

## Polyklooratut bifenyylit

### HTP-ARVON PERUSTELUMUISTIO

#### Yksilöinti ja ominaisuudet

*CAS No:* 1336-36-3

*Index No:* 602-039-00-4

*EINECS No:* 215-648-1

*Kaava:* C<sub>12</sub>H<sub>(10-n)</sub>Cl<sub>n</sub>

*Synonyymit:* PCB, polyklooribifenyylit

*Molekyylipaino:* 188,7 (2-klooribifenyylit) - 498,66 (dekaklooribifenyylit)

*Sulamispiste:* 16 °C (3-klooribifenyylit) - 305,8 °C (dekaklooribifenyylit)

*Kiehumispiste:* 274 °C (2-klooribifenyylit) - 320 °C (3,3'-diklooribifenyylit)

*Tiheys:* -

*Muuntokerroin:*

*Höyrynpaine:* 7,6 x 10<sup>-9</sup> mm Hg (nonaklooribifenyylit) - 0,0105 mm Hg (4-klooribifenyylit)

Polyklooratut bifenyylit (PCB) ovat joko öljymäisiä liuoksia tai kiinteitä yhdisteitä. PCB:t ovat värittömiä tai vaalean keltaisia, ja ne eivät tuoksu eivätkä maistu miltään (ATSDR 2000).

CLP-asetuksen (EY 1272/2008) mukainen yhdenmukaistettu luokitus ja merkinnät: STOT RE2 (H373 Saattaa vahingoittaa elimiä pitkäaikaisessa tai toistuvassa altistumisessa), Aquatic acute 1 (H400 Erittäin myrkyllistä vesielioille), Aquatic chronic 1 (H410 Erittäin myrkyllistä vesielioille, pitkäaikaisia haittavaikutuksia).

Väistävän lainsäädännön mukainen luokitus: R33 (Terveydellisten haittojen vaara pitkäaikaisessa altistuksessa), R50/53 (Erittäin myrkyllistä vesielioille, voi aiheuttaa pitkäaikaisia haittavaikutuksia vesiympäristössä).

#### Esiintyminen, käyttö ja rajoitukset

Polyklooratut bifenyylit (PCB) ovat ryhmä yhdisteitä, jotka koostuvat 1-10:stä bifenyyliin kiinnittyneestä klooriatomista. Teoriassa PCB-yhdisteitä voi olla 209 erilaista, mutta käytännössä vain noin 130 yhdistettä on tavattu kaupallisissa PCB-valmisteissa yli 0,05 % pitoisuuksissa. Vuodesta 1929 lähtien tuotetut PCB-valmisteet koostuvat noin 70–100 eriasteisesti klooratuista PCB-yhdisteistä. PCB-valmisteita on

tuotettu useilla eri kauppanimillä, joista tunnetuin on yhdysvaltalainen Aroclor. Aroclorien kloorausaste on kerrottu valmisteiden nimessä, esim. Aroclor 1242 (42 % klooria) ja Aroclor 1254 (54 % klooria). PCB-valmisteet ovat fysikaalisesti ja kemiallisesti pysyviä ja niiden sähköneristyskyky on hyvä. Näin ollen PCB-valmisteita on tuotettu monenlaiseseen teolliseen käyttöön. Niitä on käytetty mm. jäähdystyneistään sähkölaitteissa (muuntajat ja kondensaattorit), hydraulioöljyissä, musteissa, väriaineissa, maaleissa, pinnoitteissa, tiivistys-/saumaaineissa, liimoissa, kasvinsuojeluaineissa, palonestoaineissa, pehmitinaineissa, leikkaus- ja voiteluöljyissä (WHO/IPCS 2003; Lindell 2012).

Ympäristölle haitallisen vaikutuksensa takia PCB-seosten valmistaminen on nykyään kielletty suurimmassa osassa teollisuusmaista ja lisäksi PCB:tä sisältävien tuotteiden käyttö on rajoitettua (Lindell 2012). Suomessa ei ole vuodesta 1990 lähtien saanut valmistaa, tuoda maahan, myydä tai luovuttaa PCB:tä ja niitä sisältäviä tuotteita (poislukien tutkimuskäyttö) (VNP\_1071/89).

Merkittävin ympäristöperäisen PCB-altistumisen lähde on ruoka (esim. rasvainen kala) (Lindell 2012). PCB-yhdisteet ovat heikosti haihtuvia, mutta vähäkloorattuja PCB:itä esiintyy jonkin verran myös ilmassa. Yleensä PCB esiintyy hiukkasiin kiinnittyneenä. Ilmapitoisuudet annetaan yleensä joko tietyn PCB-yhdistejoukon summapitoisuudelle tai kokonais-PCB:lle (jälkimmäisessä tapauksessa summapitoisuus on kerrottu jollain valiolla, esim. 6). Tämä hankaloittaa mittaustulosten vertailua.

Euroopassa mitattujen PCB-yhdisteiden summapitoisuudet ulkoilmassa ovat keskimäärin luokkaa pikogrammaa kuutiometrissä ( $\text{pg}/\text{m}^3$ ) (Jaward *et al.* 2004; Halse *et al.* 2011). Sisäilmapitoisuudet ovat tyypillisesti nanogrammoja kuutiometrissä ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) -tasolla (Barro *et al.* 2009). PCB-kontaminoiduissa kouluissa on Saksassa mitattu jopa  $10\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kokonais-PCB-pitoisuuksia (Gabrio *et al.* 2000; Schwenk *et al.* 2002; Liebl *et al.* 2004). Yleisesti PCB-kontaminoitujen rakennusten ilmapitoisuudet ovat kuitenkin luokkaa  $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Gabrio *et al.* 2000; Heinzow *et al.* 2007; MacIntosh *et al.* 2012; Schettgen *et al.* 2012).

PCB-yhdisteiden käyttökiellosta johtuen työperäinen PCB-altistuminen on nykyään vähentynyt lähes samalle tasolle kuin ympäristöperäinen altistuminen (Lindell 2012). PCB:lle voi kuitenkin yhä altistua esimerkiksi vanhojen rakennusten korjaus- ja purkutöissä, saastuneen maan käsittelyssä ja jätehuollossa. Työperäiseen PCB-altistumiseen liittyviä ilmapitoisuuksia on viime vuosina kirjallisuudessa raportoitu hyvin vähän. Rakennusten saumaaineiden poistotyössä Ruotsissa PCB:n kokonaispitoisuudet ovat työntekijöiden hengitysilnavyöhykkeellä olleet välillä  $5,5\text{--}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (kokonais-PCB saatu laskemalla yhteen neljä PCB-yhdistettä ja kertomalla tulos kuudella) (Sundahl *et al.* 1999). Suomessa saumaaineiden poistotyössä on raportoitu  $\leq 3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pitoisuuksia yksittäisille PCB-yhdisteille työntekijöiden hengitysvyöhykkeellä (seitsemän PCB-yhdisteen summapitoisuudet olivat luokkaa  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tai alle;  $n=6$ ) (Kontsas *et al.* 2004). Saumaaineiden poistajien hengitysvyöhykkeeltä on mitattu  $6\text{--}803 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pitoisuuksia (mediaani  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (tulokset ilmoitettu Aroclor 1260 tai 1254 -valmisteelle) (Priha *et al.* 2005). Ruotsalaisella jätteenpolttolaitoksella kokonais-PCB-pitoisuuksien on arvioitu olleen  $0,014\text{--}0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Seldén *et al.* 1997). Brittiläisessä terästehtaassa on ilman PCB-pitoisuuksiksi mitattu  $0,057\text{--}1,3 \text{ ng}/\text{m}^3$  (12 PCB-yhdisteen summapitoisuus) (Aries *et al.* 2008). Tehtaan pitoisuudet ovat normaalin ulkoilman pitoisuuksien tasolla. Kiinalaisessa sähkömuuntajien kierrätyspaikassa on ilmasta mitattu korkeimmillaan  $16,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  ( $0,0166 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) PCB-pitoisuuksia (37 PCB-yhdisteen summa) (Xing *et al.* 2011). Kertaluokkaa korkeampia pitoisuuksia on

mitattu sähköromun avoimessa polttopaikassa Kiinassa ( $0,415 \pm 0,355 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  $n=6$ ) (Xing *et al.* 2009).

Työterveyslaitoksen toimesta työpaikkojen ilman PCB-pitoisuuksia on viime vuosina mitattu harvoin. (i) Pakkausmateriaalien purkutyössä asevarikolla on vuonna 2001 mitattu  $0,5\text{--}0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PCB-pitoisuuksia ( $n=2$ ). (ii) Jätteenpolttolaitoksessa on vuonna 2001 mitattu  $1,1\text{--}5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ilmapitoisuuksia ( $n=2$ ). (iii) Vanhan kaatopaikan maaperän kunnostamiseen liittyvässä kaivu- ja lajittelukokeessa on vuonna 2003 mitattu  $<0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PCB-pitoisuuksia ( $n=4$ ). (iv) Kunnostustyömaalla vuonna 2004 tehdyssä saastuneen maan käsittelytyössä on mitattu  $<1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PCB-pitoisuuksia ( $n=6$ ) (TTL).

Saksalaisten tutkijoiden mukaan alle  $1000 \text{ ng}/\text{m}^3$  ( $<1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ilmapitoisuus ei vaikuta altistuneen henkilön veren PCB-pitoisuuteen, eli näin ollen PCB-pitoisuus ei eroa altistumattoman normaaliväestön veren PCB-pitoisuuksista. Yli  $1000 \text{ ng}/\text{m}^3$  pitoisuuksilla vähäkloorattujen PCB-yhdisteiden (PCB 28, PCB 52) pitoisuudet veressä hieman kohoavat, mutta jopa  $10000 \text{ ng}/\text{m}^3$  ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ilmapitoisuuksilla veren PCB-pitoisuuden kasvu on vähäistä verrattuna keskimääräiseen ympäristöperäiseen PCB-altistumiseen (lähinnä ruoka) (Gabrio *et al.* 2000).

## Aineenvaihdunta

### *Imeytyminen*

PCB-yhdisteet imeytyvät elimistöön altistuttaessa suun, ihon ja hengitysteiden kautta. Suun kautta altistuttaessa ruoansulatuskanavassa tapahtuvan imeytymisen on todettu olevan luokkaa  $>90\%$  vähemmän klooratuille ( $\leq 4$  klooria) ja luokkaa  $75\%$  enemmän klooratuille PCB-yhdisteille (EFSA 2005). Vähemmän kloorattujen yhdisteiden on todettu imeytyvän hengitysteiden kautta vähintään  $80\%$  prosenttisesti (Hu *et al.* 2010). PCB-yhdisteiden kloorausaste vaikuttaa ihon kautta imeytymiseen – vähemmän klooratut PCB:t imeytyvät nopeammin (Garner *et al.* 1998). Työperäisessä altistumisessa pääasiallinen altistumisreitti on hengitystiet, mutta myös ihon kautta voi altistua PCB:lle (ATSDR 2000).

### *Jakautuminen*

Rasvaliukoisuutensa vuoksi PCB-yhdisteet kertyvät erityisesti rasvakudokseen ja rasvaa sisältäviin elimiin. Plasmassa PCB-yhdisteet esiintyvät enimmäkseen plasman lipoproteiiniosassa (ATSDR 2000)

### *Aineenvaihdunta*

PCB-yhdisteet metaboloituvat sytokromi P-450:n katalysoiman mikrosomaalisen mono-oksigenaasijärjestelmän toimesta metaboliiteiksi, jotka voivat edelleen konjugoitua glutationin ja glukuronihapon kanssa (ATSDR 2000). Vähemmän klooratut PCB-yhdisteet metaboloituvat ja erittyvät nopeasti, kun taas useilla korkeasti klooratuilla yhdisteillä metabolia ja erittyminen on hitaampaa (Lindell 2012). Jotkut PCB-yhdisteet metaboloituvat niin huonosti, että saattavat pysyä elimistössä kuukausista jopa vuosiin (ATSDR 2000).

### *Erittyminen*

PCB-yhdisteet erittyvät pääasiallisesti ulosteen tai virtsan mukana. Yleisesti ottaen korkeammin klooratut PCB:t erittyvät ulosteen mukana ja vähemmän klooratut virtsaan (ATSDR 2000). PCB:tä erittyy myös äidinmaitoon (ATSDR 2000; EFSA 2005).

## Terveysvaikutukset

PCB-yhdisteiden terveysvaikutukset riippuvat hyvin pitkälti klooriatomien sijoittumisesta bifenyylirenkaaseen. Erityisen kriittistä on kloorien sijoittuminen renkaan ortho-asemiin (2,2',6,6'). PCB-yhdisteet, joissa on korkeintaan yksi klooriatomi ortho-asemassa, ovat rakenteeltaan hyvin samankaltaisia erittäin myrkyllisen 2,3,7,8-tetraklooridibentso-*p*-dioksiinin kanssa (2,3,7,8-TCDD). Näin ollen niitä kutsutaankin dioksiinin kaltaisiksi PCB-yhdisteiksi (esim. PCB 126, PCB 169). Dioksiinin kaltaiset tasomaiset yhdisteet voivat kiinnittyä voimakkaasti aryylihiilivetyreseptoriin (Ah-reseptori), jolla on nisäkkäillä hyvin laaja biologinen merkitys. Dioksiinin kaltaisia PCB-yhdisteitä on kaupallisissa PCB-valmisteissa vain pieniä pitoisuuksia. Myös ne PCB-yhdisteet, jotka eivät ole rakenteeltaan dioksiinin kaltaisia saattavat aiheuttaa terveydellisiä vaikutuksia, mutta yleensä dioksiinin kaltaisia PCB-yhdisteitä korkeammilla pitoisuuksilla (Lindell 2012).

PCB-yhdisteiden terveysvaikutuksia on tutkittu paljon, mutta usein eri tutkimusten tulosten vertailu on hankalaa. Tutkimuksissa saattaa olla tutkittu yksittäisiä PCB-yhdisteitä, PCB-yhdisteiden tiettyä joukkoa tai tiettyä kaupallista PCB-valmistetta. Jälkimmäisessä tapauksessa valmisteiden epäpuhtaudet (esim. polyklooratut dibentsofuraanit) saattavat vaikuttaa tutkimustuloksiin. Epidemiologisissa tutkimuksissa lisäksi altistuminen samanaikaisesti muille ympäristöperäisille myrkyille saattaa vaikuttaa tuloksiin (WHO/IPCS 2003; Lindell 2012).

Alla kuvatut terveysvaikutuksiin liittyvät tiedot perustuvat suurelta osin The Nordic Expert Groupin (NEG) vuonna 2012 julkaistuun PCB-raporttiin (Lindell 2012).

## Ihmisiä koskevat tiedot

### *Iho-/silmävaikutukset*

PCB:n ei ole todettu aiheuttavan normaaliväestöllä haitallisia iho- tai silmävaikutuksia (mukaan lukien klooriakne) paitsi myrkytystapauksissa. Näin ollen ihmisillä iho-/silmävaikutukset esiintyvät vasta korkeammilla PCB-pitoisuuksilla (ja/tai polykloorattujen dibentsofuraanien pitoisuuksilla). Työperäisessä PCB-altistumisessa on raportoitu ihon ja silmien ärsytystä. Klooriaknea on esiintynyt korkeilla altistumis- pitoisuuksilla liittyen erityisesti dioksiinin kaltaisiin yhdisteisiin (Lindell 2012).

### *Kilpirauhanen*

Normaaliväestön PCB-altistumisen vaikutusta kilpirauhasen toimintaan on tutkittu paljon. Tulokset ovat liian ristiriitaisia, jotta selviä johtopäätöksiä PCB:n vaikutuksesta voisi tehdä (Lindell 2012). Altistuttaessa työperäisesti PCB-yhdisteille saumausaineiden poistotyössä ei havaittu vaikutusta kilpirauhasen toimintaan (Seldén *et al.* 2008).

### *Diabetes*

Useissa normaaliväestön tutkimuksissa on ehdotettu, että PCB-yhdisteet saattavat vaikuttaa 2 tyypin diabetekseen, mutta tässäkin tapauksessa tulokset ovat vielä riittämättömiä lopullisiin johtopäätöksiin (Lindell 2012). Yksittäisessä tutkimuksessa on raportoitu korkeita työperäisiä veren glukoosiarvoja kondensaattorien valmistuksessa (Lawton *et al.* 1985).

### *Immunologiset vaikutukset*

Immunologisia vaikutuksia (immunosuppressio johtuen lisääntyneeseen infektioalttiui-

teen) on raportoitu lapsilla, jotka ovat altistuneet kohdussa tai äidin maidon kautta PCB-yhdisteille. Myös aikuisilla on esitetty immunologisia vaikutuksia. Tosin vaikutukset ovat olleet vähäisiä, ja henkilöt olivat samalla altistuneet myös muille potentiaalisille immunotoksisille aineille (ATSDR 2000). Työperäisen altistumisen immunologisia vaikutuksia on kuvattu vähän, ja usein ongelmana on ollut altistuminen samanaikaisesti myös muille aineille (Lindell 2012). Sauma-aineiden poistajilla ei havaittu PCB-yhdisteiden vaikutusta immuunijärjestelmään (Seldén *et al.* 2008).

#### *Maksaan liittyvät vaikutukset*

Ympäristöperäisen PCB-altistumisen vaikutuksesta maksaan ei ole selvää osoitusta (Lindell 2012). Työperäisessä altistumisessa PCB-altistumisen ja gammaglutamyyli-transferraasientsyymitason ( $\gamma$ -GT) välillä havaittiin huomattava positiivinen korrelaatio. Tosin alkoholin kulutuksen vaikutusta ei ollut huomioitu. Lisäksi henkilöt olivat altistuneet myös muille klooratuille yhdisteille (Daniel *et al.* 2001).

#### *Syöpävaikutukset*

PCB-yhdisteiden syöpävaarallisuudesta ei ole riittävää epidemiologista näyttöä (Lindell 2012). Normaali-ikäisestä koskevien tutkimusten tulokset ovat ristiriitaisia, vaikka useissa tutkimuksissa onkin ehdotettu yhteyttä kohonneen seerumin/plasman PCB-pitoisuuden ja non-Hodgkin-lymfooman (NHL) välillä (Lindell 2012). Työperäisesti altistuneiden tutkimukset eivät kuitenkaan johdonmukaisesti tue PCB:n ja NHL:n yhteyttä. Joissain tutkimuksissa on osoitettu PCB-altistumisen liittyvän kohonneeseen riskiin sairastua eturauhassyöpään, maksasyöpään, sappiteiden syöpään ja melanoomaan. Nämä tulokset tulisi kuitenkin vielä vahvistaa muissa tutkimuksissa (Lindell 2012).

Kansainvälinen syöpäjärjestö IARC on vuonna 1987 luokitellut kaikki PCB-yhdisteet ihmiselle todennäköisesti syöpää aiheuttaviksi aineiksi (luokka 2A). IARC:in mukaan tutkimukset viittaavat syövän ja PCB-altistumisen väliseen yhteyteen. Näyttö PCB-yhdisteiden syöpävaarallisuudesta ihmisellä oli kuitenkin suppeaa, sillä tapauksia oli vähän, annos-vaste-suhteita ei pystytty määrittämään ja muiden aineiden vaikutusta ei pystytty poissulkemaan (IARC 1987). Äskettäin IARC on luokitellut PCB 126-yhdisteen ihmiselle syöpävaaralliseksi (luokka 1) (IARC 2012). Perusteluina on käytetty: (i) PCB 126 on todistettu eläimille syöpävaaralliseksi (NTP 2006; Baan *et al.* 2009); (ii) PCB 126 toimii saman Ah-reseptorivälitteisen mekanismin kautta kuin TCDD:n syövänmuodostus ihmisellä (Baan *et al.* 2009; IARC 2012).

PCB on Suomessa luokiteltu syöpäsairauden vaaraa aiheuttavaksi aineeksi (TMp\_838/93). Valtioneuvoston asetuksen mukaan PCB:n voidaan arvioida vaarantavan äidin tai sikiön terveyden (VNa\_1335/04).

#### *Mutageenisuus ja genotoksisuus*

Näyttöä genotoksisuudesta ihmisillä on vain vähän (Lindell 2012). De Costerin työryhmä on kuitenkin osoittanut yhteyden verisolujen mikrotumien määrän sekä DNA-vaurioiden ja seerumin PCB 118 -pitoisuuden välillä (De Coster *et al.* 2008).

#### *Vaikutus miesten hedelmällisyyteen*

Jotkut tutkimukset ovat osoittaneet, että PCB-yhdisteet voivat häiritä miesten lisääntymistoimintaa. Normaali-ikäisten tutkimuksissa on havaittu yhteys PCB:n ja siittiöiden liikkuvuuden välillä, mutta PCB:n vaikutuksesta siittiösolujen määrään ei ole näyttöä. Yleisesti ottaen PCB:n vaikutuksesta hedelmällisyyteen ei ole suurempaa näyttöä (Lindell 2012).

Työperäisen PCB-altistumisen tutkimuksissa ei ole selviä viitteitä PCB:n vaikutuksista lisääntymistoimintaan, mutta kyseiset tutkimukset eivät ole kovin kattavia (Lindell 2012).

#### *Kehitykselliset vaikutukset*

Epidemiologinen aineisto liittyen sikiönkasvuun ja lapsen syntymäpainoon normaali-väestössä on ristiriitaista (ATSDR 2000; EFSA 2005). Tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet yhteyden äidin tai napanuoran seerumin/plasman PCB:n ja vähentyneen syntymäpainon välillä. Lisäksi normaaliväestön tutkimuksissa on osoitettu hienoisia kehityksellisiä vaikutuksia (esim. neurobehavioraalisia) liittyen raskauden aikaiseen tai vastasyntyneiden PCB-altistumiseen. On kuitenkin huomioitava, että eri tutkimusten välillä on ristiriitaisuuksia (Winneke *et al.* 2002; Lindell 2012).

## **Eläinkokeiden havainnot**

Aroclor-valmisteiden akuutti myrkyllisyys on rotilla alhainen (WHO/IPCS 2003).

Suurin osa pitkäaikaisista altistuskokeista on tehty kaupallisilla PCB-valmisteilla, joiden tarkka koostumus ei ole ollut tiedossa (WHO/IPCS 2003). Tutkimukset eläinten hengitystieperäisestä PCB-altistumisesta ovat vähäisiä ja niiden perusteella ei pysty esittämään annos-vaikutus/annos-vaste -suhteita (Hu *et al.* 2010). Suun kautta tapahtuvan PCB-annostuksen on osoitettu koe-eläimillä johtavan moniin erilaisiin vaikutuksiin. Lajien väliset herkkyudet tosin vaihtelevat - esim. apinat ovat herempiä kuin jyräjät. Eläimillä PCB-valmisteiden (Aroclor 1254) kokonais-LOAEL-arvo (pienin annos, jolla saadaan tilastollisesti merkitsevä vaste) suun kautta annosteltuna on 5 µg painokiloa kohden päivässä (5 µg/kg/päivä) (useita tutkimuksia; kts. alla). Työntekijän 8 tunnin ilma-altistumiseksi muutettuna apinoille annettu 5 µg/kg/päivä vastaisi 17,5 µg/m<sup>3</sup> pitoisuutta, olettaen 100 %:n imeytymistä sekä suun että hengitysteiden kautta annosteltuna (ECHA 2010).

#### *Iho-/kynsi-/silmävaikutukset*

Apinoilla on huomattu muutoksia sormissa ja varpaankynsissä sekä silmäluomien tulehdusta annosteltaessa suun kautta 5 µg/kg/päivä (Aroclor 1254; alin annostaso) 37 kuukauden ajan (Arnold *et al.* 1993; Lindell 2012).

Aknea, karvakatoa, ihon punoitusta ja silmäluomien turvotusta on havaittu apinoilla, joita altistettiin 8 kuukautta (Aroclor 1248; 100 µg/kg/päivä; alin annostaso) (Barsotti *et al.* 1976).

#### *Kilpirauhanen*

Aroclorille altistuneilla rotilla on havaittu sekä kohonneita (Aroclor 1242) että laskeneita (Aroclor 1254 ja 1256) kilpirauhashormonitasoja (Casey *et al.* 1999, Byrne *et al.* 1987, Gray *et al.* 1993).

#### *Immunologiset vaikutukset*

Apinoilla on havaittu vasta-aineiden (IgM ja IgG) alentunutta vastetta lampaan punasoluihin annosteltaessa suun kautta 5 µg/kg/päivä (Aroclor 1254) (Tryphonas *et al.* 1989; ATSDR 2000).

Annostasolla 33 µg/kg/päivä (Aroclor 1242; 30 päivää) on rotilla havaittu kateenkorvan surkastumista (Casey *et al.* 1999).

Rottien Aroclor 1242 hengitystiealtistuskokeessa ei havaittu merkittäviä immunologisia vaikutuksia (Hu *et al.* 2010).

### *Maksaan liittyvät vaikutukset*

Kohonneita plasman triglyseriditasoja on raportoitu apinoilla pitkäaikaisessa (37 kuukautta) suun kautta tehdyssä altistumiskokeessa annostasolla 5 µg/kg/päivä (Aroclor 1254; alin annostasoo). Seerumin kolesterolipitoisuuden laskua havaittiin altistustasolla 40 µg/kg/päivä (Bell *et al.* 1994; ATSDR 2000).

Apinoilla on havaittu maksan suhteellisen painon kasvua, maksasolujen hyperplasiaa sekä seerumin kokonaisbilirubiinitasojen laskua altistettaessa Aroclor 1242:lle (Arnold *et al.* 1993; Arnold *et al.* 1997).

Rasvan kertymistä, fokaalista kuoliota, seerumin lisääntyntä alaniiniaminotransferaasi-aktiivisuutta ja albumiini/globuliini -suhteen laskemista on havaittu naaraspuolisilla apinoilla (Aroclor 1248) (Barsotti *et al.* 1976).

Altistettaessa rottia neljän viikon ajan eri Aroclor-valmisteille 30 µg/kg/päivä havaittiin maksan mikrosomaalisten entsyymien induktiota (Litterst *et al.* 1972).

### *Syöpövaikutukset*

PCB-yhdisteet ovat eläimille syöpövaarallisia ja niiden tiedetään edistävän kasvainten muodostumista. Syöpöä on esiintynyt vain muita terveysvaikutuksia aiheuttavia annoksia korkeammilla PCB-pitoisuuksilla (tasolla mg/kg/päivä). Pääasiallisin syöpö on maksasyöpö, mutta myös kilpirauhassyöpöä on todettu (Lindell 2012).

### *Genotoksisuus*

*In vitro* ja *in vivo* -genotoksisuustutkimusten mukaan kaupalliset PCB-valmisteet eivät ole mutageenisia, mutta epäsuoria genotoksisia mekanismeja, kuten oksidatiivista DNA-vauriota, on esitetty (ATSDR 2000; EFSA 2005).

### *Kehitykselliset vaikutukset ja vaikutus hedelmällisyyteen*

Sikiöiden ja vastasyntyneiden kuolemaa on esiintynyt apinoilla altistettaessa emoja pitoisuustasolla 5 µg/kg/päivä (Aroclor 1254) 37 kuukautta ennen ja seitsemän viikkoa jälkeen synnytyksen. Annostasolla 20 µg/kg/päivä havaittiin hedelmöittymisen pitkittyneen (Arnold *et al.* 1995).

Apinoiden jälkeläisillä on todettu ylivilkkautta altistettaessa emoja Aroclor 1248:lla. Selvää annos-vaste-suhdetta ei kuitenkaan havaittu. Tutkimuksessa havaittiin myös imetysaikana jälkeläisten hyperpigmentaatiota (Bowman *et al.* 1981; Lindell 2012). Hyperpigmentaatiota havaittiin myös Aroclor 1016 -altistettujen emojen vastasyntyneillä jälkeläisillä (Barsotti *et al.* 1984; Levin *et al.* 1988; Schantz *et al.* 1989).

Oppimisvaikeuksia ja neurobehavioraalisia muutoksia on havaittu apinoilla, joita altistettiin 15 PCB:n seokselle altistustasolla 7,5 µg/kg/päivä syntymästä 20 viikon ikään (Rice 1999).

Syntymäpainon pienentymistä ja avaruudellisen erottamiskyvyn heikentymistä on havaittu apinoilla, joiden äitejä altistettiin raskauden aikana (Aroclor 1016) (Barsotti *et al.* 1984; Levin *et al.* 1988; Schantz *et al.* 1989; Schantz *et al.* 1991).

Siittiömäärän laskua on havaittu apinoilla, joita on altistettu Aroclor 1248:lle 18 kuukauden ajan annostasolla 100 µg/kg/päivä (alin annostasoo) (ATSDR 2000).

Anogenitaalietäisyyden kasvua on havaittu altistuneiden hiirten (Aroclor 1016) koiraspuolisilla, mutta ei naaraspuolisilla, jälkeläisillä. Jälkeläisillä havaittiin myös eturauhasten kasvua, lisäkivesten painon laskua ja lisääntyntä miessukupuoli-hormonireseptorin kiinnittymistä eturauhaseen (Gupta 2000).

Altistettujen hiirten (Aroclor 1254) jälkeläisillä on havaittu maksan suhteellisen painon nousua (Linder *et al.* 1974).

## HTP-arvon perusteet

PCB:n työilmaraaja-arvoa asetettaessa keskeisiä ovat sen syöpävaarallisuus sekä lisääntymismyrkylliset vaikutukset. Raskauden aikainen PCB-altistuminen saattaa johtaa kehitysmyrkyllisiin vaikutuksiin, joita ovat vaikutukset jälkeläisten hermoston kehitykseen ja käyttäytymiseen, vaikutukset immuunijärjestelmään (immunosuppressio ja lisääntynyt infektioalttius) ja jälkeläisten syntymäpainoon. Kynnysarvoja ei ole pystytty arvioimaan. On oletettavaa, että vähäinenkin työperäinen PCB-altistuminen voi johtaa haitallisiin terveysvaikutuksiin.

Koska vähäinenkin PCB-altistuminen voi olla haitallista, on PCB:n työperäinen altistuminen minimoitava. Normaalissa sisäilmassa on kuitenkin mitattavia määriä PCB:tä, kokonais-PCB-pitoisuuden ollessa yleisesti luokkaa nanogrammoja kuutiometrissä (<0,001 mg/m<sup>3</sup>).

Työturvallisuussäännöksiä valmisteleva neuvottelukunta esittää, että PCB:n haittoja voidaan vähentää laskemalla HTP-arvo tasolle 0,003 mg/m<sup>3</sup> (kokonais-PCB = 5 × ([PCB 28] + [PCB 52] + [PCB 101] + [PCB 138] + [PCB 153] + [PCB 180])).

PCB-yhdisteet imeytyvät ihon läpi. Näin ollen PCB:lle esitetään käytettäväksi iho-  
huomautusta.



## Eri asettajien ilman epäpuhtauksien vertailu

Eri maissa on voimassa seuraavanlaisia työilman pitoisuuden raja-arvoja (taulukko 1). Näiden lisäksi Suomessa on Sisäasiainministeriön asettaman PCB-toimikunnan toimesta esitetty vuonna 1983 suositus suojautumista vaativaksi raja-arvoksi 0,01 mg/m<sup>3</sup> (PCB-toimikunta 1983).

**Taulukko 1. Eri maiden työperäisen PCB-altistumisen raja-arvot (mg/m<sup>3</sup>) aikapainotteisina keskiarvopitoisuuksina (TWA).**

Asettaja	Vuosi	Kokonais-PCB		42 % klooria		54 % klooria		Huomaus
		8 h	15 min	8 h	15 min	8 h	15 min	
Suomi	2012	0,5	1,5	-	-	-	-	iho
Ruotsi	2011 <sup>a</sup>	0,01	0,03	-	-	-	-	-
Norja	2010	0,01	0,03	-	-	-	-	-
Tanska	2007	0,01	0,02	-	-	-	-	-
Saksa (DFG)	2012	0,003 <sup>b</sup>	-	-	-	-	-	iho
Englanti	2011	0,1	-	-	-	-	-	-
USA (ACGIH)	2012 <sup>c</sup>	-	-	1	-	0,5	-	iho
USA (NIOSH)	2005 <sup>d</sup>	0,001	-	0,001	-	0,001	-	-
USA (OSHA)		-	-	1	-	0,5	-	iho
Ehdotus, Suomi	2014	0,003 <sup>e</sup>	-	-	-	-	-	iho

TWA: time weighted average (8 h; NIOSH 10 h)

<sup>a</sup> Raja-arvo alunperin vuodelta 1978 (Arbetsmiljöverket 2011).

<sup>b</sup> Kokonais-PCB = 5 × ([PCB 28] + [PCB 52] + [PCB 101] + [PCB 138] + [PCB 153] + [PCB 180]) (DFG 2012).

<sup>c</sup> Raja-arvot alunperin vuodelta 1979 (42% klooria) ja vuodelta 1990 (54% klooria) (ACGIH 2010).

<sup>d</sup> Raja-arvo alunperin vuodelta 1977 (NIOSH 1977).

<sup>e</sup> Kokonais-PCB = 5 × ([PCB 28] + [PCB 52] + [PCB 101] + [PCB 138] + [PCB 153] + [PCB 180])

## Viitteet

- ACGIH, The American Conference of Governmental Industrial Hygienists: TLVs® and BEIs® Based on the Documentation of the Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents & Biological Exposure Indices, Signature Publications, Cincinnati, 2010.
- Arbetsmiljöverket, Hygieniska gränsvärden, Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden, AFS 2011:18, Arbetsmiljöverket, Stockholm, 2011.
- Aries, E., Anderson, D. R. ja Fisher, R., *Ann. Occup. Hyg.* 2008, *52(4)*, 213-225. "Exposure assessment of workers to airborne PCDD/Fs, PCBs and PAHs at an electric arc furnace steelmaking plant in the UK" <http://dx.doi.org/10.1093/annhyg/men011>
- Arnold, D. L., Bryce, F., Karpinski, K., Mes, J., Fernie, S., Tryphonas, H., Truelove, J., McGuire, P. F., Burns, D., Tanner, J. R., Stapley, R., Zawadzka, Z. Z. ja Basford, D., *Food Chem. Toxicol.* 1993, *31(11)*, 811-824. "Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 1b. Prebreeding phase: Clinical and analytical laboratory findings" [http://dx.doi.org/10.1016/0278-6915\(93\)90219-o](http://dx.doi.org/10.1016/0278-6915(93)90219-o)
- Arnold, D. L., Bryce, F., McGuire, P. F., Stapley, R., Tanner, J. R., Wrenshall, E., Mes, J., Fernie, S., Tryphonas, H., Hayward, S. ja Malcolm, S., *Food Chem. Toxicol.* 1995, *33(6)*, 457-474. "Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 2. Reproduction and infant findings" [http://dx.doi.org/10.1016/0278-6915\(95\)00018-w](http://dx.doi.org/10.1016/0278-6915(95)00018-w)
- Arnold, D. L., Bryce, F., Stapley, R., McGuire, P. F., Burns, D., Tanner, J. R. ja Karpinski, K., *Food Chem. Toxicol.* 1993, *31(11)*, 799-810. "Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 1A. Prebreeding phase: Clinical health findings" [http://dx.doi.org/10.1016/0278-6915\(93\)90218-N](http://dx.doi.org/10.1016/0278-6915(93)90218-N)
- Arnold, D. L., Nera, E. A., Stapley, R., Bryce, F., Fernie, S., Tolnai, G., Miller, D., Hayward, S., Campbell, J. S. ja Greer, I., *Food Chem. Toxicol.* 1997, *35(12)*, 1191-1207. "Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys and their nursing infants. Part 3: Post-reproduction and pathological findings" [http://dx.doi.org/10.1016/s0278-6915\(97\)85470-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0278-6915(97)85470-1)
- ATSDR, Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs), Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, 2000.
- Baan, R., Grosse, Y., Straif, K., Secretan, B., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Freeman, C., Galichet, L. ja Coglianò, V., *Lancet Oncol.* 2009, *10(12)*, 1143-1144. "Special Report: Policy A review of human carcinogens-Part F: Chemical agents and related occupations"
- Barro, R., Regueiro, J., Llompart, M. ja Garcia-Jares, C., *J. Chromatogr. A* 2009, *1216(3)*, 540-566. "Analysis of industrial contaminants in indoor air: Part 1. Volatile organic compounds, carbonyl compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls" <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2008.10.117>
- Barsotti, D. A., Marlar, R. J. ja Allen, J. R., *Food Cosmetics Toxicol.* 1976, *14(2)*, 99-103. "Reproductive dysfunction in rhesus monkeys exposed to low levels of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1248)"
- Barsotti, D. A. ja Van Miller, J. P., *Toxicology* 1984, *30(1)*, 31-44. "Accumulation of a commercial polychlorinated biphenyl mixture (Aroclor 1016) in adult rhesus monkeys and their nursing infants" [http://dx.doi.org/10.1016/0300-483X\(84\)90060-X](http://dx.doi.org/10.1016/0300-483X(84)90060-X)
- Bell, F. P., Iverson, F., Arnold, D. ja Vidmar, T. J., *Toxicology* 1994, *89(2)*, 139-153. "Long-term effects of Aroclor 1254 (PCBs) on plasma-lipid and carnitine concentrations in rhesus monkey" [http://dx.doi.org/10.1016/0300-483x\(94\)90222-4](http://dx.doi.org/10.1016/0300-483x(94)90222-4)
- Bowman, R. E., Heironimus, M. P. ja Barsotti, D. A., *Neurotoxicology* 1981, *2(2)*, 251-268. "Locomotor hyperactivity in PCB-exposed rhesus monkeys"
- Casey, A. C., Berger, D. F., Lombardo, J. P., Hunt, A. ja Quimby, F., *J. Toxicol. Env. Health Pt A* 1999, *56(5)*, 311-342. "Aroclor 1242 inhalation and ingestion by Sprague-Dawley rats" <http://dx.doi.org/10.1080/009841099158033>
- Daniel, V., Huber, W., Bauer, K., Suesal, C., Conradt, C. ja Opelz, G., *Environ. Health Perspect.* 2001, *109(2)*, 173-178. "Associations of blood levels of PCB, HCHs, and HCB with numbers of lymphocyte subpopulations, in vitro lymphocyte response, plasma cytokine levels, and immunoglobulin autoantibodies" <http://dx.doi.org/10.2307/3434772>
- De Coster, S., Koppen, G., Bracke, M., Schroijsen, C., Den Hond, E., Nelen, V., Van de Mieroop, E., Bruckers, L., Bilau, M., Baeyens, W., Schoeters, G. ja van Larebeke, N., *Environ. Health* 2008, *7:26*. "Pollutant effects on genotoxic parameters and tumor-associated protein levels in adults: a cross sectional study" <http://dx.doi.org/10.1186/1476-069x-7-26>
- DFG, List of MAK and BAT Values 2012, Maximum Concentrations and Biological Tolerance Values in the Workplace, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Wiley-VCH, Weinheim, 2012, Report No. 48.
- ECHA, Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health, European Chemicals Agency, Helsinki, 2010, Version: 2.
- EFSA, *EFSA Journal* 2005, *284*, 1-137. "Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food"

- Gabrio, T., Piechotowski, I., Wallenhorst, T., Klett, M., Cott, L., Friebel, P., Link, B. ja Schwenk, M., *Chemosphere* 2000, 40(9-11), 1055-1062. "PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools" [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(99\)00353-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(99)00353-7)
- Garner, C. E. ja Matthews, H. B., *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1998, 149(2), 150-158. "The effect of chlorine substitution on the dermal absorption of polychlorinated biphenyls" <http://dx.doi.org/10.1006/taap.1998.8370>
- Gupta, C., *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 2000, 224(2), 61-68. "Reproductive malformation of the male offspring following maternal exposure to estrogenic chemicals" <http://dx.doi.org/10.1111/j.1525-1373.2000.22402.x>
- Halse, A. K., Schlabach, M., Eckhardt, S., Sweetman, A., Jones, K. C. ja Breivik, K., *Atmos. Chem. Phys.* 2011, 11(4), 1549-1564. "Spatial variability of POPs in European background air" <http://dx.doi.org/10.5194/acp-11-1549-2011>
- Heinzow, B., Mohr, S., Ostendorp, G., Kerst, M. ja Korner, W., *Chemosphere* 2007, 67(9), 1746-1753. "PCB and dioxin-like PCB in indoor air of public buildings contaminated with different PCB sources - deriving toxicity equivalent concentrations from standard PCB congeners" <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.120>
- Hu, X., Adamcakova-Dodd, A., Lehmler, H. J., Hu, D. F., Kania-Korwel, I., Hornbuckle, K. C. ja Thorne, P. S., *Environ. Sci. Technol.* 2010, 44(17), 6893-6900. "Time Course of Congener Uptake and Elimination in Rats after Short-Term Inhalation Exposure to an Airborne Polychlorinated Biphenyl (PCB) Mixture" <http://dx.doi.org/10.1021/es101274b>
- IARC, Polychlorinated biphenyls. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42. Supplement 7, *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*, International Agency for Research on Cancer, Lyon, 1987.
- IARC, A Review of Human Carcinogens: Chemical Agents and Related Occupations, *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*, International Agency for Research on Cancer, Lyon, 2012, 100 F.
- Jaward, F. M., Farrar, N. J., Harner, T., Sweetman, A. J. ja Jones, K. C., *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38(1), 34-41. "Passive air sampling of PCBs, PBDEs, and organochlorine pesticides across Europe" <http://dx.doi.org/10.1021/es034705n>
- Kontsas, H., Pekari, K., Riala, R., Bäck, B., Rantio, T. ja Priha, E., *Ann. Occup. Hyg.* 2004, 48(1), 51-55. "Worker exposure to polychlorinated biphenyls in elastic polysulphide sealant renovation" <http://dx.doi.org/10.1093/annhyg/meg092>
- Lawton, R. W., Ross, M. R., Feingold, J. ja Brown Jr, J. F., *Environ. Health Perspect.* 1985, 60, 165-184. "Effects of PCB exposure on biochemical and hematological findings in capacitor workers"
- Levin, E. D., Schantz, S. L. ja Bowman, R. E., *Arch. Toxicol.* 1988, 62(4), 267-273. "Delayed spatial alternation deficits resulting from perinatal PCB exposure in monkeys" <http://dx.doi.org/10.1007/BF00332486>
- Liebl, B., Schettgen, T., Kerschler, G., Broding, H. C., Otto, A., Angerer, J. ja Drexler, H., *Int. J. Hyg. Environ. Health.* 2004, 207(4), 315-324. "Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending a contaminated school" <http://dx.doi.org/10.1078/1438-4639-00296>
- Lindell, B., *Arbete Hälsa* 2012, 46(1), 1-181. "146. Polychlorinated biphenyls (PCBs)"
- Linder, R. E., Gaines, T. B. ja Kimbrough, R. D., *Food Cosmetics Toxicol.* 1974, 12(1), 63-77. "The effect of polychlorinated biphenyls on rat reproduction" [http://dx.doi.org/10.1016/0015-6264\(74\)90322-8](http://dx.doi.org/10.1016/0015-6264(74)90322-8)
- Litterst, C. L., Farber, T. M., Baker, A. M. ja Van Loon, E. J., *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1972, 23(1), 112-122. "Effect of polychlorinated biphenyls on hepatic microsomal enzymes in the rat"
- MacIntosh, D. L., Minegishi, T., Fragala, M. A., Allen, J. G., Coghlan, K. M., Stewart, J. H. ja McCarthy, J. F., *Environ. Health* 2012, 11:24. "Mitigation of building-related polychlorinated biphenyls in indoor air of a school" <http://dx.doi.org/10.1186/1476-069x-11-24>
- NIOSH, NIOSH criteria for a recommended standard, Occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs), U.S. Department of Health, Education, and Welfare, 1977. <http://www.cdc.gov/niosh/pdfs/77-225a.pdf>
- NTP, Toxicology and Carcinogenesis Studies of 3,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl (PCB 126) (CAS No. 57465-28-8) in Female Harlan Sprague-Dawley Rats (Gavage Studies), NTP Technical Report Series no. 520, National Toxicology Program, 2006.
- PCB-toimikunta, PCB-toimikunnan mietintö, Komiteanmietintö 1983: 47, Helsinki, 1983, 136 s, kolme liitettä ja tiivistelmä.
- Priha, E., Rantio, T., Riala, R., Bäck, B. ja Oksa, P., *Scand. J. Work Environ. Health* 2005, 31, 43-48. "Quantitative risk assessment in relation to occupational exposure to polychlorinated biphenyls in the removal of old sealants from buildings"
- Rice, D. C., *Environ. Res.* 1999, 80(2), S113-S121. "Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys" <http://dx.doi.org/10.1006/enrs.1998.3917>
- Schantz, S. L., Levin, E. D. ja Bowman, R. E., *Environ. Toxicol. Chem.* 1991, 10(6), 747-756. "Long-term neurobehavioral effects of perinatal polychlorinated biphenyl (PCB) exposure in monkeys"
- Schantz, S. L., Levin, E. D., Bowman, R. E., Heironimus, M. P. ja Laughlin, N. K., *Neurotoxicol. Teratol.* 1989, 11(3), 243-250. "Effects on perinatal PCB exposure on discrimination-reversal learning in monkeys" [http://dx.doi.org/10.1016/0892-0362\(89\)90066-4](http://dx.doi.org/10.1016/0892-0362(89)90066-4)

- Schettgen, T., Alt, A., Preim, D., Keller, D. ja Kraus, T., *Toxicol. Lett.* 2012, 213, 116-121. "Biological monitoring of indoor-exposure to dioxin-like and non-dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in a public building" <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxlet.2011.06.005>
- Schwenk, M., Gabrio, T., Papke, O. ja Wallenhorst, T., *Chemosphere* 2002, 47(2), 229-233. "Human biomonitoring of polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofuranes in teachers working in a PCB-contaminated school" [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(01\)00307-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(01)00307-1)
- Seldén, A. I., Lundholm, C., Johansson, N. ja Wingfors, H., *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 2008, 82(1), 99-106. "Polychlorinated biphenyls (PCB), thyroid hormones and cytokines in construction workers removing old elastic sealants" <http://dx.doi.org/10.1007/s00420-008-0313-5>
- Seldén, A. I., Westberg, H. B., Hanberg, A. ja Nygren, Y., *Organohalogen Comp.* 1997, 33, 398-401. "Congener-specific monitoring of PCB and hexachlorobenzene in hazardous waste incineration workers"
- Sundahl, M., Sikander, E., Ek-Olaussen, B., Hjorthage, A., Rosell, L. ja Tornevall, M., *J. Environ. Monit.* 1999, 1(4), 383-387. "Determinations of PCB within a project to develop cleanup methods for PCB-containing elastic sealant used in outdoor joints between concrete blocks in buildings" <http://dx.doi.org/10.1039/a902528f>
- TMp\_838/93, Työministeriön päätös syöpäsairauden vaaraa aiheuttavista tekijöistä, 838/1993.
- Tryphonas, H., Hayward, S., O'Grady, L., Loo, J. C. K., Arnold, D. L., Bryce, F. ja Zawidzka, Z. Z., *Int. J. Immunopharmacol.* 1989, 11(2), 199-206. "Immunotoxicity studies of PCB (Aroclor 1254) in the adult rhesus (*Macaca mulatta*) monkey - Preliminary report" [http://dx.doi.org/10.1016/0192-0561\(89\)90072-6](http://dx.doi.org/10.1016/0192-0561(89)90072-6)
- TTL, Työhygienian lausunnot, raportit ja muut tulosteet -tietokanta (DORIS), Työterveyslaitos.
- WHO/IPCS, Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects, Concise International Chemical Assessment Document No. 55, World Health Organization / International Programme on Chemical Safety, 2003.
- Winneke, G., Walkowiak, J. ja Lilienthal, H., *Toxicology* 2002, 181, 161-165. "PCB-induced neurodevelopmental toxicity in human infants and its potential mediation by endocrine dysfunction" [http://dx.doi.org/10.1016/s0300-483x\(02\)00274-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00274-3)
- VNa\_1335/04, Valtioneuvoston asetus sairausvakuutuslain täytäntöönpanosta, 1335/2004.
- VNp\_1071/89, Valtioneuvoston päätös PCB:n ja PCT:n käytön rajoittamisesta, 1071/1989.
- Xing, G. H., Chan, J. K. Y., Leung, A. O. W., Wu, S. C. ja Wong, M. H., *Environ. Int.* 2009, 35(1), 76-82. "Environmental impact and human exposure to PCBs in Guiyu, an electronic waste recycling site in China" <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.025>
- Xing, G. H., Liang, Y., Chen, L. X., Wu, S. C. ja Wong, M. H., *Chemosphere* 2011, 83(4), 605-611. "Exposure to PCBs, through inhalation, dermal contact and dust ingestion at Taizhou, China - A major site for recycling transformers" <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.018>