanställt exponeringen (som medelvärden) via kosten för den svenska befolkningen (World Health Organization, 2016). Exponeringen angavs i ng/kg bw per dag (*eng.* nanogram/kilogram body weight) och uppskattades till 6,7–13,7 för barn, ungdomar 3,4–7,5 och vuxna 5,3–7,1. Majoriteten av bidraget estimerades komma ifrån fisk, mjölk, och fiskrom. I människor mäts PCB vanligtvis i blodet eller i bröstmjölk och anges antingen i ng/L blod eller blodplasma, eller ng/g lipid (fett eller lipoprotein) (Jensen, 2013). Medelkoncentrationen av PCB i svensk bröstmjölk mellan 1996 – 2003 var 146 ng/g lipid enligt Lindell (2012). Kongenen PCB28 uppvisade den största variationen (0,3 – 307 ng/g lipid) (Lindell, 2012).

I en översiktsartikel nämns att det finns indikationer på att hälsoeffekter kan väntas inom spannet för det generella dagliga intaget av PCB (Lindell, 2012). EFSA (European Food Safety Authority, 2005) bedömde att exponering av NDL-PCB och DL-PCB endast marginellt högre än bakgrundsexponeringen, separat eller i kombination, kan påverka barns utveckling. EFSA nämner en problematik med att härleda den toxiska effekten till NDL-PCB eller DL-PCB då dessa alltid förkommer i blandning via kosten, trots detta anses det motiverat att försöka begränsa exponeringen av NDL-PCB via kosten (EFSA, 2005).

1.2.3 PCB i inomhusluft

Det finns inga riktvärden för långvarig exponering av PCB i inomhusluft i Sverige. Koncentrationer över det danska riktvärdet 300 ng/m³ har dock uppmätts i svenska byggnader (Sundahl m.fl, 1999). Vid mätningar i svenska lägenheter var koncentrationer av PCB i inomhusluften i lägenheter utan PCB fogmassa enstaka ng/m³, medan lägenheter med PCB fogmassa hade medelkoncentrationen 366 ng/m³ (standardavvikelse 158 ng/m³) (Johansson, Hanberg, Bergek, & Tysklind, 2001).

I fogmassa och golvmassa är PCB öppet exponerat mot luften, vilket kan innebära mer spridning till luften än den slutna användningen i isolerrutor och kondensatorer (Naturvårdsverket, 2002). Vid eventuellt läckage av PCB från kondensatorer kan dock PCB avges till omgivningen som kan resultera i kraftigt förhöjda koncentrationer av PCB i inomhusluften (>3000 ng/m³) (Langeland & Kloppenborg Jensen, 2013).

LPCB brukar dominera koncentrationmässigt i luften, och på grund av att majoriteten av dessa kongener utgör NDL-PCB så brukar kopplingar mot toxiciteten av PCB i luft främst göras mot den gruppen av PCB. Exempelvis utgjorde de lättklorerade NDL-PCB kongenerna PCB28 och PCB52 nära 90 % av PCB kongenerna uppmätta i luft i kontaminerade tyska skolor (Dai, Min, & Weng, 2016). I luft som kontaminerats av fogmassa så har koncentrationen av TEQ visats vara 0,3 – 0,6 pg/m³ vid koncentrationen 1000 ng/m³ totalt PCB i luften (Heinzow, Mohr, Ostendorp, Kerst, & Körner, 2007). I svenska lägenheter där medelvärdet av PCB i inomhusluften var 76 ng/m³ var medelvärdet av TEQ 0,065 pg/m³ (Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings och Forskningsinstitut, 2001). För vidare beskrivningar om hur PCB mäts i inomhusluften se bilaga B.

I en svensk studie där kopplingar mellan PCB-halten i bröstmjolk till kvinnans ålder och kostvanor undersöktes, identifierades PCB28 som avvikande då den inte följde samma trender som mer högklorerade PCBs (Lignell m.fl., 2011). Författarna uttrycker att detta kan tyda på en annan exponeringsväg för PCB28 och omnämner byggvaror som en möjlig källa. Vidare uttrycker författarna att den kortare halveringstiden för PCB28 kan tyda på en mer nutida förekommande exponering.

1.3 Genomförande, disposition av rapporten

Rapporten är indelad i två större delar, kapitel två och tre, där vardera frågeställningen besvaras. Kapitel två behandlar frågeställningen om riktvärden och vetenskaplig grund enligt dispositionen metod, resultat och diskussion. Kapitel tre besvarar frågeställningen om omfattning enligt dispositionen syfte, metod, resultat, diskussion. Efter båda kapitlen följer ett tredje kapitel som utgör en övergripande slutsats. Slutsatsen sammanknyter resultaten från de två frågeställningarna, och ger rekommendationer till framtida forskning.

2 Toxicitet och riktvärden för PCB i inomhusluft

För att besvara frågeställningen "Vilka riktvärden finns för PCB i inomhusluft, och på vilken vetenskaplig grund vilar dessa?", genomfördes en litteraturstudie som presenteras i det här avsnittet.

2.1 Metod

Frågeställningen besvaras med en litteraturstudie där existerande riktvärden för PCB i inomhusluft och den bakomliggande härledningen analyseras. Den vetenskapliga grunden för Danmarks riktvärden från Arbetsstyrelsen och Sundhetsstyrelsen analyseras mer djupgående. Detta för att identifiera vilken vetenskaplig grund som tagits i åtanke vid den senaste revisionen av riktvärdena, och för att identifiera vilka ämnesområden där forskningen fram tills nuläget bör uppsökas och kompletteras. Riktvärdena analyseras sedan med hjälp av estimeringar av vad riktvärdena skulle kunna resultera i med bas av senare tillkommen forskning.

Då PCB i byggvaror i samband med Stockholmskonventionen regleras på internationell nivå inkluderades klassificeringar och riktvärden av underorgan till WHO (World Health Organisation) och EU.

Avgränsningar

Endast europeiska och amerikanska riktvärden har inkluderats då dessa länder visats ha liknande inbyggnation av byggvaror med PCB. Metodiken bakom riktvärdena undersöktes ingående för europeiska länder som är medlemmar i EU (Tyskland, Danmark, Sverige) då lagstiftning som stiftats på EU-nivå är mer jämförbar med Sverige.

Ämnesområdena som valdes ut för analys av vetenskaplig grund var "toxicitet av PCB som samlingsgrupp", "empiriska studier av inhalering av PCB", "dos-responssamband", "uppskattning av exponering" och "djurförsök".

2.1.1 Sökord, databaser, kontaktade forskare och myndigheter

Artiklar i PubMed som inkluderades var publicerade efter år 2013, och sista urvalet skedde på bas av relevans genom studiernas abstract. För matris över sökord i PubMed se bilaga A.

Vidare genomsöktes myndigheters databaser (Danmark, Tyskland, Sverige) för att samla härledningen till satta riktvärden. Ett urval av svenska och danska myndigheter kontaktades direkt då inte dokumentationen fanns öppet publicerad på myndigheternas websidor. Genomsökta databaser sammanställs i bilaga A.

2.2 Resultat

2.2.1 Toxicitet av PCB

PCB som samlingsgrupp

Exponeringen av PCB för den genomsnittliga befolkningen (d.v.s. utan betydande exponering via luften) sker i blandningar av olika kongener av PCB (Lindell, 2012) och dess påverkan på den mänskliga hälsan har varit föremål för extensiv forskning. I en översiktsartikel klassificerade författarna underlaget för toxikologiska effekter av exponering av PCB enligt skalan ”good”, ”moderate”, ”insufficient” och ”no” bevisning (Vrijheid, Casas, Gascon, Valvi, & Nieuwenhuijsen, 2016). ”Good” innebar att flertalet studier och metaanalyser gav konsekventa resultat. Exponering av PCB inom spannet för den generella befolkningen klassificerades som ”good” kopplat till minskad födelsevikt hos nyfödda. Kopplingar mellan påverkan på neurologisk utveckling och beteendemässiga förändringar mellan barn och PCB exponering klassificeras också som ”good”. Gällande påverkan på andningssystemet och immunförsvaret har kopplingar påträffats mellan exponering av PCB före födelsen och minskad immunrespons för vaccinationer. Underlaget för kopplingar mellan PCB och påverkan på andningssystemet och immunförsvaret som ”moderate” av Vrijheid m.fl. (2016).

En annan översiktsartikel har rapporterat kopplingar mellan prenatal (före födelsen) exponering av PCB och BMI, IQ förlust, försämrad kognitiv förmåga, försämrat visuellt igenkänningsminne, försämrad uppmärksamhets och motorisk förmåga, och ökad risk för autism och ADHD (Mughal, Fini, & Demeneix, 2018). Exponering av PCB i vuxen ålder har kopplats till ökad risk för hjärt- och kärlsjukdomar och påverkan på sköldkörteln hos män. Vidare har väletablerade kopplingar mellan PCB exponering och påverkan på tyreoidhormoner (sköldkörtelhormon) fastställts. Thyreoidhormoner är viktiga för hjärnans normala utveckling (Mughal m.fl. 2018).

Empiriska studier av inhalering av PCB

Huruvida exponering av PCB från luften ökar kroppsbelastningen av PCB (koncentrationen i blodet) och därmed risken för toxikologiska följder har varit en återkommande fråga (Lindell 2012; Jensen 2013). Den samlade forskningen pekar mot att exponering av PCB via luften i arbetet eller boendet kan medföra att lågklorerade kongener av PCB förekommer i signifikant högre koncentration i kroppen jämfört med kontroll. Som sammanfattat i tabell 1 har samtliga studier som identifierats på ämnet påträffat signifikant högre koncentrationer av LPCB i blodet hos exponerade jämfört med kontroll. Ibland upp till tiofaktorer högre (Johansson, Hanberg, Wingfors, & Tysklind, 2003; Schettgen, Alt, Preim, Keller, & Kraus, 2012). För DL-PCB så är underlaget svagare (signifikant högre koncentration i blodet påträffades i tre av sex studier). För den totala halten av PCB i blodet är underlaget också splittrat (signifikant högre i fyra av nio studier). Studierna har

genomförts där koncentrationen av PCB mätts i blodet hos personer som har uppehållit sig i PCB kontaminerad inomhusluft i arbetet (lärare, kontorsarbetare eller dylikt) eller i boendet, och där orsaken till ytterligare PCB exponering identifierats som byggvaror.

Sedan Sundhetsstyrelsens (Jensen, 2013) och Nordiska rådets (Lindell, 2012) översiktsstudier har 4 studier registrerats i PubMed på ämnet inandning av PCB och dess koppling till PCB i blodet. En studie fann att där medelkoncentrationen av PCB i luften var 686 ng/m³ kunde en signifikant högre koncentration av PCB i blodet påträffas jämfört med kontroll, vilket gällde för både NDL-PCB och DL-PCB (Pedersen, Ebbehoj, Göen, Meyer, & Jacobsen, 2016). I en annan studie visades exponeringen av PCB28 från byggmaterial bidra signifikant till koncentrationen av PCB28 i barns blod (Egsmose m.fl., 2016). Författarna rekommenderade att åtgärder borde vidtas för att sänka barnens exponering av PCB från inomhusluften.

Tabell 1. Studier där halten PCB i blodet i personer exponerade för PCB i inomhusluften i boendet eller på arbetsplatsen (skolor, kontor) mätts. ”/” syftar till att skilja mellan ”exponerade/kontroll”. Om annan enhet än µg/L blod använts så har en not satts. Alla siffror är avrundade till tre värdesiffror. ”n/a” avser att studien inte omfattade frågan. ”-” avser ingen signifikant skillnad mellan kontroll och exponerade. Fetstilt markerad text indikerade en signifikant skillnad mellan exponerade jämfört med kontroll.

<i>Referens</i>	<i>LPCB</i> [µg/L] <i>exponerade/ kontroll</i>	<i>DL-PCB</i> [µg/L] <i>exponerade/ kontroll</i>	<i>Totalt PCB</i> [µg/L] <i>exponerade/ kontroll</i>	<i>Koncentration i luften</i> [ng/m ³]	<i>Antal exponerade /kontroll</i>
(Johansson m.fl. 2003)	PCB28: 88,9/2,92^c	n/a	434/226^c	Medelvärde 366	21/15
(Gabrio m.fl. 2000)	PCB28: 0,10/0,04	-	2,8 % högre än kontroll	Medelvärde 7490	96/55
(Liebl m.fl. 2004)	PCB28, 52, 101: 0,02/<0,01	-	-	Median 2040	377/218
(Schettgen m.fl. 2012)	PCB28, 52, 101: 0,12/<0,01	PCB 105: 0,01/<0,01 PCB118: 0,06/0,04	n/a	Median 1740	209/98
(Herrick m.fl. 2011)	Högre andel^d	n/a	-	n/a ^a	18 exponerade
(Meyer m.fl. 2013)	NDL-PCB: 6,51/1,14	DL-PCB: 0,31/0,15	8,82/1,52	Medelvärde 1030	139/134
(Kraft m.fl. 2018)	PCB28: 12 ^c	n/a	531 ^c	Median 479	35 exponerade
(Kraft m.fl. 2017)	n/a	n/a	454/226, ^c	Median 477	43/42
(Pedersen m.fl. 2016)	NDL-PCB: 1,77/1,08	DL-PCB: 0,14/0,09	-	Medelvärde 686	15/30
(Egsmose m.fl. 2016)	PCB28: 40 % högre^b	n/a	n/a	Urval på när bostaden var upprättad	27/84
(Schwenk m.fl. 2002)	PCB28: 0,24/0,03, PCB52: 0,07/0,03	-	13 %	Koncentrationer upp till 12 000 µg/m ³	18/11
(Kalberlah m.fl. 2002)	n/a	n/a	3 % högre än kontroll	Per 1000 ökning	n/a

a Urval skedde på basis av byggnader med PCB-fogmassa.

b PCB28 40 % högre för barn vars bostad var från PCB-perioden jämfört med kontroll.

c Enheten ng/g lipid

d Högre andel för PCB6-74/total PCB för exponerade jämfört med kontroll.

I en översiktsstudie gällande yrkesexponering av PCB uttrycks att LPCB ofta förekommer i låga halter i förhållande till HPCB i blodet, vilket även har påträffats i studier på personer som uppehållit sig i kontaminerade byggnader jämfört med kontroll (Lindell, 2012). På grund av att den totala koncentrationen av PCB i blodet hos personer som utsätts för PCB i arbetet verkar vara inom spannet av exponeringen för den generella befolkningen så kan hälsoriskerna vara snarlika enligt Lindell (2012).

Dos-responssamband

Dos-responssamband (vilken toxisk effekt exponering av PCB i inomhusluften ger upphov till) har visats komplicerade att fastställa gällande exponering av PCB i inomhusluften från byggvaror. Endast en studie har identifierats som kunde påvisa kopplingar mellan långvarig inandning av LPCB på arbetsplatsen (skola) och hälsoeffekter. Koncentrationen i luften var 1587 – 10 655 ng/m³, och svag negativ påverkan av emotionellt välbefinnande och uppmärksamhet påträffades (Peper, Klett, & Morgenstern, 2005).

Personer som arbetat i fabriker som tillverkar kondensatorer eller transformatorer innehållande PCB, och därigenom kan misstänkas ha varit utsatta för exponering av PCB i luften har påvisat toxiska effekter. Exempelvis uppvisades ”chloracne”, en hudåkomma, vid koncentrationer i luften om 5 000 000 – 7 000 000 ng/m³ (Jensen, 2013). I en annan studiegrupp av yrkesexponerade som arbetat med transformatorer som kan misstänkas innehålla PCB visades PCB halten i blodet korrelera med slutpunkter som leverfunktion, sköldkörtelhormon, hemoglobin, vita blodkroppar och spermaantal (Lindell 2012). I en annan studie av undergruppen lärare, byggarbetare och telekommunikationstekniker kunde kopplingar påträffas mellan PCB exponering i arbetet (mätt i koncentrationen i blodet) och effekter på immunförsvaret, exempelvis mer frekvent insjuknande i förkylningar, och irritation på slemhinnor i hals och näsa. Det var dock oklart om dessa effekter var direkt knutna till PCB exponering då PCB koncentrationen i blodet korrelerade med andra klorerade ämnen (Lindell 2012). Vidare har en studie av personer som arbetar med att PCB-sanering inte kunnat påträffa några kopplingar mellan halten av PCB i blodet och påverkan på sköldkörtelhormon eller immunotoxiska effekter (Lindell, 2012).

Kopplingar mellan koncentrationen av PCB i blodet (som förekommit vid arbetsplatsen, en återvinningscentral) och depression har påträffats av Gaum m.fl. (2017). I studien påträffades kopplingar mellan högre koncentration av PCB i blodet till ökad uppvisning av depressiva symptom. En ökning av 10 ng/g lipid LPCB resulterade i ett ytterligare depressivt symptom (av maximalt 63 enligt skalan). För HPCB och DL-PCB så påvisades samma effekt för varje ökning av 5 ng/g lipid. I en uppföljande studie visades att kopplingen mellan LPCB och depressiva symptom

varade både longitudinellt och i tvärsnitt, men för DL-PCB enbart i tvärsnitt (Gaum m.fl., 2019).

I en översiktsartikel har kopplingar mellan boende på postnummer innehållande PCB-kontaminerade platser och ökad frekvens av sjukhusvistelse påträffats (Carpenter, 2015). Oddskvot, som kan tolkas som de förhöjda oddsen att insjunka i en given sjukdom, var 1,20 för hjärtinfarkt, 1,15 för kranskärlssjukdom, 1,17 för ischemisk stroke, 1,19 för högt blodtryck, och 1,23 för diabetes. Resultaten kunde inte förklaras med socio-ekonomiska förhållanden eller ökad exponering av PCB från andra exponeringsvägar förutom luften. Resultaten pekar mot att inandning av PCB inte bara är en viktig exponeringsväg, utan även kan resultera i allvarliga sjukdomar enligt författaren Carpenter (2015).

Lehmann, Christensen, Maddaloni, & Phillips (2015) uttrycker i en översiktsstudie att även om studier av hälsoeffekter av PCB från inandning av kontaminerad inomhusluft är fåtaliga, så pekar den samlade forskningen mot att PCB i inomhusluften kan resultera i skadliga hälsoeffekter.

Uppskattning av exponering

Exponeringen av PCB via kosten är av oro (EFSA 2005). Uppskattningar av den teoretiska exponeringen av PCB via luften har visats kunna vara minst lika stor som det teoretiska intaget av PCB via kosten (Dai m.fl. 2016; Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings och Forskningsinstitut, 2001). I en undersökning från Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings och Forskningsinstitut (2001) diskuteras att vid koncentrationer av PCB i inomhusluften vid 150 ng/m³ kan exponeringen via luften likställas med dagsintaget av PCB via kosten. Av exponeringsvägarna av PCB som inte är via kosten så anses intaget via luften vara den störst bidragande exponeringsvägen, och kan nå upp till 60–70 % (Dai m.fl. 2016).

Uppskattningar av exponeringen av PCB som sker via inandning kan estimeras med ekvationen (Dai m.fl., 2016):

$$DI = I \cdot \sum \cdot (C \cdot F) \quad (2.1)$$

Där DI står för dagligt intag, I är inandningsvolymen per dag, C är koncentrationen av PCB i luften och F är andelen tid av dagen som personen spenderar omgiven av koncentrationen. För tyska riktvärden uppskattas inandningsvolymen som 20 m³ per dygn för vuxna (Kalberlah, Schulze, Hassauer, & Oltmanns, 2002). Ekvationen antar ett upptag av PCB i luften på 100 %. Genom att dividera det dagliga intaget med kroppsvikt kan exponeringen relateras mellan individer och även TDI eller TWI (*eng.* tolerable daily/weekly intake) som ofta är definierade i ng/kg bw (*eng.* ng/kg body weight) per tidsenhet.

I en studie modellerades kroppsbördan av PCB med både ”far-field” och ”near-field” exponeringsvägar för att förklara trenderna av halten av PCB i bröstmjolk hos

svenska kvinnor mellan 1970 tills idag (Li, Arnot, & Wania, 2018). Exempel på "far-field" var exponering via livsmedel, och "near-field" var exempelvis genom luften i hemmet. Modelleringar av PCB halten i bröstmjolk hos personer som antogs bo i kontaminerade byggnader estimerades att kunna ha en faktor 13 högre koncentration av PCB28 i bröstmjölken och 3 gånger högre halt av PCB153.

Djurförsök

Studier där försöksdjur har blivit exponerade för PCB via kosten är väl dokumenterat och har påvisat kopplingar mellan PCB exponering och exempelvis cancer i levern och sköldkörteln (Basra m.fl. 2018). Genom djurförsöken uppskattas LOAEL (*eng.* lowest-observed-effect level) för exponering av PCB. LOAEL kan tolkas som den lägsta dosen som visats framkalla toxisk effekt på försöksdjur, och kan användas för att härleda en dos som kan anses säker för människor. Senare tillkomna studier har dock inte kunnat fastställa en dos där ingen toxisk effekt påträffas för PCB i kosten, då även de lägsta administrerade doserna framkallar effekt (Cogliano, 2016).

Djurförsök med exponering av PCB via kosten har lett fram till varierande LOAEL för PCB. Djurförsöket som danska och tyska riktlinjer baseras på är en studie på råttor från 1973 som indikerade NOEL 100 000 ng/kg bw/dag (*eng.* no-observed-effect level) (Ewers m.fl. 2005). Sedan dess har djurförsök på apor påvisat beteendemässiga förändringar som exempelvis minskad inlärningsförmåga vid exponering av PCB vid dosen 7500 ng/kg (Rice, 1997). I en annan studie där råttor blev exponerade för 20 ng/kg bw per dag av PCB påvisades effekt på hjärnan, blodet och levern (Ounnas m.fl., 2016). JECFA har sammanställt LOAEL som extern dos för kongenerna PCB28 (2800 ng/kg bw /dag) och PCB52 (3000 ng/kg bw/dag) (World Health Organization, 2016). Sammanställning av nämnda djurförsök finns i tabell 2.

Studier där försöksdjur blivit exponerade för PCB i luft är fåtaliga, men fyra studier har identifierats. Alla studierna påvisade toxisk effekt och genomfördes på råttor. Exponering för luft innehållande 900 ng/m³ PCB inducerade förändringar på cellnivå i sköldkörteln och brässen, förhöjda halter av sköldkörtelhormon samt beteendemässiga förändringar i form av minskat utforskande beteende (Casey, Berger, Lombardo, Hunt, & Quimbly, 1999). Minimal toxicitet har påvisats vid exponering av 520 000 ng/m³ i 1,6 timmar per dag, fem dagar i veckan i fyra veckor (Hu m.fl. 2012). Minskad viktökning, lägre halter av tyroxin hormon i blodplasman och påverkningar av levern påträffades vid exponering för 533 000 ± 93 000 ng/m³, under 4 timmar per dag, 6 dagar i veckan i fyra veckor (Hu, Adamcakova-Dodd, Lehmler, & Gison-Corley, 2015). Inhalering av PCB i koncentrationerna 562 ng/m³ och 108 ng/m³ orsakade ett mer otåligt och hyperaktivt beteende jämfört med kontroll, och författarna diskuterar kopplingar med ADHD (Lombardo, Berger, Hunt, & Carpenter, 2015). Sammanställning av nämnda djurförsök presenteras i tabell 2.

Genom djurförsök finns visst underlag för att upptaget av LPCB via inandning av kontaminerad luft kan vara högt, minst 80 % (Lindell 2012). Upptag på nära 100 % för PCB11 (LPCB) har påvisats i en senare studie på råttor (Hu, Adamcokova-Dodd, & Thorne, 2014).

Tabell 2. Toxicitetstudier på djur.

<i>Referens</i>	<i>Exponeringsväg, PCB-kongen</i>	<i>Försöksdjur</i>	<i>Koncentration</i> [^a ng/m ³ , ^b ng/kg bw per dag]	<i>Varaktighet</i>
Casey m.fl. (1999)	Luft	Råttor	900 ^a	23 h/dag i 30 dagar
Hu m.fl. (2012)	Luft	Råttor	5,2*10 ⁵ ^a	1,6 h/dag i 5 dagar i veckan, 4 veckor
Lombardo m.fl. (2015)	Luft	Råttor	108 ^a	23 h/dag i 30 dagar
Lombardo m.fl. (2015)	Luft	Råttor	562 ^a	23 h/dag i 30 dagar
Hu m.fl. (2015)	Luft	Råttor	533 000 ± 93 000 ^a	4 h/dag i 6 dagar i veckan, 4 veckor
Ewers m.fl. (2005).	Födan, blandning	Råttor	100 000 ^b	n/a
Rice D. (1997)	Födan, blandning	Apor	7500 ^b	Upp till 20 veckors ålder
Ounnas (2016)	Födan, blandning	Råttor	20 ^b	8 veckor
WHO (2016)	Födan, PCB28	Råttor	2800 ^b	90 dagar
WHO (2016)	Födan, PCB52	Råttor	3000 ^b	28 dagar

2.2.2 Riktvärden av myndigheter och organisationer

Riktvärden för PCB i inomhusluft baseras i regel på studier med djurförsök och simplistiskt uppskattade exponeringsscenario. För att inkludera osäkerheter vid extrapolering från djurförsök appliceras en eller flera faktorer på det uppmätta LOAEL från djurförsöket (Cogliano, 2016). I härledningen av riktvärde för PCB i inandningsluften av Kaberlah m.fl. (2002) applicerades exempelvis en faktor 450 på LOAEL från djurförsöket som var 5–7,5 µg/kg bw per dag. Detta resulterar i ett TDI (tolererbart dagligt intag) för människor på 11–17 ng/kg bw per dag. Detta TDI kan sedan användas för att uppskatta vilken koncentration av PCB som kan vara säker att exponeras för via inomhusluften genom ekvation 2.1. Med kroppsvikt, inhaleringsvolym per dygn och TDI bestämt kan C erhållas, vilket motsvarar ett riktvärde för PCB i inomhusluften.

Sverige

Riktvärden för långvarig exponering av PCB i inomhusluft finns inte i Sverige. PCB är dock listat på hygieniska gränsvärdeslistan (Arbetsmiljöverket, 2018) för exponering via arbetsmiljön sedan 1978. Nivågränsvärdet (NGV) är angett 10 000 ng/m³ och korttidsgränsvärdet (KGV) som 30 000 ng/m³. I AFS 2018:1 definieras hygieniska gränsvärden som ”Gräns för genomsnittshalt av en luftförorening i inandningsluften beräknat som ett tidsvägt medelvärde”. Nivågränsvärdet är ett hygieniskt gränsvärde för en arbetsdag, som brukar definieras som åtta timmar och som inte bör överskridas. Korttidsgränsvärde är ett hygieniskt gränsvärde för exponering under normalt 15 min. Korttidsgränsvärdet för PCB är vägledande, vilket betyder att gränsvärdet ska användas som ett rekommenderat högsta värde. I AFS så klassificeras PCB vid inandning som C – ämnen som är cancerframkallande (Arbetsmiljöverket, 2018). Vid mejlkontakt med Arbetsmiljöverket angående den vetenskapliga grunden och metodiken bakom härledningen av NGV och KGV för PCB i luft erhöles att dokumentationen saknas (personlig kommunikation, 9 april 2019).

Tyskland

I Tyskland finns riktlinjer för PCB i inomhusluft som anger att om den årliga medelkoncentrationen av PCB i inomhusluften överskrider 300 ng/m³ bör åtgärder för att sänka inomhuskoncentrationen genomföras. Vid koncentrationer över 3000 ng/m³ bör omedelbara åtgärder vidtas (Ministeriums fuer Bauen und Wohnen, 2019).

Bakgrunden till de toxikologiska riktvärdena är ett TDI (tolerable daily intake) på 1000 ng/kg bw per dag för människor som deriverats från en subkronisk studie på råttor från 1973 (Ewers, Roßkamp, Heudorf, & Mergner, 2005). I djurförsöket blev NOEL för råttor estimerat som 100 000 ng/kg kroppsvikt per dag. På NOEL applicerades en faktor 100, och därigenom genererades TDI för människor (Ewers, Roßkamp, Heudorf, & Mergner, 2005). Maximalt 10 % av TDI bör överskridas

genom exponering via luften, dvs tillskottet får maximalt vara 100 ng/kg bw/dag (Ministeriums fuer Bauen und Wohnen, 2019). Detta överskrids enligt beräkningar vid vistelse i kontaminerad luft i 24 timmar vid koncentrationen 300 ng/m³. Vid 3000 ng/m³ så skulle hela TDI potentiellt kunna uppfyllas enbart genom inhalering, och därför bör åtgärder genomföras omgående (Ministeriums fuer Bauen und Wohnen, 2019).

I en rapport publicerad av den regionala miljöskyddsmyndigheten i Nordrhein-Westfalen (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) författad av Kaberlah m.fl. (2002), föreslogs riktvärden på 10–200 ng/m³ för PCB i inomhusluften. Detta med hänsyn till aktuella toxicitetsstudier av försöksdjur baserat på samma metodik som riktvärdena i Tyskland baseras på.

Danmark

I Danmark har Sundhetsstyrelsen fastslagit samma riktvärden för PCB i inomhusluft som ovan beskrivna för Tyskland (Sundhetsstyrelsen, 2013). Vidare har Arbejdstilsynet (myndighet för arbetsmiljö) fastslagit ett riktvärde för arbetsmiljön som 1200 ng/m³ där åtgärder bör vidtas för att sänka koncentrationen. Arbejdstilsynets har även ett övre riktvärde på 10 000 ng/m³, vilket inte accepteras att överskridas annat än under kort tid och tillfälligt arbete (Arbejdstilsynet, 2014).

Genom mejlkontakt med Sundhetsstyrelsen (personlig kommunikation, 14 mars 2019) framkom att riktvärdena baseras på de tyska riktvärdena. Genom mejlkorrespondens med Arbejdstilsynet framkom att riktvärdet 1200 ng/m³ härleds genom att personer endast förväntas spendera delar av veckans timmar på arbetet (personlig kommunikation, 14 mars 2019). Typiskt spenderas en fjärdedel av veckans timmar på arbetsplatsen, och Sundhetsstyrelsens undre riktvärde (300 ng/m³) multiplicerat med fyra resulterar i Arbejdstilsynets riktvärde 1200 ng/m³.

Sundhetsstyrelsen reviderade riktvärdena år 2013, och utfallet blev att riktvärdena behölls. Med orsak av fenomenets omfattning så utarbetade Sundhetsstyrelsen en prioriteringsordning över vilka kategorier av byggnader som bör inventeras först baserat på bruk av känsliga grupper (ex. skolor) (Sundhetsstyrelsen, 2013b).

Schweiz

I Schweiz finns riktvärden (2000 ng/m³ och 6000 ng/m³) för PCB i inomhusluften som härletts genom liknande metoder som använts i Tyskland och Danmark (Bundesamt für Gesundheit, 2006). Den toxikologiska riskbedömningen baseras på ett TDI på 1000 ng/kg bw per dag (samma TDI som använts till danska och tyska riktvärden). Det totala TDI bör inte överskridas och maximalt hälften av det dagliga intaget får härröra från inandningen då även andra exponeringsvägar (så som via kosten) behövs tas i åtanke (Bundesamt für Gesundheit 2006). Vidare härledning av riktvärdena finns beskrivet i bilaga C.

USA

NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health), har rekommenderat ett riktvärde för PCB i luften i arbetsmiljön som 1000 ng/m³ (Basra m.fl. 2018). US EPA (United States Environmental Protection Agency) har även fastställt riskbedömningsvärden för PCB i inomhusluft i skolor (EPA, 2017). Med riskbedömningsvärden avses att om koncentrationer över dessa uppmäts så rekommenderas att riskbedömning genomförs. I härledningen av riskbedömningsvärdena togs hänsyn till de exponerades ålder och bakgrundsexponeringen genom exponeringsvägarna inandning, huden och kosten. Riskbedömningsvärdena baseras på ett RfD (oral reference dose) som 20 ng/kg bw per dag, vilket är den dos som troligtvis inte genererar någon hälsoskadlig effekt enligt US EPA (2017). Den lägsta riskbedömningskoncentrationen var angiven som 100 ng/m³, vilket var för 1–3 års ålder. Den högsta riskbedömningskoncentrationen var 600 ng/m³ för 15–19 åringar. För personer över 19 år var riskbedömningskoncentrationen 500 ng/m³ (EPA, 2017).

Vidare har US EPA utarbetat IUR (*eng.* inhalation unit risk), för cancerogena effekter vid inandning av PCB. IUR är den ökade sannolikheten att drabbas av cancer från kontinuerlig exponering av en stressor, som PCB, vid koncentrationen 1000 ng/m³ (Basra m.fl. 2018). IUR för PCB ”low risk” är estimerat till 1*10⁻⁴ µg/m³. IUR kan multipliceras med medelkoncentrationen som en individ exponeras för under livet för att uppskatta lifetime cancer risk (EPA, 2019). Om medelkoncentrationen av PCB som en person exponeras av under sin livstid är 300 ng/m³ kan därigenom lifetime cancer risk estimeras till 3*10⁻⁵, eller 3 på 100 000. På kontaminerade platser (superfund sites) anses en risk för mänsklig hälsa på 10⁻⁶ till 10⁻⁴ som acceptabel (Basra m.fl. 2018).

WHO och EU

I Air Quality Guidelines bedömdes att det fanns för lite underlag angående toxiciteten hos lågklorerade kongener för att rekommendera ett riktvärde för PCB i luften (World Health Organization, 2000). WHO uttrycker i den senaste revisionen av Air Quality Guidelines från 2000 att största bidraget av PCB är via kosten och inomhusluft (World Health Organization, 2015). På grund av att endast liten andel av exponeringen av PCB ansågs ske genom luften (1–2%) jämfört med resterande intag från kosten, så fastslogs inga riktlinjer när Air Quality Guidelines författades år 2000. Däremot nämndes att för enskilda individer kan exponeringen via luft vara betydande. WHO uttrycker att andra riskanalyser eller riktlinjer axlar frågan om PCB i inomhusluft bättre än air quality guidelines, och det uttalandet förklaras inte vidare (World Health Organization, 2015).

WHO har etablerat ett TDI (tolerable daily intake) för blandningar av PCB på 20 ng/kg bw/dag (Mihats, Moche, Prean, & Rauscher-Gabernig, 2015). Det TDI har använts vid samlade exponeringsscenarioer där exponering via kosten, inandning och vattnet sammanräknats av en expertgrupp (World Health Organization, 2003).

IARC, WHO's underorganisation för cancerforskning och klassificering, klassificerar DL-PCB som grupp som 1 – ämnen som är cancerogena för människor (IARC, 2018). PCB är ej klassat som cancerogent enligt ECHA (European Chemicals Agency). ECHA klassificerar dock PCB som H373 (kan orsaka skada på organ genom långvarig eller upprepad exponering) (European Chemicals Agency, 2019).

I slutet av 2018 skärpte EU det rekommenderade TWI (*eng.* tolerable weekly intake) för DL-PCB för att skydda spermakvalitet och effekter på det ofödda och nyfödda barnet (EFSA CONTAM Panel, 2018). Det aktuella TWI är 2 µg TEQ/kg bw per vecka. Exponeringen för den typiska befolkningen i EU beräknades som 2,1 – 30,4 µg TEQ /kg bw per vecka, vilket bedömdes vara en hög överskridning.

Sammanställning av riktvärden, riskbedömningsvärden och klassificeringar

Sammanfattningsvis har riktvärden för PCB i inomhusluft visats vara i storleksordningen 100-tal ng/m³ till 1000-tal ng/m³. Sammanställning av riktvärden och riskbedömningsvärden som påträffats i studien finns i tabell 3 nedan.

Tabell 3. Riktvärden, riskbedömningsvärden och klassificeringar. Typ av exponering kopplas vanligtvis till antal timmar som personen exponeras. På arbetet räknas en normal arbetsdag som åtta timmar.

<i>Referens</i>	<i>Land eller organisation, typ av exponering</i>	<i>Riktvärde åtgärder bör vidtas [ng/m³]</i>	<i>Riktvärde för omgående åtgärder [ng/m³]</i>
Ministeriums fuer Bauen und Wohnen, (2019), Sundhetsstyrelsen (2013)	Tyskland och Danmark	300	3000
Arbejdstilsynet (2014)	Danmark, arbete	1200	10 000
Bundesamt für Gesundheit (2006)	Schweiz, 8 timmar	6000	
Bundesamt für Gesundheit (2006)	Schweiz, 24 timmar	2000	
EPA (2017)	USA, skolor	100 – 600 ^a	
Basra m.fl. (2018)	USA, arbete	1000	
Arbetsmiljöverket (2018)	Sverige, arbete	10 000	30 000

^a Spann för riskbedömningsvärden för olika åldrar i skolor. Om halter över dessa rekommenderas riskbedömning.

Sammanställning av tolererbara intag för PCB samt klassificeringar som påträffats i studien sammanställs i tabell 4 nedan.

Tabell 4. Tolererbara veckovis och dagliga intag för PCB eller DL-PCB samt klassificeringar.

<i>Referens</i>	<i>Land eller organisation</i>	<i>Tolererbart intag</i>	<i>Klassificering</i>
Mihats m.fl. (2015)	WHO	20 ng/kg bw per dag	
EFSA CONTAM panel (2018)	EU	2 pg TEQ/kg bw per vecka	
WHO (2016)	IARC		Group 1 – ämnen som är cancerogena för människor (DL-PCB)
ECHA (2019)	EU		H373, ämnen som kan skada organ vid långvarig exponering
Arbetsmiljöverket (2018)	Sverige		Cancerframkallande vid inandning

2.3 Diskussion

Knäckfrågan gällande PCB i inomhusluft tycks vara den starka bevisningen för toxiciteten av PCB genom djurstudier och uppskattningar av exponering, i kontrast till det svaga underlaget från empiriska studier och dos-responssamband (ex. koncentrationen av totalt PCB i blodet hos exponerade). Liknande problematik gäller kring det starka vetenskapliga underlaget för PCB som samlingsgrupp (Vrijheid m.fl, 2016; Gaum m.fl. 2019; Mughal, m.fl 2018), i kombination med det bristande underlaget för specifikt LPCB (eller NDL-PCB) (World Health Organization, 2015). Dock har ytterligare frågeställande underlag gällande toxiciteten av inandning av PCB tillkommit (Carpenter, 2015), och den samlade forskningen kan anses peka mot att inandning av PCB kan medföra hälsorisker (Carpenter, 2015; Lehmann m.fl., 2015). Enligt försiktighetsprincipen kan därmed de potentiellt hälsoskadliga effekterna, det ”teoretiska” utgångsläget, ge skäl för upprättandet av riktlinjer för att säkerställa människors hälsa enligt författaren av det här arbetet.

Lindell (2012) uttrycker att hälsoeffekter kan väntas vid PCB exponeringen för den generella befolkningen idag. Av denna exponering anses exponeringen via kosten dominera (World Health Organization, 2016). För personer exponerade för kontaminerad inomhusluft (storleksordning 100-tal ng/m³) kan dock bidraget via luften teoretiskt vara lika stort eller större än bidraget via kosten, vilket påvisats i flertalet studier (Statens Provnings och Forskningsinstitut, 2002; Dai m.fl., 2016; Li m.fl., 2018; Jensen, 2013). Med hänseende till att bakgrundintaget av PCB regleras och är av oro gällande både NDL-PCB och DL-PCB via kosten (EFSA, 2005; EFSA CONTAM panel, 2018) kan det styrka att ytterligare exponering, exempelvis via inomhusluften, bör riskbedömas enligt författaren till det här arbetet.

LPCB dominerar i kontaminerad luft, och kan leda till förhöjda koncentrationer i blodet hos exponerade (som sammanställt i tabell 1, signifikant högre i alla studier som påträffats). Tillskottet av LPCB från luften kan dock vara irrelevant sett till den totala koncentrationen av PCB i blodet (tabell 1, signifikant högre i 4 av 9 studier). Då koncentrationerna i blodet redan är så höga, möjligtvis på grund av intaget från kosten, har kanske det ytterligare tillskottet från luften en mindre betydelse. Enligt det här resonemanget skulle personer som uppehåller sig i kontaminerade byggnader inte vara utsatta för en betydande större hälsorisk (Lindell, 2012). De senaste årens forskning sedan 2013 har inte förändrat denna övergripande bild.

Vad som är statistiskt signifikant behöver inte implicera toxikologisk signifikans. Även om högre halter av LPCB uppmäts i blodet hos exponerade personer via luften (se tabell 1), behöver inte den signifikant högre dosen indikera toxikologiska följder. Dos-responssamband har inte kunnat fastställas för det typiska fallet där personer exponeras för PCB via inomhusluften från byggvaror. Men genom studier av personer som varit exponerade för LPCB via arbetsplatsen har en del toxikologiska effekter noterats (Gaum m.fl., 2017; Gaum m.fl., 2019 Lindell, 2012;

Sundhetsstyrelsen, 2013a; Peper m.fl., 2005). Detta styrker att exponering av PCB via luften kan vara relevant, och att riktvärde för en säker exponering bör existera enligt författaren till det här arbetet. Mer forskning på ämnesområdet efterfrågas därför.

Djurförsök gällande specifikt kongenerna av PCB som förekommer i inomhusluft indikerade LOAEL 2800 ng/kg bw per dag för PCB28 och 3000 ng/kg bw per dag för PCB55. Dessa LOAEL är avsevärt lägre än det LOAEL som dagens riktvärden för PCB i inomhusluft i Danmark och Tyskland baseras på (100 000 ng/kg bw per dag), se tabell 2. Detta indikerar att exponering av kongenerna som förekommer i inomhusluften kan leda till toxikologiska följder inom koncentrationer relevanta för riktvärden, även om kongenerna tillhör undergruppen NDL-PCB. Att jämföra exponeringen via inomhusluften genom TDI/TWI härledda genom exponering via kosten kan dock anses vara missvisande. Det är därför av vikt att fastställa LOAEL för specifikt exponering via luften, och inledande studier visar på att det kan vara ett möjligt företag (Casey m.fl., 1999; Hu m.fl., 2015; Hu m.fl., 2014; Lombardo m.fl., 2015).

Den etiska aspekten gällande djurförsök gör att alternativa metoder bör undersökas. Ett alternativt tillvägagångssätt är exempelvis att studera människor direkt genom empiriska studier. I fallet exponering av PCB i luft har det dock visats komplicerat att fastställa dos-respons samband under empiriska studier av människor, som visat i kapitel 2.2.1. Detta kan möjligtvis vara på grund av att människor redan exponeras av så mycket PCB (exempelvis genom kosten), att det är svårt att finna en referenspopulation att jämföra med. Människor utsätts även för ett bakgrundsbrus av andra kemikalier som kan misstänkas förstärka eller dämpa effekten av PCB. Därav kan djurförsök med exponering av PCB via luften anses nödvändiga för att få indikationer om exponeringens toxicitet.

2.3.1 Riktvärden och simplistiska exponeringsscenario

Frågeställningen rörande vilka riktvärden som finns för PCB i luft har besvarats (se tabell 3 och 4). Sammantaget med den presenterade vetenskapliga grunden för toxicitet av PCB bistår underlaget med ett utgångsläge för svenska myndigheter för upprättande av ett eventuellt riktvärde för inomhusluft. De danska och tyska riktvärdena (300 ng/m³ för rekommenderade åtgärder, och 3000 ng/m³ för akuta åtgärder, se tabell 3) analyseras här genom simplistiska beräkningar baserat på senare tillkommen forskning. Vidare så diskuteras ett riktvärde för cancerogena effekter med hänseende till klassificeringarna av PCB som cancerogent enligt tabell 4.

Riktvärden baserat på tysk och dansk metodik med TDI (20 ng/kg bw/dag)

Om tysk och dansk metodik som beskriven i avsnitt 2.2.2. används vid estimering av riktvärde baserat på ett mer aktuellt TDI från WHO (20 ng/kg bw per dag, se

tabell 4), med kroppsvikt 70 kg och inandningsvolymen 20 m³ per dag, blir riktvärden för PCB i inomhusluften avsevärt lägre. Uträknat genom ekvation 2.1. blir motsvarande riktvärden för PCB i inomhusluften 7 ng/m³ för när åtgärder rekommenderas och 70 ng/m³ för akuta åtgärder. Detta kan peka mot att antingen metodiken, eller djurförsöket som ligger bakom riktvärdena bör vara uppe för revision om de blir relevanta för att utgöra bas för ett nytt riktvärde, exempelvis i Sverige enligt författaren till det här arbetet.

Riktvärden baserade på TWI av TEQ inom EU

Inom EU finns ett tolererbart veckovis intag (TWI) av DL-PCB (2 pg/kg bw per vecka, se tabell 4). Baserat på detta TWI kan ett riktvärde uppskattas genom ekvation 2.1, metodiken bakom tyska och danska riktvärden, och koncentrationen av DL-PCB i svenska lägenheter som uppmätt av Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings och Forskningsinstitut (2001). Riktvärden för PCB i inomhusluften kan därigenom beräknas till 117 ng/m³ (där åtgärder rekommenderas) och 1170 ng/m³ (akuta åtgärder) enbart med avseende på effekter av DL-PCB i inomhusluften. För förtydligande beräkning se bilaga C. Uppskattningarna indikerar att riktvärden enbart med hänseende till DL-PCB kan vara motiverade för inomhusluft genom rekommenderat TWI inom EU. DL-PCB har även klassificerats som cancerogent för människor av IARC som sammanställt i tabell 4. Uppskattningarna av riktvärdena ska endast ses som frågeställande, därav efterfrågas mer forskning för att säkerställa fyndet.

Cancerogena effekter

På grund av klassificeringarna av PCB som cancerogent (som sammanställt i tabell 4), är det av intresse att undersöka riktvärden för PCB i inomhusluft med avseende på cancerogena slutpunkter. Enligt Basra m.fl. (2018) brukar en acceptabel cancerogen risk via luften vara mellan 10⁻⁶ till 10⁻⁴. Vid koncentrationen 100 ng/m³ väntas det förekomma 1 extra cancerfall på 100 000 personer (lifetime cancer risk 10⁻⁵) baserat på IUR.

3 Antal byggnader med PCB i inomhusluften i Sverige

I avsnittet besvaras frågeställningen "Hur många byggnader (magnitud) i det svenska byggnadsbeståndet kan ha inomhuskoncentrationer av PCB i luften som överskrider riktvärden?".

3.1 Syfte, delmål

För att uppskatta magnituden av antal byggnader med PCB i inomhusluften över riktvärden behövde tre delmål uppnås.

1. Ta fram en sammanställning av antal byggnader från PCB-perioden.
2. Ta fram en sammanställning av mätningar av PCB i inomhusluften och andel av byggnaderna från PCB-perioden som visats ha PCB i byggvaror.
3. Uppskatta vilken effekt PCB-saneringen kan ha inducerat på koncentrationer i inomhusluften.

Med resultatet av nämnda delmål kan magnituden av antal byggnader med koncentrationer av PCB i inomhusluften över riktvärden uppskattas baserat på:

- A) Mätningar av PCB i inomhusluften i Sverige.
- B) Resultat från en studie om omfattningen av PCB i inomhusluften i Danmark av Langeland & Kloppenborg (2013).

Med resultaten av modelleringarna med bas av mätningar i svenska byggnader kan en uppskattning av förekomst i boendemiljön genomföras. Andelen av den svenska befolkningen som kan vistas i koncentrationer av PCB över riktvärden i hemmet uppskattades.

3.2 Metod

3.2.1 Delmål

För att besvara hur många byggnader och lägenheter som har registrerat byggår under PCB-perioden genomfördes utdrag från Fastighetsregistrets byggnadsdel och Statistiska Centralbyråns (SCB) statistikdatabas. Vid mejlkontakt med Fastighetsregistrets byggnadsdel (personlig kommunikation, 22 februari 2019) framkom att endast 2100 av skolorna i Sverige har ett registrerat byggnadsår av totalt 23 200 skolor. Därav togs beslutet att extrapolera andelen skolor med byggår från PCB-perioden från en studie där skolor med hänseende till ålder av Boverket & Energimyndigheten (2007). Genom studien visades att 44 skolor hade byggår under PCB-perioden (Boverket och Energimyndigheten, 2007). Andelen (44/131) extrapolerades till Fastighetsregistrets siffra på totalt antal skolbyggnader i Sverige (23 200).

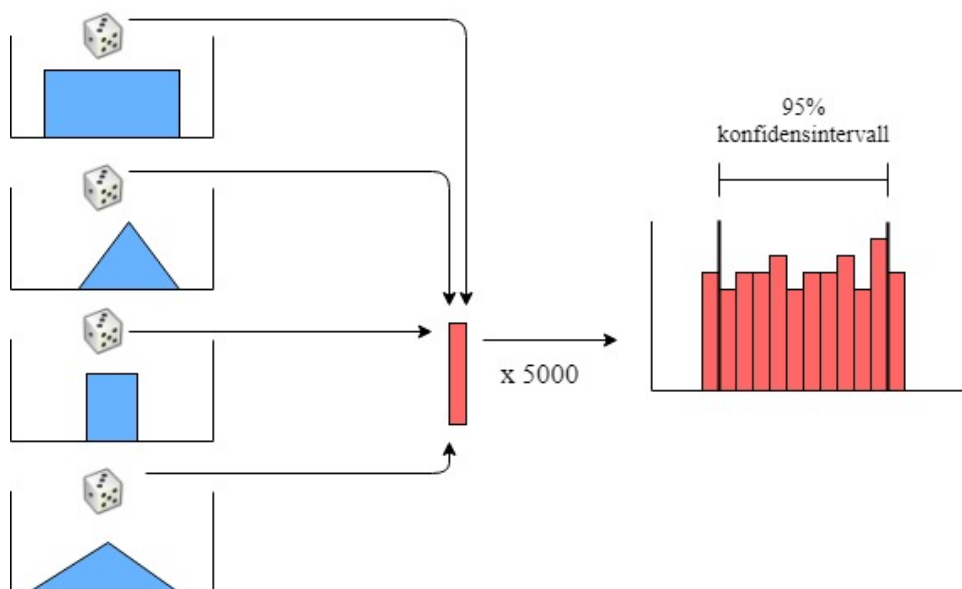
För att sammanställa mätningar av PCB i inomhusluften i Sverige uppsöktes vetenskapliga studier samt mätningar av kommuner och myndigheter. Vidare uppsöktes studier av myndigheter eller kommuner som undersökt andelen byggnader från PCB-perioden som visats innehålla PCB byggvaror. Gällande PCB-saneringens effekt uppsöktes förordning (2007:19) om PCB med mera, samt en mindre litteraturstudie i Web of Science genomfördes. Alla genomsökta databaser och kontaktade kommuner, myndigheter samt sökord finns sammanställda i bilaga A.

3.2.2 Modellering av antal byggnader

Övergripande beskrivning av modelleringarna

För att uppskatta antalet byggnader i Sverige som kan ha förhöjda halter av PCB i inomhusluften (över riktvärden som identifierats eller härletts i kapitel 2) användes två metoder. Båda metoderna baseras på extrapolering av andelen byggnader där PCB i inomhusluften uppmätts över givna riktvärden till byggnadsbeståndet från PCB-perioden. Den första metoden baseras på mätningar i svenska byggnader där andelen av byggnaderna som kan ha koncentrationer över riktvärden uppskattas. Den andra metoden baseras på andelen av byggnadsbeståndet i Danmark som kan ha koncentrationer över riktvärden genom en studie av Langeland & Kloppenborg (2013). Byggnader med registrerat byggår mellan 1950–1980 i SCB:s statistikdatabas eller Fastighetsregistrets byggnadsdel utgjorde basen i båda modelleringarna. Byggnadskategorierna som inkluderades var de kategorier som kunde matchas med den danska kartläggningen av Langeland och Kloppenborg (2013), och var småhus, flerbostadshus, offentliga byggnader och skolor.

Modelleringarna för båda metoderna utfördes i ett tilläggsprogram till Excel kallat @risk, som genomför modelleringar genom Monte-Carlo-metoden. Enkelt kan modelleringen visualiseras med Figur 2 nedan:



Figur 2. Illustration av modelleringen i @risk. Ett slumpmässigt värde från de olika variablerna (blå fördelningar i figuren) används för att räkna ut antal byggnader med PCB i inomhusluften (röd stapel) över det givna riktvärdet. Proceduren upprepas 5000 gånger och resultaten aggregeras i ett 95 % konfidensintervall.

I modelleringen tilldelas alla variabler (exempelvis andelen byggnader med PCB-fogmassa) sannolikhetsfördelningar, vilket motsvarar de blå sannolikhetsfördelningarna i Figur 2. Alla fördelningar som använts samt ett exempel för ansättning av fördelning finns beskrivet i bilaga D. Varje iteration (upprepning) involverar att ett slumpmässigt tal från varje sannolikhetsfördelning används för att räkna ut antalet byggnader med koncentrationer av PCB i inomhusluften över riktvärdet. Proceduren genomfördes i 5000 iterationer. Resultaten aggregeras sedan och ett 95 % konfidensintervall för antal byggnader med PCB i inomhusluften över riktvärdet genereras.

För att testa vilka variabler som bidrar mest till resultatet genomfördes en känslighetsanalys i @risk. Känslighetsanalysen innebar att variablerna som ligger i grund för modelleringen rankas efter hur stort inflytande de har på medelvärdet av simuleringarna. Detta genom att fixera variabeln vid det största och minsta värdet som den kan anta och se hur medelvärdet av antal byggnader med koncentrationer över riktvärden förändras när beräkningarna genomförs.

Modellering baserat på svenska mätningar

Första metoden involverade att anpassa en sannolikhetsfördelning (exponentiell) till data av koncentrationer av PCB i inomhusluft i Sverige. Sannolikhetsfördelningen användes sedan i kombination med olika riktvärden för att uppskatta andelen av byggnaderna som kan ha koncentrationer över riktvärdena. Riktvärdena identifierades eller härleddes i kapitel 2 i den här studien, och var;

- De danska och tyska riktvärdena 300 ng/m³ (där åtgärder rekommenderas) och 3000 ng/m³ (där åtgärder bör genomföras omgående).
- 100 ng/m³, som är koncentrationen där den ökade cancerrisken estimerats till 10⁻⁵ (genom IUR). 100 ng/m³ är även den lägsta riskbedömningskoncentrationen för skolor enligt US EPA.
- 117 ng/m³ och 1170 ng/m³ för toxikologiska effekter av enbart DL-PCB med bas av TWI från EU med samma metodik som använts för riktvärdena 300 ng/m³ och 3000 ng/m³. Härledning finns i avsnitt 2.4.1. 117 ng/m³ motsvarar där åtgärder bör genomföras och 1170 ng/m³ motsvarar där åtgärder bör genomföras omgående.

En parametrisk bootstrap för parametrarna som definierar sannolikhetsfördelningen för mätningarna genomfördes. Detta genererade ett 95 % konfidensintervall för parametrarna som definierar distributionen. Med 2,5 och 97,5 procentilen samt medelvärdet för parametrarna uppskattades procenten byggnader som kan ha förhöjda halter av PCB i inomhusluften för varje givet riktvärde.

Modelleringen av antal byggnader skedde sedan enligt:

$$N_{idag} = N_{PCBperioden} * f_{fogmassa} * f_{riktvärde} \quad (3.1)$$

N_{idag} är antal byggnader som kan ha PCB i inomhusluften över givet riktvärde i dagsläget. $N_{PCBperioden}$ är antal byggnader från PCB-perioden från Fastighetsregistret och SCBs statistikdatabas. $f_{fogmassa}$ är andelen byggnader med PCB-fogmassa från PCB-perioden. $f_{riktvärde}$ är andelen byggnader med PCB-fogmassa med halter över riktvärden.

Andelen personer i Sverige som kan vara exponerade för PCB i inomhusluften i boendemiljön estimerades för riktvärdena 100 ng/m³ och 300 ng/m³. I beräkningarna hölls de två byggnadskategorierna (flerbostadshus och småhus) separata för att sedan aggregeras till slutresultatet. Beräkningarna kan bli beskrivna enligt:

$$andel_{>riktvärde} = \frac{f_{riktvärde} * lgh_{PCBperioden} * N_{pers}}{N_{SE}} \quad (3.2)$$

Där $andel_{>riktvärde}$ är andelen invånare i Sverige som kan vara utsatta för en given koncentration av PCB i inomhusluften i boendemiljön. $f_{riktvärde}$ är andelen småhus och flerbostadshus från PCB-perioden med förhöjda koncentrationer av PCB i inomhusluften. Detta genererades genom resultatet av modelleringen från ekvation 3.1, d.v.s. N_{idag} dividerat med $N_{PCBperioden}$. $lgh_{PCBperioden}$ är antalet lägenheter från

PCB-perioden från lägenhetsregistret från SCBs statistikdatabas (SCB, u.å.a). N_{pers} är antalet personer som bor i en genomsnittlig lägenhet (2,7 för småhus och 1,9 för flerbostadshus enligt SCB, u.å.b). N_{SE} är antalet invånare i Sverige (uppskattat till 10 230 185 av SCB, u.å.a).

Modellering baserat på danska resultat

Antalet byggnader i Sverige som kan ha PCB i inomhusluften över riktvärdena 300 ng/m³ och 3000 ng/m³ uppskattades baserat på en undersökning av Langeland och Kloppenborg (2013). Undersökningen var en del av den danska regeringens handlingsplan för förekomst av PCB i byggnader i Danmark. PCB i material i 352 byggnader mättes och i 67 av byggnaderna mättes även PCB i inomhusluften. Genom förhållandet mellan PCB i material och luft extrapolerades andelen byggnader som kan estimeras ha inomhuskoncentrationer över 300 ng/m³ och 3000 ng/m³ till hela byggnadsbeståndet från PCB-perioden. Antal byggnader från PCB-perioden erhöles genom den danska databasen OIS (motsvarar svenska Fastighetsregistrets byggnadsdel) (Langeland & Kloppenborg, 2013).

Studien resulterade i totalt antal byggnader som kan ha inomhuskoncentrationer av PCB i luften över 300 ng/m³ som mellan 21 570 – 26 410 (90 % konfidensintervall). Motsvarande antal för 3000 ng/m³ var mellan 427–1131 byggnader (90 % konfidensintervall) (Langeland & Kloppenborg, 2013).

I den här studien applicerades andelen byggnader med PCB i inomhusluften över riktvärdena för de olika byggnadskategorierna till motsvarande byggnadskategorier i det svenska byggnadsbeståndet. Modelleringen skedde sedan enligt:

$$N_{idag} = N_{PCBperioden} * f \quad (3.3)$$

Där N_{idag} är antal byggnader som kan ha PCB i inomhusluften i dagsläget i Sverige ur vardera byggnadskategorin. $N_{PCBperioden}$ är antal byggnader med byggår från PCB-perioden från Fastighetsregistret och Statistiska centralbyrån. f är andelen byggnader som uppskattats ha PCB i inomhusluften från den danska undersökningen av Langeland och Kloppenborg (2013) för vardera byggnadskategorin.

Antaganden

Antaganden för modelleringen baserad på svenska mätningar är att mätningarna av PCB i inomhusluft och förekomsten av PCB-fogmassa är representativ för alla byggnadskategorierna som inkluderades.

För modelleringen som baseras på danska resultat antas att fördelningen av material i de 352 undersökta byggnaderna i den danska studien även är representativa för alla byggnader i Sverige från PCB-perioden för varje specifik byggnadskategori. Ytterligare antagande för den här studien är specifikt gällande extrapoleringen från den danska studien till det svenska byggnadsbeståndet, och involverar att alla parametrar som påverkar inomhuskoncentrationen av PCB kan likställas mellan

länderna. Langeland & Kloppenborg (2013) har listat alla kända parametrar som kan påverka koncentrationen av PCB i inomhusluften som:

- Koncentrationen och kompositionen av PCB i material.
- Ytarea av material som innehåller PCB i kontakt med inomhusluften.
- Förekomst av isolerglas och kondensatorer i belysning som innehåller PCB.
- Temperatur inomhus, utomhus och i materialen.
- Luftfuktighet.
- Luftombyte (inkluderat inom byggnaden).
- Koncentrationen av damm i luften.

3.3 Resultat

3.3.1 Antal byggnader från PCB-perioden i Sverige

Utdrag ut fastighetsregistrets byggnadsdel (personlig kommunikation, 22 februari 2019) och Statistikdatabasen från SCB (u.å.a) över antal byggnader som blev uppförda under perioden och som fortfarande är i bruk idag sammanställs i tabell 5 nedan. Totalt sett kan det uppskattas att runt 1 100 000 byggnader har registrerats med ett byggår under PCB-perioden från de utvalda kategorierna. Antalet lägenheter i vardera byggnadskategorin kommer ifrån SCBs Statistikdatabas (u.å.a) där uppgifter ur lägenhetsregistret offentliggörs. Sammanlagt kan det uppskattas att det finns ca 2,18 miljoner lägenheter (bostäder) i Sverige från PCB-perioden i lägenhetsregistret från SCBs Statistikdatabas (u.å.a). Ett approximativt antal skolor från PCB-perioden är 7 790 enligt metoden beskriven i avsnitt 3.2.1.

Tabell 5. Antal byggnader och lägenheter med registrerat byggår från PCB-perioden i Fastighetsregistrets byggnadsdel och SCBs statistikdatabas.

<i>Byggnadskategori</i>	<i>SCB</i>	<i>Fastighetsregistrets byggnadsdel</i>
Småhus	1 120 120	1 039 882
Lägenheter i småhus ^a	881 579	n/a
Flerbostadshus	39 362	51 079
Lägenheter i flerbostadshus och övriga hus ^b	1 302 224	n/a
Offentliga byggnader	n/a	320
Skolor	n/a	338
Industri	38 753	9 119
Ospecificerat/uppgifter saknas	n/a	36 130
Totalt antal byggnader	1 198 235	1 136 890

Note: "n/a" avser att det ingen data fanns att tillgå för den byggnadskategorin.

^a Exkluderat fritidshus.

^b Övriga hus avser byggnader som inte har bostäder som huvudsyfte men som ändå innehåller lägenheter, så som byggnader för samhällsfunktion eller verksamhet.

3.3.2 Sammanställning av mätningar av PCB i inomhusluften i Sverige

Övergripande beskrivning av mätningar

Sammanfattningsvis påträffades mätningar i 30 byggnader i Sverige varav 29 var av de utvalda byggnadskategorierna. Urvalet av samtliga byggnader var på basis av påträffande av PCB-haltig fogmassa, och mätningarna genomfördes innan eventuell sanering ägde rum. Mätningarna som inkluderades var av byggnadskategorierna skola, sjukhus, offentlig byggnad och boende. Alla byggnader var geografiskt lokaliserade i Östra Mellansverige, Västsverige och Stockholm. Samtliga mätningar genomfördes runt millennieskiftet. I nio av byggnaderna (totalt 29) uppmättes koncentrationer över det danska riktvärdet 300 ng/m³ för inomhusluft, och spannet av koncentrationerna var från under kvantifieringsgränsen (i den här studien satt som 0) till 750 ng/m³. Detaljerad beskrivning av mätningarna och provtagningsmetoder finns i bilaga B.

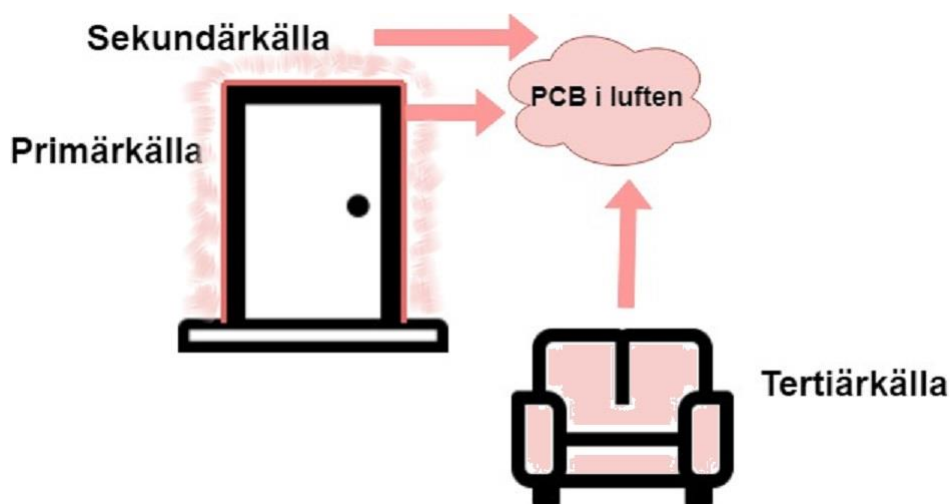
Andelen byggnader från PCB-perioden med saneringskrav som inventerats med avseende på fog- och golvmassa bedömdes år 2015 vara 75–80% (Lilliehorn & Bernevi Rex, 2015). Enligt Lilliehorn & Rex (2015) innehöll cirka 20–32,4% av de inventerade fastigheterna från PCB-perioden i Sverige fogmassa med PCB. I det danska byggnadsbeståndet hade 18 % av byggnaderna från PCB-perioden i byggnadskategorin småhus (13 – 24 %, 90 % konfidensintervall) byggvaror med PCB > 50 mg/kg (Langland & Kloppenborg, 2013). För flerbostadshus var motsvarande siffra var 31 % (24 – 40 %, 90 % konfidensintervall) (Langland & Kloppenborg, 2013).

3.3.3 PCB-saneringen

Förordning (2007:19) om PCB m.m., inverkan på koncentrationer i inomhusluften

I Sverige har inventering och sanering med avseende på fog- och golvmassa med PCB ägt rum vilken regleras genom förordning (2007:19) om PCB m.m. Avlägsnande av byggvaran som utgör källan till PCB i inomhusluften kan misstänkas sänka koncentrationen av PCB i inomhusluften. Enligt förordning (2007:19) om PCB m.m. är dock inventerings och saneringskraven enligt 19§ undantagna en- eller tvåbostadshus som ägs av fysiska personer och dödsbon som är kategoriserade som småhus. Vidare är även vissa byggvarukategorier (isolerrutor, kondensatorer i små lysrörsarmaturer, färg) som visats kunna vara källor till PCB i inomhusluften undantagna saneringskravet. I undersökningen av Langland & Kloppenborg (2013) utgjorde kondensatorer källan i 12 % av fallen där PCB koncentrationen i inomhusluften var över 300 ng/m³. PCB-innehållande kondensatorer i exempelvis lysrörsarmaturer ha installerats fram till 80-talet och PCB kondensatorer i importerad utrustning kan ha installerats en bit in på 80-talet i Sverige (Bernevi Rex, 2019).

Studier av byggvarans effekt på PCB i inomhusluften indikerar att saneringen kan ha haft begränsad inverkan på koncentrationer av PCB i inomhusluften. PCB från exempelvis fogmassa har visats kunna kontaminera intilliggande material och borttagning eller inkapsling av primärkällan garanterar därför inte en sänkning av PCB i inomhusluften till under tyska och danska hälsomässiga riktvärden (Kolarik, Frederiksen, Meyer, Ebbehoj, & Gunnarsen, 2016; Østergaard Haven & Langeland 2016). Intilliggande material kallas sekundära källor och kan vara väggar eller dylikt som primärkällan är i kontakt med. Tertiära källor är källor som exponerats via inomhusluften som sedan själva kan agera som en källa, exempelvis möbler som illustrerat i Figur 3. Inkapsling av PCB-fogmassa för att blockera direktkontaminering från fogmassan till inomhusluften resulterade i mediankoncentrationen 859 ng/m³ i en studie av 83 lägenheter (Kolarik m.fl. 2016). I en annan studie ledde inkapsling av primärkällan (fogmassa) till en reduktion av medelkoncentrationen av PCB i luften från 1700 ng/m³ till 1000 ng/m³ (Kolarik m.fl. 2016). En studie av Østergaard Haven & Langeland (2016), kom fram till att koncentrationen av PCB i inomhusluften kunde sänkas till <300 ng/m³ i 6 av 18 fall där primärkällan avlägsnats. I majoriteten av fallen (15 av fallen) genomfördes dock även andra åtgärder som exempelvis ökad ventilation, borttagande eller inkapsling av sekundära källor. I tre fall användes enbart borttagning av primärkällan, vilket förändrade halterna i inomhusluften från 318 till 224, 1 115 till 42 och 565 till 608 ng/m³ (Østergaard Haven & Langeland, 2016).



Figur 3. Exempel på källor till PCB i inomhusluften. Primärkällan är rödmarkerad som fogmassa runt dörren, sekundärkällan är PCB från fogmassan som vandrat ut i väggen, tertiärkällan är en möbel som blivit kontaminerad av inomhusluften.

Även i sanerade byggnader kan det förekomma material som innehåller höga koncentrationer av PCB på grund av sekundära och tertiära källor. Enligt Stockholms stad (2018) finns ett antal byggnader som sanerats och fogats om där den nya fogen sedan återkontaminerats. Återkontaminering innebär att den nya fogen blivit kontaminerad av PCB från det omkringliggande materialet (exempelvis en vägg) som inte avlägsnats under saneringen. SISAB (Skolor i Stockholms stad AB) har bedömt att all sanering måste göras om på grund av återkontaminering (Stockholm stad, 2018). Återkontaminering har visats kunna ske även om saneringen har genomförts enligt gällande rutiner (Stockholms stad, 2018).

3.3.4 Antal byggnader med PCB i inomhusluften

Resultat baserat på svenska mätningar

Spannen för antal byggnader inom vilka 95 % av modelleringarna resulterade i presenteras i tabell 6. Gällande boendemiljön kan mellan 2 – 5 % (95 % konfidensintervall) av den svenska befolkningen uppskattas vara utsatta för mer än 300 ng/m³ i boendemiljön. Liknande kan mellan 6 – 10 % (95 % konfidensintervall) uppskattas vara utsatta för koncentrationer över 100 ng/m³ i boendemiljön.

Tabell 6. Antal byggnader med PCB i inomhusluften över riktvärden presenterat som ett spann (95 % konfidensintervall).

<i>Riktvärde [ng/m³]</i>	<i>Antal byggnader [95 % konfidensintervall]</i>	<i>Varav skolor [95 % konfidensintervall]</i>
100	134 252 – 239 594	927 – 1 639
117	121 481 – 225 395	n/a
300	41 931 – 113 713	290 - 779
1170	476 - 6165	n/a
3000	0	0

Note: "n/a" avser att koncentrationen inte undersöktes för byggnadskategorin skolor.

Känslighetsanalys för modellering baserat på svenska mätningar

De olika variabelernas inverkan på medelvärdet av antal byggnader som beräknas överskrida 300 ng/m³, är rankade i tabell 7 nedan. *f_{riktvärde}* (andelen lägenheter med PCB-fogmassa och förhöjda koncentrationer av PCB i inomhusluften) bidrog mest till variationen av medelvärdet i simuleringarna vilket indikeras av att variabeln gav upphov till det bredaste spannet. Variationer i variabeln *f_{fogmassa}* (andelen byggnader med fogmassa) gav upphov till det andra bredaste spannet och rankades därmed som #2. Slutligen indikerar modelleringen att antalet byggnader från Fastighetsregistrets byggnadsdel och SCBs Statistikdatabas överensstämmer till en sådan grad att variationer i variabeln inte bidrar stort till variationen av medelvärdet (*N_{småhus}* och *N_{övriga}*). *N_{övriga}* avser byggnadskategorierna som inte var småhus.

Tabell 7. Variabler rankade efter effekt på medelvärdet av totalt antal byggnader med PCB över riktvärdet 300 ng/m³ i inomhusluften. Ett bredare spann mellan när variabeln är fixerad vid det lägsta och högsta värdet indikerar en större inverkan på resultatet av medelvärdet. Medelvärdena för antal byggnader är avrundade till två värdesiffror.

<i>Medelvärdet av antal byggnader över riktvärdet 300 ng/m³</i>			
<i>Rank</i>	<i>Variabel</i>	<i>Variabeln vid lägsta värdet</i>	<i>Variabeln vid högsta värdet</i>
#1	f _{riktvärde}	40 000	100 000
#2	f _{fogmassa}	59 000	90 000
#3	N _{småhus}	72 000	77 000
#4	N _{övriga}	74 000	76 000

När riktvärdet sänks (här till 100 ng/m³, se tabell 8) förändras den inbördes rangordningen mellan variablerna jämfört med riktvärdet 300 ng/m³. Variabeln för andelen med PCB fogmassa (*f_{fogmassa}*) hade störst inverkan av alla variablerna för medelvärdet av modelleringarna. Variablerna för antalet byggnader från PCB-perioden (N_{småhus}, N_{övriga}) har fortsatt förhållandevis liten inverkan på medelvärdet i modelleringarna.

Tabell 8. Variabler rankade efter inverkan på medelvärdet av totalt antal byggnader med PCB över riktvärdet 100 ng/m³ i inomhusluften. Ett bredare spann mellan när variabeln är fixerad vid det lägsta och högsta värdet indikerar en större inverkan på resultatet av medelvärdet. Medelvärdena för antal byggnader är avrundade till tre värdesiffror.

<i>Medelvärdet av antal byggnader över riktvärdet 100 ng/m³</i>			
<i>Rank</i>	<i>Variabel</i>	<i>Variabeln vid lägsta värdet</i>	<i>Variabeln vid högsta värdet</i>
#1	f _{fogmassa}	144 000	221 000
#2	f _{riktvärde}	160 000	206 000
#3	N _{småhus}	175 000	190 000
#4	N _{övriga}	182 000	184 000

Resultat baserat på dansk studie

95 % av modelleringarna resulterade i ett antal byggnader med mer än 300 ng/m³ i inomhusluften i Sverige inom intervallet 38 166 – 45 637. Liknande kan mellan 721–1 461 av dessa byggnader uppskattas vara skolbyggnader. För 3000 ng/m³ kan motsvarande spann uppskattas till mellan 879 – 1 812, varav 19 – 370 kan vara

skolbyggnader. Alla resultaten är angivna i 95 % konfidensintervall för modelleringarna.

Känslighetsanalys för modellering baserat på dansk studie

Som skildrat i tabell 9 hade variabler som involverade byggnadskategorin småhus störst inverkan på medelvärdet av resultatet av modelleringarna (f , andelen småhus med koncentrationer över 300 ng/m³ och N , antalet småhus från PCB-perioden).

Tabell 9. Variabler rankade efter effekt på medelvärdet av totalt antal byggnader med PCB över riktvärdet 300 ng/m³ i inomhusluften. Ett bredare spann mellan när variabeln är fixerad vid det lägsta och högsta värdet indikerar en större inverkan på medelvärdet av modelleringarna. Medelvärdena för antal byggnader är avrundade till två värdesiffror. Resterande variabler resulterade inte i något spann vid avrundning, därav exkluderades dem ur tabellen.

<i>Medelvärdet av antal byggnader över riktvärdet 300 ng/m³</i>			
<i>Rank</i>	<i>Variabel</i>	<i>Variabeln vid lägsta värdet</i>	<i>Variabeln vid högsta värdet</i>
#1	$f_{\text{småhus}}$	40 000	45 000
#2	$N_{\text{småhus}}$	41 000	43 000
#3	f_{skolor}	41 000	42 000

För riktvärdet 3000 ng/m³ var det åter variabeln för andelen småhus som bidrog med mest variation till medelvärdet av simuleringarna ($f_{\text{småhus}}$), följt av f_{skolor} (se tabell 10).

Tabell 10. Variabler rankade efter effekt på medelvärdet av totalt antal byggnader med PCB över riktvärdet 3000 ng/m³ i inomhusluften. Ett bredare spann mellan när variabeln är fixerad vid det lägsta och högsta värdet indikerar en större inverkan på medelvärdet av modelleringarna. Medelvärdena för antal byggnader är avrundade till två värdesiffror. Resterande variabler resulterade inte i något spann vid avrundning, därav exkluderades dem ur tabellen.

<i>Medelvärdet av antal byggnader över riktvärdet 3000 ng/m³</i>			
<i>Rank</i>	<i>Variabel</i>	<i>När variabeln vid lägsta värdet</i>	<i>När variabeln vid högsta värdet</i>
#1	$f_{\text{småhus}}$	1000	1700
#2	f_{skolor}	1200	1500
#4	$N_{\text{småhus}}$	1300	1400
#4	$f_{\text{flerbostadshus}}$	1300	1400
#4	$f_{\text{offentliga byggnader}}$	1300	1400
#4	$N_{\text{flerbostadshus}}$	1300	1400

Sammanställning av resultat

Resultaten från båda modelleringarna för totalt antal byggnader sammanställs avrundade i tabell 8. Slutresultatet ska tolkas som magnitud, det vill säga tusental, tiotusental, eller hundratusental enligt tabell 11. Modelleringarna för riktvärdet 300 ng/m³ överlappade varandra baserat på danska resultat och svenska mätningar. Resultatet ska därmed tolkas som att storleksordningen 10 000–100 000 byggnader kan finnas i det svenska byggnadsbeståndet med koncentrationer över riktvärdet 300 ng/m³. Inga byggnader enligt metoden baserad på svenska mätningar beräknades finnas med koncentrationer av PCB i inomhusluften över 3000 ng/m³, medan den danska metoden indikerat ett antal i storleksordningen enstaka 1000. Sammanfattningsvis kan det tolkas som att inga eller enstaka tusental byggnader i Sverige kan finnas med halter över 3000 ng/m³ i inomhusluften.

Tabell 11. Resultat av modellering av antal byggnader med PCB i inomhusluft i Sverige över riktvärden. Presenterat baserat på svenska mätningar (i tabellen "mätningar SE") och baserat på omfattning i Danmark (av Langeland & Kloppenborg 2013) (i tabellen "omfattning från DK"). För riktvärden över 1000 ng/m³ avrundades antalet byggnader till närmsta 1000 - tal. För resterande riktvärden avrundades resultatet till närmsta 10 000 - tal. Resultaten ska tolkas i magnitud.

<i>Metod</i>	<i>Riktvärde [ng/m³]</i>	<i>Antal byggnader i Sverige</i>
mätningar SE	100	130 000 – 240 000
mätningar SE	117	120 000 – 220 000
mätningar SE	300	40 000 – 110 000
omfattning från DK	300	40 000 – 50 000
mätningar SE	1170	0 – 6000
mätningar SE	3000	0
omfattning från DK	3000	1000 - 2000

3.4 Diskussion

Frågeställningen besvarades genom att antalet byggnader i Sverige som kan ha koncentrationer av PCB över riktvärden uppskattades (se tabell 11). Resultatet pekar mot att PCB i inomhusluften kan vara utbredd i det svenska byggnadsbeståndet (se tabell 11). PCB i inomhusluften har förekommit i byggnader i Sverige i koncentrationer över danska och tyska riktvärden (i nio av 29 byggnader som beskrivet i avsnitt 3.3.2). Förekomst och potentiell omfattning indikerar att PCB i inomhusluften kan vara av vikt för fortsatta forskningsinsatser enligt författaren till det här arbetet. Resultaten av modelleringarna ska tolkas som en inledande uppskattning baserad på den bästa tillgängliga informationen i nuläget, och inte en definitiv sanning. Uppskattningen av antalet byggnader med förhöjda halter av PCB i inomhusluften är därmed menat som frågeställande underlag.

Resultaten gällande PCB i inomhusluften i boendemiljön indikerar att fenomenet inte kan anses vara isolerat till arbetsmiljön. Som presenterat i avsnitt 3.3.4. kan mellan 6–10 % av befolkningen vara utsatta för koncentrationer över 100 ng/m³, vilket är ett härlett riktvärde för cancerrisk (10⁻⁵) och det lägsta riskbedömningsvärdet för skolor enligt US EPA, som presenterat i avsnitt 2.3.1. Liknande kan mellan 2–5 % av Sveriges befolkning vara utsatta för koncentrationer över det danska riktvärdet 300 ng/m³ där åtgärder bör genomföras. 2,18 miljoner lägenheter är registrerade som uppförda under PCB-perioden (se tabell 5). Sammantaget pekar resultaten mot att vidare analys i byggnadsbeståndet gällande boenden kan vara av vikt för att säkerställa den svenska befolkningens hälsa.

Modelleringarna av antal byggnader som kan väntas ha förhöjda halter av PCB i inomhusluften över 300 ng/m³ baserat på danska resultat och svenska mätningar överlappar varandra. Detta ger ett visst säkerställande av uppskattningen enligt författaren till den här studien. Dock förväntas mörkertalet i beräkningarna av antal byggnader med PCB över riktvärden i inomhusluften vara stort. Exempelvis inkluderades inte tre byggnadskategorier i analysen från Fastighetsregistret ("industri", "ospecificerade" och "uppgifter saknas") vilka sammanlagt uppgår till ca 45 000 byggnader som har registrerat byggår från PCB-perioden (se tabell 5). Dessa byggnadskategorier tillsammans med antalet flerbostadshus (ca 51 000 byggnader, se tabell 5) är inkluderade i saneringskravet (vid antagandet att byggnaderna inom kategorierna "ospecificerade" och "uppgifter saknas" inte är småhus). Antalet byggnader inkluderade i saneringskravet uppskattades genom en enkätundersökning till kommunerna av Lilliehorn och Rex (2015) till ca 45 000. Författarna uttrycker att mörkertalet kring antal byggnader som kan anses härröra från PCB-perioden kan vara stort och fynden i den här studien styrker det påståendet. Renoverade byggnader eller byggnader som kan ha använt PCB-varor (d.v.s. byggnader med byggår före PCB-perioden) inkluderas inte heller i modelleringen, vilket ytterligare ökar misstankar om ett mörkertal.

Modellen som baseras på svenska mätningar baseras på andel byggnader med PCB fogmassa. Det gör att andra potentiella källor som isolerrutor, kondensatorer i små lysrörsarmaturer, och färg inte räknas med vilket kan leda till en underskattning av omfattningen. Langeland och Kloppenborg (2013) fann att i 12 % av fallen där koncentrationen av PCB i inomhusluften överskred 300 ng/m³ var primärkällan en kondensator. Dock inkluderar modelleringen med bas av danska resultat av Langeland & Kloppenborg (2013) dessa andra källor, och genom den metoden härleddes ett lägre intervall jämfört med metoden baserad på svenska mätningar (se tabell 8). Antalet byggnader med koncentrationer av PCB över 300 ng/m³ kanske därmed kan väntas vara inom resultatet (magnitud) enligt författaren till den här studien.

PCB-saneringen i Sverige kan ha haft en inverkan på omfattningen av PCB i inomhusluften då borttagning av primärkällan visats ha effekt på inomhuskoncentrationer som beskrivet i avsnitt 3.3.3. Samtidigt har borttagande av primärkällan lett till stor spridning av resultat gällande koncentrationer i inomhusluften (i vissa fall även visats höja koncentrationen av PCB i inomhusluften (Østergaard Haven & Langeland, 2016)). För modelleringarna i den här studien kommer PCB-saneringen inte att ha påverkat slutresultatet då andelen småhus som inte är inkluderade i saneringskravet inverkar så stort, (som skildrat i känslighetsanalyserna, se tabell 7 till 10), att korrigering för saneringen inte kommer påverka slutresultatet då det är angivet i grov uppskattning (magnitud). Om känsligare slutresultat efterfrågas kommer eventuellt saneringens inverkan ha en betydelse och noggrannare undersökning av dess potentiella effekt bör undersökas.

I 12 av byggnaderna där PCB i inomhusluften mätts i Sverige (av totalt 29) genomfördes mätningarna med passiv mätmetod (se bilaga B). Sättet den osäkerheten skulle yttra sig i modelleringen är genom anpassningen av sannolikhetsfördelningen till mätdata. Med hänseende till den stora osäkerheten som applicerats i parametrarna till anpassningen, med hjälp av en parametrisk bootstrap, kan den här osäkerheten ha inkluderats i modellen. Andelen som kan väntas ha förhöjda halter av PCB (*frikivärde*) är dock fortfarande den variabel som bidrar störst till variationen i medelvärdet, som skildrat i känslighetsanalyserna (se tabell 7 till 10) både baserat på svenska mätningar och danska resultat. Detta leder till att ytterligare mätningar av PCB i inomhusluften, föredragsvis harmonierade med samma mätmetod, krävs om modellen skulle förbättras.

Stor osäkerhet i uppskattningarna av antal byggnader som kan ha förhöjda koncentrationer av PCB i inomhusluften för båda metoderna ligger i byggnadskategorin småhus (se tabell 7 till 10). Dessa osäkerheter involverar antalet småhus från PCB-perioden, och hur frekvent förekommande PCB är både i material, och inomhusluften för den byggnadskategorin. Småhus inkluderas inte i sanerings- och inventeringskravet, och möjligtvis på grund av detta har ingen information om användningen av PCB-varor påträffats i den byggnadskategorin. Andelen med PCB fogmassa ansågs därmed vara densamma för alla byggnadskategorier och likställdes med byggnadskategorier med saneringskrav som rapporterat av Lilliehorn & Rex

(2015). Undersökningar av förekomst av PCB i byggmaterial i småhus i Danmark har påvisat att PCB haltiga material förekommer i signifikant lägre andel jämfört med andra byggnadskategorier (Langeland och Kloppenborg 2013). Om liknande förhållande råder i Sverige kan antalet byggnader antas vara något mindre och uppskattningen av byggnader som härrör från den danska undersökningen kan anses vara närmre det faktiska antalet byggnader.

4 Slutsats

Det finns belägg för att riktvärden för PCB i inomhusluft bör fastställas i Sverige. Den samlade vetenskapliga grunden inom ämnesområdet pekar mot potentiella hälsoeffekter av exponering av PCB i inomhusluft både med avseende på dioxinlika och icke dioxinlika PCB. Inledande uppskattningar tyder på att PCB i inomhusluften kan vara utbredd i det svenska byggnadsbeståndet. I kombination pekar fynden i den här studien (potentiella hälsoeffekter samt förekomst i svenska byggnader) mot att fördjupade studier och riktvärden för PCB i inomhusluften bör utarbetas av ansvariga myndigheter.

Det finns indikationer på att hälsoeffekter kan väntas inom spannet för det generella dagliga intaget av PCB. Av detta bidrag anses majoriteten härröra från kosten. Enligt författaren till det här arbetet kan all ytterligare exponering därmed misstänkas öka risken för hälsomässiga följder. Detta exempelvis genom exponering via inomhusluften, som visats höja koncentrationen av lågklorerade PCB i blodet. Den uppskattade exponeringen via kontaminerad inomhusluft har visats kunna vara lika stor eller större än exponeringen via kosten.

Det vetenskapliga underlaget är fortfarande bristfälligt gällande toxiciteten av PCB i inomhusluft på grund av att varianterna av PCB som dominerar i inomhusluften tillhör undergruppen icke-dioxinlika PCB. I slutet av 2018 presenterade dock EFSA (European Food Safety Authority) ett nytt TWI (tolererbart veckovis intag) för dioxinlika PCB som är så restriktivt att det kan vara aktuellt för riktvärden för PCB i inomhusluften.

Riktvärden för PCB i inomhusluft i andra länder är i storleksordningarna 100 ng/m³ till 1000 ng/m³. Riktvärden från länder som är medlemmar i EU (Danmark, Tyskland) är 300 ng/m³ där åtgärder rekommenderas, och 3000 ng/m³ där åtgärder bör genomföras omgående. Basen för riktvärdena från Tyskland och Danmark är ett TDI (tolererbart dagligt intag) med bas av djurförsök som genomfördes 1973. Senare tillkommen forskning har fastställt toxisk effekt under djurförsök vid lägre doser av PCB, både för varianterna av PCB som är mest frekvent förekommande i luft och för blandningar. Simultant har lägre TDI för människor härletts, exempelvis från WHO och EFSA. Om metodiken bakom danska och tyska riktvärden används för härledning av riktvärde i inomhusluften med bas av senare tillkomna TDI blir riktvärden för PCB i inomhusluften avsevärt lägre (7 ng/m³ för rekommenderade

åtgärder, och 70 ng/m³ för omedelbara åtgärder). Vid eventuellt fastställande av riktvärde i Sverige bör därmed försiktighet iakttagas gällande metodval.

PCB-koncentrationer i inomhusluften har uppmätts i Sverige, i koncentrationer över danska och tyska riktvärden. Inledande uppskattningar som genomförts i den här studien pekar mot att:

- Antalet byggnader med inomhuskoncentrationer över det danska och tyska riktvärdet 300 ng/m³ kan vara i storleksordningarna 10 000 till enstaka 100 000.
- Antalet byggnader med inomhuskoncentrationer över danska och tyska riktvärdet 3000 ng/m³ kan vara i storleksordningarna 0 – 1000.
- Antalet byggnader med inomhuskoncentrationer över 100 ng/m³ kan vara i storleksordningen enstaka 100 000. 100 ng/m³ är koncentrationen där den ökade risken att drabbas av cancer är 10⁻⁵, och det lägsta riskbedömningsvärdet för skolor enligt US EPA.
- Antalet byggnader med inomhuskoncentrationer över 117 ng/m³ kan uppskattas vara i storleksordningen enstaka 100 000. 117 ng/m³ är ett härlett riktvärde för toxikologiska effekter av enbart dioxinlika PCB med bas av TWI från EU. Riktvärdet är uträknat med samma metodik som använts för riktvärdet 300 ng/m³.
- Antalet byggnader med över 1170 ng/m³ i inomhusluften kan uppskattas vara i storleksordningen 0–1000. 1170 ng/m³ är ett härlett riktvärde för toxikologiska effekter av enbart dioxinlika PCB med bas av TWI från EU. Riktvärdet är uträknat med samma metodik som använts för riktvärdet 3000 ng/m³.

Ett eventuellt fenomenets utbredning i boendemiljön har uppskattats till att 2–5 % av Sveriges befolkning kan vara utsatta för koncentrationer över 300 ng/m³. Liknande kan 6–10 % vara utsatta för inomhuskoncentrationer över 100 ng/m³ i hemmet.

4.1 Förslag till framtida forskning

Under den här studien har flertalet luckor i det vetenskapliga underlaget identifierats. För att kunna behandla ämnesområdet toxicitet av PCB i inomhusluft eller fastställa riktvärden med större säkerhet efterfrågas vidare studier gällande:

- ❖ Djurförsök med exponering av PCB via luften. Därigenom kan en dos fastställas som inte framkallar någon toxisk effekt, vilken sedan kan användas till riktvärden.
- ❖ Studie av effekter av inandning av PCB hos människor exponerade via inomhusluften. Speciellt intressant kan vara slutpunkter som depression (som indikerats vid yrkesexponering) och beteendemässiga diagnoser som ADHD (vilket indikerats av djurförsök).

- ❖ Studier av de cancerogena effekterna av NDL-PCB.
- ❖ Studier av de icke cancerogena effekterna av NDL-PCB.
- ❖ Litteraturstudie av metaboliterna av LPCB.

För att kunna göra en säkrare uppskattning av omfattningen av fenomenet PCB i inomhusluft i Sverige (antal byggnader), efterfrågas följande forskningsinsatser:

- ❖ Mer omfattande och strukturerad undersökning för att uppskatta andelen byggnader med PCB i inomhusluft i Sverige från PCB-perioden. Det vill säga en strukturerad studie där PCB i inomhusluften mäts i det svenska byggnadsbeståndet.
- ❖ Undersökning med fokus på förekomst av PCB varor i byggnadskategorin småhus.
- ❖ Analys av hur användningen av PCB skilt sig åt länder sinsemellan. Av speciellt intresse kan vara Danmark/Sverige eller Tyskland/Sverige. Därigenom kan forskningsinsatserna som genomförts i de individuella länderna eventuellt harmoniseras, och den vetenskapliga basen breddas avsevärt.
- ❖ Studier av saneringens effekt på PCB i inomhusluften i byggnader i Sverige. Resultaten kan även vara av intresse för danska myndigheter för att fastställa om borttagande av primärkällan sänker koncentrationen av PCB i inomhusluften.

Referenslista

- Arbejdstilsynet. (2014). *PCB i bygninger*. Hämtat den 14 mars 2019 från Arbejdstilsynet: <https://amid.dk/media/2565/pcb-i-bygninger20pdf.pdf>
- AFS 2018:1 (M). *Hygieniska gränsvärden*. Stockholm: Arbetsmiljöverket.
- Basra, K., Scammell, M. K., Benson, E. B. & Heiger-Bernays, W. (2018). Ambient Air Exposure to PCBs: Regulation and Monitoring at Five Contaminated Sites in EPA Regions 1, 2, 4 and 5. *NEW SOLUTIONS: A Journal of Environmental and Occupational Health Policy*, 28(2), 262-282.
- Bernevi Rex, G. (2019). *Inventering och sanering av PCB i byggnader och anläggningar*. Hämtat från Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6884-4.pdf?pid=24454>
- Boverket & Energimyndigheten. (2007). *Energianvändning & innemiljö i skolor och förskolor - Förbättrad statistik i lokaler, STIL2*. Frösön: Statens energimyndighet.
- Bräuner, E. V., Jovanovic Andersen, Z., Frederiksen, M., Olmer Specht, I., Hougaard, K. S., Ebbehoj, N., Bailey, J., Giwercman, A., Steenland, K., Longnecker, P. M. & Bonde, J. P. (2016). Health Effects of PCBs in Residences and Schools (HESPERUS): PCB - health Cohort Profile. *Scientific reports*, 6, 24571.
- Bundesamt für Gesundheit. (2006). *Richtwert für PCB in der Innenraumluft*. Hämtat från Bundesamt für Umwelt BAFU: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/suche.html#Richtwert%20f%C3%BCr%20PCB%20n%20der%20Innenraumluft%20Information%20und%20Empfehlungen>
- Carpenter, D. O. (2015). Exposure to and health effects of volatile PCBs. *Rev Environmental Health*, 30(2), 81-92.
- Casey, A. C., Berger, D. F., Lombardo, J. P., Hunt, A. & Quimbly, F. (1999). Aroclor 1242 inhalation and ingestion by Sprague-Dawley rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 56(5), 311-342.
- Cogliano, V. J. (2016). Lack of data drives uncertainty in PCB health risk assessments. *Environ Sci Pollut Res*, 23, 2212-2219.

- Dai, Q., Min, X. & Weng, M. (2016). A review of polychlorinated biphenyls (PCBs) pollution in indoor air. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 66(10), 941-950.
- 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 (PCBs) in feed and food. *The EFSA Journal*, 284, 1-137.
- EFSA CONTAM Panel. (2018). Scientific Opinion on the risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA Journal*, 16(11), 5333.
- Egsmose, E. L., Bräuner, E. V., Frederiksen, M., Morck, T. A., Siersma, V. D., Hansen, P. W., Nielsen, F., Grandjean, P. & Knudsen, L. E. (2016). Associations between plasma concentrations of PCB 28 and possible indoor exposure sources in Danish school children and mothers. *Environment International*, 13-19.
- EPA. (2017). *Exposure Levels for Evaluating Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Indoor School Air*. Hämtat den 12 februari 2019 från U.S. Environmental Protection Agency: <https://www.epa.gov/pcbs/exposure-levels-evaluating-polychlorinated-biphenyls-pcbs-indoor-school-air>
- EPA. (2019). *Basic Information about the Integrated Risk Information System*. Hämtat den 16 februari 2019 från U.S. Environmental Protection Agency: <https://www.epa.gov/iris/basic-information-about-integrated-risk-information-system>
- European Chemicals Agency. (2019). *1,1'-Biphenyl, chloro derivs*. Hämtat den 11 mars 2019 från ECHA European Chemicals Agency: <https://echa.europa.eu/sv/substance-information/-/substanceinfo/100.014.226>
- Ewers, U., Roßkamp, E., Heudorf, U. & Mergner, H.-J. (2005). 10 Years Guideline for the Remediation of PCB-Contaminated Buildings - a Hygienic and Toxicological Re-evaluation. *Gesundheitswesen*, 67(11), 809-819.
- 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.
- Gaum, P. M., Gube, M., Esser, A., Schettgen, T., Quinete, N., Bertram, J., Putschögl F. M., Kraus, T. & Lang, J. (2019). Depressive Symptoms After PCB Exposure: Hypotheses for Underlying Pathomechanisms via the Thyroid and Dopamine System. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 950.

- Gaum, P. M., Gube, M., Schettgen, T., Putschogl, F. M., Kraus, T., Fimm, B. & Lang, J. (2017). Polychlorinated biphenyls and depression: cross-sectional and longitudinal investigation of a dopamine-related Neurochemical path in the German HELPCB surveillance program. *Environmental Health*, *16*, 106.
- Heinzow, B., Mohr, S., Ostendorp, G., Kerst, M. & Körner, W. (2007). PCB and dioxin-like PCB in indoor air of public buildings contaminated with different PCB sources – deriving toxicity equivalent concentrations from standard PCB congeners. *Chemosphere*, *67*(9), 1746-1753.
- Herrick, R. F., Meeker, J. D. & Altshul, L. (2011). Serum PCB levels and congener profiles among teachers in PCB-containing schools: a pilot study. *Environmental Health*, *10*(56).
- Hu, X., Adamcaková-Dodd, A., Lehmler, H.-J. & Gison-Corley, K. (2015). Toxicity Evaluation of Exposure to an Atmospheric Mixture of Polychlorinated Biphenyls by Nose-Only and Whole-Body Inhalation Regimens. *Environmental Science and Technology*, *49*, 11875-11883.
- Hu, X., Adamcokova-Dodd, A. & Thorne, P. S. (2014). The fate of inhaled ¹⁴C-labeled PCB11 and its metabolites in vivo. *Environment International*, *63*, 92-100.
- IARC. (2018). List of classifications, volumes 1-123. Den 10 april 2019 från IARC: <https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications-volumes/>
- Jensen, A. (2013). *Health risks of PCB in the indoor climate in Denmark*. Köpenhamn: Danish Health and Medicines Authority.
- Johansson, N., Hanberg, A., Bergeck, S. & Tysklind, M. (2001). PCB in sealant is influencing the levels in indoor air. *Organohalogen Compounds*, *5*, 436-440.
- Johansson, N., Hanberg, A., Wingfors, H. & Tysklind, M. (2003). PCB in building sealant is influencing PCB levels in blood of residents. *Organohalogen Compounds*, *60-65*.
- Kalberlah, F., Schulze, J., Hassauer, M. & Oltmanns, J. (2002). *Nr. 62 Toxikologische Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) bei inhalativer Aufnahme*. Hämtat den 12 mars 2019 från Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: <https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/lu/mat62.pdf>
- Kolarik, B., Frederiksen, M., Meyer, H. W., Ebbehøj, N. E. & Gunnarsen, L. B. (2016). Investigation of the importance of tertiary contamination, temperature and human behaviour on PCB concentrations in indoor air. *Indoor and Built Environment*, *25*(1), 229-241.
- Kraft, M., Rauchfuss, K., Sievering, S., Wöckner, M., Neugebauer, F. & Fromme, H. (2017). Quantification of all 209 PCB congeners in blood—Can

- indicators be used to calculate the total PCB blood load? *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220, 201-208.
- Kraft, M., Sievering, S., Grün, L. & Rauchfuss, K. (2018). Mono-, di-, and trichlorinated biphenyls (PCB 1-PCB 39) in the indoor air of office rooms and their relevance on human blood burden. *Indoor Air*, 28, 441-449.
- Langeland, M. & Kloppenborg Jensen, M. (2013). *Survey of PCB in materials and indoor air. Consolidated report*. Hämtat från pcb-guiden.dk: <https://pcb-guiden.dk/vidensbankpcb>.
- Lehmann, G. M., Christensen, K., Maddaloni, M. & Phillips, L. J. (2015). Evaluating Health Risks from Inhaled Polychlorinated Biphenyls: Research Needs for Addressing Uncertainty. *Environmental Health Perspectives*, 123(2), 109-113.
- Li, L., Arnot, J. A. & Wania, F. (2018). Revisiting the Contributions of Far- and Near-Field Routes to Aggregate Human Exposure to Polychlorinated Biphenyls (PCBs). *Environ. Sci. Technol.*, 52, 6974-6984.
- Liebl, B., Schettgen, T., Kerscher, G., Broding, H.-C., Otto, A., Angerer, J. & Drexler, H. (2004). Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending contaminated school. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207, 315-324.
- Lignell, S., Aune, M., Darnerud, P. O., Soeria-Atmadja, D., Hanberg, A., Larsson, S. & Glynn, A. (2011). Large variation in breast milk levels of organohalogenated compounds is dependent on mother's age, changes in body composition and exposures early in life. *Journal of Environmental Monitoring*, 13, 1607-1616.
- Lilliehorn, P. & Bernevi Rex, G. (2015). Uppföljning av sanering av PCB i fog- och golvmassor. Hämtat den 10 april 2019 från Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/pcb/151027-nv-v-pcb-uppf%C3%B6ljning.pdf>
- Lindell, B. (2012). 146. *Polychlorinated biphenyls (PCBs)*. (Arbete och hälsa, 2012:46(1)). Göteborg: Occupational and Environmental Medicine.
- Lombardo, J. P., Berger, D. F., Hunt, A. & Carpenter, D. O. (2015). Inhalation of polychlorinated biphenyls (PCBs) produces hyperactivity in rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 78, 1142-1153.
- Meyer, H. W., Frederiksen, M., Göen, T., Ebbeløj, N. E., Gunnarsen, L., Brauer, C., Kolarik, B., Müller, J. & Jacobsen, P. (2013). Plasma polychlorinated biphenyls in residents of 91 PCB-contaminated and 108 non-contaminated dwellings—An exposure study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 216, 755-762.

- Mihats, D., Moche, W., Prean, M. & Rauscher-Gabernig, E. (2015). Dietary exposure to non-dioxin-like PCBs of different population groups in Austria. *Chemosphere*, 126, 53-59.
- Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings- och Forskningsinstitut (2001). *PCB i inomhusmiljön Kartläggning av PCB-halter i inomhusluft och damm i utvalda lägenheter i Stockholm*. Hämtat den 10 maj 2019 från Stockholms stad: <http://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/pcb/sanerade-byggnader-med-pcb/>
- Ministeriums fuer Bauen und Wohnen. (1996). *PCB-Richtlinie NRW*. Hämtat från KAT Umweltberatung GmbH: <http://www.katumwelt.de/icheck/dokumente/pcbnrw.htm>
- Mughal, B. B., Fini, J.-B. & Demeneix, B. A. (2018). Thyroid-disrupting chemicals and brain development: an update. *Endocrine Connections*, 7(4), 160-186.
- Naturvårdsverket. (2002). *Omhändertagande av PCB i byggnader*. Hämtat den 10 april 2019 från Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/pcb/pcb-i-byggnader.pdf>
- Naturvårdsverket. (2012). *National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants for Sweden 2012*. Hämtat från Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6498-3.pdf?pid=3806>
- Naturvårdsverket. (2018). *PCB i miljön*. Hämtat den 12 mars 2019 från Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/>
- Ounnas, F., Privé, F., Lamarche, F., Salen, P., Favier-Hininger, I., Marchand, P., Le Bizex, B., Venisseau, A., Batandier, C., Fontaine, E., de Lorgeril, M. & Demeilliers, C. (2016). A relevant exposure to a food matrix contaminated environmentally by polychlorinated biphenyls induces liver and brain disruption in rats. *Chemosphere*, 161, 80-88.
- Pedersen, E. B., Ebbelohj, N. E., Göen, T., Meyer, H. W. & Jacobsen, P. (2016). Exposure to 27 polychlorinated biphenyls in the indoor environment of a workplace: a controlled bio-monitoring study. *Int Arch Occup Environ Health*, 89, 43-47.
- Peper, M., Klett, M. & Morgenstern, R. (2005). Neuropsychological effects of chronic low-dose exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs): A cross-sectional study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 4(22).

- Rice, D. C. (1997). Effect of Postnatal Exposure to a PCB Mixture in Monkeys on Multiple Fixed Interval–Fixed Ratio Performance. *Neurotoxicology and Teratology*, 19(6), 429-434.
- SCB. (u.å.a). *Statistikdatabasen*. Hämtat den 20 februari 2019 från SCB: <http://www.statistikdatabasen.scb.se>
- SCB. (u.å.b). *Vanligast för barn att bo i småhus*. Hämtat den 15 mars 2019 från SCB: <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/hushallens-ekonomi/inkomster-och-inkomstfordelning/hushallens-boende/pong/statistiknyhet/hushallens-boende/>
- Schettgen, T., Alt, A., Preim, D., Keller, D. & Kraus, T. (2012). Biological monitoring of indoor-exposure to dioxin-like and non-dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in a public building, *Toxicology Letters*, 213, 116-121.
- Schwenk, M., Gabrio, T., Pöpke, O. & 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.
- Stockholms stad. (2018). *Tillsynsrapport PCB i byggnader*. Hämtat den 10 maj 2019 från: <https://insynsverige.se/documentHandler.ashx?did=1959052>
- Strandberg, B. (1998). *The use of semipermeable membrane devices in studies of concentrations, distribution and fate of organochlorine compounds in the environment*. (Doktorsavhandling) Umeå University, Institute of Environmental Chemistry.
- Sundahl, M., Sikander, E., Ek-Olausson, B., Hjorthage, A., Rosell, L. & Tornevall, M. (1999). Determinations of PCB within a project to develop cleanup methods for PCB-containing elastic sealant used in outdoor joints between concrete blocks in buildings. *Journal of Environmental Monitoring*, 1, 383-387.
- Sundhetsstyrelsen. (2013). *Sundhetsstyrelsens anbefalinger om aktionsværdier*. Hämtat från PCB-guiden: https://sundhedsstyrelsen.dk/da/nyheder/2013/~/_/media/3759EBD9E7D542DE9B9FDD3220BC45C8.ashx
- United Nations Development Programme. (2015). *Globala målen*. Hämtat från UNDP: <https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/>
- United Nations Environment. (2018). *Convention Text*. Hämtat från Stockholm Convention: <http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>

- World Health Organization. (2000). *Air quality guidelines for Europe 2nd ed.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. Hämtat från: <http://www.who.int/iris/handle/10665/107335>
- World Health Organization. (2003). *Polychlorinated biphenyls: Human health aspects.* Hämtat från WHO: https://www.who.int/ipcs/publications/cicad/cicads_alphabetical/en/
- World Health Organization. (2015). WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Bonn: WHO Regional Office for Europe. Hämtat från: <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2016/who-expert-consultation-available-evidence-for-the-future-update-of-the-who-global-air-quality-guidelines-aqgs-2016>
- World Health Organization. (2016). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants, supplement 1: non-dioxin-like polychlorinated biphenyls / prepared by the eightieth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA).* Hämtat från World Health Organization: <http://www.who.int/iris/handle/10665/246225>
- Vrijheid, M., Casas, M., Gascon, M., Valvi, D. & Nieuwenhuijsen, M. (2016). Environmental pollutants and child health—A review of recent concerns. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 219, 331-342.
- Østergaard Haven, R. & Langeland, M. (2016). *Afhjælpningstiltag ved forhøjede PCB-niveauer i indeluften.* Hämtat den 10 februari 2019 från PCB-guiden: <https://pcb-guiden.dk/vidensbankpcb>

Bilaga A Sökord

Tabell A1 Sökord i PubMed till kapitel 2. Alla sökorden kombinerades med PCB* och filtrerades efter publicerat under eller efter år 2013. Gråmarkerade celler filtrerades även för review.

indoor	air		
tox ^{*,a}	AND/OR	air	
air	rat	OR	monkey
LOAEL	OR	NOAEL	rat OR monkey
air	AND/OR	risk assessment	
inhalation	rat	OR	monkey
health	effects		
monkey	OR	depression	OR thyroid*
breast	milk	sweden	
indoor	air	exposure	
mortality	capasitor		
exposure	cancer	air	
exposure	near-field		
health	risk	assessment	cancer NOT fish
rat	TDI	OR	air uptake

^afiltrering på arten människor.

Myndigheter och organisationer, kapitel 2

Myndigheter och organisationer vars databaser blivit genomsökta angående riktvärden, klassificeringar:

Arbetsmiljöverket, Folkhälsomyndigheten, Naturvårdsverket, Boverket, Kemikalieinspektionen, IMM och AMM (Institutet för Miljömedicin och Arbets- och miljömedicin), Sundhetsstyrelsen, Arbejdstilsynet, US EPA, Bundesamt für Umwelt, Gewerbeaufsicht Baden-Wuerttemberg, WHO (Air Quality Guidelines, IARC, JECFA), EU (ECHA, EFSA).

Myndigheter, kommuner, organisationer, kapitel 3

Kontakade kommuner angående mätningar av PCB i inomhusluft i Sverige, samt genomsökande av databaserna på myndigheternas/kommunernas hemsidor: Miljösamverkan Västra Götaland, Folkhälsomyndigheten, Boverket, RI.SE

(tidigare Statens provnings och Forskningsinstitut), Umeå universitet, Skövde kommun, Miljöförvaltningen i Stockholms Stad, Arbetsmiljöverket, Lerums kommun, Mariestads kommun, Tidaholms kommun, Institutet för Miljömedicin, Ulricehamns kommun.

Sökord för kapitel 3 i PubMed

För PCB-saneringens effekt i Sverige användes studier från den danska websidan pcb-guiden.dk som kompletterades med sökningar i databasen Web Of Science med sökorden:

PCB indoor air remed*

PCB indoor air mitig*

PCB indoor air tertiary

Bilaga B Mätningar av PCB i inomhusluft i Sverige

Generellt om mätmetoder för PCB i inomhusluft

Majoriteten av PCB i inomhusluften är i gasfas, andelen PCB i partikelfas har visats vara <15 % (Dai m.fl. 2016; Jensen, 2013). I inomhusluften är den mest använda mätmetoden en aktiv metod, vilket innebär att luft pumpas igenom ett glasfiberfilter (GFF) och en ”polyurethane foam” (PUF) disk (Dai m.fl. 2016). Glasfiberfiltret samlar PCB i gasfas och PUF disken samlar PCB i partikelfas. En annan metod att mäta PCB i inomhusluften är via passiv provtagning som samlar PCB enbart med en PUF disk (Dai m.fl. 2016). Passiv provtagning har visats korrelera med aktiva mätningar med $R^2=0,8036$ (Corner m.fl. 2002).

Vanligtvis analyseras sex indikator kongener, PCB 28, 52, 101, 138, 153 och 180 genom gaskromatografi och högupplöst masspektrometri (GC-HRMS). För att kompensera för kongener som inte analyserats i provet multipliceras summan av indikatorkongenerna med en faktor fem. Metoden har blivit upptagen i europeiska och US EPAs standarder för analysering av PCB (Bräuner, 2016).

Generellt om svenska mätningar som involverades i modelleringarna

Statens Provnings- och Forskningsinstitut i samarbete med Miljöförvaltningen i Stockholm (2001), mätte PCB i luft och damm i byggnader i Stockholm. Studien inkluderade mätningar i fem flerbostadshus och tre skolor. Valet av byggnader var baserat på där inventering av PCB hade genomförts men saneringen ännu inte ägt rum. Generellt uttrycker författarna att halterna PCB i inomhusluften var låga, med det högsta värdet uppmätt som 270 ng/m³. Författarna mätte dock även med passiva metoder och då uppmättes högre halter (upp mot 600 ng/m³). Till den här studien valdes dock mätningarna med aktiv provtagning för att styrka samklagen med andra mätningar och studier. Sammanfattning av mätmetod och mätningar är specificerade nedan:

Provtagningsmetod: OVS-2 provtagare (OSHA versatile sampler, SKC 226-30-16) med XAD-2 adsorbent med backup-sektion och filter. 1 l/min pumpades genom provtagaren under ca två dygn. Totala halten PCB beräknades med hjälp av summan av 6 indikator kongener, (28, 52, 101, 138, 153, 180), multiplicerat med en faktor 5.

Tabell B1 Sammanställning av mätningar av Corner m.fl. (2002).

<i>Medelvärde [ng/m³]</i>	<i>Standardavvikelse [ng/m³]</i>	<i>Antal mätningar</i>	<i>Typ av byggnad</i>
5	2	3	lägenhet
28	6	5	lägenhet
76	51	14	lägenhet
270	n/a	1	lägenhet
0	n/a	1	skola
37	n/a	1	skola
0	n/a	1	skola

En studie där halten av PCB i inomhusluften mättes före, under och efter sanering av PCB fogmassa i ett flerbostadshus genomfördes av Sundahl m.fl. (1999). I den här studien har mätningarna som genomfördes innan saneringen använts i ett medelvärde för byggnaden. Sammanfattning av mätmetod och mätningar är specificerade nedan:

Provtagningsmetod: ”OVS-tube” (OSHA versatile sampler), XAD-2 adsorbent. Pump ”SKC aircheck sampler model 224-PCXR7”, luftvolym som provtagits ca 60 l, vid flödet 1 liter/min. Totala halten PCB beräknades med hjälp av summan av 4 indikator kongener, (28, 52, 101, 138), multiplicerat med en faktor 6. Uppmätta halter av PCB i inomhusluften i de två lägenheter som involverades var 530 och 610 ng/m³. Medelvärdet av mätningarna (som användes i den här studien) är $(530+610) / 2 = 570$ ng/m³.

Johansson m.fl. (2001) genomförde mätningar av PCB i inomhusluften i Solna, Stockholm. Totalt inkluderade studien mätningar i 12 lägenheter med PCB och 4 kontroll (dvs ej med PCB fogmassa). I den här analysen inkluderades endast byggnaderna med PCB fogmassa. Sammanfattning av mätmetod och mätningar är specificerade nedan:

Provtagningsmetod: Semipermeable membrane devices (SPMDs), utplacerade under två veckor. Medelvärde för lägenheter med PCB-fogmassa enligt Johansson m.fl. (2002) var 366 ng/m³, std 158 ng/m³. Mätningarna genomfördes med passiva mätmetoder. Då resultat av passiva och aktiva mätmetoder visats korrelera med varandra ($R^2=0,8$, Corner m.fl., 2002), ansågs att provresultaten kunde användas för syftet med den här studien. Mätningarna av Johansson m.fl. (2001) publiceras i rapporten som rådata, och omräkning av proverna genomfördes i den här studien

med hjälp av underlag från rapporten samt avhandling av Strandberg (Strandberg, 1998).

Tabell B2 Sammanställning av mätningar av Johansson m.fl. (2002).

<i>Tot massa PCB [ng/provtagare]</i>	<i>Korrigerat för volym luft samt korrektionsfaktor 5 [ng/m³]</i>	<i>Anteckning</i>	<i>Typ av byggnad</i>
2800	140		lägenhet
5000	250		lägenhet
4600	230		lägenhet
7600	380		lägenhet
3900	195		lägenhet
4800	240		lägenhet
3800	190		lägenhet
11 000	550		lägenhet
14 000 ^a	700	Räknas samman som medelvärde 587,5	lägenhet
9500 ^a	475		lägenhet
9500	475		lägenhet
6500	325		lägenhet
7500	375		lägenhet

^a Dubblett i samma byggnad.

Genom projektet ”PCB-fria fogar” kontaktades de kommuner som lämnat in resultat av provtagning i inomhusluft, Lerums, Mariestads, Skövde och Ulricehamns kommun. Byggnaderna som inkluderades var offentliga byggnader, skola och flerbostadshus. Samtliga provtagningar genomfördes med aktiv provtagning och många av mätningarna var genomsnitt av flera mätningar som uppmäts i samma byggnad. Sammanfattning av mätmetod och mätningar är specificerade nedan:

Två översta mätningarna i tabellen (tabell B3), provtagningsmetod aktiv. Följande tre rader i tabellen, provtagningsmetod: Provtagare av typ OVS-2 med XAD-2 som adsorbent (med backupsektion och filter). Provtagningsflöde 1 L/min och provtagningsstid 2 dygn. Totalhalten PCB räknades som summan av PCB 28, 52, 101, 118, 138 och 153 multiplicerat med faktor 5. Följande två provtagningar, provtagningsmetod: Provtagare av typ OVS-2 (OSHA versatile sampler) med XAD-2 som adsorbent (med backupsektion och filter). Totalhalten PCB räknades som summan av PCB 28, 52, 101, 138, 153 och 180 multiplicerat med faktor 5. Metod för sista mätningen i tabellen: Provtagare av typ OVS med XAD-2 som adsorbent (med backupsektion och filter). Totalhalten PCB räknades som summan av PCB 28, 52, 101, 138, 153 och 180 multiplicerat med faktor 5.

Tabell B3 Sammanställning av mätningar från övriga källor (2002).

<i>Medelvärde [ng/m³]</i>	<i>Standardavvikelse, antal mätningar (n)</i>
77	n = 23 ^a
<100 ^a	n = 1
44 ^a	n = 1
14, 70 ^a	n = 2
310	n = 1
<100	n = 2
<200	n = 3
750	N = 2, (<1100, <400 ng/m ³)

^a Under kvantifieringsgräns <100 ng/m³. Sattes som 0 i analysen till den här studien.

Bilaga C Vidare härledning av riktvärden

Schweiz

Riktvärdet baseras på ett TDI för människor på 1000 ng/kg bw per dag (samma TDI som använts till danska och tyska riktvärden). Det totala TDI bör inte överskridas och maximalt hälften av det dagliga intaget får härröra från inandningen då även andra exponeringsvägar (så som via kosten) behövs tas i åtanke. Maximalt tillåtet upptag genom luften blir med det resonemanget 500 ng/kg bw per dag (Bundesamt für Gesundheit, 2006).

Exponeringen delades in i två scenarion. Första scenariot representerar situationer där personen vistas i byggnaden under dagtid, så som skolor, kontor, offentliga byggnader och dylikt med en vistelse på 8 timmar. Andra scenariot är för mer långvarig exponering som i byggnader med uppehållstid till upp till 24 timmar, exempelvis boende, sjukhus. Upptaget av PCB i inandningsluften antogs vara 75%, kroppsvikt 60 kg, 20 m³ inandningsluft per dygn för en vuxen person. För barn användes 30 kg kroppsvikt och 10m³ inandningsluft per dygn. I båda fallen uppnås hälften av TDI vid genomsnittliga nivåer på 6000 ng/m³ vid åtta timmars exponering och 2000 ng/m³ vid 24 timmars exponering per dag (Bundesamt für Gesundheit, 2006).

Riktvärden baserade på TEQ riktlinjer inom EU

TWI för DL-PCB är (2 pg/kg bw per vecka), och givet att endast 10% av TWI får härröra från intag via luften, som angett i metodiken bakom tyska riktvärden, fås att 0,029 pg/kg bw per dag är vad som maximalt får härröra från exponering via luften. TEQ andelen i luften baseras på studierna från Miljöförvaltningen i Stockholm och Statens Provnings och Forskningsinstitut (2001) och Heinzow m.fl. (2007). Kroppsvikt ansattes till 70 kg, och inandningsvolymen 20 m³ per dag. Av totalt PCB i inomhusluften kan riktlinjen då beräknas till 117 (Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings och Forskningsinstitut, 2001) eller 166 – 333 ng/m³ (Heinzow m.fl., 2007) enligt ekvation 2.1.

Om beräkningarna baseras på 100 % av TWI för DL-PCB blir motsvarande riktvärde 1170 ng/m³. Med andra ord skulle hela det rekommenderade TWI med avseende på DL-PCB kunna bli uppfyllt vid uppehåll 24 timmar om dygnet under alla veckans dagar vid halten av totalt PCB i luften på 1170 ng/m³ baserat på studien

från Miljöförvaltningen i Stockholm & Statens Provnings och Forskningsinstitut
(2001).

Bilaga D Sannolikhetsfördelningar (variabler)

Exempel: Andelen byggnader från PCB-perioden med fogmassa som innehöll PCB visats vara omkring 20–32,4% genom enkätundersökningar (Lilliehorn & Rex 2015). I modellen kan variabeln inkluderas som en uniform fördelning med det minsta värdet 0,2 och det största värdet 0,324. En uniform fördelning gör att alla värden mellan och inkluderat 0,2 och 0,324 är lika sannolika att bli valda för varje enskild simulering. I exempelvis en triangulär fördelning har vissa värden en högre sannolikhet att bli valda än andra.

Tabell E1 Fördelningar som använts i modelleringarna baserat på svenska mätningar i @risk.

<i>Variabel</i>	<i>Riktvärde eller byggnadskategori</i>	<i>Fördelning</i>
$N_{\text{PCBperioden}}$	Småhus	RiskUniform(1039882;1120120)
$N_{\text{PCBperioden}}$	Flerbostadshus	RiskUniform(39362;51079)
$N_{\text{PCBperioden}}$	Offentliga byggnader	320 ^a
$N_{\text{PCBperioden}}$	Skolor	7792 ^a
f_{fogmassa}	-	RiskUniform(0,2;0,324)
$f_{\text{riktvärde}}$	100	RiskTriang(0,499;0,632;0,722)
$f_{\text{riktvärde}}$	117	RiskTriang(0,446;0,587;0,685)
$f_{\text{riktvärde}}$	300	RiskTriang(0,124;0,252;0,376)
$f_{\text{riktvärde}}$	1170	RiskTriang(0;0,005;0,023)
$f_{\text{riktvärde}}$	3000	n/a

^a Endast ett antal påträffades så variabeln tilldelades ingen fördelning.

Tabell E2 Fördelningar om använts i modelleringarna baserat på danska mätningar i @risk.

<i>Variabel</i>	<i>Byggnadskategori och/eller riktvärde</i>	<i>Fördelning</i>
N	Småhus	RiskUniform(1039882;1120120)
N	Flerbostadshus	RiskUniform(39362;51079)
N	Offentliga byggnader	320 ^a
N	Skolor	7792 ^a
<i>f</i>	Småhus, 300	RiskUniform(0,033;0,039)
<i>f</i>	Flerbostadshus, 300	RiskUniform(0,041;0,054)
<i>f</i>	Offentliga byggnader, 300	RiskUniform(0,042;0,074)
<i>f</i>	Skolor, 300	RiskUniform(0,090;0,190)
<i>f</i>	Småhus, 3000	RiskUniform(0,000662;0,001376)
<i>f</i>	Flerbostadshus, 3000	RiskUniform(0,000469;0,002077)
<i>f</i>	Offentliga byggnader, 3000	RiskUniform(0,000927;0,009271)
<i>f</i>	Skolor, 3000	RiskUniform(0,00000;0,05000)

^a Endast ett antal påträffades så variabeln tilldelades ingen fördelning.