

Sisäympäristöissä esiintyvät puolihihtuvat orgaaniset yhdisteet (SVOC)

VÄESTÖN ALTISTUMINEN JA TERVEYSRISKIT



**Kaisa Wallenius
Merja Korkalainen
Simo Porras
Hanna Hovi
Siri Holma
Sui Ahtinen
Jani Koponen
Kati Huttunen
Panu Rantakokko**

Sisäympäristöissä esiintyvät puolihihtuvat orgaaniset yhdisteet (SVOC)

Väestön altistuminen ja terveysriskit

Kaisa Wallenius¹, Merja Korkalainen², Simo Porras¹, Hanna Hovi¹, Siri Holma², Suvi Ahtinen¹, Jani Koponen², Kati Huttunen², Panu Rantakokko²

¹ Työterveyslaitos

² Terveiden ja hyvinvoinnin laitos

Työterveyslaitos

PL 40

00251 Helsinki

www.ttl.fi

© 2023 Työterveyslaitos ja kirjoittajat

Hanke on toteutettu Kansallisen sisäilma ja terveys -ohjelman tuella.

Tämän teoksen osittainenkin kopiointi on tekijänoikeuslain (404/61, siihen myöhemmin tehtyine muutoksineen) mukaisesti kielletty ilman asianmukaista lupaa.

ISBN 978-952-391-114-7 (PDF)

Tiivistelmä

Tässä katsauksessa on tarkasteltu suomalaisen väestön altistumista puolihaihtuville orgaanisille yhdisteille eli SVOC-yhdisteille ja arvioitu altistumiseen liittyviä terveysriskejä. SVOC-yhdisteisiin lukeutuu laaja kirjo pääosin ihmisen teollisesti tuottamia kemikaaleja, joita käytetään kuluttajatuotteissa ja materiaaleissa mm. pintakäsittelyaineina, pehmentiminä, biosideinä ja palonsuoja-aineina. Sisäympäristöissä SVOC-yhdisteitä yleisesti sisältäviä tuotteita ja materiaaleja ovat mm. huonekalut, sähkö- ja elektroniikkalaitteet, vaate- ja sisustustekstiilit, siivousaineet, kosmetiikka- ja hygieniatuotteet sekä rakennusmateriaalit.

Tarkemman tarkastelun kohteiksi valittiin kuusi SVOC-aineisiin lukeutuvaa laajaa aineryhmää, joiden käyttö tavanomaisissa kuluttajatuotteissa ja materiaaleissa on yleistä tai joihin muuten kohdistuu tällä hetkellä runsasta mielenkiintoa niihin liittyvien terveyskysymysten vuoksi. Tarkastellut aineryhmät ovat bromatut palonsuoja-aineet (BFR), fosforoidut palonsuoja-aineet (OPFR), per- ja polyfluoratut alkyylilyhdisteet (PFAS), klooratut parafiinit (CP), ftalaatit sekä polyaromaattiset hiilivedyt (PAH).

Ihminen altistuu näille yhdisteille useiden eri reittien ja lähteiden kautta. Ravinto on yleensä merkittävin altistumisen lähde. Huonepölyn ja sisäilman kautta tapahtuvan altistumisen arvioidaan olevan huomattavasti vähäisempää. Eri lähteiden osuudet kokonaisaltistumisesta vaihtelevat kuitenkin paljon altistuvan väestöryhmän mukaan. Esimerkiksi pienillä lapsilla, tupakoijilla ja ammatissa altistuvilla pölyn ja hengitysteiden kautta tapahtuva altistuminen joillekin SVOC-yhdisteille voi muodostaa suuren osan kokonaisaltistumisesta.

Katsauksen perusteella suomalaisten altistuminen tarkastelluille SVOC-yhdisteille on pääasiassa hyväksyttävällä tasolla. Parhaan tämänhetkisen arvion mukaan ftalaateille, BFR-, OPFR-, CP- ja PAH-yhdisteille altistumisesta ei aiheudu merkittävää terveysriskiä suomalaiselle väestölle. Tietoa tarvitaan kuitenkin lisää erityisesti lasten ja nuorten altistumisesta sekä yhdisteiden yhteisvaikutuksista. Myös koko väestön altistumista olisi tärkeä seurata säännöllisesti.

PFAS-yhdisteille altistuminen voi olla terveysriski osalle suomalaisista. Tätä on kuitenkin vaikea arvioida tarkemmin, sillä viimeisin PFAS-altistumista koskeva tutkimusaineisto suomalaisesta väestöstä on jo lähes kymmenen vuotta vanha. Euroopassa PFAS-aineisiin liittyvää tutkimusta tehdään tällä hetkellä aktiivisesti, ja Suomessakin uutta tutkimustietoa lasten altistumisesta saadaan lähiaikoina. Tuoreimpien arvioiden mukaan 14 prosentilla eurooppalaisista nuorista altistuminen ylittää terveisperusteisen raja-arvon, joka on asetettu neljän keskeisen PFAS-yhdisteen summapitoisuudelle. Pitää

kuitenkin huomata, että terveysperusteisten raja-arvojen ylittyminen ei suoraan tarkoita terveyshaitan syntymistä, vaan todennäköisyys haittojen ilmenemiseen alkaa pikkuhiljaa kasvaa raja-arvon ylittyessä. Raja-arvoihin on lisäksi otettu mukaan turvallisuusmarginaali, joka huomioi riskinarvioinnin epävarmuustekijöitä antaen lisäturvaa.

Monien haitalliseksi tiedettyjen yhdisteiden käyttöä on rajoitettu EU:ssa, ja rajoitustoimien seurauksena mm. PFAS-, BFR- ja ftalaattipitoisuuksien on todettu pienenneen Pohjoismaissa ja muualla Euroopassa kerätyissä biomonitorointinäytteissä. Myös uusia rajoituksia on valmisteilla osittain jo ennakoivasti, vaikka täyttä varmuutta terveys- tai ympäristöriskeistä ei olisikaan.

Sammanfattning

I denna översikt har man granskat den finländska befolkningens exponering för halvflyktiga organiska ämnen (SVOC), och relaterade hälsorisker. Till SVOC-föreningarna hör ett brett spektrum av i huvudsak industriellt producerade kemikalier, som används i olika konsumentprodukter och material bl.a. som ytbehandlingsmedel, mjukgörare, biocider och flamskyddsmedel. I inomhusmiljö är produkter och material som vanligtvis innehåller SVOC-föreningar bl.a. möbler, elektriska och elektroniska anordningar, kläder, inredningstextilier, rengöringsmedel, kosmetika och hygienprodukter samt byggnadsmaterial.

För närmare granskning valdes sex breda ämnesgrupper som räknas till SVOC-ämnena och som ofta används i vanliga konsumentprodukter och material eller som för närvarande också är föremål för stort intresse på grund av relaterade hälsofrågor. Ämnesgrupperna som har granskats är bromerade flamskyddsmedel (BFR), fosforerade flamskyddsmedel (OPFR), per- och polyfluorerade alkylföreningar (PFAS), klorerade paraffiner (CP), ftalater samt polyaromatiska kolväten (PAH).

Människan exponeras för dessa föreningar via flera olika vägar och källor. Kosten är vanligtvis den största källan för exponering. Exponering via inomhusdamm och inomhusluft bedöms vara betydligt mindre. De olika källornas andel av den totala exponeringen varierar emellertid mycket enligt den exponerade befolkningsgruppen. Till exempel för små barn, rökare och personer som exponeras i sitt yrke kan exponering för vissa SVOC-föreningar via damm och luftvägarna utgöra en stor andel av den totala exponeringen.

Utgående från översikten är finländarnas exponering för de granskade SVOC-föreningarna i regel på en acceptabel nivå. Enligt bästa uppskattning utgör exponering för ftalater, BFR-, OPFR-, CP- och PAH-föreningar ingen betydande hälsorisk för Finlands befolkning. Mer data krävs emellertid särskilt om barns och ungas exponering samt om föreningarnas kombinationseffekter. Det vore också viktigt att regelbundet följa upp hela befolkningens exponering.

Exponering för PFAS-föreningar kan utgöra en hälsorisk för en del finländare. Detta är emellertid svårt att bedöma närmare, eftersom det senaste undersökningsmaterialet om PFAS-exponering för Finlands befolkning redan är närmare tio år gammalt. I Europa pågår aktiv forskning i PFAS-ämnena, och även i Finland fås snart nya forskningsdata om barns exponering. Enligt nyaste bedömningar överstiger exponeringen för 14 procent av europeiska ungdomar det hälsobaserade gränsvärdet, som har fastställts för den sammanlagda koncentrationen av de fyra centrala PFAS-föreningarna. Man måste

emellertid observera att överskridna hälsobaserade gränsvärden inte direkt betyder att sanitära olägenheter uppstår, utan sannolikheten för att olägenheter uppstår börjar så småningom öka när gränsvärdet överskrids. Gränsvärdena inkluderar dessutom en säkerhetsmarginal, som beaktar riskbedömningens osäkerhetsfaktorer och ger ytterligare säkerhet.

Användningen av många föreningar som konstaterats vara skadliga har begränsats i EU, och till följd av begränsningsåtgärderna har bl.a. halterna av PFAS-, BFR- och ftalater minskat i prover från biologisk övervakning som samlats in i Norden och övriga Europa. Nya begränsningar förbereds också delvis redan i förebyggande syfte, trots att det inte är helt klart vilka hälso- eller miljöriskerna är.

Summary

This review examines the exposure of the Finnish population to semivolatile organic compounds (SVOCs) and assesses the health risks associated to exposure. SVOCs include a wide range of chemicals, largely of anthropogenic and industrial origin, that are used in consumer products and materials as coating agents, softeners, biocides and fire retardants, for example. Products and materials used in indoor environments that contain SVOCs include, for example, furniture, electrical and electronic equipment, clothing and interior textiles, cosmetic and hygienic products and building materials.

Six broad substance groups were selected for the review. These substances are common ingredients of consumer products and materials or they are currently discussed widely due to the health issues related to them. The substance groups are brominated fire retardants (BFRs), organophosphorus flame retardants (OPFRs), per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs), chlorinated paraffins (CPs), phthalates and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs).

People are exposed to these compounds through various routes and sources. Diet is usually the most important source of exposure. Exposure through house dust and indoor air is estimated to be considerably smaller. However, the proportions of different sources of overall exposure vary a lot in accordance with the exposed demographic group. For example, the proportion of exposure to certain SVOCs through the respiratory tract may be higher among small children, smokers and occupationally exposed workers.

According to the review, the exposure of the Finnish population to the studied SVOCs is, in general, at an acceptable level. The current assessment shows that exposure to phthalates, BFRs, OPFRs, CPs or PAHs does not cause a significant health risk to the Finnish population. However, more data on the exposure of children and young people and the combined effects of the compounds is needed. Moreover, the exposure of general population should be monitored regularly.

Exposure to PFASs may pose a health risk to a part of the Finnish population. However, it is difficult to assess the situation more closely as the latest PFAS exposure data on the general population in Finland is nearly ten years old. PFASs are studied extensively in Europe at the moment. New data on children's exposure will be soon available in Finland as well. According to the most recent estimates, the exposure of 14% of young people in Europe is higher than the health-based guidance value set for the sum of four key PFAS compounds. However, it must be noted that exceeding health-based guidance values does not directly result in adverse health effects, but the likelihood of

these effects will slowly start to increase. Moreover, a safety margin for the guidance values has been introduced in order to account for the uncertainties related to risk assessment and to provide additional safety.

Various compounds known to be harmful have been restricted in the EU and, as a result of these restrictions, the concentrations of several PFASs, BFRs and phthalates have started to decline in human biomonitoring studies in the Nordic and elsewhere in Europe. New restrictions are also being prepared partly proactively even if there is no full certainty about health or environmental risks.

Lyhenteet

BBP	bentsyylibutyyliftalaatti
BEH-TEBP	bis(2-etyyli-1-heksyyli)tetrabromiftalaatti
BFR	bromatut palonestoaineet (brominated flame retardants)
BPA	bisfenoli A
BTBPE	1,2-bis(2,4,6-tribromifenoksi)etaani
CP	klooratut parafiinit (chlorinated paraffins)
DBP	dibutyyliftalaatti
DEHP	di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti
DINCH	di-isononyylisykloheksaani-1,2-dikarboksyalaatti
DiNP	di-isononyyliftalaatti
DiDP	di-isodekyyliftalaatti
DiPAP	polyfluorattu fosforihapon diesteri
DBDPE	dekabromodifenyylietaani
DPE-DBCH	alfa/beta-tetrabromietyylisykloheksaani
DPHP	di(2-propyyliheptyyli)ftalaatti
GC	kaasukromatografi/-a (gas chromatography)
ECHA	Euroopan kemikaalivirasto (European Chemicals Agency)
EFSA	Euroopan elintarviketurvallisuusviranomaisen (European Food Safety Authority)
EHDPP	2-etyyliheksyylidifenyylifosfaatti
EH-TBB	2-etyyliheksyyli-2,3,4,5-tetrabromibentsoaatti
EtFOSE	etyyliperfluorioktaanisulfonamidietanoli
EtFOSAA	n-etyyliperfluorioktaanisulfonamidietikkahappo
FTMAC	fluoritelomeerimetyyliakrylaatti
FTOH	fluoritelomeerialkoholi
GC-HRMS	kaasukromatografi – korkea erottelukyvyn massaspektrometri
HBB	heksabromibentseeni
HBCD	heksabromisyklododekaani
HBM-GV	biomonitoroinnin raja-arvo (human biomonitoring guidance value)
IARC	kansainvälinen syövän tutkimuslaitos (International Agency for Research on Cancer)
ISO	kansainvälinen standardointiorganisaatio (International Standardisation Organisation)
LC	nestekromatografi/-a (liquid chromatography)
LCCP	pitkäketjuiset klooratut parafiinit (long chain chlorinated paraffins)

LOQ	määrittäysraja (limit of quantitation)
MAF	seosriskin arvioinnissa käytettävä kerroin (mixture assessment factor)
MCCP	keskipitkät klooratut parafiinit (medium chain chlorinated paraffins)
Md	mediaani
MeFOSE	metyyliperfluorioktaanisulfonamidietanoli
MOE	altistumisen turvamarginaali (margin of exposure)
MS	massaspektrometri/-a (mass spectrometry)
OPFR	fosforoidut palonestoaineet (organophosphate flame retardants)
PAH	polyaromaattiset hiilivedyt
PAP	polyfluorattu fosforihapon esteri
PBB	pentabromibentseeni
PBDE	polybromatut difenyylietterit
PBEB	pentabromietyylibentseeni
PBP	polybromatut fenolit
PBT	pysyvät, biokertyvät ja toksiset yhdisteet (persistent, bioaccumulative and toxic)
PCB	polyklooratut bifenyyli-
PFAA	perfluorialkyylihapot
PFAS	per- ja polyfluorattu alkylyyhdisteet
PFBS	perfluoributaanisulfonihappo
PFC	perfluorattu yhdiste, vanhentunut termi
PFCA	perfluorikarboksyylihapot
PFDA	perfluoridekaanihappo
PFDoDA	perfluoridodekaanihappo
PFHpA	perfluoriheptaanihappo
PFHxA	perfluoriheksaanihappo
PFHxS	perfluoriheksaanisulfonihappo
PFNA	perfluorinonaanihappo
PFOA	perfluorioktaanihappo
PFOS	perfluorioktaanisulfonihappo
PFPeDA	perfluoripentadekaanihappo
PFSA	perfluorisulfonihapot
PFTeDA	perfluoritetradekaanihappo
PFTrDA	perfluoritridekaanihappo
PFUnDA	perfluoriundekaanihappo
POM	hiukkasmaiset orgaaniset yhdisteet (particulate organic matter)
POP	pysyvät orgaaniset yhdisteet (persistent organic pollutants)

PTFE	polytetrafluorietyleni
P90	90. persentiili
P95	95. persentiili
P99	99. persentiili
REACH	Euroopan parlamentin ja neuvoston 1.6.2007 voimaan astunut asetus kemikaalien rekisteröinnistä, arvioinnista, lupamenettelyistä ja rajoituksista. REACH tulee sanoista Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals.
SCCP	lyhytketjuiset klooratut parafiinit (short chain chlorinated paraffins)
SVHC	erityistä huolta aiheuttavat aineet (substances of very high concern)
SVOC	puolihaihtuva orgaaninen yhdiste (semivolatile organic compound)
TBBPA	tetrabromibisfenoli A
TBOEP	tris(2-butoksietyyli)fosfaatti
TBP-DBPE	2,3-dibromopropyli-2,4,6-tribromofenyylieetteri
TCEP	tris(2-kloorietyyli)fosfaatti
TCIPP	tris(1-klooripropaani-2-yl)fosfaatti
TDCIPP	tris(1,3-dikloori-isopropyli)fosfaatti
TDI	siedettävä päiväsaanti (tolerable daily intake)
TEHP	tris(2-etyyliheksyyli)fosfaatti
TIBP	tri(isobutyli)fosfaatti
TMPP	tris(metyylifenyli)fosfaatti
TNBP	tri-n-butyylifosfaatti
TPHP	trifenyylifosfaatti
TWI	siedettävä viikkosaanti (tolerable weekly intake)
vPvB	erittäin pysyvät ja biokertyvät yhdisteet (very persistent and very bioaccumulative)
WHO	Maailman terveysjärjestö (World Health Organisation)

Alkusanat

Työterveyslaitoksen ja Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen asiantuntijat laativat tämän katsauksen osana Kansallista sisäilma ja terveys -ohjelmaa. Ohjelma toteuttaa hallituksen Terveet tilat 2028 -ohjelman terveyden ja hyvinvoinnin edistämistä koskevia toimenpiteitä.

Tavoitteena oli tarkastella väestön altistumista puolihaittuville orgaaniselle yhdisteille (SVOC) sekä niihin liittyviä terveysriskejä. Katsauksessa on keskitytty erityisesti sisäympäristöissä tapahtuvan altistumisen arviointiin. Ammatteihin liittyvää altistumista on tarkasteltu ainoastaan suppeasti. Tarkastellut aineryhmät ovat bromatut palonsuoja-aineet (BFR), fosforoidut palonsuoja-aineet (OPFR), per- ja polyfluoratut alkylyyhdisteet (PFAS), klooratut parafiinit (CP), ftalaatit sekä polyaromaattiset hiilivedyt (PAH).

Kirjoittajaryhmää on vetänyt MMT Kaisa Wallenius, joka on toiminut myös katsauksen pääkirjoittajana. Toisena pääkirjoittajana on toiminut FT Merja Korkalainen, jonka vastuulla on ollut erityisesti terveysriskien tarkastelu. Muut kirjoittajaryhmän jäsenet ovat osallistuneet mittausaineistojen kokoamiseen ja analysointiin sekä pienempien tekstisuosuksien laatimiseen.

Kirjoittajat kiittävät katsauksen luonnosversiota kommentoineita sosiaali- ja terveysministeriön, Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen ja Työterveyslaitoksen asiantuntijoita.

Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammanfattning.....	5
Summary.....	7
Lyhenteet.....	9
Alkusanat.....	12
Sisällys.....	13
1 Mitä SVOC-yhdisteet ovat?.....	15
2 Miten altistumista mitataan?.....	21
2.1 Biomonitorointinäytteet.....	21
2.2 Muita näytematriiseja.....	22
3 Miten terveysriskejä arvioidaan?.....	25
3.1 Toksikologinen riskinarviointi.....	25
3.2 Terveysperusteiset viitearvot.....	26
3.3 Kemikaaliseosten riskinarviointi.....	28
4 Bromatut palonsuoja-aineet (BFR).....	30
4.1 Altistuminen.....	30
4.2 Terveysriskit.....	34
5 Per- ja polyfluoratut alkylyyhdisteet (PFAS).....	37
5.1 Altistuminen.....	39
5.2 Terveysriskit.....	44
6 Klooratut parafiinit (CP).....	48
6.1 Altistuminen.....	48
6.2 Terveysriskit.....	49
7 Fosforoidut palonsuoja-aineet (OPFR).....	51
7.1 Altistuminen.....	51
7.2 Terveysriskit.....	53
8 Ftalaatit.....	54

8.1	Altistuminen.....	55
8.2	Terveysriskit	58
9	Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH).....	61
9.1	Altistuminen.....	61
9.2	Terveysriskit	66
10	Muita SVOC-aineryhmiä.....	68
11	Johtopäätökset.....	70
	Lähteet	74

1 Mitä SVOC-yhdisteet ovat?

Sisäilmassa, huonepölyssä ja sisäympäristöjen pinnoille kiinnittyneenä esiintyy hyvin laaja kirjo erilaisia kaasumaisia ja hiukkasmaisia orgaanisia yhdisteitä. Orgaaniset yhdisteet voidaan karkeasti jakaa niiden haihtuvuuden perusteella luokkiin, joita ovat 1) erittäin haihtuvat orgaaniset yhdisteet VVOC (very volatile organic compounds), 2) haihtuvat orgaaniset yhdisteet VOC (volatile organic compounds), 3) puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet SVOC (semi volatile organic compounds) ja 4) kiinteät orgaaniset yhdisteet POM (particulate organic matter). Nämä haihtuvuusluokat eivät ole tarkkarajaisia ja eri yhteyksissä niille voidaan käyttää erilaisia määritelmiä. Taulukossa 1 on esitetty WHO:n ja ISO 16000-6 standardin mukaiset määritelmät haihtuville orgaanisille yhdisteille.

Tämän katsauksen aiheena ovat haihtuvien VOC-yhdisteiden ja kiinteiden POM-yhdisteiden välimaastoon sijoittuvat puolihaihtuvat SVOC-yhdisteet, joista tarkasteltaviksi on valittu sisäympäristöissä relevantteja yhdisteitä ja yhdisteryhmiä. SVOC-yhdisteitä käytetään mm. palonsuoja-aineina, pintakäsittelyaineina, biosidiaineina ja muovien pehmentiminä laajasti erilaisissa kuluttajatuotteissa ja materiaaleissa kuten muoveissa, tekstiileissä, pakkausmateriaaleissa, huonekaluissa, sähkö- ja elektroniikkalaitteissa, siivousaineissa ja rakennusmateriaaleissa.

Taulukko 1. WHO:n ja ISO 16000-6 standardimenetelmän mukaiset määritelmät haihtuville orgaanisille yhdisteille

Määritelmä	Viite
Haihtuvat orgaaniset yhdisteet jaetaan kolmeen ryhmään kiehumispisteen perusteella: 1) VVOC-yhdisteet kiehumispiste 0 ... 50–100 °C 2) VOC-yhdisteet kiehumispiste 50–100 ... 240–260 °C 3) SVOC-yhdisteet kiehumispiste 240–260 ... 380–400 °C	WHO 1989
Haihtuvat orgaaniset yhdisteet jaetaan kolmeen ryhmään standardimenetelmässä kuvatussa kromatografisessa analyysissä toteutuvan eluotumisjärjestyksen perusteella: 1) VVOC-yhdisteet eluoituvat ennen n-heksaania 2) VOC-yhdisteet eluoituvat n-heksaanin ja n-heksadekaanin välisellä alueella 3) SVOC-yhdisteet eluoituvat n-heksadekaanin jälkeen	ISO 16000-6:2021

Suuri osa SVOC-yhdisteistä on ihmisen teollisesti tuottamia yhdisteitä. Erityisesti halogenoidut orgaaniset yhdisteet, eli bromatut, fluoratut ja klooratut hiilivedyt, ovat lähes täysin synteettisiä kemikaaleja, joilla ei ole luonnollisia lähteitä ympäristössä. SVOC-yhdisteitä voi vapautua ympäristöön teollisuuden tuotantoprosesseista ja ko. yhdisteitä sisältävien tuotteiden käytöstä, kierrätyksestä ja hävityksestä sekä jätevedenpuhdistamoiden käsittelemän jäteveden ja lietteen kautta. Joitakin SVOC-yhdisteitä, kuten PAH-aineita, esiintyy ympäristössä myös luonnostaan, ja niitä voi syntyä ja vapautua ympäristöön myös esimerkiksi orgaanisen aineen epätäydellisen palamisen seurauksena.

Ihminen altistuu SVOC-yhdisteille eri reittien, kuten ruoansulatuselimistön, hengityselimistön ja ihon kautta. Useiden SVOC-yhdisteiden osalta kontaminoituneen ravinnon arvioidaan olevan merkittävin saantilähde. Elintarvikkeiden haitta-aineet voivat olla peräisin mm. ilmalaskeumasta, valumasta, lannoitteista tai torjunta-aineista. SVOC-yhdisteitä voi päätyä elintarvikkeisiin myös ravintoketjussa tapahtuvan biokertymisen, ruoanvalmistusprosessissa tapahtuvien kemiallisten reaktioiden tai elintarvikkeen pakkausmateriaalista irtoavien epäpuhtauksien seurauksena. Ympäristön ja vesivarantojen pilaantumisen seurauksena myös juomavesi voi toimia SVOC-aineiden lähteenä (Andersson ym. 2019; De Silva ym. 2021; Kurwadkar ym. 2022).

Viime aikoina on kiinnitetty huomiota enenevästi myös sisäilman ja huonepölyn kautta tapahtuvaan altistumiseen (Demirtepe ym. 2019; Kim ym. 2021), jonka arvioidaan muodostavan joidenkin SVOC-yhdisteiden osalta huomattavan osan, jopa puolet, kokonaisaltistumisesta (Eichler ym. 2022; Eichler ym. 2021; Sakhi ym. 2019; Sunderland ym. 2019; Zuiderveen ym. 2020). Eri väestö- ja ikäryhmien, kuten aikuisten ja pienten lasten, pääasialliset altistumisreitit ja altistumistasot voivat poiketa merkittävästi toisistaan (Arvaniti ja Kalantzi 2021; Gustafsson ym. 2022; Obeng-Gyasi 2022; van Beijsterveldt ym. 2022; Wu ym. 2020a). Myös alueelliset erot voivat olla suuria (Demirtepe ym. 2019; Fromme ym. 2016; Sunderland ym. 2019).

Sisäympäristöissä SVOC-yhdisteitä yleisesti sisältäviä tuotteita ja materiaaleja ovat mm. sähkö- ja elektroniikkalaitteet, huonekalut, vaate- ja sisustustekstiilit, siivousaineet, kosmetiikka- ja hygieniatuotteet sekä rakennusmateriaalit, joista yhdisteitä voi siirtyä huoneilmaan ja -pölyyn mm. haihtumalla, kulumalla ja suorassa kosketuksessa (Lucattini ym. 2018; Weschler 2009). SVOC-yhdisteille altistumisen mallintaminen on haasteellista, koska yhdisteet jakautuvat sisäympäristössä useisiin pooleihin, joita ovat ilman kaasu- ja hiukkasfaasit, laskeutunut pöly sekä erilaiset pinnat (Eichler ym. 2022; Eichler ym. 2021). Materiaaliemissioon ja siirtymiin eri poolien välillä vaikuttavat paitsi yhdisteen fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet ja pitoisuus lähdemateriaalissa myös

lähdemateriaalin ja ympäristön ominaisuudet kuten lähdemateriaalin huokoisuus, ilman kosteus ja lämpötila sekä ilmanvaihto (Eichler ym. 2021). Hienojakoinen pöly adsorboi enemmän SVOC-yhdisteitä kuin karkeampi pöly (Al-Omran ym. 2021; Gustafsson ym. 2022).

Taulukkoon 2 on koottu perustietoa tässä katsauksessa tarkasteltavista SVOC-yhdisteryhmistä, niiden keskeisistä käyttötarkoituksista, käyttökohteista ja ihmisen altistumlähteistä. On kuitenkin hyvä tiedostaa, että esitellyt ryhmät ovat erittäin laajoja, sadoista tai tuhansista yhdisteistä koostuvia aineryhmiä, joiden sisällä on paljon variaatiota yhdisteiden kemiallisissa ja fysikaalisissa ominaisuuksissa ja käyttökohteissa. Uusissa kuluttajatuotteissa käytettyjen SVOC-yhdisteiden valikoima on muuttunut viime vuosina ja vuosikymmeninä paljon, kun ympäristölle tai terveydelle haitallisten yhdisteiden käyttöä ja markkinoille saattamista on rajoitettu lainsäädännön avulla, ja uusia korvaavia yhdisteitä on kehitetty tilalle. Altistumista rajoitetuillekin yhdisteille tapahtuu kuitenkin vielä pitkään ympäristön kontaminoitumisen seurauksena ja siksi, että rajoitettuja yhdisteitä sisältävät tuotteet ovat usein pitkäikäisiä, ja ne poistuvat kierrosta hitaasti. SVOC-yhdisteille altistumista ja niihin liittyviä terveysriskejä on tarkasteltu yhdisteryhmäkohtaisesti erillisissä kappaleissa.

Taulukko 2. Perustietoa tässä katsauksessa käsiteltävistä SVOC-yhdisteryhmistä.

SVOC-yhdisteryhmä Esimerkkejä yhdisteistä ja alaryhmistä	Keskeiset käyttötarkoitukset Käyttökohteita	Tärkeimmät ihmisen altistumlähteet	Kirjallisuusviitteitä
<p>Bromatut palonsuoja-aineet (BFR) Polybromatut difenyylietterit (PBDE) Heksabromisyklododekaani (HBCD) Tetrabromibisfenoli A (TBBPA) 1,2-Bis(2,4,6-tribromifenoksi)etaani (BTBPE) Bis(2-etyyli-1-heksyyli)tetrabromiftalaatti (BEH-TEBP) 2-Etyyliheksyyli-2,3,4,5-tetrabromibentsoaatti (EH-TBB) Dekabromidifenyylietaani (DBDPE) Pentabromibentseeni (PBB) Heksabromibentseeni (HBB)</p>	<p>Palosuojaus Sähkö- ja elektroniikkalaitteet Sisustustekstiilit Huonekalut Patjat ja tyynyt Rakennusmateriaalit Työvaatteet</p>	<p>Ravinto Eläinrasva Rasvapitoinen kala Huonepöly Sisäilma</p>	<p>Al-Omran ym. 2021; Bjermo ym. 2017; Fromme ym. 2016; Marquès ym. 2022; Newton ym. 2015; Rantakokko ym. 2019; van der Schyff ym. 2023; Vojta ym. 2017; Wong ym. 2018; Wu ym. 2020b; Zuiderveen ym. 2020</p>
<p>Per- ja polyfluoratut alkyylilyhdisteet (PFAS) Perfluorialkyylihapot (PFAA), joihin lukeutuvat mm. perfluorikarboksyylihapot (PFCA) ja perfluorisulfonihapot (PFSA) Tunnetuimpia PFCA-yhdisteistä ovat perfluorioktaanihappo (PFOA) ja perfluorinonaanihappo (PFNA) Tunnetuimpia PFSA-yhdisteistä ovat perfluorioktaanisulfonihappo (PFOS) ja perfluoriheksaanisulfonihappo (PFHxS) Fluoritelomeerialkoholit (FTOH) Polyfluoratut fosforihapon diesterit (diPAP) Fluoropolymeerit kuten polytetrafluorietylenei (PTFE)</p>	<p>Lian, veden ja rasvan hyljintä, palosuojaus Sisustustekstiilit Nahkatuotteet Tekniset vaatteet Elektroniikkalaitteet Paistinpannut Kosmetiikka Lattiavahat Maalit, lakat Saumausaineet Metallien pinnoitteet Sammutusvaahdot</p>	<p>Ravinto Kala Kananmuna Hedelmät Juomavesi Huonepöly Sisäilma</p>	<p>Balk ym. 2019; Berg ym. 2021; Bil ym. 2023; DeLuca ym. 2022; ECHA 2023b; EFSA 2020b; Glüge ym. 2020; Gustafsson ym. 2022; Koponen ym. 2018; Lohmann ym. 2020; Norén ym. 2021; Nøst ym. 2014; Winkens ym. 2018; Winkens ym. 2017</p>

<p>Klooratut parafiinit (CP) Luokitellaan hiiliketjun pituuden mukaan: SCCP-yhdisteet (C10–13) MCCP-yhdisteet (C14–17) LCCP-yhdisteet (C≥18)</p> <p>Lisäksi luokitteluperusteena on kloorausaste, joka vaihtelee välillä 10–70 paino-%</p>	<p>Palosuojaus, muovinpehmenys, voiteluaine, jäähdytysaine Huonekalujen verhoilumateriaalit Muovituotteet (PVC) Liimat Tiivistearineet Maalit Lakat Metalliteollisuuden työstönesteet</p>	<p>Ravinto Kala Rasvaiset elintarvikkeet Huonepöly Sisäilma</p>	<p>Darnerud ja Bergman 2022; EFSA 2020a; Glüge ym. 2016; McGrath ym. 2022; Mu ym. 2023; South ym. 2022; van Mourik ym. 2016; van Mourik ym. 2020; Vetter ym. 2022; Wu ym. 2023; Xu ym. 2022</p>
<p>Fosforoidut palonsuoja-aineet (OPFR) Tris(kloorietyyli)fosfaatti (TCEP) Tris(2-kloori-isopropyli) fosfaatti (TCIPP) Tris(1,3-dikloori-isopropyli)fosfaatti (TDCIPP) Tris(2-butoksietyyli)fosfaatti (TBOEP) Trifenyylifosfaatti (TPHP)</p>	<p>Palosuojaus Sähkö- ja elektroniikkalaitteiden muoviosat Sisustustekstiilit Huonekalut Patjat ja tyynyt Rakennusmateriaalit Työvaatteet</p>	<p>Ravinto Huonepöly</p>	<p>Al-Omran ym. 2021; Arvaniti ja Kalantzi 2021; Bergh ym. 2011; de la Torre ym. 2020a; Dou ja Wang 2023; Rantakokko ym. 2019; Vojta ym. 2017; Vykoukalová ym. 2017; Wong ym. 2018</p>
<p>Ftalaatit Bentsyylibutyyliftalaatti (BBP) Dibutyyliftalaatti (DnBP) Di-isobutyyliftalaatti (DiBP) Bis(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP) Di-isononyyliftalaatti (DiNP) Di-isodekyyliftalaatti (DiDP) Di(2-propyyliheptyyli)ftalaatti (DPHP)</p>	<p>Muovinpehmenys, liotinaine, sidosaine Muovituotteet (PVC) Rakennusmateriaalit, mm. lattiapäällysteet Sähkö- ja elektroniikkalaitteet Pakkausmateriaalit Kosmetiikka</p>	<p>Ravinto Rasvaiset elintarvikkeet Maitotuotteet Elintarvikekontakti-materiaalit Huonepöly Sisäilma</p>	<p>Eales ym. 2022; Koch ja Angerer 2011; Lange ym. 2022; Porras ym. 2020b; Wittassek ym. 2011</p>

<p>Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) Naftaleeni Fenantreeni Pyreeni Fluoreeni Asenaftyleeni Asenafteeni Bentso[a]pyreeni</p>	<p>Kosteuseristys, puunsuojaus Vanhat öljy-, kivihiili- ja tervapohjaiset rakennusmateriaalit, kuten vedeneristeet, tervapahvit, kyllästetty puu</p> <p>Joidenkin kuluttajatuotteiden kumi- ja muoviosissa voi esiintyä epäpuhtauksina PAH-yhdisteitä</p>	<p>Ravinto Viljatuotteet Liha Rasvat Savustetut, grillatut ja kuivatut elintarvikkeet</p> <p>Hengitysilma Orgaanisen aineksen palaminen, johon liittyviä lähteitä ovat mm. liikenne, energiantuotanto, pienpoltto, ruoanvalmistus ja tupakanpoltto</p>	<p>Oliveira ym. 2019; Shi 2018; Sarigiannis ym. 2022; Stanišić ym. 2021; Työterveyslaitos 2010 ja 2022</p>
--	---	---	--

2 Miten altistumista mitataan?

Ihminen altistuu SVOC-yhdisteille tyypillisesti useiden eri reittien ja lähteiden kautta, mikä tekee altistumisen arvioinnista haastavaa. Kokonaisaltistumista voidaan arvioida yleensä parhaiten ihmisistä kerättävien biologisten näytteiden eli biomonitoiminnin avulla. Biomonitoimintulosten perusteella ei kuitenkaan pystytä suoraan päättämään, mistä eri lähteistä kemikaali on peräisin, ja mitä reittejä pitkin se on elimistöön kulkeutunut. Eri saantilähteiden suhteellisten osuuksien arvioimiseksi tarvitaan tietoa kemikaalin pitoisuuksista eri matriiseissa kuten elintarvikkeissa, juomavedessä, hengitysilmassa ja huonepölyssä.

2.1 Biomonitoimintinäytteet

Altistuttaessa kemikaalille joko hengitysilman, ihon tai suun kautta kemikaali siirtyy ihmisen elimistössä verenkierron mukana elimistön nesteisiin (veri, virtsa, sylki, äidinmaito), kudoksiin (hiukset, kynnet, rasvakudos, luusto) tai poistuu uloshengitysilman kautta. Kemikaali erittyy joko sellaisenaan tai elimistö muokkaa sitä sopivampaan muotoon (esim. paremmin vesiliukoiseksi). Jälkimmäisessä tapauksessa puhutaan kemikaalin aineenvaihduntatuotteesta eli metaboliitista. Kemikaalia tai sen aineenvaihduntatuotetta voidaan mitata kaikista edellä mainituista matriiseista. Yleisimmin mittaus tapahtuu kuitenkin joko virtsa- tai verinäytteestä.

Biologisen näytteen keräämisen jälkeen se lähetetään sopivaan laboratorioon analysoitavaksi. Ennen varsinaista analyysiä näytteelle tehdään tarvittava esikäsittely. Tämän jälkeen mitattava yhdiste erotetaan näytteen muista yhdisteistä joko nestekromatografi- (liquid chromatography, LC) tai kaasukromatografi- (gas chromatography, GC) -laitteistolla. Lopulta haluttu yhdiste tunnistetaan sopivalla detektorilla, mikä on nykyään yleensä massaspektrometri (MS). Analyysimenetelmät vaihtelevat sen mukaan, mikä yhdiste tai yhdisteryhmä on kulloinkin kyseessä.

Biologisten näytteiden mittaaminen eli biomonitoiminta ei ole rutiininomainen laboratoriotutkimus, jota voitaisiin käyttää apuna esim. terveydentilan tutkimisessa ja taudinmäärityksessä tai lääkityksen tehon ja hoidon seurannassa. Biomonitoiminta liittyy yleensä joko työperäisen kemikaalialtistumisen arviointiin tai yleiseen väestön tausta-altistumisen seurantaan (esim. ympäristömyrkyt). Työperäisen altistumisen mittauksia tehdään Työterveyslaitoksessa ja yleistä seurantaa Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksessa (THL). Koska biologiset näytteet katsotaan henkilökohtaisiksi näytteiksi, näytteenottoon täytyy olla asianomaisen henkilön suostumus. Tutkimukset, joissa käsitellään biologisia näytteitä, tarvitsevat aina ennen tutkimuksen alkamista alueellisen

eettisen toimikunnan puoltavan lausunnon. Alueelliset eettiset toimikunnat toimivat yliopistollisten sairaaloiden yhteydessä.

2.2 Muita näytematriiseja

Ilmanäytteet

Ilmanäytteitä kerätään yleensä pumpulla erilaisiin adsorbentteihin (kaasumaiset yhdisteet), suodattimille tai polyuretaanivaahtoon (hiukkasmaiset tai hiukkasiin sitoutuneet yhdisteet). Näytteet uutetaan laboratorioissa orgaanisella liuottimella ultraäänihauteessa, jonka jälkeen analyysi suoritetaan joko kaasukromatografilla (GC) tai nestekromatografilla (LC), jossa on detektorina yleensä massaspektrometri (MS). Yhdisteryhmästä riippuen sisäilmanäytteiden analyysijä voi olla tarjolla myös kaupallisesti, mutta useiden SVOC-yhdisteiden analytiikkaa tehdään lähinnä tutkimusprojekteissa ja selvittäessä työperäistä altistumista.

Pölynäytteet

Monia SVOC-yhdisteitä voidaan määrittää huonepölystä. Näyte kerätään yleensä pölynimurilla harvoin siivottavilta pinnoilta. Pölynäytettä punnitaan analyysiä varten ja näyte uutetaan ennen kromatografista analyysiä. Näytteitä kerätään yleensä vain tutkimushankkeissa. Koska monet SVOC-yhdisteet ovat tasapainossa pölyn ja ilman välillä, voidaan esim. yhdistekohtaisia oktanoli-ilma-jakaantumiskertoimia käyttäen arvioida ilmapitoisuuksia, jos pölypitoisuudet tunnetaan tai päinvastoin.

Rakennusmateriaalinäytteet

Materiaalinäytteistä voidaan uuttamalla selvittää niiden sisältämiä SVOC-yhdisteitä. Rakennusmateriaaleista määritetään yleisimmin PAH- ja PCB-yhdisteitä, joiden lainsäädännöllisesti määritetyt raja-arvot vaikuttavat jätteiden käsittelyyn ja työntekijän suojautumistarpeeseen purkutöissä. Näitä analyysijä on tarjolla myös kaupallisesti. Materiaalinäytteiden pitoisuuksista ei voida yksiselitteisesti arvioida altistumista. Materiaalinäytteiden pitoisuudet voivat olla monta kertaluokkaa suurempia kuin ilma- ja pölynäytteiden pitoisuudet ovat. Tulokset annetaan yleensä yksikössä mg/kg.

Elintarvikenäytteet

Ravinto on useimpien SVOC-yhdisteiden osalta ihmisen merkittävin altistumisen lähde. SVOC-yhdisteitä siirtyy elintarvikkeisiin vaihtelevassa määrin luonnon taustapitoisuuksien seurauksena. Toisaalta joillekin prosessoiduille elintarvikkeille

pakkaus- ja muista kontaktimateriaaleista irtoavat SVOC-yhdisteet voivat olla huomattavasti luonnon taustaa tärkeämpiä.

Tästä syystä myös eri SVOC-yhdisteiden riskinhallintatoimet vaihtelevat huomattavasti toisistaan. Elintarvikkeiden sisältämille erilaisille haitta-aineille, joihin lukeutuu myös SVOC-yhdisteitä, on asetettu EU-tasolla enimmäispitoisuuksia elintarvikeryhmittäin, joiden valvontaa ja raportointia Ruokavirasto koordinoi. Yleisesti ottaen tärkeimmät saantilähteet ovat hyvin tiedossa ja niitä säätelemällä myös saantia voidaan säännellä.

Elintarvikekontaktimateriaalien vaatimustenmukaisuudesta säädetään yleisesti Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksella N:o 1935/2004 elintarvikkeen kanssa kosketukseen joutuvista materiaaleista ja tarvikkeista.

Talousvesinäytteet

Suurin osa SVOC-yhdisteistä on verraten niukkaliukoisia veteen ja siitä syystä niiden pitoisuudet vedessä ovat yleensä pieniä. Poikkeuksen muodostavat pienimolekyyliset ftalaatit, joita voi siirtyä veteen muovikontaktien kautta (pullot, letkut) sekä ≤ 9 hiiltä sisältävät PFAS-yhdisteet, jotka jonkin verran vesiliukoisina voivat kontaminaatio-tapauksissa kulkeutua kuluttajalle asti. Myös OPFR-yhdisteitä on löytynyt juomavedestä (Gbadamosi ym. 2023; Struzina ym. 2022), ja vaikuttaa ilmeiseltä, että ainakin osassa tapauksista ne ovat peräisin raakavedestä epätäydellisen puhdistusprosessin takia (Rodil ym. 2012).

Talousveden kemialliset laatuvaatimukset on määritelty talousvesiasetuksessa 17.1.2015/1352, jota päivitettiin 3.1.2023 (talousvesiasetuksen muutossäädös 31.1.2023/2). Asetuksen perusteella talousvesinäytteistä monitoroitavista kemikaaleista joidenkin pestisidien sekä PAH- ja PFAS-yhdisteiden voidaan katsoa kuuluvan SVOC-yhdisteisiin. Asetuksessa säädetään eri toimintojen vastuutahot ja valvontatiheys sekä vaatimuksia määritysmenetelmille, laboratorioille, raportoinnille ja poikkeustilanteille.

Ympäristönäytteet

Periaatteessa kaikkia SVOC-yhdisteitä voi esiintyä ympäristössä ja eliöissä, mutta osa niistä hajoaa nopeasti (ftalaatit, osa OPFR-yhdisteistä) bioottisesti ja abioottisesti. Suurin osa ns. pysyvistä orgaanisista ympäristömyrkyistä (POP-yhdisteet) kuuluu SVOC-yhdisteisiin. Näistä tunnetuimpia ovat PCB-, BFR-, PFAS- ja CP-yhdisteet. Kuten elintarvikenäytteiden kohdalla, POP-yhdisteiden pitoisuudet ympäristössä alkavat yleensä vähentyä melko nopeasti kieltojen jälkeen riippuen jonkin verran niitä sisältävien tuotteiden käyttäjästä ja -tavasta. Suomen ympäristökeskus koordinoi

kemikaalien ympäristöseuranta osana eri direktiivien toimeenpanoa (esim. vesipuitedirektiivi) yhteistyössä eri viranomaisten kanssa.

3 Miten terveysriskejä arvioidaan?

3.1 Toksikologinen riskinarviointi

Toksikologisella riskinarvioinnilla pyritään määrittämään, kuinka turvallista kemikaalin käyttö on tietyssä altistumistilanteessa. Kemikaalin mahdollisten haittojen sekä haitallisten altistumistasojen ja herkkien ihmisryhmien tunnistaminen on edellytys kemikaalin turvalliselle käytölle ja toimii perusteena kemikaaleja koskevan lainsäädännön kehittämisessä. Alun perin toksikologinen riskinarviointi perustui pitkälti eläinkokeiden avulla kerättyyn tietoon, mutta nykyinen lainsäädäntö suosii vaihtoehtoisten menetelmien käyttämistä aina kun se on mahdollista. (Arnesdotter ym. 2021)

Kemikaalien turvallisuutta edistetään Euroopan unionissa mm. vaatimalla markkinoilla olevien kemikaalien toksisuuden testaamista ja riskinarviointia. Riskinarviointia koskeva lainsäädäntö jakautuu EU:ssa monen eri säädöksen alle riippuen kemikaalin käyttökohteesta. Esimerkiksi yleisestä kemikaalien riskinarvioinnista säädetään REACH-asetuksessa, kun taas kuluttajatuotteisiin ja ammattialtistumiseen liittyvä riskinarviointia määrittävät erilliset direktiivit (direktiivit 2001/95/EY ja 89/391/ETY), ja torjunta-aineille sekä kosmetiikalle on omat säädöksensä (asetukset (EY) N:o 1107/2009 ja 1223/2009).

Toksikologinen riskinarviointi alkaa haittatekijän tunnistamisesta ja sen tarkemmasta määrittelystä, jatkuu altistumistason selvittämisellä ja päättyy riskin suuruuden arviointiin, jossa verrataan kemikaalin haitallisiksi tiedettyjä pitoisuuksia mitattuun tai laskennalliseen altistumistasoon. Riskinarvioinnin ytimessä on siis annos-vasteen selvittäminen, eli kemikaalin eri pitoisuustasojen haittavaikutusten määrittäminen. Altisteen aiheuttamien haittojen ja haitallisten annostasojen määrittämisessä yhdistetään epidemiologisista väestötutkimuksista kertyvää tietoa, tapauskertomuksia, kliinisiä tutkimuksia sekä solu- ja eläinmalleja hyödyntäviä kokeellisia tutkimuksia. Riskinarvioinnin havaintojen perusteella suunnitellaan, kuinka riskiä voidaan hallita, ja mitä vaikutuksia erilaisilla hallintatoimilla olisi. Riskinhallinnan kannalta olennaista on onnistunut riskiviestintä, jonka tavoitteena on välittää ajantasaista tietoa terveysriskeistä viranomaisten ja väestön päätösten tueksi. (Kuva 1)



Haittatekijän kuvaus

- Mitä terveyshaittoja altiste voi aiheuttaa?
- Mikä on kriittinen terveyshaitta?
- Millä altistumistasolla haittaa voi esiintyä?



Altistumisen arviointi

- Mitkä ovat altistumisen lähteitä ja mitä reittiä ihminen voi altistua?
- Kuka altistuu, mitkä ovat herkkiä ihmisryhmiä?
- Paljonko altistutaan?



Terveysriskien arviointi

- Onko altistumisen määrä suurempi kuin haitallinen altistumistaso?
- Kuinka suuri on turvamarginaali?
- Millainen terveysriski on ja keihin se kohdistuu?



Riskien hallinta

- Voidaanko altistumista estää tai vähentää?
- Voidaanko herkkiä ihmisryhmiä suojata?
- Mitä vaikutuksia hallintatoimilla olisi?



Riskiviestintä

- Kuinka riskiä voi välttää?
- Miten suuri riski on verrattuna muihin?
- Mitä hyötyä riskin välttämisestä on?

Kuva 1. Toksikologisen riskinarvioinnin eri vaiheiden keskeiset selvitettävät kysymykset.

3.2 Terveysperusteiset viitearvot

Kemikaalille altistumisen aiheuttaman terveysriskin suuruutta pyritään kuvailemaan vertaamalla ihmisten altistumistasoa terveysperusteisiin viitearvoihin, jotka on johdettu solu- ja eläinkokeista ja potilastutkimuksista peräisin oleviin arvioihin tärkeimmistä terveyshaitoista ja niitä aiheuttavista annostasoista. Riskin suuruutta määritellään esimerkiksi erilaisilla viitearvoilla, kuten siedettävä viikottainen (Tolerable Weekly Intake, TWI) tai päivittäinen saanti (Tolerable Daily Intake, TDI), kun oletuksena on elinikäinen altistuminen, tai laskemalla kokeellisesti tunnistetun haittatason ja keskimääräisen altistumistason välinen suhde (margin of exposure, MOE). TDI- ja TWI-arvoihin on sisällytetty turvamarginaali, jonka avulla otetaan huomioon mm. herkkyserot ihmisten ja koe-eläinten sekä ihmisyksilöiden välillä ja lisäksi

riskinarviointiin liittyvät epävarmuustekijät. Kemikaaleille käytetään yleisesti turvamarginaalia 100, mikä tarkoittaa sitä, että siedettävä saantiarvo on määritetty turvallisuuden lisäämiseksi vielä sata kertaa eläinkokeissa herkimmän terveysvaikutuksen aiheuttamaa ylintä haitatonta pitoisuutta (NOAEL eli no observable adverse effect) pienemmäksi.

SVOC-yhdisteiden riskiarviointiin tuo haastetta se, että näille yhdisteille altistutaan monien lähteiden, kuten ravinnon, juomaveden, huonepölyn ja hengitysilman kautta. SVOC-yhdisteet ovat nimensä mukaisesti heikommin haihtuvia kuin VOC-yhdisteet, ja siksi niille ei löydy viitearvoja hengityksen kautta altistumiselle samalla tavoin kuin VOC-yhdisteille, joiden terveysperusteisia viitearvoja sekä esiintymistä asunnoissa ja toimistoympäristöissä on käsitelty aiemmissa katsauksissa (Juntunen ym. 2022; Wallenius ym. 2021; Wallenius ym. 2022). Ainoastaan joidenkin yksittäisten SVOC-yhdisteiden ilmapitoisuuksille on asetettu terveysperusteisia viitearvoja.

SVOC-yhdisteiden terveysriskin arviointi pohjautuu pääosin Euroopan elintarviketurvallisuusviranomaisen (EFSA) arvioimiin enimmäisraja-arvoihin kemikaalien siedettävästä elinikäisestä kokonaissaannista. Biomonitoroinnissa käytettäviä terveysperusteisia viitearvoja on Euroopassa johdettu yleensä EFSA:n asettamista TDI- tai TWI-arvoista. Näistä viitearvoista käytetään nimeä **biomonitorointiekvivalentti** (BE), jolla tarkoitetaan ihmisen biologisessa matriisissa (esim. veri tai virtsa) olevaa kemikaalin pitoisuutta, jota pidetään hyväksyttävänä ja turvallisena. BE:n asettamiseen tarvitaan toksikokineettistä tietoa muuntamaan TDI- tai TWI-arvot vastaavaksi (ekvivalentti)pitoisuudeksi biologisessa näytteessä (Hays ja Aylward 2009). Viime aikoina terveysperusteisia biomonitorointiviitearvoja on tuotettu EU:n laajassa biomonitorointihankkeessa (HBM4EU, the European Human Biomonitoring Initiative) useille tärkeimmille SVOC-yhdisteille (Govarts ym. 2023). Terveysperusteisten **HBM-GV-viitearvojen** (human biomonitoring guidance value) kehittämisen lähtökohtana käytettiin saksalaisen biomonitorointikomission tekemää työtä (Apel ym. 2017; Schulz ym. 2007) ja jo olemassa olevia BE-viitearvoja. Perusväestölle asetettu HBM-GV kuvaa ihmisen biologisessa matriisissa olevaa pitoisuutta, jonka alapuolella olevat pitoisuudet eivät aiheuta terveysriskiä elinikäisenkään altistumisen seurauksena eivätkä siten vaadi riskinhallintatoimia (Apel ym. 2017). Erillisiä HBM-GV-viitearvoja voidaan erikseen johtaa herkille ryhmille, kuten lapsille, vanhuksille tai raskaana oleville naisille. HBM-GV-viitearvoja voidaan käyttää suoraan biomonitorointitietojen tulkintaan, esim. arvioimaan sitä, onko väestötason altistuminen hyväksyttävällä tasolla tai tunnistamaan eniten altistuvat ryhmät (Apel ym. 2020). Ulkoiisiin saantiarvioihin perustuvaan riskinarviointiin verrattuna biomonitoroinnista saadaan tarkempaa tietoa ympäristökemikaalien riskinarviointiin (Govarts ym. 2023; Louro ym. 2019). HBM4EU-

projekti on jo päättynyt, mutta kemikaalien riskinarviointia jatketaan uudessa EU:n laajuisessa kumppanuusohjelmassa (PARC, European Partnership for the Assessment of Risk from Chemicals; <https://www.eu-parc.eu/>).

3.3 Kemikaaliseosten riskinarviointi

Kemikaaliseosten riskinarviointia ei edellytetä EU-lainsäädännössä joitain verraten yksinkertaisia poikkeustapauksia lukuun ottamatta. Esimerkiksi kasvinsuojeluaineille (EY N:o 1107/2009), kosmeettisille valmisteille (EY N:o 1223/2009) ja lääkkeille (2001/83/EY) suoritettavat arvioinnit perustuvat tuotteiden tunnettujen ainesosien ominaisuuksiin. Myös työturvallisuuden (98/24/EY) sekä vesiputedirektiivin (2000/60/EY) ja vesipolitiikan prioriteettiaineiden (2013/39/EU) yhteydessä on sääntelyä ympäristön kemikaaliseosten riskien arviointiin liittyen. Viittaukset seosten arviointiin lainsäädännössä ovat kuitenkin useimmissa tapauksissa epämääräisiä ja yleisiä ja yksityiskohtaiset määräykset tai ohjeet suoritettavasta arvioinnista puuttuvat. Lisäksi tahattomat, eri lähteistä peräisin olevat seokset ovat harvoin minkään sääntelyn arvioinnin piirissä, paitsi tapauskohtaisesti.

Solu- ja eläinkokeissa on osoitettu jo kauan sitten, että seoksilla voi olla selviä haittavaikutuksia, vaikka seosten yksittäisten kemikaalien pitoisuudet olisivatkin haitattomaksi tiedetyllä tasolla. Vasta aivan viime aikoina on saatu vastaavia tuloksia liittyen ihmisten seosaltistukseen. Esimerkkeinä lasten neurologinen kehitys epidemiologian ja eläin/solukokeet yhdistävässä tutkimuksessa (Caporale ym. 2022) sekä miesten lisääntymisterveys ihmisten altistustiedot ja eläinkokeet yhdistävässä tutkimuksessa (Kortenkamp ym. 2022). Näiden tulosten siirtäminen rajoituksilla lainsäädäntöön on kuitenkin vaikeaa yhdisteiden, niiden lähteiden ja niitä säätelevän sektorilainsäädännön heterogeenisuudesta johtuen.

Kemikaaliseosten riskinhallinta on hankalaa, koska esimerkiksi elintarvikkeisiin päätyneet haitta-aineet voivat olla peräisin mm. ilmalaskeumasta, valumasta, lannoitteista, torjunta-aineista ja valmistusprosesseista. EU-tasolla on tiedostettu jo pitkään, että yhden aineen riskinhallinta vähentää kokonaisriskiä, mutta ei takaa suojaa seosvaikutuksilta. Koska kaikki mahdolliset altistumistilanteet huomioivaa tieteellisesti perusteltua lainsäädäntöä on mahdotonta rakentaa, on pyritty löytämään ratkaisuja, jotka vähentäisivät useimpien altistumistilanteiden oletettua seosriskiä hyväksyttävälle tasolle. Eniten on ollut esillä ns. Mixture Assessment Factor (MAF) eli ylimääräinen turvallisuuskerroin, jota voidaan soveltaa yksittäisten kemikaalien riskinarvioinnissa ja jonka ajatellaan yleisesti kattavan seosaltistumisen ilman eri altistumistilanteiden tapauskohtaista arviointia. MAF:n mahdollisesta käytöstä riskinarvioinnissa on

keskusteltu jo pitkään, mutta sitä ei ole toistaiseksi sovellettu EU-tasolla. Sen käyttöön liittyy monia tieteellisiä ongelmia: MAF:n olisi otettava huomioon eri altistumistilanteissa tuntemattomien yhdisteiden tuntematon toksisuus, kunkin altistumisympäristön ominaispiirteet, ihmisten erilainen herkkyys, päästöjen dynamiikka, yhdisteiden muuttuminen jne. Tästä syystä kaikki tapaukset kattavan yleisen MAF:n asettaminen on suurten tietoukkujen takia erittäin kyseenalaista. Myös sen hallinnolliseen käyttöön liittyy monia ongelmia, joita on kuvattu tarkemmin Ympäristö ja Terveys-lehden seosriskejä käsittelevässä katsauksessa (Rantakokko ym. 2023). Toukokuussa 2022 alkaneen 7-vuotisen EU:n kemikaalien riskinarvioinnin kumppanuusohjelman (PARC) työpaketissa 6 keskitytään seosten riskinarvioinnin ja -hallinnan kehittämiseen ja optimointiin Euroopassa. Työhön kuuluu systemaattinen analyysi eri hallinnonalojen seosriskien arvioinnin keinojen käytännöllisyydestä, sovellettavuudesta, tehokkuudesta, suojan tasosta ja niiden yhdistämisen mahdollisuudesta sekä lopuksi näiden vertailu MAF:n käyttöön eri altistumisskenaarioissa.

4 Bromatut palonsuoja-aineet (BFR)

Bromatut palonsuoja-aineet (BFR) ovat laaja ja heterogeeninen aineryhmä teollisesti valmistettuja kemikaaleja, joita on käytetty 1970-luvulta alkaen maailmanlaajuisesti mm. kestumuovien ja muiden polymeerien sekä tekstiilien palonsuojaukseen. Tärkeimpiä tuoteryhmiä, joissa bromattuja yhdisteitä käytetään, ovat sähkö- ja elektroniikkalaitteet (kodinkoneet, tietokoneet, televisiot, valaisimet, pienelektroniikka), sisustustekstiilit, huonekalut ja rakennusmateriaalit (mm. polystyreenieristeet). Suomessa ei ole BFR-aineiden tuotantoa, mutta aineita tuodaan maahan kemikaalina teollisuuden tarpeisiin sekä valmiissa tuotteissa kuluttajamarkkinoille. Kaikkiaan BFR-ryhmään kuuluu satoja eri yhdisteitä.

BFR-yhdisteiden toiminta perustuu bromin kykyyn sitoa palossa syntyviä vapaita radikaaleja ja siten estää palon syttymistä ja leviämistä. BFR-aineet voivat olla joko kemiallisesti sidottuja polymeerirakenteeseen tai sekoitettuna tuotteisiin ilman kemiallista sidosta. Useat BFR-aineet ovat kemiallisesti hyvin stabiileja, rasvaliukoisia ja biokertyviä.

Perinteisiä suurina volyymeina tuotettuja BFR-aineita ovat polybromatut difenyylietterit (PBDE-yhdisteet), heksabromisyklododekaanit (HBDCD-yhdisteet) ja tetrabromibisfenoli A (TBBPA) (Kemmlen ym. 2009). Näihin yhdisteisiin liittyy ympäristö- ja terveysriskejä, minkä vuoksi niiden markkinoille saattamista ja käyttöä on rajoitettu 2000-luvulla EU:ssa REACH- ja POP-asetuksilla ja globaalisti Tukholman yleissopimuksella. Rajoituksia on asetettu erityisesti PBDE- ja HBDCD-yhdisteille. Perinteisiin BFR-aineisiin kohdistuvien rajoitusten myötä markkinoille on tullut uusia BFR-aineita, joita ovat mm. bromatut bentsoe- ja ftaalihappoesterit, sykloheksaanit ja bromatut bentseenit. Uusiin BFR-aineisiin liittyvät ympäristö- ja terveysriskit tunnetaan vielä huonosti (Zuiderveen ym. 2020). ECHA on julkaissut maaliskuussa 2023 palonsuoja-aineita koskevan sääntelystrategiansa, jossa aromaattiset bromatut palonestoaineet ovat ehdolla EU:n laajuisen rajoituksen (ECHA 2023a). Rajoituksen soveltamisalan on suunniteltu kattavan kaikki aromaattiset bromatut palonestoaineet, joiden on vahvistettu tai vahvistetaan olevan hitaasti hajoavia, biokertyviä ja myrkyllisiä (PBT) tai erittäin hitaasti hajoavia ja erittäin biokertyviä (vPvB) yhdenmukaistetulla luokittelulla tai erityistä huolta aiheuttaviksi aineiksi (SVHC) tunnistamisella.

4.1 Altistuminen

Ihminen altistuu BFR-aineille ravinnon, huonepölyn, sisäilman ja vähäisessä määrin myös ulkoilman välityksellä (Fromme ym. 2016). Fromme ym. (2016) tarkastelevat

katsausartikkelissaan perusväestön altistumista BFR-aineille eri maissa ja eri ikäryhmissä (vastasyntyneet, taaperot, aikuiset). Kootusta aineistosta on nähtävissä, että altistumistasoissa ja tyypillisissä altistumisreiteissä on joidenkin BFR-yhdisteiden kohdalla suuria eroja paitsi eri maiden myös eri ikäryhmien välillä. Tyypillisesti ravinto muodostaa suurimman osuuden kokonaissaannista. Elintarvikkeista eläinrasvat ja rasvainen kala muodostavat merkittävimmät lähteet (Suomi 2021). Ravinnon jälkeen toiseksi merkittävin altistumisreitti on huonepöly ja kolmanneksi sisäilma. Pienillä lapsilla huonepölyn osuus kokonaisaltistumisesta on korostunut.

Pitoisuustasot sisäilmassa ja huonepölyssä

Suomessa ei ole raportoitu sisäilmasta tehtyjä palonsuoja-aineiden mittauksia, eikä tutkimustietoa löydy paljon muualtakaan. Erityisesti uusien BFR-yhdisteiden pitoisuuksista sisäilmassa tarvitaan lisää tietoa (Zuiderveen ym. 2020). Ruotsalaisessa tutkimuksessa kahdeksan mitatun uuden BFR-yhdisteen pitoisuudet olivat korkeampia sisäilmassa kuin ulkoilmassa (Newton ym. 2015). Mielenkiintoisena yksityiskohtana mm. heksabromibentseenin pitoisuuden on havaittu nousevan korkeaksi sisäilmassa siinä vaiheessa, kun tietokoneita käynnistetään ja käytetään (Vojta ym. 2017).

Taulukkoon 3 on koottu suomalaisista asunnoista (lasten makuuhuoneet) vuosina 2014–2015 kerätyistä pölynäytteistä mitattuja BFR-aineiden pitoisuuksia (Rantakokko ym. 2019). Tutkimuksessa mitatuista pölypitoisuuksista oli laskettu lasten altistumista pölyä nielemällä ja hengittämällä sekä ihon läpi verenkiertoon tapahtuvan siirtymisen kautta, ja verrattu näin laskettua altistumista kirjallisuudesta löytyneisiin terveysperusteisiin päiväsaannin viitearvoihin. Tutkimuksessa arvioitiin, että pölyn nieleminen oli merkittävin altistumisreitti suuren molekyyliainon omaaville yhdisteille, kun taas hengittäminen oli tärkeä altistumisreitti haihtuville yhdisteille kuten PBB:lle. Lasten altistumisella ihon kautta ei arvioitu olevan merkitystä. Suomalaisista asunnoista kerätyistä pölynäytteistä mitatut pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin ruotsalaisessa tutkimuksessa raportoidut tulokset (Sahlström ym. 2015). Eurooppalaisissa tutkimuksissa on havaittu, että PBDE-pitoisuudet pölynäytteissä ovat pienentyneet 2000-luvun alusta lähtien (de la Torre ym. 2020).

Taulukko 3. Suomalaisista asunnoista vuosina 2014–2015 kerätyistä pölynäytteistä (n = 40) mitattujen BFR-aineiden mediaani- ja maksimipitoisuudet (Rantakokko ym. 2019). Määritykset oli tehty pölynäytteistä, jotka oli imuroitu lasten makuuhuoneiden lattioilta 40 kodista Kuopion alueelta.

Altiste	LOQ (ng/g)	% ≥ LOQ	Md (ng/g)	Max (ng/g)	Laskennallinen altistuminen (pg/kg/päivä)*	Viitearvo (pg/kg/päivä)#
BDE-47	0,1	100	12	1880	65	1,0 x 10 ⁵
BDE-99	0,2	100	20	6720	90	1,0 x 10 ⁵
BDE-100	0,2	100	3,3	1200	15	-
BDE-153	0,2	100	2,4	1880	10	2,0 x 10 ⁵
BDE-209	0,7	100	41	6180	1780	7,0 x 10 ⁶
BTBPE	0,2	100	1,4	28	6,2	2,4 x 10 ⁸
BEH-TEBP	1,1	100	106	1930	467	3,7 x 10 ⁸
EH-TBB	1,2	95	5,5	33	25	2,0 x 10 ⁷
DBDPE	1,8	100	119	1990	516	3,3 x 10 ⁸
PBB	0,05	100	0,2	1,6	4,6	-

* Pölyn mediaanipitoisuudesta laskettu lasten päiväsaannin laskennallinen arvio, jossa huomioitu nielemällä, hengittämällä ja ihon kautta tapahtuva altistuminen

Terveysperusteiset päiväsaannin viitearvot on saatu PBDE-yhdisteille US-EPA:lta ja muille BFR-yhdisteille erillisistä tutkimuksista, jotka on koostettu artikkelin Rantakokko ym. (2019) lisätiedoissa

Pitoisuustasot biomonitorointinäytteissä

Biomonitorointitietoa suomalaisten altistumisesta löytyy vain kolmesta PBDE-yhdisteestä, joita on mitattu vuosina 1980 ja 2001 kerätyistä lasten ja nuorten seeruminäytteistä osana Turun yliopiston vetämää Laseri-tutkimusta (The Cardiovascular Risk in Young Finns Study, youngfinnsstudy.utu.fi). Taulukossa 4 on esitetty vuonna 2001 kerätyistä näytteistä mitattuja PBDE-yhdisteiden pitoisuuksia. Mitatuista pitoisuuksista ei voida eritellä, mikä on ravinnon ja sisäympäristön osuus altistumisesta.

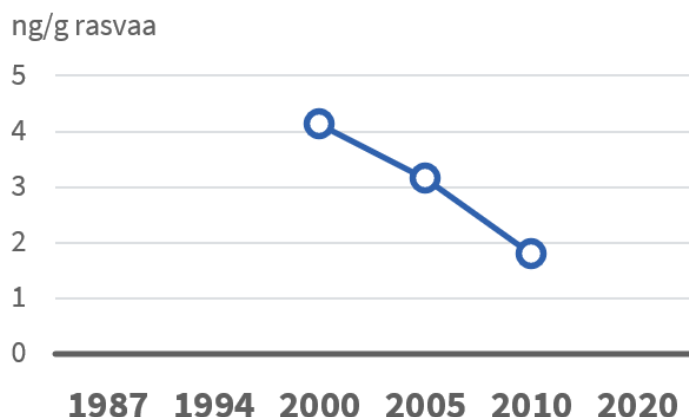
Taulukko 4. Laseri2001-tutkimuksessa suomalaisten lasten ja nuorten vuonna 2001 kerätyistä seeruminäytteistä (n=1277) mitatut kolmen PBDE-yhdisteen mediaani- ja P95-pitoisuudet. Lupa tutkimustulosten julkaisuun on saatu Laseri-tutkimuksen johtajalta.

Altiste	LOQ	% ≥ LOQ	Md (pg/ml)	P95 (pg/ml)
BDE-47	5	66	7,8	61,9
BDE-99	5	15	<LOQ	13,8
BDE-153	5	36	<LOQ	14,3

Eurooppalaisissa biomonitorointitutkimuksissa lasten näytteistä on löydetty aikuisiin verrattuna suurempia BFR-pitoisuuksia (Sahlström ym. 2014; van der Schyff ym. 2023). Syynä tähän on se, että lapset hengittävät enemmän BFR-aineita sisältävää pölyä ja altistuvat myös äidinmaidon kautta. Ruotsalaisessa äiti-lapsi-kohortissa, jossa mitattiin seerumin PBDE-pitoisuuksia 24 äidiltä ja heidän lapsiltaan, BDE-153 oli äideillä yleisimmin esiintyvä PBDE-yhdiste, kun taas lapsilla BDE-209:ä löytyi eniten. BDE-47:n tasot olivat lapsilla merkittävästi korkeampia kuin äideillä (Sahlström ym. 2014). Suuremmissa ruotsalaisissa väestötutkimuksissa BDE-153:n ja BDE-209:n pitoisuudet seerumissa olivat korkeimpia kaikista tutkituista BFR-yhdisteistä, mutta niidenkin kohdalla turvamarginaalit haitallisiksi arvioituihin pitoisuuksiin olivat suuria (Bjeremo ym. 2017).

Ruotsissa äidinmaidosta tehdyssä seurannassa PBDE-pitoisuudet (BDE-47, BDE-99 ja BDE-100) ovat pienentyneet vuodesta 1996 lähtien, mikä johtunee näille yhdisteille asetetuista rajoituksista (Lignell ym. 2015). Klooratuissa palonsuoja-aineissa vastaavaa vähenemistä ei ole nähty. BDE-153 lisääntyi vuosien 1996–2004 aikana, mutta myöhemmin senkin pitoisuudessa on ollut vähenevä trendi. Vuoteen 2019 ulottuneessa ruotsalaisessa jatkoseurannassa PBDE-yhdisteiden pitoisuudet äidinmaidossa laskivat edelleen (Kallerman ym. 2021). Aikatrendi ei ole ollut lineaarinen, vaan seurannan alkuvuosina väheneminen oli hidasta ja joissakin yhdisteissä oli jopa pieni nousu 2000-luvun tienoilla, mutta viimeisen vuosikymmenen aikana pitoisuuksien lasku on ollut nopeaa (Gyllenhammar ym. 2017b). BFR-yhdisteiden seuranta on Ruotsissa tehty myös seerumista, koska vähemmän rasvaliukoiset BFR-yhdisteet, kuten BDE-209, eivät siirry helposti verestä äidinmaitoon. Sama laskeva trendi on nähtävissä myös seeruminäytteistä tehdyissä mittauksissa (Ålander ym. 2019).

Suomessa on seurattu PBDE-pitoisuuksia äidinmaidosta vuosina 2000, 2005 ja 2010 kerätyistä näytteistä, ja uusin näytteidenkeräys on käynnistynyt vuonna 2022. Tutkimuksessa on havaittu laskeva trendi vuodesta 2000 alkaen (kuva 2; THL 2023).



Kuva 2. PBDE-yhdisteiden mediaanipitoisuudet äidinmaidossa vuosina 2000, 2005 ja 2010 kerätyissä näytteissä. Mediaanipitoisuudet edustavat PBDE-kongeneerien 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154 ja 183 summaa (<https://thl.fi/fi/tutkimus-ja-kehittaminen/tutkimukset-ja-hankkeet/ymparistomyrkyt-aidinmaidossa-who2020-/aidinmaidon-ymparistomyrkyt>).

Ammatteihin liittyvä altistuminen

Kielletyille BFR-aineille (PBDE-, HBCD-yhdisteet, polybromatut bifenyylit ja TBBPA) voi edelleen altistua työperäisesti käyttöikänsä päähän tulleiden kuluttajatuotteiden sekä rakennusmateriaalien jätteenkäsittelyssä sekä kierrätyksessä. Käytössä oleville BFR-aineille, joita kutsutaan usein 'uusiksi BFR-aineiksi' (novel brominated flame retardants, NBRs; esim. BEH-TEBP, BTBPE, DBDPE, EH-TBB), voi altistua esim. elektroniikkajätteen käsittelyssä, rakennusalalla, tietokoneiden korjauksessa ja mattojen asennuksessa (Melymuk ym. 2022).

4.2 Terveysriskit

Perusväestö

Suomalaisista asunnoista kerättyjen pölynäytteiden BFR-pitoisuuksista voi todeta, että pölyn kautta tapahtuvasta altistumisesta ei aiheudu riskiä edes eniten altistuvalla ryhmällä eli pienille lapsille. Altistumisen turvamarginaalit (MOE, margin of exposure) pölypitoisuuksista lasketun altistumisen ja Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviranomaisen (USEPA) mahdollisesti haitalliseksi arvioiman altistumisen viitearvon välillä olivat tuhannesta ylöspäin aina useisiin tuhansiin (Rantakokko ym. 2019; USEPA 2008a; 2008b; 2008c; 2008d).

Altistumisen kannalta tärkeimmät PBDE-kongeneerit ovat BDE-47, -99 ja -153 (Wu ym. 2020b). EFSA on mallintanut hermoston kehitykseen liittyvän annos-vastesuhteen PBDE-kongeneereille 47, 99, 153 ja 209. Tietojen puutteellisuuden takia EFSA ei asettanut biomonitorointiin liittyviä raja-arvoja vaan päätyi arvioimaan riskiä MOE:n avulla (EFSA 2011). EFSA:n arvion mukaan erityisesti BDE-99:n saanti ravinnosta aiheuttaa huolta. Ruotsalaisessa väestön biomonitorointitutkimuksessa, jossa arvioitiin PBDE-yhdisteiden kokonaiskuormaa EFSA:n käyttämällä riskinarviointitavalla, BDE-99:n MOE arvioitiin pienimmäksi kaikista tutkimuksessa mitatuista PBDE-yhdisteistä (Bjerno ym. 2017). Sen MOE 7,5 oli kuitenkin selvästi EFSA:n MOE-rajan 2,5 turvallisella puolella mahdollisten terveyshaittojen suhteen. BDE-47:n ja BDE-153:n turvamarginaalit olivat selvästi suurempia. Turvamarginaalien odotetaan tulevaisuudessa entisestään kasvavan, koska PBDE-pitoisuudet seerumissa ja äidinmaidossa ovat pienenevässä Ruotsissa ja saannin ravinnon kautta arvioidaan pienenevän niin Ruotsissa kuin Norjassa (Darnerud ym. 2015; Marquès ym. 2022). Suomalaisessa äidinmaitotutkimuksessa PBDE-yhdisteiden kokonaispitoisuudessa on nähtävissä selvä laskeva trendi (THL 2023), mikä yhdessä pöly- ja seeruminäytteistä saatujen tulosten kanssa vahvistaa sitä käsitystä, että BFR-yhdisteistä ei aiheudu huolta suomalaisten terveydelle.

Terveysvaikutukset suurella altistumisella

Eläinkokeissa suurille PBDE-pitoisuuksille altistumisen on havaittu vaikuttavan hermostoon, maksaan ja muihin elimiin. Nämä yhdisteet voivat häiritä hormonitoimintaa, kuten kilpirauhashormonien tasapainoa, mutta myös lisääntymisterveyteen kohdistuvia sekä karsinogeenisiä vaikutuksia on havaittu (Dorman ym. 2018; EFSA 2011 ja 2012a; Ermler ja Kortenkamp 2022; Wu ym. 2020b). EFSA:n PBDE-yhdisteisiin keskittyvässä riskinarvioinnissa vaikutukset hiirten hermoston kehittymiseen valittiin kriittiseksi vaikutukseksi (EFSA 2011). Myös ihmisillä altistumisen suurille BFR-pitoisuuksille ennen syntymää ja lapsuuden aikana epäillään herkimmin vaikuttavan hermostoon.

Epidemiologisista tutkimuksista on lisäksi saatu viitteitä siitä, että PBDE-yhdisteillä voisi olla yhteyttä miesten siemennesteen laadun heikkenemiseen. Etelä-Kiinassa, jossa sisäilman pölyssä esiintyy erittäin korkeita PBDE-pitoisuuksia elektroniikkajätteen säilytysalueilla, on PBDE-yhdisteillä havaittu yhteys siemennesteen laadun heikkenemiseen (Yu ym. 2018). Seerumista ja siemennesteestä mitattujen PBDE-yhdisteiden, erityisesti BDE-99:n, BDE-154:n, BDE-153:n ja PBDE-yhdisteiden pitoisuuksien summan, havaittiin korreloivan sisäilman pölyn pitoisuuksien kanssa ja olevan yhteydessä siemennesteen laadun lisäksi sukupuoli- ja kilpirauhashormoneihin (Yu ym. 2019).

PBDE-yhdisteiden seosvaikutuksia ei tunneta kunnolla. Soluviljelymalleilla tehdyistä kokeista on kuitenkin saatu näyttöä siitä, että PBDE-yhdisteet voivat olla osallisena antiandrogenisiin seosvaikutuksiin ja siten häiritä miesten lisääntymiskyvyn normaalia kehittymistä yhdessä muiden antiandrogenisten ympäristökemikaalien kanssa (Ermler ja Kortenkamp 2022). PBDE- ja PFAS-yhdisteiden seosten on havaittu vaikuttavan vastasyntyneiden telomeerien pituuksiin, mutta näissä seoksissa PFAS-yhdisteillä on ollut suurempi rooli (Eick ym. 2021).

Uusien BFR-yhdisteiden aiheuttamaa toksisuutta tunnetaan vielä huonosti, eikä niiden riskejä ole voitu arvioida tutkimustiedon puuttumisen takia (EFSA 2012b). Erityisesti tietoa kaivataan EH-TBB:sta, BEH-TEBP:sta, BTBPE:sta ja DBDPE:sta, jotka ovat eniten käytettyjä. Niitä on löydetty sisäilman pölynäytteistä, ja Ruotsissa tehtyjen tutkimusten mukaan niiden pitoisuudet sisäilmassa ovat huomattavasti korkeampia kuin ulkoilmassa (Newton ym. 2015; Wong ym. 2018; Zuiderveen ym. 2020). Alustavat tutkimusraportit tukevat käsitystä, että nämä uudet BFR-yhdisteet eivät ole turvallisempia kuin perinteiset BFR-aineet. Suurina pitoisuuksina niiden epäillään toimivan hormonihäirikköinä, ja BTBPE:n epäillään olevan lisäksi karsinogeeninen ja mutageeninen (Zuiderveen ym. 2020). Suomalaisen väestön seeruminäytteistä uusia BFR-yhdisteitä ei ole vielä mitattu.

5 Per- ja polyfluoratut alkyyliryhmä yhdisteet (PFAS)

Per- ja polyfluoratut alkyyliryhmä yhdisteet (PFAS) ovat laaja aineryhmä teollisesti valmistettuja kemikaaleja, joita käytetään erityisesti niiden liian-, veden- ja rasvan hyljintäominaisuuksien vuoksi laajasti monilla teollisuuden aloilla ja pintakäsittelyaineina erilaisissa kuluttajatuotteissa. PFAS-aineiden teollinen tuotanto alkoi 1940–1950-lukujen taitteessa, minkä jälkeen niiden käyttö on lisääntynyt ja laajentunut uusien yhdisteiden kehittämisen ja lukuisten käyttötarkoitusten ja -kohteiden myötä. Määritelmästä riippuen PFAS-yhdisteitä arvioidaan olevan tuhansia tai jopa miljoonia (Uhl ym. 2022) ja niiden erilaisia käyttötarkoituksia yli 200 (Glüge ym. 2020). PFAS-aineiden tuotantomäärien ja päästöjen maailmanlaajuisesta kehityksestä on arvioitu OECD:n raportissa vuodelta 2015 (OECD 2015).

PFAS-aineet koostuvat hiilivetyketjusta, jossa kaikki tai osa hiileen sitoutuneista vedyistä on korvattu fluorilla. PFAS-ryhmään kuuluu lukuisia alaryhmiä, joista tunnetuimpia ovat perfluorialkyyliryhmä (PFAA) sekä niihin lukeutuvat perfluorikarboksyyliryhmä (PFCA) ja perfluorisulfonyliryhmä (PFSA). Kemiallisen rakenteen lisäksi PFAS-aineet voidaan ryhmitellä mm. hiiliketjun pituuden mukaan siten, että lyhytketjuisiksi luetaan yleensä ≤ 7 hiiltä sisältävät yhdisteet ja pitkäketjuisiksi vastaavasti ≥ 8 hiiltä sisältävät yhdisteet. PFCA-yhdisteistä tunnetuimpia ovat perfluoriooktaanihappo (PFOA) ja perfluorinonaanihappo (PFNA). PFSA-yhdisteistä tunnetuimpia ovat perfluoriooktaanisulfonyliryhmä (PFOS) ja perfluorihexaanisulfonyliryhmä (PFHxS). Muita PFAS-ryhmiä ovat mm. fluoritelomeerialkoholit (FTOH), polyfluoratut fosforihapon esterit (PAP) ja diesterit (diPAP) sekä fluoripolymeerit kuten polytetrafluorietyyleeni (PTFE). OECD:n tuoreessa julkaisussa on esitelty tarkemmin PFAS-aineiden luokittelua ja termistöä (OECD 2021).

PFAS-aineissa oleva hiili-fluorisidos on erittäin vahva, mistä johtuen yhdisteet ovat kemiallisesti erittäin stabiileja. PFAS-yhdisteet hylkivät sekä vettä että rasvaa ja kestävät hyvin lämpöä. Ne ovat muiden halogenoitujen SVOC-yhdisteiden tavoin pysyviä ympäristössä ja osa niistä voi kertyä ravintoketjussa. Jotkin PFAS-aineet eivät hajoa lainkaan, ja jotkin voivat hajota hitaasti toisiksi PFAS-aineiksi, esim. FTOH-yhdisteet ja PAP-yhdisteet voivat hajotessaan synnyttää PFAA-yhdisteitä (Lohmann ym. 2020). PFAS-aineiden haihtuvuusominaisuuksissa on eroja. Esimerkiksi FTOH-yhdisteet ovat helposti haihtuvia, ja ne voivat kulkeutua ilmakehässä pitkiä matkoja (Lohmann ym. 2020).

Tuoteryhmiä, joissa PFAS-aineita käytetään yleisesti, ovat mm. sisustustekstiilit (matot, verhoilukankaat ja -täytteet, verhot), nahkatuotteet (vaatteet, kengät, laukut ym.) ja tekniset vaatteet (urheilu-, ulkoilu- ja työvaatteet). Näistä tuoteryhmistä käytetään

yhteisnimitystä TULAC (Textiles, Upholstery, Leather, Apparel, Carpets). EU:ssa arvioidaan käytettävän vuosittain 45 000–80 000 tonnia PFAS-aineita pintakäsittelyaineina TULAC-tuotteissa (European Commission – DG Environment 2019).

TULAC-tuotteiden lisäksi PFAS-aineita käytetään tai on käytetty laajasti mm. sammutusvaahdoissa, pakkausten ja keittoastioiden (mm. paistinpannut) tarttumattomissa pinnoitteissa, puolijohteissa, elektroniikkalaitteissa, lattiavahoissa, maaleissa, lakoissa, voiteluaineissa, kosmetiikassa, hygianiatuotteissa, lääkinnällisissä tarvikkeissa ja laitteissa, kumi- ja muovituotteissa, valokuvapapereissa, suksivoiteissa, metallien pinnoituksessa ja lentokoneiden hydraulikkaneesteissä (Glüge ym. 2020). Suomessa ei ole PFAS-aineiden tuotantoa, mutta aineita tuodaan maahan kemikaalina teollisuuden tarpeisiin sekä valmiina tuotteina kuluttajamarkkinoille. Pohjoismaissa PFAS-aineiden suurimmat käyttöalueet ovat kumin- ja muovintuotanto, elektroniikkateollisuus, pinnoitteet ja maalit sekä voiteluaineet (Glüge ym. 2020). Tuoreessa yhteispohjoismaisessa tutkimuksessa selvitettiin erilaisten kemikaalituotteiden ja esineiden, kuten suksivoiteiden, mattojen, ulkoiluvaatteiden, kenkien ja sammutusvaahtojen PFAS-pitoisuuksia (Talasniemi ym. 2022). Iso osa tutkituista tuotteista sisälsi PFAS-aineita, ja osassa tuotteita pitoisuudet ylittivät sallitut pitoisuusrajat.

Pitkäketjuisten PFAA-yhdisteiden, erityisesti PFOS:n ja PFOA:n, ympäristö- ja terveysriskejä on tutkittu 1990-luvun lopulta alkaen. Tällöin selvisi, että PFAA-yhdisteitä on maailmanlaajuisesti levinnyt ympäristöön ja kertynyt eliöihin, ja sittemmin tietoa myös muiden PFAS-aineiden kertymisestä ympäristöön on saatu paljon (Mehtonen ym. 2016). Fluorokemikaalien suuri tuottaja 3M lopetti PFOS:n ja sen johdannaisten valmistuksen vapaaehtoisesti vuosina 2000–2002. Lainsäädännön ja kansainvälisten sopimusten perusteella PFOS:n käyttöä ja valmistusta on rajoitettu EU:ssa vuodesta 2006 ja globaalisti vuodesta 2009. PFOA:n ja sen johdannaisten valmistusta ja käyttöä on rajoitettu EU:ssa vuodesta 2017 ja globaalisti vuodesta 2020. Viime vuosina EU:ssa on valmisteltu rajoituksia aktiivisesti myös muille PFAS-yhdisteille, kuten pitkäketjuisille (C9–C14) PFCA-yhdisteille sekä PFHxS:lle ja sen johdannaisille. Saksa, Alankomaat, Norja, Ruotsi ja Tanska ovat valmistelleet ehdotuksen, jolla rajoitettaisiin PFAS-aineryhmän valmistusta, markkinoille saattamista ja käyttöä erittäin laajasti (ECHA 2023b). Rajoitusehdotus koskee arviolta 10 000 yhdistettä. Rajoitusehdotuksesta löytyy myös koonti tällä hetkellä voimassa olevista rajoituksista (ECHA 2023b).

5.1 Altistuminen

Ihminen altistuu PFAS-yhdisteille ravinnon, juomaveden, sisäympäristön ja kulutustuotteiden kautta. Merkittävin lähde on ravinto, erityisesti kala, kananmuna ja hedelmät (EFSA 2020b). Tuoreessa tutkimuksessa on mitattu PFAS-aineiden pitoisuuksia Itämerestä ja Suomen järvistä pyydetyissä kaloissa (Kumar ym. 2022). Ravinnon ohella juomaveden kautta tapahtuvan altistumisen arvioidaan olevan merkittävää paikallisten kuormituslähteiden alueilla, kuten fluorikemian teollisuuden, paloharjoitusalueiden, lentokenttien ja kaatopaikkojen läheisyydessä (De Silva ym. 2021; Domingo ja Nadal 2019; Kurwadkar ym. 2022). Esimerkiksi Ruotsista on raportoitu useita tapauksia, joissa vedenottamon käyttämän pohja- tai pintavesivarannon on todettu kontaminoituneen PFAS-aineilla, mikä on näkynyt kohonneina PFAS-pitoisuuksina alueen väestön biomonitorointinäytteissä (Andersson ym. 2019; Banzhaf ym. 2017). Suomessa PFAS-yhdisteiden esiintymisestä juomavedessä on vasta vähän tietoa. Vuosina 2014–2015 Suomessa tehdyssä selvityksessä vesilaitosten talousvesinäytteistä (82 näytettä) mitattiin pieniä määriä PFAS-aineita (Juvonen 2018). Yleisimmin talousvesinäytteistä määritysrajan ylittävinä pitoisuuksina havaitut PFAS-yhdisteet olivat PFOS (40 %), PFOA (34%), PFHxS (29%) ja PFBS (28 %), ja maksimipitoisuudet korkeimmillaan 3–5 ng/l. Samassa selvityksessä paloharjoitusalueiden läheisyydestä pohjavedestä otetuissa näytteissä (25 näytettä) esiintyi yleisesti lukuisia PFAS-aineita, ja joidenkin yhdisteiden (PFHxA, PFHxS, PFBS) maksimipitoisuudet olivat huomattavan korkeita, jopa 15 800–26 100 ng/l. Euroopan parlamentin ja neuvoston uuden juomavesidirektiivin 2020/2184 myötä Suomessa vuoden 2023 alussa voimaan tulleeseen uuteen talousvesiasetukseen tuli PFAS-aineiden pitoisuuksia koskevia laatuvaatimuksia. Asetuksessa on nyt määritelty 20 PFAS-aineen summapitoisuuden enimmäisarvoksi 0,1 µg/l (= 100 ng/l). Koska EFSA:n vuonna 2020 laatimassa riskinarvioinnissa määrittelemä neljän PFAS-yhdisteen (PFOS, PFOA, PFNA ja PFHxS) summan (ΣPFAS4) siedettävä viikkosaanti (4,4 ng/kg/viikko) on hyvin matala suhteessa talousvesiasetuksen suurimpaan sallittuun summapitoisuuteen, jotkin maat ovat asettaneet omia raja-arvoja talousveden ΣPFAS4-pitoisuudelle. Tanskan ympäristöministeriö asetti vuonna 2021 ΣPFAS4 raja-arvoksi 2 ng/l (Miljøministeriet 2021) ja Ruotsin elintarvikevirasto on 2022 ehdottanut talousveden ΣPFAS4 raja-arvoksi 4 ng/l (Livsmedelsverket 2022).

Pitoisuustasot sisäilmassa ja huonepölyssä

Ravinnon ohella PFAS-yhdisteille altistutaan merkittävässä määrin myös huonepölyn kautta (Gustafsson ym. 2022). Ruotsissa tehdyn tutkimuksen mukaan pienet lapset altistuvat PFAS-yhdisteille runsaasti pölyn nielemisen kautta (Gustafsson ym. 2022).

Amerikkalaisen tutkimuksen mukaan kaksivuotiaan lapsen on arvioitu altistuvan PFOS:lle pölystä (36 %) lähes saman verran kuin ravinnosta (42 %); loppuosa altistuksesta tulee juomavedestä (20 %), ihon kautta (2 %) ja sisä- ja ulkoilman hengittämisestä (< 1 %) (Egeghy ja Lorber 2011). EFSA:n arvion mukaan 1–3-vuotiaiden lasten PFAS-yhdisteiden keskimääräinen saanti on noin kaksinkertainen vanhempiin ikäryhmiin verrattuna (EFSA 2020b).

Taulukkoihin 5 ja 6 on koottu suomalaisista asunnoista vuosina 2014–2015 otetuista pöly- ja sisäilmanäytteistä mitattuja PFAS-aineiden pitoisuuksia (Winkens ym. 2018; Winkens ym. 2017).

Taulukko 5. Suomalaisista asunnoista vuosina 2014–2015 kerätyistä pölynäytteistä (n = 62–63) yleisimmin havaittujen PFAS-yhdisteiden (määritysrajan ylittävien näytteiden osuus ≥ 50 %) mediaani- ja maksimipitoisuudet (Winkens ym. 2018). Määritykset oli tehty pölynäytteistä, jotka oli imuroitu lasten makuuhuoneiden lattioilta 65 kodista Kuopion alueelta. Etuliite "lin" merkitsee lineaarista ja "br" haaroittunutta.

Altiste	LOQ (ng/g)	% ≥ LOQ	Md (ng/g)	Max (ng/g)
lin-PFOS	0,51	51	0,95	10,9
PFHxA	0,82	52	2,33	54,5
lin-PFOA	2,45	76	5,26	82,7
PFNA	0,73	52	1,05	14,8
PFDA	0,51	70	1,58	67,0
PFDODA	0,42	57	0,78	43,7
lin-EtFOSAA	0,05	100	3,00	422
br-EtFOSAA	0,05	86	0,45	95,9
6:2 monoPAP	0,54	87	14,6	369
6:2 diPAP	0,18	100	53,9	1360
6:2/8:2 diPAP	0,56	98	10,6	298
6:2/10:2 diPAP	0,19	97	3,24	154
6:2/12:2 diPAP	0,19	77	1,08	66,4
6:2/14:2 diPAP	1,91	61	5,51	292
8:2 diPAP	0,19	97	3,52	118
8:2/10:2 diPAP	0,19	73	0,88	37,8
8:2/12:2 diPAP	1,91	76	8,05	384
10:2 diPAP	1,91	66	6,56	322

Tukholmalaisista kodeista vuonna 2015 kerätyistä huonepölynäytteistä mitattujen PFAS-yhdisteiden kirjo ja pitoisuustasot (Gustafsson ym. 2022) olivat samansuuntaisia kuin suomalaista kodeista mitatut. Runsaimmin esiintyi polyfluorattu fosforihapon diestereitä (diPAP) ja perfluorioktaanihappoa (PFOA) (Gustafsson ym. 2022).

Sisäilmasta suurimpina pitoisuuksina on mitattu helposti haihtuvia fluoritelomeerialkoholeja (FTOH) ja muita PFAA-yhdisteiden prekursoreita (Winkens ym. 2017, taulukko 6). PFAA-yhdisteiden mediaanipitoisuudet sisäilmassa ovat hyvin pieniä, joitakin pikogrammoja kuutiometrissä ilmaa (taulukko 6).

Taulukko 6. Suomalaisista asunnoista vuosina 2014–2015 kerätyistä sisäilmanäytteistä (n = 57) yleisimmin havaittujen PFAS-yhdisteiden (määritysrajan ylittävien näytteiden osuus ≥ 50 %) mediaani- ja maksimipitoisuudet (Winkens ym. 2017). Näytteet oli kerätty passiivikeräimillä samoista Kuopion alueella sijaitsevien kotien makuuhuoneista kuin taulukossa 5 esitetyt pölynäytteet.

Altiste	LOQ (pg/m ³)	% ≥ LOQ	Md (pg/m ³)	Max (pg/m ³)
br-PFOS	0,22	93	0,67	2,93
lin-PFOS	0,47	88	1,24	5,04
PFHxA	6,03	68	9,03	144
lin-PFOA	4,48	98	15,2	99,8
PFNA	0,57	100	2,41	16,5
PFDA	0,66	100	4,21	29,6
PFUnDA	0,26	98	0,75	8,24
PFDoDA	0,27	96	0,84	5,65
PFTeDA	0,29	63	0,33	1,79
6:2 FTMAC	11,4	58	20,6	13 000
6:2 FTOH	290	98	1310	8060
8:2 FTOH	445	100	3570	13 500
10:2 FTOH	59,4	100	928	8950
EtFOSE	8,08	68	16,9	132
MeFOSE	8,22	95	56,0	394

Pitoisuustasot biomonitorointinäytteissä

PFAS-yhdisteet ovat pysyviä yhdisteitä ja pitkästä puoliintumisajasta johtuen säilyvät veressä kauan. Siten jo yksittäisestä mittauksesta saadaan arvio altistumisen määrästä. Taulukossa 7 on esitetty suomalaisilta aikuisilta mitattuja PFAS-yhdisteiden pitoisuuksia, jotka on määritetty vuonna 2014 kerätyistä seeruminäytteistä. Sekä PFOS:n että PFOA:n mediaanipitoisuudet ylittävät hieman HBM4EU-projektissa käytetyt aikuisten terveysperusteiset HBM-GV-raja-arvot, jotka perustuvat saksalaisen biomonitorointikomission asettamiin terveysperusteisiin raja-arvoihin (HBMCommission 2016; Hölzer ym. 2021). P95- ja P99-arvojen kohdalla ylitykset ovat suurempia. Neljän PFAS-yhdisteen summan mediaanipitoisuus ylittää selvästi EFSA:n asettamasta TWI:sta johdetun summapitoisuuden 6,9 ng/ml, jota käytettiin

terveysperusteisena raja-arvona HBM4EU-projektissa (EFSA 2020b). Summapitoisuuden P95- ja P99-arvot ovat 3–5-kertaisia verrattuna terveysperusteiseen raja-arvoon.

Taulukko 7. Suomalaisten aikuisten seeruminäytteistä (n=613) mitattuja PFAS-yhdisteiden pitoisuuksia (ng/ml). Näytteet oli kerätty vuonna 2014 osana THL:n seurantatutkimusten DILGOM 2014 -tutkimushanketta. Analyysit oli tehty LC-MS/MS-laitteistolla. Tuloksia ei ole aiemmin julkaistu.

Altiste	LOQ	% ≥ LOQ	Md (ng/ml)	P95 (ng/ml)	P99 (ng/ml)	Terv.perusteinen raja-arvo (ng/ml)
PFOS	0,2	100	5,9	16,8	27,9	5 ^a
PFOA	0,2	100	2,2	4,4	5,5	2 ^a
PFNA	0,2	95	0,8	2,4	4,0	
PFHxS	0,2	93	0,8	2,1	3,5	
ΣPFAS4		100	10,0	24,5	36,9	6,9 ^{a, b}

^a HBM4EU-projektissa käytetty terveysperusteinen raja-arvo, HBM-GV (Govarts ym. 2023)

^b Seerumipitoisuus, joka vastaa neljän PFAS-yhdisteen summalle asetettua TWI-arvoa (EFSA 2020b) ja joka on sama kuin HBM-GV (Govarts ym. 2023)

Suomalaisten lasten (26 poikaa ja 28 tyttöä) seeruminäytteistä, jotka oli kerätty Kuopion alueella asuvilta lapsilta 1, 6 ja 10,5 vuoden iässä vuosien 2005–2015 aikana, havaittiin PFOS-, PFOA-, PFNA- ja PFHxS-pitoisuuksien laskevan merkittävästi iän myötä (Taulukko 8; Koponen ym. 2018). Yksivuotiaiden tyttöjen PFOS:n mediaanipitoisuus ylitti kuitenkin terveysperusteisen raja-arvon 5 ng/ml sekä yksi- ja kuusivuotiaiden tyttöjen ja poikien mediaanipitoisuudet PFOA:n terveysperusteisen raja-arvon 2 ng/ml (Hölzer ym. 2021; Koponen ym. 2018). Rintaruokinnan kesto korreloi positiivisesti yksivuotiaiden lasten seerumeiden PFAS-pitoisuuksiin, mikä selittää pienten lasten suurempia PFAS-pitoisuuksia (Koponen ym. 2018). Kun 10,5-vuotiaiden lasten PFOA:n, PFOS:n ja PFHxS:n saantia mallinnettiin, ravinto paljastui ylivoimaisesti suurimmaksi lähteeksi, ja ilman ja pölyn osuudeksi arvioitiin enää alle 2 % päivittäisestä kokonaissaannista (Balk ym. 2019).

Taulukko 8. Suomalaisten lasten (n=54, joista 26 poikaa ja 28 tyttöä) seeruminäytteistä mitatut PFAS-yhdisteiden mediaani- ja maksimipitoisuudet (ng/ml). Näytteet oli kerätty lapsilta 1, 6 ja 10,5 vuoden iässä vuosina 2005–2015 (Koponen ym. 2018).

Altiste	Ikä	Sukupuoli	LOQ (ng/ml)	% ≥ LOQ	Md (ng/ml)	Max (ng/ml)
PFOS	1 v.	poika	0,25–0,35	100	4,6	40
		tyttö	0,23–0,39		6,3	16
	6 v.	poika	0,20–1,0	100	2,1	4,5
		tyttö	0,20–0,42		2,3	3,3
	10,5 v.	poika	0,20	100	1,5	3,4
		tyttö	0,20		1,6	3,4
PFOA	1 v.	poika	0,25–0,35	100	5,6	15
		tyttö	0,25–0,39		7,1	13
	6 v.	poika	0,20–1,0	100	2,8	5,7
		tyttö	0,20–0,42		2,7	3,4
	10,5 v.	poika	0,20	100	0,37	1,2
		tyttö	0,20		1,4	2,1
PFNA	1 v.	poika	0,15–0,21	100	0,69	2,1
		tyttö	0,15–0,23		0,84	1,8
	6 v.	poika	0,20–0,23	98	0,50	1,2
		tyttö	0,20–0,42		0,56	0,90
	10,5 v.	poika	0,20	98	0,37	1,2
		tyttö	0,20		0,35	0,67
PFHxS	1 v.	poika	0,15–0,21	87	0,42	1,5
		tyttö	0,15–0,23		0,49	1,2
	6 v.	poika	0,20–1,0	85	0,40	0,94
		tyttö	0,20–0,42		0,43	0,84
	10,5 v.	poika	0,16	74	0,23	0,56
		tyttö	0,16		0,20	0,37

Systemaattisessa katsauksessa, johon kelpuutettiin edellä mainittu tutkimus Suomesta, kolme tutkimusta USA:sta sekä yhdet tutkimukset Kanadasta, Etelä-Koreasta ja Norjasta, havaittiin, että suomalaisten lasten PFOS- ja PFOA-pitoisuudet ovat keskimäärin muita maita pienempiä (DeLuca ym. 2022; Koponen ym. 2018). Seerumin PFOA:n mediaanipitoisuudet tutkimuksissa vaihtelivat välillä 1,0–4,5 ng/ml, PFOS:n 1,6–11,6 ng/ml, PFNA:n 0,4–2,2 ng/ml ja PFHxS:n 0,2–1,7 ng/ml. Tulosten mallinnus osoitti, että huonepölyn sisältämä PFOA selitti 13 %:n osuuden seerumin PFOA:n pitoisuudesta.

Vastaavat luvut PFOS:lle, PFNA:lle ja PFHxS:lle olivat 3 %, 7 % ja 25 % (DeLuca ym. 2022).

Suomalaisesta väestöstä ei ole saatavilla aikasarjaa PFAS-yhdisteiden pitoisuuksien kehityssuunnista. Ruotsissa on havaittu, että PFOS- ja PFOA-pitoisuudet olivat korkeimmillaan 2000-luvun vaihteessa, minkä jälkeen pitoisuudet ovat kääntyneet laskuun (Axmon ym. 2014; Norén ym. 2021). Aikatrendit ovat yhdenmukaisia aineiden käyttörajoitusten kanssa. Ruotsalaisilta 16–21-vuotiailta nuorilta kerätyistä näytteistä on havaittu, että vuosien 2000–2017 aikana PFOS-pitoisuudet ovat pienentyneet keskimäärin 85 %. Vastaavasti PFOA- ja PFHxS-pitoisuudet ovat vähentyneet 50–70 % (Norén ym. 2021). Pitkaketjuisten perfluorikarboksylihappojen (PFCA) pitoisuudet ovat kuitenkin nousseet tasaisesti (Axmon ym. 2014; Gebbink ym. 2015). Samansuuntainen trendi on havaittu myös Norjassa, jossa PFOS- ja PFOA-pitoisuudet seeruminäytteissä ovat vähentyneet 2000-luvun alun jälkeen, mutta vastaavasti PFNA-, PFDA- ja PFUnDA-pitoisuudet ovat lisääntyneet (Berg ym. 2021; Nøst ym. 2014). Täytyy kuitenkin huomata, että näiden pitkaketjuisten yhdisteiden pitoisuudet ovat edelleen pieniä PFOS- ja PFOA-pitoisuuksiin verrattuna.

Ammatteihin liittyvä altistuminen

PFAS-yhdisteitä tuottavassa ja käytävässä teollisuudessa pitkäaikaisesti työskentelevillä henkilöillä altistuminen saattaa olla perusväestöä suurempaa. Näitä teollisuudenaloja ovat mm. fluorikemian teollisuus, elektroniikkateollisuus, tekstiiliteollisuus sekä muovi- ja kumiteollisuus. Myös sammutusvaahoja käyttävät palomiehet, rakennusalalla työskentelevät, fluoripohjaisia suksivoiteita käyttävät suksihuoltajat ja metallien pintakäsittelijät voivat olla yksittäisiä suuremman PFAS-altistumisen ryhmiä (Santonen ym. 2023a; Uhl ym. 2022).

5.2 Terveysriskit

Perusväestö

PFOS:n ja PFOA:n terveysvaikutuksista löytyy eniten epidemiologista ja toksikologista tutkimustietoa, ja niille onkin voitu asettaa terveysperusteiset raja-arvot (EFSA 2018). Riskinarviointi on lisäksi tehty neljän PFAS-yhdisteen summalle (Σ PFAS4: PFOS, PFOA, PFNA ja PFHxS) (EFSA 2020b), mistä syystä tässä terveysriskinarvioinnissa keskitytään pääasiassa vain näihin PFAS-yhdisteisiin. Suomalaista biomonitorointitietoa väestön altistumisesta näille neljälle PFAS-yhdisteelle on saatavilla, vaikkakin käytettävissä ollut aineisto on jo lähes kymmenen vuotta vanhaa. Siten rajoitustoimien aikaansaama mahdollinen altistumisen pieneneminen ei siinä ole vielä näkyvillä. Suomalaisten lasten

altistumisesta on kuitenkin lähiaikoina tulossa uutta pitoisuustietoa, mutta tulokset eivät ehtineet vielä tähän katsaukseen.

EFSA on arvioinut ravinnon kautta tapahtuvan altistumisen riskejä väestölle. Vuonna 2020 julkaistiin arvio neljän PFAS-yhdisteen summalle ja siinä herkeimmäksi vasteeksi tunnistettiin lasten heikentynyt immuunivaste (EFSA 2020b). Arvion mukaan riski heikentyneeseen immuunivasteeseen on kymmenen prosenttia, kun 1-vuotiaan lapsen seerumin PFAS-pitoisuus on 17,5 ng/ml. Tähän perustuen siedettäväksi elinikäiseksi viikkosaanniksi asetettiin 4,4 ng painokiloa kohti viikossa. Aikuisilla tämä TWI vastaa ΣPFAS4-pitoisuutta 6,9 ng/ml, joka äitien kohdalla suojaa lapsia päätyvästä yli 17,5 ng/ml pitoisuuteen imetyksen aikana. HBM4EU-projektissa otettiin käyttöön samat EFSA:n arvioimat terveysperusteiset raja-arvot ΣPFAS4:lle sekä myös EFSA:n aiemmin asettamat raja-arvot PFOS- ja PFOA-pitoisuuksille (EFSA 2018 ja 2020b; Hölzer ym. 2021; Govarts ym. 2023).

Suomalaisten yksivuotiaiden lasten PFOS:n ja PFOA:n mediaanipitoisuudet vuosina 2005–2015 kerätyissä seeruminäytteissä ylittivät terveysperusteiset raja-arvot, mutta ne laskivat raja-arvojen alle 10,5-vuoden ikään tullessa (Koponen ym. 2018). Sama trendi oli näkyvissä myös ΣPFAS4-mediaanipitoisuuksissa (eivät näy taulukossa), jotka laskivat huomattavasti alle aikuisille asetetun raja-arvon 6,9 ng/ml 10,5-vuoden ikään tultaessa. Myös yksivuotiailta tytöiltä ja pojilta määritetyt ΣPFAS4-mediaanipitoisuudet jäivät alle ΣPFAS4-pitoisuuden 17,5 ng/ml, joka on tälle ikäryhmälle paras käytettävissä oleva viitearvo (EFSA 2020b). Lasten painon kasvaessa ja käyttäytymisen muuttuessa PFAS-pitoisuudet laskevat (Koponen ym. 2018). Osasyynä pitoisuuksien laskemiseen voi olla myös ympäristön PFAS-pitoisuuksien pieneneminen. Ruotsalaisten 16–21-vuotiaiden nuorten biomonitointitutkimuksissa on havaittu PFOS-, PFOA- ja PFHxS-pitoisuuksien vuosittaista pienenemistä 2000-luvun alusta lähtien (Axmon ym. 2014; Berg ym. 2021; Norén ym. 2021; Nøst ym. 2014).

Suomalaisten aikuisten PFOS- ja PFOA-mediaanipitoisuudet vuonna 2014 kerätyissä seeruminäytteissä ylittivät niukasti niille asetetut terveysperusteiset raja-arvot (EFSA 2018; Hölzer ym. 2021), mutta ΣPFAS4-mediaanipitoisuudessa ylitys oli jo noin 30 %. Uudempaa tietoa suomalaisen perusväestön altistumisesta ei ole saatavilla, joten tämänhetkistä altistumista on vaikea arvioida. Ruotsissa ja Norjassa tehdyissä biomonitointitutkimuksissa PFOS- ja PFOA-pitoisuuksien on havaittu pienenneen vuosittain 2000-luvun alusta lähtien (Berg ym. 2021; Norén ym. 2021; Nøst ym. 2014), ja on todennäköistä, että myös Suomessa väestön PFOS- ja PFOA-pitoisuudet ovat pienentyneet vuoden 2014 jälkeen.

Uusimpien HBM4EU-projektissa tehtyjen biomonitorointitutkimusten mukaan noin 14 prosentilla eurooppalaisista 12–18-vuotiaista nuorista altistuminen ylittää EFSA:n TWI:stä johdetun ΣPFAS4-pitoisuuden 6,9 ng/ml (Richterová ym. 2023; Uhl ym. 2023). Korkeimmat PFAS-yhdisteiden mediaanipitoisuudet tavattiin Pohjois- ja Länsi-Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa, ja Ruotsissa jopa 23 % teini-ikäisistä nuorista ylitti terveysperusteisen ΣPFAS4:n raja-arvon (Uhl ym. 2022 ja 2023). Ruotsalaisten suuremmat pitoisuudet selittyvät sillä, että tutkimukset siellä ovat keskittyneet pääasiassa PFAS-yhdisteillä saastuneilla alueilla asuvaan väestöön (Uhl ym. 2022). Mielenkiintoisena yksityiskohtana havaittiin, että aikuisväestöstä miehillä ja korkeimmin koulutetuilla oli suurimmat PFAS-pitoisuudet (Richterová ym. 2023).

EFSA:n vuoden 2020 riskinarvioinnissa korostetaan, että pienten lasten PFAS-yhdisteiden keskimääräinen saanti on noin kaksi kertaa suurempaa kuin vanhemmissa ikäryhmissä. EFSA:n mukaan keskimääräisestä ja runsaasta PFAS-yhdisteiden saannista voi aiheutua riskiä sekä lapsille että aikuisille (EFSA 2020b). HBM4EU-projektin eurooppalaiseen biomonitorointiaineistoihin perustuvassa PFAS-seosten riskinarvioinnissa päädyttiin samaan lopputulokseen: PFAS-yhdisteiden seoksille altistuminen on liian suurta, mikä voi aiheuttaa terveysriskin huomattavalle osalle eurooppalaisista (Bil ym. 2023).

Terveysvaikutukset suurella altistumisella

Merkittävimpiä korkeaan PFAS-altistumiseen liitettyjä terveyshaittoja ihmisillä ovat lasten heikentynyt immuunivaste (rokotusvaste difteriaa, tetanusta ja tyyppin B Haemophilus influenzae -bakteerin aiheuttamia tauteja vastaan), seerumin kolesterolitasojen nousu ja lasten alentunut syntymäpaino. PFOS ja PFOA sekä useat pitkäketjuiset PFAS-yhdisteet ovat haitallisia lisääntymisrasydelle ja sen lisäksi niihin on liitetty epäilyjä karsinogeenisuudesta, maksatoksisuudesta ja neurotoksisuudesta. PFOA ja PFOS voivat myös heikentää kilpirauhasen aineenvaihduntaa ja rasva-aineenvaihduntaa, mikä viittaa niiden mahdollisesti häiritsevän hormonitoimintaa. (EFSA 2020b; Grandjean ja Clapp 2015)

Eläinkokeissa, joissa on käytetty suuria PFAS-pitoisuuksia, on PFAS-yhdisteiden havaittu vahingoittavan maksan ja puolustusjärjestelmän toimintaa. Ne ovat aiheuttaneet koe-eläimille myös syntymäpainon laskua, syntymävikoja, kehityksen viivästymää ja sikiökuolleisuutta, ja lisäksi on joitakin havaintoja karsinogeenisuudesta ja neurotoksisuudesta (EFSA 2020b). On kuitenkin huomattava, että PFAS-yhdisteisiin reagoinnissa on eroja koe-eläinten ja ihmisten välillä, eivätkä ihmiset yleensäkään altistu niin suurille pitoisuuksille kuin eläinkokeissa on käytetty.

Viime aikoina huomiota on kiinnitetty siihen, että PFAS-yhdisteisiin kohdistuva toksikologinen tutkimus on keskittynyt vain muutamiin yhdisteisiin, vaikka erilaisia PFAS- ja muita fluorattuja yhdisteitä tiedetään olevan jopa miljoonia. Määrällisesti eniten on fluorattujen yhdisteiden prekursoreita, joiden metaboliaa ja terveydellistä merkitystä ei tunneta. Myös fluoripolymeerien ja lyhytketjuisten PFAS-yhdisteiden mahdollisista terveysvaikutuksista tarvitaan lisää tietoa (Uhl ym. 2022).

6 Klooratut parafiinit (CP)

Klooratut parafiinit (CP) ovat laaja aineryhmä teollisesti valmistettuja polykloorattuja suoraketjuisia alkaaneja ja niiden seoksia, joilla on useita käyttötarkoituksia ja käyttökohteita teollisuudessa ja kuluttajatuotteissa. Kloorattuja parafiineja käytetään tai on käytetty mm. voitelu- ja jäähdytysaineina metalliteollisuudessa sekä palonsuoja-aineina ja pehmentiminä huonekalujen verhoilumateriaaleissa, muovituotteissa (mm. PVC), liimoissa, tiivistäaineissa, maaleissa ja lakoissa. Markkinoilla olevat CP-tuotteet ovat yleisimmin kompleksisia yhdisteiden seoksia, jotka saattavat sisältää jopa tuhansia eri yhdisteitä (Vetter ym. 2022).

Klooratut parafiinit luokitellaan hiiliketjun pituuden mukaan lyhytketjuisiin SCCP-yhdisteisiin (C10–13), keskipitkiin MCCP-yhdisteisiin (C14–17) ja pitkäketjuisiin LCCP-yhdisteisiin (C≥18). Yhdisteiden kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin vaikuttaa pituuden lisäksi merkittävästi myös niiden kloorausaste, joka vaihtelee 10–70 painoprosentin välillä. Klooratut parafiinit ovat yleisesti hydrofobisia, kemiallisesti stabiileja ja biokertyviä. Niillä on usein hyvä palon kestävyys ja suuri viskositeetti.

Kloorattujen parafiinien teollinen tuotanto alkoi 1920–1930-luvuilla samoihin aikoihin kuin myös muita suuren volyymin kloorattuja kemian teollisuuden tuotteita kuten PVC:tä ja PCB:tä alettiin valmistaa (Vetter ym. 2022). Kloorattujen parafiinien tuotanto kasvoi maailmanlaajuisesti 1960–1980-luvuilla noin 300 000 tonniin vuodessa, jossa se pysytteli 2000-luvun alkuun saakka (Vetter ym. 2022). Kiina on lisännyt 2000-luvulla kloorattujen parafiinien tuotantoa merkittävästi ja nykyisin valtaosa tuotannosta tapahtuu Kiinassa, jonka vuosituotanto on vähintään megatonnin suuruusluokkaa (Glüge ym. 2016). Muualla maailmassa kloorattujen parafiinien tuotantoa on huomattavasti vähennetty 2000-luvulla ympäristö- ja terveyshaittoihin liittyvien rajoitusten vuoksi. Toistaiseksi rajoitukset koskevat pääasiassa lyhytketjuisia SCCP-yhdisteitä, joiden valmistusta ja käyttöä on rajoitettu EU:ssa vuodesta 2002. Tukholman yleissopimukseen SCCP-yhdisteet on lisätty vuonna 2017, mutta kaikki maat eivät ole toistaiseksi allekirjoittaneet sopimusta. MCCP-yhdisteet on lisätty ECHA:n erityistä huolta herättävien aineiden (SVHC) kandidaattilistalle vuonna 2021. LCCP-yhdisteiden tuotantoa ja käyttöä ei toistaiseksi rajoiteta, mutta joitakin rajoituksia on tällä hetkellä valmisteilla EU:ssa. Elintarvikkeiden CP-yhdisteillä ei ole toistaiseksi raja-arvoja.

6.1 Altistuminen

Suomesta ei ole saatavilla tietoa kloorattujen parafiinien pitoisuuksista sisäilmassa, huonepölyssä tai ihmisperäisissä näytteissä. Kansainvälisestä kirjallisuudesta tiedetään,

että SCCP-yhdisteiden sisäilmapitoisuudet ovat suurempia kuin MCCP- ja LCCP-yhdisteiden pitoisuudet (South ym. 2022). SCCP-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet kotipölyssä Ruotsissa ja Norjassa olivat kansainvälisessä vertailussa muita maita pienempiä (Wu ym. 2023). Kiinassa, jossa altistuminen on huomattavasti Pohjoismaita suurempaa, lapset ovat eniten altistuva ryhmä kotipölyn nielemisen takia (Wu ym. 2023).

Perusaikuisväestö altistuu CP-yhdisteille eniten ravinnon kautta, mutta altistumista tapahtuu myös ihokosketuksen, hengityksen ja pölyn nielemisen kautta (Mu ym. 2023). Norjalaisessa kohorttitutkimuksessa ravinto vastasi 60–88 % CP-yhdisteiden kokonaissaannista. MCCP-yhdisteille altistuttiin muita CP-yhdisteitä enemmän ravinnosta, etenkin runsaasti kananmunia ja voita sisältävän ruokavalion kautta. SCCP-yhdisteille altistuttiin muita enemmän hengityksen kautta ja LCCP-yhdisteille pölyn nielemisen ja ihon kautta (Yuan ym. 2022).

CP-yhdisteitä on mitattu useista ihmisen kudoksista kuten maksasta, munuaisista ja rasvakudoksesta sekä elimistön nesteistä kuten verestä ja äidinmaidosta. Uusimmissa katsausartikkeleissa (Darnerud ja Bergman 2022; Mu ym. 2023) on esitetty CP-yhdisteiden raportoituja pitoisuustasoja ihmis- ja eläinperäisissä näytteissä. Tuoreen norjalaisen tutkimuksen mukaan seerumin MCCP-pitoisuudet ovat noin kolminkertaistuneet raskaana olevien naisten seerumissa vuosina 2009–2019 (Xu ym. 2022). Pitoisuudet Norjassa ovat kuitenkin hyvin pieniä verrattuna Kiinaan (Aamir ym. 2019).

Ammatteihin liittyvä altistuminen

Klooratuille parafiineille voi altistua työperäisesti niiden valmistuksessa (Wang ym. 2018; Yu ym. 2023) sekä teollisuuden aloilla, joissa valmistuksessa käytetään kyseisiä yhdisteitä. Suomesta ei tiettävästi ole saatavilla työperäistä altistumistietoa klooratuille parafiineille. Kuten edellä mainitaan, SCCP-yhdisteiden valmistus ja käyttö ovat EU:ssa rajoitettuja, ja näin ollen niille altistuminen työssä on todennäköisesti vähentynyt Suomessa. Niille voi kuitenkin edelleen altistua työperäisesti esim. jätteenkäsittelyssä ja kierrätyksessä (Chen ym. 2018a) samoin kuin kaikille muillekin pitkään käytössä olleille, mutta nykyään jo käytöstä poistuneille aineille.

6.2 Terveysriskit

Eläinkokeissa on havaittu, että ketjun pituus ja kloorausaste vaikuttavat CP-yhdisteiden aiheuttamaan toksisuuteen. SCCP- ja MCCP-yhdisteiden haitalliset vaikutukset suurina pitoisuuksina kohdistuvat maksaan, munuaisiin ja kilpirauhaseen, kun taas LCCP-

yhdisteiden kohdekudokseksi tunnistettiin pelkästään maksa. Kilpirauhasvaikutukset otettiin EFSA:n vuonna 2020 tekemässä riskinarvioinnissa kriittiseksi vaikutukseksi, vaikka ekstrapolointi rotasta ihmiseen tuo epävarmuutta arviointiin (EFSA 2020a). Toksikologista tietoa ei kuitenkaan ollut riittävästi, jotta EFSA olisi voinut asettaa terveysperusteisen raja-arvon. Sen sijaan EFSA käytti arviossaan MOE-lähestymistapaa. Kun CP-yhdisteille altistumista arvioitiin kalan kulutuksen perusteella, turvamarginaalien arvioitiin olevan niin suuria, että altistumisesta ei aiheudu terveysriskiä (EFSA 2020a).

7 Fosforoidut palonsuoja-aineet (OPFR)

Fosforoidut palonsuoja-aineet (OPFR) ovat kemialliselta rakenteeltaan organofosfaatteja eli fosforihapon ja alkoholin muodostamia estereitä. Organofosfaatteja käytetään palonsuojauksen lisäksi mm. pestisideinä ja pehmentiminä, mutta kotitalouksissa ja muissa sisäympäristöissä käytettävissä materiaaleissa niiden tärkein käyttötarkoitus on palonsuojaus. Osa OPFR-yhdisteistä on kloorattuja.

OPFR-yhdisteistä TCEP [tris(2-kloorietyyli)fosfaatti] on liitetty REACH-asetuksen erityistä huolta aiheuttavien aineiden (SVHC) ehdokasluetteloon, ja sen käyttö on vaatinut erityislupaa elokuusta 2015 lähtien. Muista klooratuista OPFR-yhdisteistä TCIPP [tris(2-kloori-isopropyli)fosfaatti] ja TDCIPP [tris(1,3-dikloori-isopropyli)fosfaatti] on sisällytetty ECHA:n seulontaan TCEP:n kanssa samankaltaisten ominaisuuksien ja käyttötarkoitusten vuoksi. Ei-kloorattujen OPFR-yhdisteiden käyttöä ei vielä rajoiteta mitenkään.

7.1 Altistuminen

Fosforoiduille palonestoaineille altistutaan hengityksen, ihon ja ravinnon kautta sekä nielemällä huonepölyä. Niille altistutaan selvästi enemmän kuin bromatuille palonestoaineille. Lasten altistumisen sisäilmasta arvioidaan olevan useita kertoja aikuisia suurempaa, koska lapset nielevät enemmän pölyä ja hengittävät enemmän ilmaa suhteessa ruumiinpainoon (Dou ja Wang 2023; Rantakokko ym. 2019). Lapsilla pölyn nieleminen on siten merkittävä altistumisreitti, kun taas aikuisilla altistuminen hengittämisen kautta on merkittävämpää (Liu ja Folk IV 2021). Myös ihokontakti petivaatteisiin ja huonekaluihin voi lisätä altistumista erityisesti TCPP:lle ja TDCPP:lle (Liu ja Folk IV 2021).

Ravintoon OPFR-yhdisteitä päätyy elintarvikkeiden tuotantoprosessien ja pakkaamisen aikana sekä myös saastuneen maaperän tai veden välityksellä. Tärkeimmät altistumislähteet Euroopassa ovat jyvät ja viljapohjaiset tuotteet, eläin- ja kasvirasvat/öljyt, juusto ja maito (Plichta ym. 2022). Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan altistumme erityisesti prosessoitujen elintarvikkeiden välityksellä, ja ravinnon kautta tapahtuvaa altistumista pidetään ainakin yhtä tärkeänä altistumisreitteinä kuin pölyn nielemistä (Poma ym. 2017). Myös HBM4EU-projektissa tehdyssä altistumisen arvioinnissa korostettiin ravinnon roolia OPFR-yhdisteiden saantilähteenä (Plichta ym. 2022). Vaikka pitoisuudet pölyssä ovatkin tuhat kertaa ravinnossa olevia pitoisuuksia suurempia, pölyä niellään 1000–100 000 kertaa vähemmän kuin kulutetaan ravintoa (Poma ym. 2017; Plichta ym. 2022).

Pitoisuustasot sisäilmassa ja huonepölyssä

Taulukkoon 9 on koottu suomalaisista asunnoista (lasten makuuhuoneet) vuosina 2014–2015 kerätyistä pölynäytteistä mitattuja OPFR-aineiden pitoisuuksia (Rantakokko ym. 2019). Tutkimuksessa oli laskettu mitatuista pölypitoisuuksista lasten altistumista pölyä nielemällä ja hengittämällä sekä ihon läpi verenkiertoon tapahtuvan siirtymisen kautta, ja verrattu tätä laskennallista altistumista kirjallisuudesta löytyneisiin terveysperusteisiin päiväsaannin viitearvoihin.

Taulukko 9. Suomalaisista asunnoista vuosina 2014–2015 kerätyistä pölynäytteistä (n = 40) mitattujen OPFR-aineiden mediaani- ja maksimipitoisuudet (Rantakokko ym. 2019). Määritykset oli tehty pölynäytteistä, jotka oli imuroitu lasten makuuhuoneiden lattioilta 40 kodista Kuopion alueelta.

Altiste	LOQ (ng/g)	% ≥ LOQ	Md (ng/g)	Max (ng/g)	Laskennallinen altistuminen (ng/kg/päivä)*	Viitearvo (ng/kg/päivä)#
TCEP	3,0	100	663	14000	102	2,2 x 10 ²
TCIPP	50	100	1870	17300	96	8,0 x 10 ⁴
TDCIPP	50	100	434	14500	4,0	1,5 x 10 ⁴
TNBP	10	100	43	265	5,4	2,4 x 10 ⁴
TBOEP	40	100	11100	71500	62	1,5 x 10 ⁴
TEHP	4,0	100	199	6280	1,17	
EHDPP	80	100	499	4840	2,9	6,0 x 10 ⁶
TPHP	10	100	773	4000	4,5	7,0 x 10 ⁴
TMPP	1,6	98	118	6270	0,67	1,3 x 10 ⁴

* Pölyn mediaanipitoisuudesta laskettu lasten päiväsaannin laskennallinen arvio, jossa huomioitu nielemällä, hengittämällä ja ihon kautta tapahtuva altistuminen

Terveysperusteiset päiväsaannin viitearvot OPFR-yhdisteille on saatu erillisistä tutkimuksista, jotka on koostettu artikkelin Rantakokko ym. (2019) lisätiedoissa

Suurimmat pölyn mediaanipitoisuudet olivat TBOEP:llä, TCIPP:llä ja TPHP:llä (Rantakokko ym. 2019). Tulokset olivat samaa suuruusluokkaa kuin norjalaisista olohuoneista kerättyjen pölynäytteiden mediaanipitoisuudet (Cequier ym. 2015). Myös ruotsalaisista esikouluista kerätyissä pölynäytteissä esiintyi runsaimmin näitä samoja OPFR-yhdisteitä (Persson ym. 2018).

Pitoisuustasot biomonitorointinäytteissä

Suomalaista väestöä koskevaa biomonitorointitietoa ei ole saatavilla. Eurooppalaisessa HBM4EU-biomonitorointitutkimuksessa OPFR-yhdisteiden metaboliitteja löydettiin lasten virtsanäytteistä useammin kuin halogenoituja palonestoaineita eikä niiden

pitoisuuksissa ollut juurikaan eroja eri maiden välillä (van der Schyff ym. 2023). Tämä kertoo OPFR-yhdisteiden laajasta levinneisyydestä niitä koskevien rajoitusten vielä puuttuessa.

7.2 Terveysriskit

Suomalaisten asuntojen pölynäytteiden mittaustulosten perusteella tehty riskinarviointi osoittaa, että OPFR-yhdisteistä ei aiheudu riskiä lapsille (Rantakokko ym. 2019). Pienimmätkin mediaanialtistumisen perusteella lasketut turvamarginaalit (MOE) TCEP:lle ja TBOEP:lle olivat yli 200-kertaisia (Rantakokko ym. 2019). Myös eri puolilta maailmaa kerättyjen pölynäytteiden perusteella tehty riskiarviointi osoitti, että päivittäisestä altistumisesta pölyn nielemisen kautta ei aiheudu terveysriskiä (Dou ja Wang 2023). HBM4EU-projektissa arvioitiin lasten altistumista TCEP:lle, TCIPP:lle ja TDCIPP:lle päivittäisen ravinnonsaannin kautta terveysperusteisten biomonitoroinnin raja-arvojen puuttuessa. Arvion perusteella terveysriski on minimaalinen (Plichta ym. 2022; Santonen ym. 2023b).

Terveysvaikutukset korkealla altistumisella

Eläinkokeissa kloorattujen OPFR-yhdisteiden TCEP:n, TCPP:n ja TDCPP:n on osoitettu aiheuttavan mahdollisesti hermostoon kohdistuvaa ja kehityksenaikaista toksisuutta sekä hormonitoimintojen häirintää (Bajard ym. 2021; Dou ym. 2023). TCEP:n on myös epäilty olevan karsinogeeninen, mutta kansainvälinen syöpäntutkimuslaitos IARC ei löytänyt todisteita sen luokittelumiseksi syöpävaaralliseksi ihmisille (IARC 1999). Tietoa OPFR-yhdisteiden yhteisvaikutuksista ei ole.

8 Ftalaatit

Ftalaatit ovat laaja aineryhmä teollisesti valmistettuja ftaalihapon dialkyyli- tai alkyylariyylimestereitä, joiden sivuketjut ovat haarautuneita tai haarautumattomia hiilivetyjä tai bentseenirengasrakenteita. Ftalaatit eivät ole kovalenttisesti sitoutuneita tuotteisiin, minkä vuoksi niitä saattaa sopivissa olosuhteissa irrota tuotteista. Ftalatteja alettiin valmistamaan synteettisesti 1920-luvulla, ja niiden käyttö lisääntyi nopeasti niiden helpon valmistuksen ja edullisuuden vuoksi.

Ftalatteja käytetään muun muassa pehmentiminä, liuottimina ja lisäaineina teollisuudessa parantamaan tuotteiden ominaisuuksia. Pääasiallinen käyttötarkoitus on polyvinyylikloridi (PVC)-muovien pehmentäminen. Ftalatteja on myös muiden muassa pakkausmateriaaleissa, rakennusmateriaaleissa, liimoissa, voiteluaineissa, lääketablettien päällysteissä ja hygieniatuotteissa. Laajan käytön vuoksi teollistuneissa yhteiskunnissa on käytännössä mahdotonta välttää ftalateille altistumista. Keskeisimpiä ftalatteja ovat muiden muassa bentsyylibutyyliftalaatti (BBP), dibutyyliftalaatti (DnBP), di-2-etyyliheksyyliiftalaatti (DEHP), di-isononyliiftalaatti (DiNP), di-isodekyyliftalaatti (DiDP) ja di(2-propyyliheptyyli)ftalaatti (DPHP) (taulukko 10).

Ftalaattien on todettu aiheuttavan haitallisia terveysvaikutuksia ihmisessä, minkä vuoksi niiden käyttöä on rajoitettu ja niille on asetettu enimmäispitoisuuksia monissa kuluttajatuotteissa. Laajimmin on rajoitettu BBP:n, DnBP:n, DiBP:n ja DEHP:n käyttöä (ECHA 2016 ja 2017). Lisäksi EU:ssa rajoitetaan myös DiNP:n ja DiDP:n käyttöä. Niiden enimmäispitoisuudeksi muovituotteissa, leluissa ja lastenhoitotarvikkeissa on asetettu 0,1 painoprosenttia. DPHP:n käyttö on edelleen sallittua. Myöskään dietyyliftalaatin (DEP) käyttöä ei valvota tai rajoiteta. Viime vuosina ftalatteja on yhä enenevässä määrin korvattu muilla kemikaaleilla, esimerkiksi rakenteellisesti DEHP:in ja DiNP:n kanssa hyvin samankaltaisilla di-2-etyyliheksyyli-tereftalaatilla (DEHTP) ja 1,2-sykloheksaanidikarboksyylihappo-di-isononyyliesterillä (DINCH)].

Taulukko 10. Yleisimmät ftalaatit ja niiden pääasialliset metaboliatuotteet. Yhdisteet on esitetty niiden molekyylikoon mukaisessa järjestyksessä pienimmästä suurimpaan.

Lyhenne	Ftalaatti	Pääasialliset metaboliitit
DMP	Dimetyyliftalaatti	Monometyyliftalaatti (MMP)
DEP	Dietyyliftalaatti	Monoetyyliftalaatti (MEP)
DnBP	Dibutyyliftalaatti	Monobutyyliftalaatti (MnBP)
DiBP	Di-isobutyyliftalaatti	Monoisobutyyliftalaatti (MiBP)
BBP	Bentsyylibutyyliftalaatti	Monobentsyyliftalaatti (MBzP) Monobutyyliftalaatti (MnBP)*
DCHP	Disykloheksyyliftalaatti	Monosykloheksyyliftalaatti (MCHP)
DEHP	Di-2-etyyliheksyyliftalaatti	Monoetyyliheksyyliftalaatti (MEHP) Monohydroksietyyliheksyyliftalaatti (OH-MEHP), Mono-oksoetyyliheksyyliftalaatti (oxo-MEHP), Monokarboksietyyliheksyyliftalaatti (cx-MEPP)
DnOP	Dioktyyliftalaatti	Mono-oktyyliftalaatti (MnOP)
DiNP	Di-isononyyliftalaatti	Monoisononyyliftalaatti (MiNP) Monohydroksi-isononyyliftalaatti (OH-MiNP) Mono-oksoisononyyliftalaatti (oxo-MiNP) Monokarboksi-iso-oktyyliftalaatti (cx-MiOP)
DiDP	Di-isodekyyliftalaatti	Monoisodekyyliftalaatti (MiDP) Monohydroksi-isodekyyliftalaatti (OH-MiDP) Mono-oksoisodekyyliftalaatti (oxo-MiDP) Monokarboksi-isononyyliftalaatti (cx-MiNP)
DPHP	Di(2-propyyliheptyyli)ftalaatti	Monopropyliheptyyliftalaatti (MPHP) Monohydroksipropyliheptyyliftalaatti (OH-MPHP) Mono-oksopropyyliheptyyliftalaatti (oxo-MPHP) Monokarboksidipropyyliheksyyliftalaatti (cx-MPHxP)

* MnBP-metaboliittia voi muodostua sekä DnBP:sta että BBP:sta. BBP:n kohdalla pääasiallinen metaboliatuote on kuitenkin MBzP (Anderson ym. 2001).

8.1 Altistuminen

Ftalaateille altistutaan nieltynä, hengitysteitse sekä ihon kautta. Suurimolekyylisille ftalaateille altistutaan pääasiassa ravinnosta, johon ftalaatit voivat päätyä esim. kontaminaationa elintarvikekontaktimateriaaleista (Wittassek ym. 2011). Sen sijaan pienimolekyylisille ftalaateille altistutaan ravinnosta vain vähäisessä määrin (Koch ja Angerer 2011). Pienimolekyylisille ftalaateille sisäilman hengittäminen, pölyn nieleminen ja ihokosketus voivat olla merkittäviä altistumisreittejä. Huonepölyn

ftalaattipitoisuuksien (DiNP, BBP ja DEHP) on havaittu korreloivan virtsan ftalaattipitoisuuksien kanssa (Fromme ym. 2013).

Pitoisuustasot sisäilmassa ja huonepölyssä

Suomesta löytyy ainoastaan vähän tietoa sisäilman ftalaattipitoisuuksista. Hartikainen ym. (2014) mittasivat yhdeksän eri ftalaatin (taulukossa 10 esitellyt ftalaatit lukuunottamatta kolmea molekyylikooltaan suurinta) pitoisuuksia asuintalojen (matalaenergiatalot 8 kpl, verrokkitalot 6 kpl) sisäilmasta. Kaikkia tutkittuja ftalaatteja löytyi sekä matalaenergiatalojen että verrokkitalojen sisäilmasta. Mitatut pitoisuudet vaihtelivat välillä 4–1540 ng/m³, ja yleisimmät yhdisteet olivat DnBP, DiBP ja DEP, joita mitattiin lähes joka näytteestä.

Pölynäytteiden ftalaattipitoisuuksista ei löydy suomalaista mittaustietoa, mutta ruotsalaisten kotien makuuhuoneista kerätyissä pölynäytteissä runsaimmin esiintyvät ftalaatit olivat DEHP, DiNP ja BBzP (Preece ym. 2022). Yli kolmen vuoden näytekerausjakson aikana rajoitettujen ftalaattien DnBP, DiBP ja BBP pitoisuudet vähenivät, kun taas niitä korvaavien ftalaattien DPHP ja DINCH pitoisuudet lisääntyivät (Preece ym. 2022).

Pitoisuustasot biomonitorointinäytteissä

Ftalaattien biomonitoroinnissa mitataan lähinnä elimistön kautta virtsaan poistuvia ftalaattien metaboliatuotteita. Perusväestön virtsan ftalaattimetaboliittien mittaustuloksia on maailmalla julkaistu paljon (esim. Gyllenhammar ym. 2017a; Hartmann ym. 2018; Koch ym. 2017; Runkel ym. 2022; Tranfo ym. 2018). Yleisenä trendinä voidaan nähdä vanhojen ftalaattien pitoisuuksien laskua ja uudempien ftalaattien pitoisuuksien nousua tai tasaantumista. Myös Suomesta löytyy viime vuosilta perusväestön altistumistietoa. Taulukossa 11 esitellyt mittaustulokset ovat näytteistä, jotka on kerätty Suomesta vuosina 2015 (Porrás ym. 2020b) ja 2017 (Holma 2022). Näissä varsin lyhyellä aikavälillä kerättyjen näytteiden mittaustuloksissa näkyy selviä eroja varsinkin joidenkin vanhempien ftalaattien kohdalla. Esim. MEP:n (DEP:n metaboliitti) ja MnBP:n (DnBP:n metaboliitti) kohdalla vuoden 2015 aineiston mediaanit ovat selvästi korkeampia kuin vastaavat vuoden 2017 aineiston mediaanit. Korkeammassa persentiileissä ero osittain hieman tasoittuu. Maksimipitoisuudet ovat kuitenkin järjestäen korkeampia vuoden 2017 aineiston kohdalla, mikä osaltaan kertoo, että yksittäisiä korkeahkoja altistumisia on edelleen havaittavissa. Vastaavasti uudempien ftalaattien kohdalla vuoden 2017 aineiston pitoisuudet ovat osittain korkeampia kuin vuoden 2015 aineiston. Nämä aineistojen tuloksissa havaittavat erot ovat johdonmukaisia ja samassa linjassa kansainvälisten mittaustulosten kanssa: ajan

funktiona vanhojen ftalaattien kohdalla altistuminen hieman laskee ja uusien kohdalla vuorostaan hieman nousee. Toisaalta pitää myös huomioida, että vuoden 2015 aineisto (n=60) on huomattavasti suppeampi kuin vuoden 2017 aineisto (n=500). Tämä saattaa myös vaikuttaa jonkin verran tulosten jakaumiin.

Taulukko 11. Suomalaisen väestön virtsanäytteistä mitattuja ftalaattien metaboliittien pitoisuuksia vuosina 2015 (n=60; ikä 25–63; ei-työperäisesti altistuneita) (Porras ym. 2020b) ja 2017 (n=500; ikä 25–75) (Holma 2022) kerätyissä tutkimusaineistoissa. HBM-GV = biomonitoinnin raja-arvo (Lange ym. 2021), BE = biomonitoointiekvivalentti (Porras ym. 2020b).

Metaboliitti (altiste)	Keräysvuosi	LOQ (µg/l)	% ≥ LOQ	Md (µg/l)	P90 (µg/l)	P99 (µg/l)	HBM-GV (µg/l)	BE (µg/l)
MBzP (BBP)	2015	2,5	92	12	47	56	3000	-
	2017	0,2	98	5,0	4,3	6,0		
MnBP (BBP, DnBP)	2015	2,2	100	60	141	176	190	-
	2017	0,2	100	19	62	180		
MEHP (DEHP)	2015	5,0	18	< LOQ	< LOQ	< LOQ	-	500
	2017	0,5	91	1,7	4,3	11		
OH-MEHP (DEHP)	2015	2,5	93	8,5	20	43	500	-
	2017	0,2	100	3,5	11	33		
oxo-MEHP (DEHP)	2015	1,0	93	4,7	12	23	500	-
	2017	0,2	99	2,3	6,8	20		
cx-MiOP (DiNP)	2015	1,0	98	4,9	18	117	-	250
	2017	0,5	99	4,8	29	424		
cx-MiNP (DiDP)	2015	1,0	8	< LOQ	< LOQ	2,6	-	30
	2017	0,5	24	< LOQ	1,1	5,1		
OH-MPHP (DPHP)	2015	1,0	0	< LOQ	< LOQ	< LOQ	220	330
	2017	0,5	6	< LOQ	< LOQ	2,1		

Virtsan ftalaattimetaboliittien mittaustulosten perusteella suomalaisen perusväestön P99-arvot jäävät pääsääntöisesti terveysperusteisten biomonitoinnin raja-arvojen alapuolelle. Ainoastaan DiNP:n metaboliitin cx-MiOP kohdalla P99-arvo ylittää biomonitoinnin ekvivalenttitarvon. Eniten altistuttiin BBP:lle, DEHP:lle ja DiNP:lle, joiden metaboliitteja löytyi lähes kaikista näytteistä (Holma 2022; Porras ym. 2020b).

Suomalaisten lasten ja nuorten altistumisen määrästä ei ole mitattua tietoa, koska aineistomme käsittivät vain yli 25-vuotiaita aikuisia. Eurooppalaisissa biomonitoointitutkimuksissa, jotka perustuivat 12 maasta kerättyihin aineistoihin, muutaman prosentin 6–11-vuotiaista lapsista ja 12–18-vuotiaista nuorista on arvioitu altistuvan terveysperusteisia raja-arvoja suuremmille ftalaattipitoisuuksille. Lasten biomonitoinnin näytteistä suurimpina pitoisuuksina löydettyjä ftalaatteja olivat BBP,

DiBP ja DEHP, kun taas teini-ikäisten nuorten näytteistä löytyi eniten DEP:tä, DiDP:tä ja DiNP:tä. Ikäryhmistä DnBP:n ja DiDP:n metaboliitteja löytyi eniten lasten ja vähiten aikuisten näytteistä (Kolossa-Gehring ym. 2022).

Rajoitusten vaikutuksesta haitallisimpien ftalaattien (mm. BBP, DnBP, DiBP, DEHP) pitoisuudet eurooppalaisissa biomonitorointinäytteissä ovat laskeneet koko väestön tasolla 2000-luvun alun tilanteesta (Gyllenhammar ym. 2017a; Koch ym. 2017; Tranfo ym. 2018). Samaan aikaan niitä korvaavien haitattomampien yhdisteiden (mm. DINCH) pitoisuudet ovat kasvaneet (Kolossa-Gehring ym. 2022). Altistumisessa on maantieteellisiä eroja siten, että Ruotsissa ja Norjassa altistumisen aiheuttamat terveysriskit on arvioitu pienemmiksi kuin Etelä-Euroopassa (Lange ym. 2022).

Ammatteihin liittyvä altistuminen

Suomessa ei valmisteta ftalaatteja ja PVC-muovin valmistaminenkin on pääasiassa siirtynyt muualle. Näin ollen Suomessa työperäinen ftalaattialtistuminen liittyy lähinnä PVC:stä valmistettujen muovi- ja kumituotteiden valmistamiseen ja käsittelyyn sekä esim. rakennusteollisuuden ja jätteenkäsittelyteollisuuden työtehtäviin (Porras ym. 2020a). Vanhojen rakennusten purkamisessa sekä jätteenkäsittelyssä voi edelleen altistua myös vanhoille, jo käytöstä poistetuille ftalaateille. Kansainvälisissä tutkimuksissa on tutkittu ftalaattialtistumista myös mm. autojen valmistuksessa, mausteiden valmistuksessa, siivoustyössä sekä kauneudenhoitoalalla (Fréry ym. 2020).

8.2 Terveysriskit

Perusväestö

Aineistojemme perusteella suomalainen aikuisväestö ei altistu ftalaattipitoisuuksille, joista aiheutuisi haitallisia terveysvaikutuksia. Yksittäisille ftalaateille altistuminen ei siis aiheuta huolta, mutta aikaisemman riskinarvioinnin perusteella suomalaisen perusväestön P95-tasoisesta altistumisesta neljän ftalaatin seokselle (DEHP, DnBP, DiBP ja BBP) voi aiheutua riskiä (Porras ym. 2020b). Suurimman riskin aiheuttajia tässä seoksessa olivat DnBP ja DiBP. On kuitenkin huomioitava, että riskinarvioinnissa käytetty konservatiivinen lähestymistapa saattoi yliarvioida riskiä (Porras ym. 2020b). Suomalaisten lasten ja nuorten ftalaattialtistumisesta ei ole mittaustietoa, joten näihin väestöryhmiin kohdistuvia terveysriskejä ei voida arvioida.

Herkkiä väestöryhmiä ftalaattien vaikutuksille ovat lapset, nuoret ja raskaana olevat naiset (Kolossa-Gehring ym. 2022). Biomonitorointiin perustuvan arvion mukaan 4 prosentilla lapsista ja 4–7 prosentilla teini-ikäisistä Euroopassa altistuminen ylitti

DnBP:n terveysperusteisen biomonitorointiarvon. Vastaavat ylitykset DiBP:n kohdalla olivat lapsilla 4 % ja teini-ikäisillä 2–3 %. DEHP:lle altistuminen oli vähäisempää: vain n. 0,3 prosentilla lapsista ja nuorista altistuminen ylitti DEHP:n terveysperusteisen biomonitorointiarvon (Kolossa-Gehring ym. 2022).

Flataattiseoksille altistumisen on arvioitu johtavan suurempaan terveysriskiin kuin mitä yksittäisille ftalaateille altistumisesta voitaisiin päätellä (Lange ym. 2022). Viiden ftalaatin seokselle (DEHP, BBP, DnBP, DiBP ja DiNP) altistumisen laskettiin aiheuttavan lisääntymisterveyteen kohdistuvia riskejä jopa 17 prosentille lapsista ja nuorista koko Euroopan tasolla. Suurimman riskin aiheuttaviksi tekijöiksi osoittautuivat DiBP ja DnBP. Pohjoismaissa riskit arvioitiin kuitenkin pienemmiksi, koska altistuminen on vähäisempää Etelä-Eurooppaan verrattuna (Lange ym. 2022). Vaikka suomalaisia aineistoja lasten ja nuorten biomonitoroinneista ei ole saatavilla, voidaan olettaa, että täälläkin lähes kaikki lapset ja nuoret altistuvat ftalaateille, ja että altistuminen on samalla tasolla kuin Ruotsissa ja Norjassa.

EFSA (2019) on asettanut DEHP:lle, DnBP:lle ja BBP:lle TDI-arvoja, jotka perustuvat rotilla havaittuun kehityksen aikaiseen ja lisääntymisterveyteen kohdistuvaan toksisuuteen. Lisäksi maksavaikutuksiin perustuvia TDI-arvoja on asetettu DiNP:lle ja DiDP:lle. Uudemmassa arvioissa TDI-arvo asetettiin myös neljän ftalaatin summalle (DnBP, BBP, DEHP ja DiNP). Biomonitorointitietojen perusteella arvioitu väestön keskimääräinen altistuminen jää selvästi alle näiden EFSA:n raja-arvojen eikä saanti ravinnosta todennäköisesti ylitä TDI-arvoja edes ftalaatteja keskimääräisesti enemmän saavilla henkilöillä (EFSA 2019; Wittassek ym. 2011).

Äskettäin ilmestyneessä systemaattisessa katsauksessa kuitenkin todettiin, että ftalaateista voi aiheutua terveysriskejä jo turvalliseksi arvioituja TDI-arvoja alemmilla pitoisuuksilla (Eales ym. 2022). Riski voi vielä kasvaa, jos huomioon otetaan flataattiseosten yhteisvaikutukset sekä mahdolliset additiiviset tai synergistiset vaikutukset muiden ympäristökemikaalien kanssa.

Terveysvaikutukset suurella altistumisella

Ftalaattien aiheuttamat merkittävimmät haitat kohdistuvat lisääntymisterveyteen. Eläinkokeista on saatu todisteita siitä, että tietyt ftalaatit vaikuttavat hedelmällisyyteen ja lisääntymiseen molemmilla sukupuolilla, mutta urospuoliset jälkeläiset ovat kaikkein herkimpiä ftalaattien vaikutuksille raskaudenaikaisen altistumisen seurauksena. Kohdun aikainen altistuminen mm. DEHP:lle, DiBP:lle, DnBP:lle ja BBP:lle seksuaalisen kehityksen kriittisen ikkunan aikana aiheuttaa epämuodostumia ja muutoksia urosjälkeläisten lisääntymiselimissä. Näistä vaikutuksista käytetään nimeä

”ftalaattisyndrooma” ja siihen sisällytetään mm. hypospadia (virtsaputken alahalkio), kryptorkidismi (piilokiveksisyys eli kivesten laskeutumattomuus), kivesten ja lisäkivesten epämuodostumat sekä myös lyhentynyt anogenitaalinen etäisyys ja alentunut sperman määrä (Lange ym. 2022; Wang ja Qian 2021). Myös epidemiologisissa tutkimuksissa on saatu viitteitä poikien lisääntymisterveyteen kohdistuvista vaikutuksista äidin raskaudenaikaisen altistumisen seurauksena (Benjamin ym. 2017; Rodprasert ym. 2021)

Ftalaattien lisääntymisterveyteen kohdistuvat vaikutukset johtuvat niiden hormoneja häiritsevistä ominaisuuksista, erityisesti antiandrogeenisistä ominaisuuksista. EU onkin määritellyt ftalaatit hormonihäiriköiksi sekä äskettäin useat niistä myös erityistä huolta aiheuttaviksi yhdisteiksi (ECHA 2017 ja 2022).

Ihmisiin kohdistuvia vaikutuksia on tutkittu lukuisissa epidemiologisissa tutkimuksissa, mutta tutkimusten laatu vaihtelee paljon. Laajassa systemaattisessa katsauksessa (Eales ym. 2022) ftalaateilla tai niiden metaboliiteilla havaittiin vahva yhteys sperman laadun heikkenemiseen, hermoston kehityksen häiriintymiseen, lapsuusajan astman riskiin sekä vähän heikompi yhteys poikien anogenitaalisen etäisyyden lyhentymiseen. Kohtuullinen näyttö tunnistettiin alhaiseen syntymäpainoon, endometrioosiin, testosteronitasojen vähenemiseen, ADHD:hen, tyypin 2 diabetekseen sekä rinta- ja kohtusyöpään. Joissakin yksittäisissä tutkimuksissa saatiin näyttöä ftalaattien vaikutuksista sikiön sukupuolihormoneihin, ennenaikaiseen syntymään, estradiolin vähenemiseen, autismiin, liikalihavuuteen erityisesti lapsilla, kilpirauhasen toimintahäiriöihin ja kuulohäiriöihin (Eales ym. 2022).

9 Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH)

Polyaromaattiset hiilivedyt eli PAH-yhdisteet ovat kahdesta tai useammasta aromaattisesta renkaasta koostuvia tasomaisia hiilivetyjä, joita esiintyy ympäristössä luonnostaan sekä ihmisen toiminnan seurauksena. Tunnetuimpia PAH-yhdisteistä ovat Yhdysvaltain ympäristöviraston EPA:n (U.S. Environmental Protection Agency) haitallisten ympäristö- ja terveysvaikutusten perusteella priorisoimat 16 PAH-yhdistettä, joihin lukeutuvat naftaleeni, asenaftyleeni, asenafteeni, fluoreeni, fenantreeni, antraseeni, fluoranteeni, pyreeni, bentso[a]antraseeni, kryseeni, bentso[b]fluoranteeni, bentso[k]fluoranteeni, bentso[a]pyreeni, indeno[1,2,3-cd]pyreeni, dibentso[a,h]antraseeni ja bentso[ghi]peryleeni.

PAH-yhdisteitä syntyy orgaanisen materiaalin kuten fossiilisten polttoaineiden, biomassan ja puun palamisessa, ja niiden merkittävimpiä lähteitä ovat polttomootoriliikenne, energiantuotannon ja teollisuuden prosessit sekä pienpoltto. Sisäympäristöjen lähteitä ovat mm. ruoanvalmistus, tupakanpoltto, kynttilöiden poltto ja lämmitysprosessit. Joitakin PAH-yhdisteitä kuten naftaleenia tuotetaan myös teollisesti. Naftaleenia käytetään teollisuudessa muiden kemikaalien lähtöaineena. Aiemmin naftaleenia on käytetty yleisesti myös mm. tekstiilien tuholaistorjuntaan teollisuudessa ja kotitalouksissa. PAH-yhdisteitä sisältäviä öljy-, kivihiili- ja tervapohjaisia rakennusmateriaaleja on etenkin aiemmin käytetty rakentamisessa. PAH-yhdisteitä voi esiintyä korkeina pitoisuuksina mm. vanhoissa vedeneristeissä, bitumituotteissa, kyllästetyssä puussa ja tervapahveissa.

Kahdesta tai kolmesta aromaattisesta renkaasta koostuvat PAH-yhdisteet kuten naftaleeni ja fenantreeni esiintyvät ilmassa pääasiassa kaasufaasissa (Oliveira ym. 2019). Neljästä aromaattisesta renkaasta koostuvat PAH-yhdisteet kuten pyreeni ja fluoranteeni voivat esiintyä sekä kaasu- että hiukkasfaaseissa. Näitä useammasta renkaasta koostuvat suurimolekyyliset PAH-yhdisteet esiintyvät pääasiassa hiukkasiin kiinnittyneinä (Oliveira ym. 2019).

REACH-asetuksessa rajoitetaan PAH-yhdisteiden pitoisuutta renkaissa, pehmitinöljyissä ja tiettyjen kuluttajatuotteiden, kuten lasten lelujen, kumi- ja muoviosissa.

9.1 Altistuminen

PAH-yhdisteille altistutaan pääasiassa ravinnon ja hengitysilman kautta. Tupakoijilla noin puolet altistumisesta tulee ravinnosta ja puolet hengitysilmaasta. Tupakoimattomilla ravinnon suhteellinen osuus on hengitysilmaa suurempi,

keskimäärin noin 90 % (Sarigiannis ym. 2022). Ruokaviraston laatiman kansallisen elintarvikkeiden vierasaineiden riskinarvioinnin perusteella merkittäviä PAH-yhdisteiden lähteitä ovat viljatuotteet, liha ja rasvat (Suomi 2021). Suuri osa elintarvikkeiden PAH-yhdisteistä on peräisin ruoanvalmistusprosessista. PAH-yhdisteitä muodostuu mm. savustuksessa, grillauksessa, paistamisessa ja kuivatuksessa.

Pitoisuustasot sisäilmassa ja huonepölyssä

Tarkastelimme tätä katsausta varten Työterveyslaitoksen Työympäristölaboratoriossa analysoidun PAH-aineiston, joka koostuu asunnoista (n=822), toimistotyyppeistä työympäristöistä (n=2213) ja korkean altistumistason työympäristöistä (n=430) XAD-adsorbenttiin kerätyistä kaasufaasin PAH-ilmanäytteistä, jotka Työterveyslaitoksen asiakkaat ovat toimittaneet Työympäristölaboratorioon analysoitaviksi vuosina 2000–2021 (taulukko 12). Arviomme mukaan valtaosa asuntojen ja toimistojen näytteistä on kerätty kohteista, joissa on epäilty esiintyvän sisäilman laatuun liittyviä ongelmia.

Sisäilmassa naftaleenin esiintyvyys on suurin; sitä löytyy määritysrajan ylittävänä pitoisuuksina lähes kaikista aineistomme näytteistä. Seuraavaksi suurin esiintyvyys ilmanäytteissä on fenantreenilla, jota esiintyy aineistossamme määritysrajan ylittävänä pitoisuuksina 70–89 prosentissa näytteistä.

PAH-yhdisteistä ainoastaan naftaleenin ilmapitoisuudelle on johdettu terveysperusteinen raja-arvo. Ko. raja-arvo on ilmaistu vuosikeskiarvona ja se on $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2010). Aineistossamme sekä asuntojen että toimistojen P95-arvot jäävät tämän alapuolelle. Korkean altistumistason työympäristöissä naftaleenin mediaani jää terveysperusteisen rajan alapuolelle, mutta tätä korkeammat persentiiliarvot ylittävät raja-arvon.

Kaiken kaikkiaan asuntojen ja toimistojen sisäilmasta mitatut PAH-pitoisuudet olivat pääsääntöisesti hyvin pieniä mediaanien jäädessä naftaleenia ja fenantreenia lukuun ottamatta määritysrajan alapuolelle tai sen tuntumaan. Myös korkeammat persentiiliarvot olivat asunnoissa ja toimistoissa yleisesti varsin pieniä naftaleenin P95-arvojen ollessa $4\text{--}8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja muiden yhdisteiden $\leq 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korkean altistumistason työympäristöistä mitatut PAH-yhdisteiden ilmapitoisuudet olivat huomattavasti suurempia kuin asunnoissa ja toimistoissa. Asunnoissa pitoisuudet olivat keskimäärin hieman suurempia kuin toimistoissa.

Taulukko 12. Kahdeksan kaasufaasissa esiintyvän PAH-yhdisteen pitoisuudet vuosina 2000–2021 asunnoista (n=822), toimistotyypisistä työympäristöistä (n=2213) ja korkean altistumistason työympäristöistä (n=430) kerätyissä ilmanäytteissä. Yhdisteet on esitetty niiden molekyylikoon mukaisessa järjestyksessä pienimmästä suurimpaan. Näytteet on kerätty XAD-adsorbenttiin ja analysoitu Työterveyslaitoksen työympäristölaboratoriossa GC/MS-laitteistolla. Pääasiassa aineiston näytteet ovat 100 litran ilmanäytteitä, jolle yhdistekohtainen määrittäysraja (LOQ) on 0,02 µg/m³. Aineisto on ennen julkaisematon.

Altiste	Ympäristö	Näyte- määrä	% ≥ LOQ	Md (µg/m ³)	P90 (µg/m ³)	P95 (µg/m ³)	P99 (µg/m ³)
Naftaleeni	Asunnot	822	98	0,5	4	8	22
	Toimistot	2213	96	0,2	2	4	16
	Alt. ymp.	430	94	1	88	453	1071
Asenafteeni	Asunnot	822	56	0,03	0,3	0,6	4
	Toimistot	2213	37	< LOQ	0,1	0,2	0,7
	Alt. ymp.	430	57	0,07	8	32	274
Asenaftyleeni	Asunnot	781	24	< LOQ	0,05	0,08	0,2
	Toimistot	1967	8	< LOQ	0,02	0,04	0,3
	Alt. ymp.	230	45	0,04	1	4	39
Fluoreeni	Asunnot	822	59	0,02	0,2	0,4	3
	Toimistot	2213	39	< LOQ	0,07	0,1	0,6
	Alt. ymp.	430	65	0,06	12	42	140
Fenantreeni	Asunnot	822	89	0,09	0,6	1	3
	Toimistot	2213	73	0,03	0,2	0,4	2
	Alt. ymp.	430	70	0,09	7	26	115
Antraseeni	Asunnot	822	11	< LOQ	0,03	0,04	0,2
	Toimistot	2213	7	< LOQ	< LOQ	0,03	0,09
	Alt. ymp.	430	36	0,03	0,6	2	10
Fluoranteeni	Asunnot	822	18	< LOQ	0,03	0,05	0,2
	Toimistot	2213	9	< LOQ	0,02	0,04	0,1
	Alt. ymp.	430	25	< LOQ	0,3	1	16
Pyreeni	Asunnot	822	8,5	< LOQ	< LOQ	0,03	0,11
	Toimistot	2213	6,2	< LOQ	< LOQ	0,02	0,08
	Alt. ymp.	430	24	< LOQ	0,3	0,8	13

Pitoisuustasot biomonitorointinäytteissä

Sisäistä PAH-yhdisteille altistumista mitataan määrittämällä virtsasta hydroksyloituja PAH-metaboliitteja, joista 1-hydroksipyreeni eli pyrenoli on yleisimmin käytetty biomarkkeri. Muita yleisesti määritettyjä biomarkkereita ovat 1- ja 2-naftoli. Näistä 2-naftolia ja pyrenolia mitattiin suomalaisen työssään altistumattoman väestön virtsanäytteistä Työterveyslaitoksen tutkimuksessa vuonna 2011 (Vainiotalo ja Vaaranrinta 2011, taulukko 13). Pyrenolia määritettiin yhteensä 125 virtsanäytteestä, jotka oli kerätty 110 tupakoimattomalta ja 15 tupakoivalta henkilöltä. 2-Naftolia määritettiin 107 tupakoimattoman ja 15 tupakoivan henkilön näytteistä. 2-Naftolin mittaamisella arvioidaan altistumista naftaleenille, mikä tapahtuu pääasiassa hengityksen kautta. Pyrenoli puolestaan kuvastaa enemmän altistumista ravinnon kautta pyreenille ja muille heikommin haihtuville PAH-yhdisteille (Li ym. 2010).

Taulukko 13. Suomalaisen väestön virtsanäytteistä vuonna 2011 mitattuja PAH-metaboliittien pitoisuuksia (Vainiotalo ja Vaaranrinta 2011). Näytteet on analysoitu Työterveyslaitoksen laboratoriossa LC/FLD-laitteistolla (pyrenolin määritysraja on 0,03 µg/l ja 2-naftolin 0,14 µg/l). Mittaustulokset on normalisoitu suhteellisen tiheyden arvoon 1,021. Aineisto on ennen julkaisematon. Tutkimukselle oli Helsingin ja Uudenmaan sairaanhoitopiirin (HUS) Koordinoivan eettisen toimikunnan puoltava lausunto (viite: 359/13/03/00/2010).

Metaboliitti		% ≥ LOQ	Md (µg/l)	P90 (µg/l)	P95 (µg/l)	P99 (µg/l)	Ohjeraja-arvo (µg/l)
Pyrenoli	kaikki (n=125)	90	0,2	0,5	0,8	1,4	2,6*
	ei tup. (n=110)	88	0,1	0,4	0,6	1,4	
	tup. (n=15)	100	0,2	0,8	0,9	1,0	
2-Naftoli	kaikki (n=122)	100	2,9	13	18	26	-
	ei tup. (n=107)	100	2,6	6,0	6,8	14	
	tup. (n=15)	100	16	24	28	31	

* Pyrenolin ohjeraja-arvo on Työterveyslaitoksen asettama (Työterveyslaitos 2023).

PAH-metaboliiteista vain pyrenolille löytyy ohjeraja-arvo (Työterveyslaitos 2023). Lisäksi pyrenolille on saksalainen tupakoimattoman perusväestön, ei-terveysperusteinen suuriin aineistoihin perustuva viiteraja 0,5 µg/l, joka perustuu väestön mittaustulosten P95-arvoon (Apel ym. 2017; Schulz ym. 2011). Suomalaisen tupakoimattoman väestön P95-arvo 0,6 µg/l on hyvin samaa luokkaa. 2-Naftolille vastaava saksalainen viitearvo

on 20 µg/l, jonka alle suomalaisen tupakoimattoman väestön P95-arvo 6,8 µg/l jää selvästi.

2-Naftolin pitoisuudessa nähtiin selvä ero tupakoivien ja tupakoimattomien henkilöiden välillä. Saksalaisen aineiston perusteella tupakoivien henkilöiden naftolipitoisuuksien arvioitiin olevan viisi kertaa tupakoimattomia suurempia (Schulz ym. 2011), mutta uudemmissa eurooppalaisissa aineistoissa ero oli keskimäärin 1,5–3-kertainen (Sarigiannis ym. 2022). Korkeimpia naftolin virtsapitoisuuksia on mitattu Puolassa, jossa tupakoivien mediaanipitoisuus oli 18,6 µg/l ja tupakoimattomien 7,2 µg/l. Myös passiivisen tupakoinnin kohteeksi joutuvien henkilöiden virtsasta on mitattu tupakoimattomia korkeampia naftolipitoisuuksia (Sarigiannis ym. 2022).

Eurooppalaisissa biomonitorointitutkimuksissa virtsan pyrenolipitoisuuksien mediaanitasot ovat yleensä vaihdelleet välillä 0,1–0,4 µg/l (Sarigiannis ym. 2022). Korkeimmat mediaanipitoisuudet on havaittu Tsekissä, Kreikassa ja Italiassa, kun taas matalimmat Ranskassa, Espanjassa, Saksassa ja Suomessa (Sarigiannis ym. 2022). Suomalaisesta aineistosta mitattu pyrenolin mediaanipitoisuus 0,2 µg/l (taulukko 13) sijoittuu eurooppalaisen tason alarajalle.

PAH-yhdisteille altistumisen eroja selittää eniten saanti ravinnosta, ja korkeamman altistumisen taustalla voi olla runsas savustetun ruoan nauttiminen tai kulkeutuminen saastuneesta maaperästä ravintoon ja hengitysilmaan. Myös ilmansaasteiden määrällä voi olla merkitystä, mutta vähäisemmässä määrin. Yksilöiden kohdalla keskeisimpiä altistumisen määrään vaikuttavia tekijöitä ovat ikä, tupakointi tai altistuminen passiiviselle tupakoinnille sekä asuinpaikka. (Crépet ja Roth 2021)

PAH-metaboliittien pitoisuuksissa ei ole näkyvissä laskevaa trendiä, vaan pitoisuustasot ovat keskimäärin pysyneet samansuuruisina (Sarigiannis ym. 2022). Lähes kaikkien yksittäisten tupakointiin liittyvien metaboliittien pitoisuudet naftolia lukuun ottamatta ovat kuitenkin pienentyneet tupakoinnin vähenemisen vuoksi (Burkhardt ym. 2023).

Ammatteihin liittyvä altistuminen

Työntekijät voivat altistua perusväestöä enemmän suuremmille pitoisuuksille ja pitempiä ajanjaksoja. Asfaltin valmistuksen ja maaperän kunnostuksen parissa työskentelevillä työntekijöillä on todettu suurimmat virtsan pyrenolipitoisuudet, keskiarvojen ollessa jopa 7 µg/l (Sarigiannis ym. 2022). Hengitys ja ihokosketus ovat työntekijöillä ensisijaisia altistumisreittejä. Työpaikoilla tapahtuvaa altistumista seurataan ilmanäytteillä sekä määrittämällä työntekijöiden virtsasta PAH-yhdisteiden metaboliitteja (esim. pyrenoli). Suomessa PAH-altistumisen biomarkkereista vain pyrenolille on asetettu ohjeraja-arvo (taulukko 13). HBM4EU-projektissa tehdyssä

kattavassa katsauksessa korostetaan tarvetta kehittää PAH-yhdisteille harmonisoituja biomonitorointimenetelmiä, jotta voidaan paremmin tunnistaa suurimman riskin työpaikat ja mahdollistaa ennaltaehkäisevät riskinhallintatoimenpiteet. (Louro ym. 2022)

9.2 Terveysriskit

Perusväestö

PAH-yhdisteiden eniten huolta aiheuttava ominaisuus on niiden syöpävaarallisuus. Elinikäistä syöpäriskin lisääntymistä on arvioitu eurooppalaisista kohorttitutkimuksista saatujen altistumistietojen perusteella (Santonen ja Mahiout 2019) sekä EFSA:n arvioimien maakohtaisten PAH-saantien (johdettu mitatuista elintarvikejäämistä ja elintarvikekulutustiedoista) perusteella (EFSA 2008; ECHA-RAC 2018)). HBM4EU:n biomonitorointiin perustuvassa arviossa oletettiin, että pyrenoli on epäsuora biomarkkeri altistumisesta PAH-seoksille, bentso[a]pyreeni mukaan lukien (Crépet ja Roth 2021; Santonen ja Mahiout 2019). Elinikäistä syöpäriskiä 10^{-6} (yksi tapaus miljoonaa henkilöä kohti) pidetään yleisesti hyväksyttävänä, kun taas 10^{-4} edustaa jo suurta riskiä. (Crépet ja Roth 2021; Santonen ja Mahiout 2019; ECHA-RAC 2018)

HBM4EU-projektissa kootun biomonitorointiaineiston perusteella eurooppalaisen perusväestön syöpäriski on vähäinen ja hyväksytyllä tasolla (alle 10^{-6}) (Crépet ja Roth 2021; Santonen ja Mahiout 2019). Tämän perusteella myöskään suomalaisten altistuminen PAH-yhdisteille ei lisää elinikäistä syöpäriskiä, varsinkaan kun altistumisemme on vielä keskimääräistä eurooppalaista tasoa vähäisempää. Ravintosaanteihin perustuva laskennallinen syöpäriski on kuitenkin arvioitu suuremmaksi eli sen arvion mukaan eurooppalaiseen tupakoimattomaan perusväestöön kohdistuisi lähes 10^{-5} syöpäriski (ECHA-RAC 2018). Työperäisesti altistuvien elinikäiseksi syöpäriskiksi saatiin biomonitorointiin perustuvassa riskinarvioinnissa 10^{-5} ja tupakointiin yhdistettynä jo korkea riski eli 10^{-4} . (Crépet ja Roth 2021; Santonen ja Mahiout 2019)

Terveysvaikutukset suurella altistumisella

Useat PAH-yhdisteet ovat tunnetusti syöpävaarallisia. Tunnetuin karsinogeeninen PAH-yhdiste on bentso[a]pyreeni, jonka kansainvälinen syöväntutkimuslaitos IARC on luokitellut ryhmään 1 eli syöpää aiheuttavaksi (IARC, 2018). Bentso[a]pyreeni aiheuttaa myös mutaatioita, ihoärsytystä ja häiriöitä lisääntymiselle eli se on toksisin PAH-yhdisteistä. Eläinkokeiden perusteella syöpäriskiä lisääväksi eli luokkaan 1B on luokiteltu mm. bentsofluorantreeni, kryseeni, bentso[a]antraseeni ja naftaleeni (Sarigiannis ym. 2022).

Suurina pitoisuuksina PAH-yhdisteet heikentävät elimistön vastustuskykyä vaikuttamalla mm. puolustusjärjestelmän kehittymiseen ja vasta-aineiden muodostumiseen. PAH-yhdisteet voivat myös vaikuttaa keskushermostoon, vaurioittaa maksaa ja munuaisia sekä aiheuttaa synnynnäisiä vikoja ja lisääntymishäiriöitä. Useat PAH-yhdisteet metaboliitteineen voivat olla vuorovaikutuksessa estrogeenireseptorin kanssa.

10 Muita SVOC-aineryhmiä

Katsauksessa tarkasteltujen SVOC-aineryhmien lisäksi elinympäristössämme esiintyy muitakin orgaanisia aineita ja aineryhmiä, jotka ainakin osittain luetaan SVOC-haihtuvuusalueelle. Taulukkoon 14 on koottu lyhyet kuvaukset ja lisätiedon lähteitä joistakin keskeisimmistä aineryhmistä.

Taulukko 14. SVOC-aineryhmiä, joita ei ole tarkasteltu tässä katsauksessa laajemmin

Aineryhmä	Kirjallisuusviitteitä
Siloksaanit ovat pii-happi-rungosta muodostuneita suoria, haaroittuneita tai sykklisiä polymeerejä, joissa piatomeihin on liittynyt hiilivetyryhmiä. Niitä käytetään erityisesti niiden lianhyljintäominaisuuksien vuoksi erilaisissa pesu- ja puhdistusaineissa, tekstiilien käsittelyaineissa, kosmetiikassa ja tiivistysmassoissa.	Cincinelli ym. 2020; Mojsiewicz-Pieńkowska ja Krenczkowska 2018; Tran ym. 2019
Synteettiset myskit ovat yleisnimitys keinotekoisille hajusteaineille, joita käytetään yleisesti monissa kuluttajatuotteissa kuten pesu- ja puhdistusaineissa, hygieniauotteissa, ilmanraikastimissa ja deodoranteissa.	Fromme ym. 2004; Lu ym. 2011; Wong ym. 2019
Parabeenit ovat parahydroksibentsoehapon estereitä, joita käytetään yleisesti säilöntäaineina kosmetiikassa ja hygieniauotteissa.	Kang ym. 2016; Wei ym. 2021
Bisfenoli A (BPA) on aromaattinen orgaaninen yhdiste, jota käytetään mm. polykarbonaattimuovin ja epoksihartsin valmistuksessa. Polykarbonaattista valmistetaan monia erilaisia muovituotteita, kuten elektronisten laitteiden koteloita, suojalaseja, suojaseiniä, -katoksia ja -kypäriä, terveydenhoitoalan laitteita sekä ruoka- ja juoma-astioita. Ruoka- ja juoma-astioissa BPA on nykyään korvattu muilla kemikaaleilla. Epoksihartsia käytetään mm. säilyke- ja juomatölkkiin sisäpinnoitteissa, komposiittituotteissa, liimoissa ja muovipinnoitteissa.	Ejaredar ym. 2017; Erler ja Novak 2010; Karrer ym. 2020
Triklosaani [5-kloori-2-(2,4-dikloorifenoksi)fenoli] on kloorattu aromaattinen yhdiste, jota käytetään antibakteerisena aineena mm. hygieniauotteissa ja pesuaineissa.	Chen ym. 2018b; Goodman ym. 2018; Weatherly ja Gosse 2017
Di-isosyanaatit ovat kemikaaliryhmä, joita käytetään laajasti muoviteollisuuden raaka-aineena (mm. polyuretaanituotteet) sekä maalien, liimojen ja lakkojen kovettajina.	Bekki ym. 2018; Verschoor ja Verschoor 2014
Klooratut pestisidit ovat ryhmä erittäin pysyviä orgaanisia yhdisteitä, joita on käytetty torjunta-aineina. Ryhmään luetaan useita jo käytöstä poistuneita torjunta-aineita kuten DDT, lindaani, mirex ja dieldriini.	de la Torre ym. 2020b; Wang ym. 2013
Pyretroidit ovat synteettisesti valmistettuja hyönteismyrkkyjä, jotka muistuttavat joidenkin kasvilajien sisältämiä luontaisia pyretriinejä. Pyretroideja käytetään yleisesti pestisideinä	Chrustek ym. 2018; Glorennec ym. 2017; Ravula ja Yenugu 2021

<p>maataloudessa. Myös kotitalouksissa ja kuluttajatuotteissa voidaan käyttää pyretroideja sisältäviä hyönteismyrkkyjä.</p>	
<p>Polyklooratut bifenyylit (PCB) ovat ryhmä erittäin pysyviä kloorattuja orgaanisia yhdisteitä, joita on käytetty mm. lämmönsiirtonesteinä ja eristeinä muuntajissa, kondensaattoreissa ja muissa hydraulisissa laitteissa, sekä erilaisissa saumaustaasteissa, maaleissa ja liimoissa. PCB-yhdisteet kiellettiin Suomessa 1970-luvulla.</p>	<p>Andersen ja Frederiksen 2021; Othman ym. 2022</p>
<p>Dioksiinit ovat yleisnimitys ryhmälle erittäin pysyviä kloorattuja orgaanisia yhdisteitä. Muiden muassa polyklooratut dibentsodioksiinit (PCDD) ja polyklooratut dibentsofuraanit (PCDF) kuuluvat dioksiineihin. Dioksiineja ei tuoteta tarkoituksellisesti, vaan ne syntyvät epätäydellisen palamisen ja kloorausprosessien sivutuotteina mm. puun pienpoltossa, jätteenpoltossa sekä sellu- ja metalliteollisuudessa.</p>	<p>Deziel ym. 2012; Hays ja Aylward 2003</p>

11 Johtopäätökset

Puolihaihtuville yhdisteille altistutaan monien eri lähteiden ja reittien kautta. Useimpien SVOC-yhdisteiden kohdalla ravinnon arvioidaan muodostavan suurimman osuuden kokonaisaltistumisesta. Sisäilman ja huonepölyn kautta tapahtuvan altistumisen arvioidaan yleisesti olevan selvästi vähäisempää. Eri lähteiden ja altistumisreittien osuudet vaihtelevat yhdisteryhmittäin ja altistuvan ryhmän mukaan. Esimerkiksi lapsilla, tupakoijilla ja ammatissa altistuvilla hengitysteiden kautta tapahtuva altistuminen joillekin SVOC-yhdisteille saattaa olla perusväestöä suurempaa.

Uusissa kuluttajatuotteissa käytettyjen SVOC-yhdisteiden valikoima on muuttunut viime vuosina ja vuosikymmeninä paljon, kun ympäristölle tai terveydelle haitallisten yhdisteiden käyttöä ja markkinoille saattamista on rajoitettu lainsäädännön avulla, ja uusia korvaavia yhdisteitä on kehitetty tilalle. Kansainvälisissä seurantatutkimuksissa on havaittu, että rajoitettujen yhdisteiden pitoisuudet alkavat pienetä väestön biomonitorointinäytteissä yleensä melko nopeasti rajoitusten voimaantulon jälkeen, ja vastaavasti uusien korvaavien yhdisteiden pitoisuudet kasvavat. Altistumista rajoitetuillekin yhdisteille tapahtuu kuitenkin vielä pitkään ympäristön kontaminoitumisen seurauksena ja siksi, että rajoitettuja yhdisteitä sisältävät tuotteet ovat usein pitkäikäisiä, ja ne poistuvat kierrosta hitaasti.

Bromatuille palonsuoja-aineille (BFR) altistutaan eniten ravinnon kautta.

Elintarvikkeista eläinrasvat ja rasvapitoinen kala muodostavat merkittävimmät lähteet. Ravinnon jälkeen toiseksi merkittävin altistumisreitti on huonepöly. Pienet lapset altistuvat BFR-aineille aikuisia enemmän mm. runsaamman huonepölyn hengittämisen ja nielemisen seurauksena. Suomessa ja muissa maissa tehtyjen tutkimusten mukaan pölyn kautta tapahtuvasta altistumisesta ei kuitenkaan aiheudu terveysriskiä edes tälle eniten altistuvalla ryhmällä. Pohjoismaisten seurantatutkimusten mukaan ravinnon kautta tapahtuvan PBDE-altistumisen arvioidaan pienenneen 2000-luvulla, mikä näkyy laskevinä trendeinä seerumi- ja äidinmaidonäytteissä. Myös Suomessa PBDE-yhdisteiden pitoisuudet äidinmaidossa ovat vähentyneet selvästi vuodesta 2000 alkaen. Uusiin BFR-aineisiin ja seosvaikutuksiin liittyy vielä tietopuutteita, eikä niihin liittyviä terveysriskejä ole voitu arvioida. Tämänhetkisen kokonaisarvion mukaan BFR-aineille altistuminen ei kuitenkaan ole terveysriski suomalaiselle väestölle.

Per- ja polyfluoratut alkylyyhdisteet (PFAS) ovat erittäin laaja aineryhmä, johon lukeutuvia aineita käytetään mm. pintakäsittelyaineina erilaisissa kuluttajatuotteissa kuten ulkoiluvaatteissa ja -varusteissa, sisustustekstiileissä, elektroniikkalaitteissa ja paistinpannuissa. PFAS-aineita koskeva tutkimus on viime aikoihin saakka keskittynyt pieneen joukkoon yhdisteitä, joihin kuuluvat perfluorisulfonihapot (PFSA) ja

perfluorikarboksyylihapot (PFCA). Muista PFAS-yhdisteistä kuten prekursoreista ja polymeereista tietoa on vasta vähän etenkin terveysriskien osalta. Tunnistettujen ympäristö- ja terveysriskien vuoksi EU:ssa on rajoitettu 2000-luvulla joidenkin PFAS-yhdisteiden valmistusta ja käyttöä, mikä näkyy eurooppalaisen väestön biomonitorointitutkimuksissa laskevinä trendeinä. Maaliskuussa 2023 Euroopan kemikaalivirasto ECHA julkisti rajoitusehdotuksen, jonka avulla tulevana vuosina on tarkoitus rajoittaa PFAS-aineryhmän valmistusta, markkinoille saattamista ja käyttöä erittäin laajasti. Laajan rajoituksen avulla pyritään ensisijaisesti vähentämään ympäristön kontaminoitumista ja ehkäisemään mahdollisia terveyshaittoja varovaisuusperiaatteen mukaisesti.

PFAS-yhdisteille altistutaan eurooppalaisten tutkimusten mukaan eniten ravinnon, kuten kalan ja kananmunien, sekä juomaveden kautta. Huonepölyn, sisäilman ja suoraan kulutustuotteiden kautta tapahtuvan altistumisen arvioidaan yleisesti olevan vähäisempää. Suomessa juomaveden kautta tapahtuvaa altistumista ei tunneta kovinkaan hyvin.

Suomalaisen aikuisväestön mediaanitasoinen altistuminen vuonna 2014 ylitti terveysperusteiset raja-arvot PFOS:n, PFOA:n sekä neljän PFAS-yhdisteen summapitoisuuden osalta. Haitallisten PFOS- ja PFOA-yhdisteiden pitoisuudet biomonitorointinäytteissä ovat vuosittain vähentyneet Pohjoismaissa ja muualla Euroopassa rajoitustoimenpiteiden seurauksena ja tämä laskeva trendi huomioiden nykyiset mediaanipitoisuudet Suomessakin ylittävät todennäköisesti terveysperusteiset raja-arvot. Tuoreimpien eurooppalaisten biomonitorointiaineistojen mukaan 14 prosentilla eurooppalaisista nuorista altistuminen ylittää terveysperusteisen biomonitoroinnin raja-arvon, joka on asetettu neljän PFAS-yhdisteen summapitoisuudelle. Lasten altistumisesta Suomessa on tulossa lähiaikoina uutta tietoa.

Ftalaattien pääasiallinen käyttötarkoitus on muovinpehmenys, ja niille altistutaan ravinnon, huonepölyn ja sisäilman kautta. Ftalaattien käyttöä on Euroopassa rajoitettu ja niille on asetettu enimmäispitoisuuksia monissa kuluttajatuotteissa kuten leluissa ja lastenhoitotarvikkeissa. Viime vuosina ftalaatteja on yhä enenevässä määrin korvattu muilla kemikaaleilla, mikä on näkynyt laskevinä ftalaattimetaboliittien pitoisuuksina eurooppalaisen väestön biomonitorointitutkimuksissa. Suomessa vuosina 2015 ja 2017 toteutettujen mittausten perusteella suomalaisesta aikuisväestöstä hyvin pienellä osalla (<1 %) altistuminen ylittää terveysperusteiset biomonitoroinnin raja-arvot. Eurooppalaisista lapsista ja nuorista muutamalla prosentilla altistuminen ylittää DnBP:n, DiBP:n ja DEHP:n terveysperusteiset biomonitoroinnin raja-arvot. Ftalaattiseoksille

altistumisen on arvioitu lisäävän lisääntymisterveyteen kohdistuvia riskejä osalle lapsista ja nuorista. Suomalaisten lasten ja nuorten altistumisesta ei ole tietoa.

Polyaromaattisia hiilivetyjä eli PAH-yhdisteitä syntyy orgaanisen aineen palamisprosesseissa liikenteessä, teollisuudessa ja kotitalouksissa. Niille altistutaan ravinnon ja hengityksen kautta. Tupakoimattomilla ravinnon osuus on noin 90% ja tupakoivilla noin 50%. Asuntojen ja toimistojen sisäilmassa PAH-pitoisuudet ovat hyvin pieniä. Suomessa vuosina 2000–2021 kerätyssä aineistossa naftaleenin P95-arvot asunnoissa ja toimistoissa jäivät alle terveysperusteisen raja-arvon. Suomalaisen perusväestön altistuminen PAH-yhdisteille on hyväksyttävällä tasolla myös elinikäisen syöpäriskin arvioinnin perusteella. Riski on suurempi korkean altistumistason työympäristöissä työskentelevillä, etenkin jos se yhdistyy tupakointiin.

Fosforoiduille palonsuoja-aineille (OPFR) altistutaan ravinnon, hengityksen, ihon ja huonepölyn kautta. Lasten altistumisen sisäilmasta ja huonepölystä arvioidaan olevan useita kertoja aikuisia suurempaa, koska lapset nielevät enemmän pölyä ja hengittävät enemmän ilmaa suhteessa ruumiinpainoon. Suomalaisten asuntojen pölynäytteiden mittaustulosten perusteella tehty riskinarviointi kuitenkin osoittaa, että OPFR-yhdisteistä ei aiheudu riskiä lapsillekaan. Parhaan käytettävissä olevan tiedon perusteella altistuminen OPFR-yhdisteille ravinnon tai pölyn kautta ei ole merkittävä terveysriski. Kotimainen biomonitorointiaineisto OPFR-yhdisteistä kuitenkin puuttuu.

Klooratuille parafiineille (CP) altistutaan eniten ravinnon kautta, mutta jonkin verran myös ihokosketuksen, hengityksen ja pölyn nielemisen kautta. Suomalaista pitoisuustietoa ei ole saatavilla sisäilmasta, huonepölystä eikä biomonitorointinäytteistä. Toksikologista tietoakaan ei ole riittävästi eikä siksi terveysperusteisia raja-arvoja ole voitu asettaa. Kalan kulutuksen perusteella tehdyn riskinarvioinnin perusteella altistumisesta ei aiheudu terveysriskiä.

Johtopäätöksenä voidaan todeta, että suomalaisten altistuminen SVOC-yhdisteille on pääasiassa hyväksyttävällä tasolla. Monien haitalliseksi tiedettyjen yhdisteiden käyttöä on rajoitettu EU:ssa ja rajoitustoimien seurauksena pitoisuuksien biomonitorointinäytteissä on todettu pienenneen Pohjoismaissa ja muualla Euroopassa. Uusia rajoituksia on tulossa sitä mukaa, kun tutkimustieto aineiden haitallisista ympäristö- ja terveysvaikutuksista lisääntyy. Rajoituksia valmistellaan myös ennakoivasti, vaikka täyttä varmuutta terveys- tai ympäristöriskeistä ei olisikaan.

Aineistojemme perusteella PFAS-yhdisteille altistuminen voi olla terveysriski osalle suomalaisista. Pitää kuitenkin ottaa huomioon, että terveysperusteisten raja-arvojen ylittyminen ei suoraan tarkoita terveyshaitan syntymistä, vaan todennäköisyys haittojen

ilmenemiseen alkaa pikkuhiljaa kasvaa raja-arvon ylittyessä. Raja-arvoihin on lisäksi otettu mukaan turvallisuusmarginaali, joka huomioi riskinarvioinnin epävarmuustekijöitä antaen lisäturvaa.

Haluamme vielä tuoda esiin, että katsaukseen käytettävissä olleet suomalaiset aineistot olivat melko vanhoja, joten tämänhetkistä altistumistilannetta ei tarkkaan tiedetä. Toivomme, että jatkossa myös Suomessa panostettaisiin säännölliseen väestön biomonitorointiseurantaan.

Lähteet

- Aamir M, Yin S, Guo F, Liu K, Xu C, Liu W (2019) Congener-specific mother–fetus distribution, placental retention, and transport of C10–13 and C14–17 chlorinated paraffins in pregnant women. *Environmental Science & Technology* 53(19):11458-11466
- Airaksinen R, Jestoi M, Keinänen M, ym. (2018) Muutokset kotimaisen luonnonkalan ympäristömyrkkypitoisuuksissa (EU-kalat III). Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 51/2018
- Al-Omran LS, Harrad S, Abou-Elwafa Abdallah M (2021) A meta-analysis of factors influencing concentrations of brominated flame retardants and organophosphate esters in indoor dust. *Environmental Pollution* 285:117262 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117262>
- Andersen HV, Frederiksen M (2021) Sorption of PCB from air to settled house dust in a contaminated indoor environment. *Chemosphere* 266:129139 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129139>
- Anderson WAC, Castle L, Scotter MJ, Massey RC, Springall C (2001) A biomarker approach to measuring human dietary exposure to certain phthalate diesters. *Food Additives & Contaminants* 18(12):1068-1074 doi:10.1080/02652030110050113
- Andersson EM, Scott K, Xu Y, ym. (2019) High exposure to perfluorinated compounds in drinking water and thyroid disease. A cohort study from Ronneby, Sweden. *Environmental Research* 176:108540 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108540>
- Apel P, Angerer J, Wilhelm M, Kolossa-Gehring M (2017) New HBM values for emerging substances, inventory of reference and HBM values in force, and working principles of the German Human Biomonitoring Commission. *International journal of hygiene and environmental health* 220(2):152-166
- Apel P, Rousselle C, Lange R, Sissoko F, Kolossa-Gehring M, Ougier E (2020) Human biomonitoring initiative (HBM4EU) - Strategy to derive human biomonitoring guidance values (HBM-GVs) for health risk assessment. *Int J Hyg Environ Health* 230:113622 doi:10.1016/j.ijheh.2020.113622
- Arnesdotter E, Rogiers V, Vanhaecke T, Vinken M (2021) An overview of current practices for regulatory risk assessment with lessons learnt from cosmetics in the European Union. *Critical reviews in toxicology* 51(5):395-417
- Arvaniti OS, Kalantzi O-I (2021) Determinants of flame retardants in non-occupationally exposed individuals – A review. *Chemosphere* 263:127923 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127923>
- Axmon A, Axelsson J, Jakobsson K, Lindh CH, Jonsson BA (2014) Time trends between 1987 and 2007 for perfluoroalkyl acids in plasma from Swedish women. *Chemosphere* 102:61-7 doi:10.1016/j.chemosphere.2013.12.021

- Balk FGP, Winkens Pütz K, Ribbenstedt A, Gomis MI, Filipovic M, Cousins IT (2019) Children's exposure to perfluoroalkyl acids – a modelling approach. *Environmental Science: Processes & Impacts* 21(11):1875-1886 doi:10.1039/C9EM00323A
- Banzhaf S, Filipovic M, Lewis J, Sparrenbom CJ, Barthel R (2017) A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Ambio* 46(3):335-346 doi:10.1007/s13280-016-0848-8
- Bekki K, Uchiyama S, Kunugita N (2018) Analysis of isocyanates in indoor dust. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410(18):4247-4251 doi:10.1007/s00216-018-1110-y
- Benjamin S, Masai E, Kamimura N, Takahashi K, Anderson RC, Faisal PA (2017) Phthalates impact human health: Epidemiological evidences and plausible mechanism of action. *Journal of hazardous materials* 340:360-383
- Berg V, Sandanger TM, Hanssen L, Rylander C, Nøst TH (2021) Time trends of perfluoroalkyl substances in blood in 30-year old Norwegian men and women in the period 1986–2007. *Environmental Science and Pollution Research* 28(32):43897-43907 doi:10.1007/s11356-021-13809-6
- Bergh C, Torgrip R, Emenius G, Östman C (2011) Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust – a multi-location indoor study. *Indoor Air* 21(1):67-76 doi:10.1111/j.1600-0668.2010.00684.x
- Bil W, Govarts E, Zeilmaker MJ, ym. (2023) Approaches to mixture risk assessment of PFASs in the European population based on human hazard and biomonitoring data. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 247:114071 doi:https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114071
- Bjermo H, Aune M, Cantillana T, ym. (2017) Serum levels of brominated flame retardants (BFRs: PBDE, HBCD) and influence of dietary factors in a population-based study on Swedish adults. *Chemosphere* 167:485-491 doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.008
- Burkhardt T, Scherer M, Scherer G, Pluym N, Weber T, Kolossa-Gehring M (2023) Time trend of exposure to secondhand tobacco smoke and polycyclic aromatic hydrocarbons between 1995 and 2019 in Germany—Showcases for successful European legislation. *Environmental Research* 216:114638
- Caporale N, Leemans M, Birgersson L, ym. (2022) From cohorts to molecules: Adverse impacts of endocrine disrupting mixtures. *Science* 375(6582):eabe8244
- Cequier E, Sakhi AK, Marcé RM, Becher G, Thomsen C (2015) Human exposure pathways to organophosphate triesters—A biomonitoring study of mother–child pairs. *Environment international* 75:159-165
- Chen H, Lam JCW, Zhu M, ym. (2018a) Combined Effects of Dust and Dietary Exposure of Occupational Workers and Local Residents to Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in a Mega E-Waste Recycling Industrial Park in South China.

- Environmental Science & Technology 52(20):11510-11519 doi:10.1021/acs.est.8b02625
- Chen J, Hartmann EM, Kline J, Van Den Wymelenberg K, Halden RU (2018b) Assessment of human exposure to triclocarban, triclosan and five parabens in U.S. indoor dust using dispersive solid phase extraction followed by liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Journal of Hazardous Materials* 360:623-630 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.014>
- Chrustek A, Hołyńska-Iwan I, Dziembowska I, ym. (2018) Current research on the safety of pyrethroids used as insecticides. *Medicina* 54(4):61
- Cincinelli A, Martellini T, Scodellini R, Scopetani C, Guerranti C, Katsoyiannis A (2020) Cyclic and Linear Siloxanes in Indoor Environments: Occurrence and Human Exposure. In: Homem V, Ratola N (eds) *Volatile Methylsiloxanes in the Environment*. Springer International Publishing, Cham, p 181-200
- Crépet A, Roth C (2021) D12.5 Risk characterisation of the 1st set of prioritised substances using external exposure estimated from HBM data: a methodological approach. www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2021/03/HBM4EU_AD5.4_Reporting_first_and_second_set_substances_v1.1.pdf
- Darnerud PO, Bergman Å (2022) Critical review on disposition of chlorinated paraffins in animals and humans. *Environment International* 163:107195 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107195>
- Darnerud PO, Lignell S, Aune M, ym. (2015) Time trends of polybrominated diphenylether (PBDE) congeners in serum of Swedish mothers and comparisons to breast milk data. *Environmental Research* 138:352-360 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.02.031>
- de la Torre A, Navarro I, Sanz P, de los Ángeles Martínez M (2020a) Organophosphate compounds, polybrominated diphenyl ethers and novel brominated flame retardants in European indoor house dust: Use, evidence for replacements and assessment of human exposure. *Journal of Hazardous Materials* 382:121009 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121009>
- de la Torre A, Sanz P, Navarro I, Martínez MdlÁ (2020b) Investigating the presence of emerging and legacy POPs in European domestic air. *Science of The Total Environment* 746:141348 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141348>
- De Silva AO, Armitage JM, Bruton TA, ym. (2021) PFAS Exposure Pathways for Humans and Wildlife: A Synthesis of Current Knowledge and Key Gaps in Understanding. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40(3):631-657 doi:<https://doi.org/10.1002/etc.4935>
- DeLuca NM, Minucci JM, Mullikin A, Slover R, Cohen Hubal EA (2022) Human exposure pathways to poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from indoor media: A systematic review. *Environment International* 162:107149 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107149>

- Demirtepe H, Melymuk L, Diamond ML, ym. (2019) Linking past uses of legacy SVOCs with today's indoor levels and human exposure. *Environment International* 127:653-663 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.001>
- Deziel NC, Nuckols JR, Colt JS, ym. (2012) Determinants of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in house dust samples from four areas of the United States. *Science of The Total Environment* 433:516-522 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.098>
- Domingo JL, Nadal M (2019) Human exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) through drinking water: A review of the recent scientific literature. *Environmental Research* 177:108648 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108648>
- Dorman DC, Chiu W, Hales BF, ym. (2018) Polybrominated diphenyl ether (PBDE) neurotoxicity: a systematic review and meta-analysis of animal evidence. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 21(4):269-289 doi:[10.1080/10937404.2018.1514829](https://doi.org/10.1080/10937404.2018.1514829)
- Dou M, Wang L (2023) A review on organophosphate esters: Physiochemical properties, applications, and toxicities as well as occurrence and human exposure in dust environment. *Journal of Environmental Management* 325:116601
- Eales J, Bethel A, Galloway T, ym. (2022) Human health impacts of exposure to phthalate plasticizers: An overview of reviews. *Environment international* 158:106903
- ECHA (2016) European Chemicals Agency and Danish Environmental Protection Agency Annex XV restriction report on four phthalates (DEHP, BBP, DBP, DIBP). <https://echa.europa.eu/documents/10162/2700f4f2-579a-1fbc-2c23-311706a3e958>
- ECHA (2017) Committee for Risk Assessment (RAC), committee for socio-economic analysis (SEAC), Annex to the background document to the opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on four phthalates (DEHP, BBP, DBP, DIBP). <https://echa.europa.eu/documents/10162/e39983ad-1bf6-f402-7992-8a032b5b82aa>
- ECHA (2018) Committee for Risk Assessment (RAC). Note on reference dose-response relationship for the carcinogenicity of pitch, coal tar, high temperature and on PBT and vPvB properties. Helsinki. https://echa.europa.eu/documents/10162/13637/ctpht_rac_note_en.pdf/a184ee42-0642-7454-2d18-63324688e13d
- ECHA (2022) Candidate list of substances of very high concern for authorization. <https://echa.europa.eu/fi/candidate-list-table>
- ECHA (2023a) Regulatory strategy for flame retardants. ECHA-23-R-03-EN. https://echa.europa.eu/documents/10162/2082415/flame_retardants_strategy_en.pdf/9dd56b7e-4b62-e31b-712f-16cc51d0e724?t=1679045593845

- ECHA (2023b) ANNEX XV Restriction report. Proposal for a restriction Per- and poly-fluoroalkyl substances (PFASs). <https://echa.europa.eu/documents/10162/f605d4b5-7c17-7414-8823-b49b9fd43aea>
- EFSA (2008). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food - Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. doi:10.2903/j.efsa.2008.724.
- EFSA (2011) Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. EFSA Journal 9(5):2156. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2156>
- EFSA (2012a) Scientific opinion of brominated flame retardants (BFRs) in food: Brominated phenols and their derivatives. EFSA Journal 10(4): 2634. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2634>
- EFSA (2012b) Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. EFSA Journal 10(10):2908. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2908>
- EFSA (2018) Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food, EFSA J. 16(12), e05194.
- EFSA (2019) Scientific opinion on the update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butyl-benzyl-phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and di-isodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials. EFSA Journal 17(12): 5838. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5838>
- EFSA (2020a) Risk assessment of chlorinated paraffins in feed and food. . EFSA Journal 18(3): e05991 doi:<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.5991>
- EFSA (2020b) Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food EFSA Journal vol 18(9):6223,
- Egeghy PP, Lorber M (2011) An assessment of the exposure of Americans to perfluorooctane sulfonate: A comparison of estimated intake with values inferred from NHANES data. Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology 21(2):150-168 doi:10.1038/jes.2009.73
- Eichler CMA, Bi C, Wang C, Little JC (2022) A modular mechanistic framework for estimating exposure to SVOCs: Next steps for modeling emission and partitioning of plasticizers and PFAS. Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology 32(3):356-365 doi:10.1038/s41370-022-00419-8
- Eichler CMA, Hubal EAC, Xu Y, ym. (2021) Assessing Human Exposure to SVOCs in Materials, Products, and Articles: A Modular Mechanistic Framework. Environmental Science & Technology 55(1):25-43 doi:10.1021/acs.est.0c02329
- Eick SM, Goin DE, Cushing L, ym. (2021) Mixture effects of prenatal exposure to per- and polyfluoroalkyl substances and polybrominated diphenyl ethers on maternal and newborn telomere length. Environmental Health 20(1):76 doi:10.1186/s12940-021-00765-4

- Ejaredar M, Lee Y, Roberts DJ, Sauve R, Dewey D (2017) Bisphenol A exposure and children's behavior: A systematic review. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 27(2):175-183 doi:10.1038/jes.2016.8
- Erler C, Novak J (2010) Bisphenol A Exposure: Human Risk and Health Policy. *Journal of Pediatric Nursing* 25(5):400-407 doi:https://doi.org/10.1016/j.pedn.2009.05.006
- Ermiler S, Kortenkamp A (2022) Declining semen quality and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Review of the literature to support the derivation of a reference dose for a mixture risk assessment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 242:113953 doi:https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.113953
- European Commission (2019) DG Environment. The use of PFAS and fluorine-free alternatives in textiles, upholstery, carpets, leather and apparel. Final report under framework contract ENV.A.3/FRA/2015/0010. Service Request No 1 2019
- Fréry N, Santonen T, Porras SP, ym. (2020) Biomonitoring of occupational exposure to phthalates: A systematic review. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 229:113548 doi:https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113548
- Fromme H, Becher G, Hilger B, Völkel W (2016) Brominated flame retardants – Exposure and risk assessment for the general population. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219(1):1-23 doi:https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.08.004
- Fromme H, Lahrz T, Kraft M, ym. (2013) Phthalates in German daycare centers: Occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3). *Environment International* 61:64-72 doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.006
- Fromme H, Lahrz T, Piloty M, Gebhart H, Oddoy A, Rüdén H (2004) Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). *Indoor air* 14(3):188-195
- Gbadamosi MR, Al-Omran LS, Abdallah MA-E, Harrad S (2023) Concentrations of organophosphate esters in drinking water from the United Kingdom: Implications for human exposure. *Emerging Contaminants* 9(1):100203 doi:https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100203
- Gebbink WA, Berger U, Cousins IT (2015) Estimating human exposure to PFOS isomers and PFCA homologues: The relative importance of direct and indirect (precursor) exposure. *Environment International* 74:160-169 doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.013
- Glorennec P, Serrano T, Fravallo M, ym. (2017) Determinants of children's exposure to pyrethroid insecticides in western France. *Environment international* 104:76-82
- Glüge J, Scheringer M, Cousins IT, ym. (2020) An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts* 22(12):2345-2373 doi:10.1039/D0EM00291G

- Glüge J, Wang Z, Bogdal C, Scheringer M, Hungerbühler K (2016) Global production, use, and emission volumes of short-chain chlorinated paraffins – A minimum scenario. *Science of The Total Environment* 573:1132-1146 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.105>
- Goodman M, Naiman DQ, LaKind JS (2018) Systematic review of the literature on triclosan and health outcomes in humans. *Critical Reviews in Toxicology* 48(1):1-51 doi:10.1080/10408444.2017.1350138
- Govarts E, Gilles L, Rodriguez Martin L, ym. (2023) Harmonized human biomonitoring in European children, teenagers and adults: EU-wide exposure data of 11 chemical substance groups from the HBM4EU Aligned Studies (2014–2021). *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 249:114119 doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114119>
- Grandjean P, Clapp R (2015) Perfluorinated alkyl substances: emerging insights into health risks. *New solutions: a journal of environmental and occupational health policy* 25(2):147-163
- Gustafsson Å, Bergman Å, Weiss JM (2022) Estimated daily intake of per- and polyfluoroalkyl substances related to different particle size fractions of house dust. *Chemosphere* 303:135061 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135061>
- Gyllenhammar I, Glynn A, Jönsson BAG, ym. (2017a) Diverging temporal trends of human exposure to bisphenols and plastizisers, such as phthalates, caused by substitution of legacy EDCs? *Environmental Research* 153:48-54 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.11.012>
- Gyllenhammar I, Fridén U, Cantillana T, Aune M, Lignell S, Bignert A (2017b) Levels of persistent halogenated organic pollutants (POP) in mother's milk from first-time mothers in Uppsala, Sweden: results from year 2015 and 2016, and temporal trends for the time period 1996-2016. Report to the Swedish Environmental Protection Agency.
- Hartikainen S, Leppänen M, Salmi K ym. (2014) SVOC- ja VOC-yhdisteiden esiintyminen matalaenergiatalojen ja tavanomaisesti rakennettujen pien- ja kerrostalojen sisäilmassa. *SIY Raportti* 32, 137
- Hartmann C, Uhl M, Weiss S, Scharf S, König J (2018) Austrian reference values for phthalate metabolite exposure in children/adolescents and adults. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 221(6):985-989 doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.06.001>
- Hays SM, Aylward LL (2003) Dioxin risks in perspective: past, present, and future. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 37(2):202-217 doi:[https://doi.org/10.1016/S0273-2300\(02\)00044-2](https://doi.org/10.1016/S0273-2300(02)00044-2)
- Hays SM, Aylward LL (2009) Using Biomonitoring Equivalents to interpret human biomonitoring data in a public health risk context. *Journal of Applied Toxicology* 29(4):275-288 doi:<https://doi.org/10.1002/jat.1410>

- HBMCommission (2016) HBM I values for Perfluorooctanoic acid (PFOA) und Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in blood plasma. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 59(10):1364-1364 doi:10.1007/s00103-016-2437-1
- Holma S (2022) Ftalaateille altistuminen Suomessa. Pro gradu -tutkielma. Itä-Suomen yliopisto
- Hölzer J, Lilienthal H, Schümann M (2021) Human Biomonitoring (HBM)-I values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) - Description, derivation and discussion. Regulatory Toxicology and Pharmacology 121:104862 doi:https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.104862
- IARC (1999) Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, volume 71, s. 1543-1548
- IARC (2018) Benzo[a]pyrene. Monografia 100F. https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono100F-14.pdf
- ISO 16000-6 (2021) Indoor air — Part 6: Determination of organic compounds (VOC, VOC, SVOC) in indoor and test chamber air by active sampling on sorbent tubes, thermal desorption and gas chromatography using MS or MS FID
- Juntunen M, Salmela A, Jalkanen K, ym. (2022) Haihtuvat orgaaniset yhdisteet asunnoissa. Pitoisuustasot, yleisimmät yhdisteet ja terveysvaikutukset. Työpaperi 5/2022. Terveysten ja hyvinvoinnin laitos, Helsinki.
- Juvonen J (2018) Pohjaveden ympäristölaatu normien päivittäminen. Suomen ympäristökeskus
- Kallerman PH, Fridén U, Cantillana T, ym. (2021) Levels of persistent halogenated organic pollutants (POP) in mother's milk from first-time mothers in Uppsala, Sweden: results from year 2017 to 2019, and temporal trends for the time period 1996-2019. Report to the Swedish Environmental Protection Agency.
- Kang H-S, Kyung M-S, Ko A, ym. (2016) Urinary concentrations of parabens and their association with demographic factors: A population-based cross-sectional study. Environmental Research 146:245-251 doi:https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.032
- Karrer C, Andreassen M, von Goetz N, ym. (2020) The EuroMix human biomonitoring study: Source-to-dose modeling of cumulative and aggregate exposure for the bisphenols BPA, BPS, and BPF and comparison with measured urinary levels. Environment International 136:105397 doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105397
- Kemmlin S, Herzke D, Law RJ (2009) Brominated flame retardants in the European chemicals policy of REACH—Regulation and determination in materials. Journal of Chromatography A 1216(3):320-333 doi:https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.05.085

- Kim K, Shin H-M, Wong L, Young TM, Bennett DH (2021) Temporal variability of indoor dust concentrations of semivolatile organic compounds. *Indoor Air* 31(3):693-701 doi:<https://doi.org/10.1111/ina.12759>
- Koch HM, Angerer J (2011) Phthalates: Biomarkers and human biomonitoring. *Biomark Hum Biomonit* 1:179-233
- Koch HM, Rütther M, Schütze A, ym. (2017) Phthalate metabolites in 24-h urine samples of the German Environmental Specimen Bank (ESB) from 1988 to 2015 and a comparison with US NHANES data from 1999 to 2012. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 220(2, Part A):130-141 doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.11.003>
- Kolossa-Gehring M, Lange R, Gerofke A ym. (2022) HBM4EU Substance report, Phthalates and Hexamoll® DINCH. https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2022/07/Phthalates_Substance-report-1.pdf
- Koponen J, Winkens K, Airaksinen R, ym. (2018) Longitudinal trends of per- and polyfluoroalkyl substances in children's serum. *Environment International* 121:591-599 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.09.006>
- Kortenkamp A, Scholze M, Ermler S, ym. (2022) Combined exposures to bisphenols, polychlorinated dioxins, paracetamol, and phthalates as drivers of deteriorating semen quality. *Environment International* 165:107322
- Kumar E, Koponen J, Rantakokko P, ym. (2022) Distribution of perfluoroalkyl acids in fish species from the Baltic Sea and freshwaters in Finland. *Chemosphere* 291:132688 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132688>
- Kurwadkar S, Dane J, Kanel SR, ym. (2022) Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *Science of The Total Environment* 809:151003 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151003>
- Lange R, Apel P, Rousselle C, ym. (2021) The European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU): Human biomonitoring guidance values for selected phthalates and a substitute plasticizer. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 234:113722
- Lange R, Vogel N, Schmidt P, ym. (2022) Cumulative risk assessment of five phthalates in European children and adolescents. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 246:114052
- Li Z, Mulholland JA, Romanoff LC, ym. (2010) Assessment of non-occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons through personal air sampling and urinary biomonitoring. *Journal of Environmental Monitoring* 12(5):1110-1118
- Lignell S, Aune M, Glynn A, Cantillana T, Fridén U (2015) Levels of persistent halogenated organic pollutants (POP) in mother's milk from first-time mothers in Uppsala, Sweden: results from year 2014 and temporal trends for the time period 1996-2014. Report to the Swedish Environmental Protection Agency, 2015- 11-20.

- Liu X, Folk IV E (2021) Sorption and migration of organophosphate flame retardants between sources and settled dust. *Chemosphere* 278:130415
- Livsmedelsverket (2022) Riskhantering PFAS i dricksvatten och egenfångad fisk. <https://www.livsmedelsverket.se/foretagande-reglerkontroll/regler-for-livsmedelsforetag/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfas-i-dricksvatten-egenfangad-fisk>. Vierailtu 4.12.2022
- Lohmann R, Cousins IT, DeWitt JC, ym. (2020) Are Fluoropolymers Really of Low Concern for Human and Environmental Health and Separate from Other PFAS? *Environmental Science & Technology* 54(20):12820-12828 doi:10.1021/acs.est.0c03244
- Louro H, Gomes BC, Saber AT, ym. (2022) The Use of Human Biomonitoring to Assess Occupational Exposure to PAHs in Europe: A Comprehensive Review. *Toxics* 10(8):480
- Louro H, Heinälä M, Bessems J, ym. (2019) Human biomonitoring in health risk assessment in Europe: Current practices and recommendations for the future. *International journal of hygiene and environmental health* 222(5):727-737
- Lu Y, Yuan T, Yun SH, Wang W, Kannan K (2011) Occurrence of Synthetic Musks in Indoor Dust from China and Implications for Human Exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60(1):182-189 doi:10.1007/s00244-010-9595-1
- Lucattini L, Poma G, Covaci A, de Boer J, Lamoree MH, Leonards PEG (2018) A review of semi-volatile organic compounds (SVOCs) in the indoor environment: occurrence in consumer products, indoor air and dust. *Chemosphere* 201:466-482 doi:10.1016/j.chemosphere.2018.02.161
- Marquès M, Nadal M, Domingo JL (2022) Human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through the diet: An update of the scientific literature. *Food and Chemical Toxicology* 167:113322 doi:<https://doi.org/10.1016/j.fct.2022.113322>
- McGrath TJ, Christia C, Poma G, Covaci A (2022) Seasonal variation of short-, medium- and long-chain chlorinated paraffin distribution in Belgian indoor dust. *Environment International* 170:107616 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107616>
- Mehtonen J, Perkola N, Reinikainen J, Seppälä T, Suikkanen J (2016) Perfluoratut yhdisteet ympäristössä – tietopaketti. Suomen ympäristökeskus
- Melymuk L, Bajard L, Sanchez G, Vicente JL, Pontier P, Grosu B (2022) HBM4EU Substance report, Flame retardants. https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2022/07/Flame-Retardants_Substance-report.pdf
- Miljøministeriet (2021) Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/2361>. Vierailtu 5.5.2023

- Mojsiewicz-Pieńkowska K, Krenczkowska D (2018) Evolution of consciousness of exposure to siloxanes—review of publications. *Chemosphere* 191:204-217 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.045>
- Mu Y-W, Cheng D, Zhang C-L, Zhao X-L, Zeng T (2023) The potential health risks of short-chain chlorinated paraffin: A mini-review from a toxicological perspective. *Science of the Total Environment* 872:162187
- Newton S, Sellström U, de Wit CA (2015) Emerging Flame Retardants, PBDEs, and HBCDDs in Indoor and Outdoor Media in Stockholm, Sweden. *Environmental Science & Technology* 49(5):2912-2920 doi:10.1021/es505946e
- Norén E, Lindh C, Glynn A, Rylander L, Pineda D, Nielsen C (2021) Temporal trends, 2000–2017, of perfluoroalkyl acid (PFAA) concentrations in serum of Swedish adolescents. *Environment International* 155:106716 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106716>
- NTP – National Toxicology Programme (2016). Immunotoxicity associated with exposure to perfluorooctanoic acid or perfluorooctane sulfonate. NTP Monograph. National Institute of Environmental Health Sciences. US Department of health and human services.
- Nøst TH, Vestergren R, Berg V, Nieboer E, Odland JØ, Sandanger TM (2014) Repeated measurements of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from 1979 to 2007 in males from Northern Norway: Assessing time trends, compound correlations and relations to age/birth cohort. *Environment International* 67:43-53 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.011>
- Obeng-Gyasi E (2022) Factors associated with elevated Per- and Polyfluoroalkyl substances serum levels in older adults. *Aging and Health Research* 2(3):100086 doi:<https://doi.org/10.1016/j.ahr.2022.100086>
- OECD (2015) Working towards a global emission inventory of PFASs: Focus on PFCAs - status quo and the way forward. *Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management No. 30*.
- OECD (2021) Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance. *OECD Series on Risk Management No. 61*, OECD Publishing, Paris.
- Oliveira M, Slezakova K, Delerue-Matos C, Pereira MC, Morais S (2019) Children environmental exposure to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and biomonitoring in school environments: A review on indoor and outdoor exposure levels, major sources and health impacts. *Environment International* 124:180-204 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.052>
- Othman N, Ismail Z, Selamat MI, Sheikh Abdul Kadir SH, Shibraumalisi NA (2022) A Review of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Pollution in the Air: Where and How Much Are We Exposed to? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19(21):13923

- Persson J, Wang T, Hagberg J (2018) Organophosphate flame retardants and plasticizers in indoor dust, air and window wipes in newly built low-energy preschools. *Science of the Total environment* 628:159-168
- Plichta V, Steinwider J, Vogel N, ym. (2022) Risk assessment of dietary exposure to organophosphorus flame retardants in children by using HBM-data. *Toxics* 10(5):234
- Poma G, Glynn A, Malarvannan G, Covaci A, Darnerud PO (2017) Dietary intake of phosphorus flame retardants (PFRs) using Swedish food market basket estimations. *Food and chemical toxicology* 100:1-7
- Porras SP, Hartonen M, Koponen J, ym. (2020a) Occupational Exposure of Plastics Workers to Diisononyl Phthalate (DiNP) and Di(2-propylheptyl) Phthalate (DPHP) in Finland. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(6):2035
- Porras SP, Koponen J, Hartonen M, Kiviranta H, Santonen T (2020b) Non-occupational exposure to phthalates in Finland. *Toxicology Letters* 332:107-117
doi:<https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.06.021>
- Preece A-S, Shu H, Knutz M, Kraiss AM, Bornehag C-G (2022) Phthalate levels in prenatal and postnatal bedroom dust in the SELMA study. *Environmental Research* 212:113429
- Rantakokko P, Kumar E, Braber J, ym. (2019) Concentrations of brominated and phosphorous flame retardants in Finnish house dust and insights into children's exposure. *Chemosphere* 223:99-107
doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.027>
- Rantakokko P, Korkalainen M, Airaksinen R, Ruokojärvi P (2023) Kemikaalien riskinarviointi - EU:n suunta yksittäisistä kemikaaleista seoksiin. *Ympäristö ja Terveys-lehti* 1, 2023: 38-42.
- Ravula AR, Yenugu S (2021) Pyrethroid based pesticides – chemical and biological aspects. *Critical Reviews in Toxicology* 51(2):117-140
doi:10.1080/10408444.2021.1879007
- Richterová D, Govarts E, Fábelová L, ym. (2023) PFAS levels and determinants of variability in exposure in European teenagers—Results from the HBM4EU aligned studies (2014–2021). *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 247:114057
- Rodil R, Quintana JB, Concha-Graña E, López-Mahía P, Muniategui-Lorenzo S, Prada-Rodríguez D (2012) Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain). *Chemosphere* 86(10):1040-1049
- Rodprasert W, Toppari J, Virtanen HE (2021) Endocrine disrupting chemicals and reproductive health in boys and men. *Frontiers in endocrinology* 12:706532
- Runkel AA, Mazej D, Snoj Tratnik J, Tkalec Ž, Kosjek T, Horvat M (2022) Exposure of men and lactating women to environmental phenols, phthalates, and DINCH.

- Chemosphere 286:131858
doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131858>
- Sahlström LMO, Sellström U, de Wit CA, Lignell S, Darnerud PO (2014) Brominated Flame Retardants in Matched Serum Samples from Swedish First-Time Mothers and Their Toddlers. *Environmental Science & Technology* 48(13):7584-7592
doi:[10.1021/es501139d](https://doi.org/10.1021/es501139d)
- Sahlström LMO, Sellström U, de Wit CA, Lignell S, Darnerud PO (2015) Estimated intakes of brominated flame retardants via diet and dust compared to internal concentrations in a Swedish mother–toddler cohort. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218(4):422-432
doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.03.011>
- Sakhi AK, Cequier E, Becher R, ym. (2019) Concentrations of selected chemicals in indoor air from Norwegian homes and schools. *Science of The Total Environment* 674:1-8
doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.086>
- Santonen T, Mahiout S (2019). D5.5 - Human biomonitoring in risk assessment: 2nd set of examples on the use of HBM in risk assessments of HBM4EU priority chemicals. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6622576>
- Santonen T, Louro H, Bocca B, ym. (2023a) The HBM4EU chromates study—Outcomes and impacts on EU policies and occupational health practices. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 248:114099
- Santonen T, Mahiout S, Alvito P, ym. (2023b) How to use human biomonitoring in chemical risk assessment: Methodological aspects, recommendations, and lessons learned from HBM4EU. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 249:114139
- Sarigiannis D, Karaktsios S, Govarts E, ym. (2022) HBM4EU Substance report, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2022/07/PAHs_Substance-report.pdf
- Schulz C, Angerer J, Ewers U, Kolossa-Gehring M (2007) The German human biomonitoring commission. *International journal of hygiene and environmental health* 210(3-4):373-382
- Schulz C, Wilhelm M, Heudorf U, Kolossa-Gehring M (2011) Update of the reference and HBM values derived by the German Human Biomonitoring Commission. *International journal of hygiene and environmental health* 215(1):26-35
- Shi S (2018) Contributions of indoor and outdoor sources to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons indoors. *Building and Environment* 131:154-162
doi:<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.01.001>
- South L, Saini A, Harner T, Niu S, Parnis JM, Mastin J (2022) Medium- and long-chain chlorinated paraffins in air: A review of levels, physicochemical properties, and analytical considerations. *Science of The Total Environment* 843:157094
doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157094>

- Stanišić S, Perišić M, Jovanović G, ym. (2021) The PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbon behavior in indoor and outdoor environments, part I: Emission sources. *Environmental Research* 193:110520 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110520>
- Struzina L, Castro MAP, Kubwabo C, ym. (2022) Occurrence of legacy and replacement plasticizers, bisphenols, and flame retardants in potable water in Montreal and South Africa. *Science of The Total Environment* 840:156581
- Sunderland EM, Hu XC, Dassuncao C, Tokranov AK, Wagner CC, Allen JG (2019) A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 29(2):131-147 doi:10.1038/s41370-018-0094-1
- Suomi JU, Liisa; Suominen, Kimmo, Hirvonen, Tero; Heikkinen, Tia; Tuominen; Pirkko (2021) Ruoan tärkeimmät vierasaineet Suomessa – terveysriskit ja tiedonpuutteet Ruokaviraston julkaisuja. vol 1/2021,
- Talასniemi P, Björkqvist S, Ashja M, Rosen A, Iversen C, Bæringsdóttir BB (2022) Nordic enforcement project on PFOS and PFOA in chemical products and articles. Nordisk Ministerråd
- THL (2023) Ympäristömyrkyt äidinmaidossa. Verkkosivu, viitattu 29.3.2023. <https://thl.fi/fi/tutkimus-ja-kehittaminen/tutkimukset-ja-hankkeet/ymparistomyrkyt-aidinmaidossa-who2020-/aidinmaidon-ymparistomyrkyt>
- Tran TM, Hoang AQ, Le ST, Minh TB, Kannan K (2019) A review of contamination status, emission sources, and human exposure to volatile methyl siloxanes (VMSs) in indoor environments. *Science of The Total Environment* 691:584-594 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.168>
- Tranfo G, Caporossi L, Pigini D, Capanna S, Papaleo B, Paci E (2018) Temporal Trends of Urinary Phthalate Concentrations in Two Populations: Effects of REACH Authorization after Five Years. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(9):1950
- Työterveyslaitos (2010) PAH-yhdisteiden tavoitetasoperustelumuuisto. Muistio on päivitetty 2012 ja 2016.
- Työterveyslaitos (2022) Perustelumuuisto PAH-altistumisen biologisen altistumisindikaattorin 1-pyrenolin ohjeraja-arvolle <https://www.ttl.fi/sites/default/files/2022-01/PAH-Pyrenoli.pdf>
- Uhl M, Hauzenberger I, Vicente JL, Pontier P, Cortjens D (2022) HBM4EU Substance report, Per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS). https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2022/07/PFAS_Substance-report.pdf
- Uhl M, Schoeters G, Govarts E, ym. (2023) PFASs: What can we learn from the European Human Biomonitoring Initiative HBM4EU. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 250:114168
- USEPA (2008a) Toxicological review of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47)

- USEPA (2008b) Toxicological review of 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (BDE-99)
- USEPA (2008c) Toxicological review of 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphenyl ether (BDE-153)
- USEPA (2008d) Toxicological review of decabromodiphenyl ether (BDE-209)
- Vainiotalo S, Vaaranrinta R (2011) Kemikaalien normaaliarvojen määrittäminen eläimistöön: lähteistä, julkaisemattomia tuloksia, Työterveyslaitos.
- van Beijsterveldt IALP, van Zelst BD, de Fluiter KS, van den Berg SAA, van der Steen M, Hokken-Koelega ACS (2022) Poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) exposure through infant feeding in early life. *Environment International* 164:107274 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107274>
- van der Schyff V, Kalina J, Govarts E, ym. (2023) Exposure to flame retardants in European children—Results from the HBM4EU aligned studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 247:114070
- van Mourik LM, Gaus C, Leonards PEG, de Boer J (2016) Chlorinated paraffins in the environment: A review on their production, fate, levels and trends between 2010 and 2015. *Chemosphere* 155:415-428 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.037>
- van Mourik LM, Toms L-ML, He C, ym. (2020) Evaluating age and temporal trends of chlorinated paraffins in pooled serum collected from males in Australia between 2004 and 2015. *Chemosphere* 244:125574 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125574>
- Verschoor L, Verschoor AH (2014) Nonoccupational and occupational exposure to isocyanates. *Current Opinion in Pulmonary Medicine* 20(2):199-204
- Vetter W, Sprengel J, Krätschmer K (2022) Chlorinated paraffins – A historical consideration including remarks on their complexity. *Chemosphere* 287:132032 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132032>
- Vojta Š, Melymuk L, Klánová J (2017) Changes in Flame Retardant and Legacy Contaminant Concentrations in Indoor Air during Building Construction, Furnishing, and Use. *Environmental Science & Technology* 51(20):11891-11899 doi:10.1021/acs.est.7b03245
- Vykoukalová M, Venier M, Vojta Š, ym. (2017) Organophosphate esters flame retardants in the indoor environment. *Environment International* 106:97-104 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.020>
- Wallenius K, Hovi H, Mahiout S, Remes J, Rautiala S, Jokela P, Leino K, Liukkonen T (2021) Haihtuvat orgaaniset yhdisteet toimistotyypisissä työympäristöissä: Päästölähteet, mittausmenetelmät, pitoisuustasot ja terveysvaikutukset. Työterveyslaitos 2021. <https://urn.fi/URN:ISBN:9789522619570>
- Wallenius K, Hovi H, Remes J, Mahiout S, Liukkonen T (2022) Volatile Organic Compounds in Finnish Office Environments in 2010–2019 and Their Relevance to Adverse Health Effects. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19(7):4411

- Wang P, Zhao N, Cui Y, ym. (2018) Short-chain chlorinated paraffin (SCCP) pollution from a CP production plant in China: Dispersion, congener patterns and health risk assessment. *Chemosphere* 211:456-464
doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.136>
- Wang W, Huang M-J, Wu F-Y, ym. (2013) Risk assessment of bioaccessible organochlorine pesticides exposure via indoor and outdoor dust. *Atmospheric Environment* 77:525-533 doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.071>
- Wang Y, Qian H Phthalates and their impacts on human health. In: *Healthcare*, 2021. vol 9. MDPI, p 603
- Weatherly LM, Gosse JA (2017) Triclosan exposure, transformation, and human health effects. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 20(8):447-469
doi:10.1080/10937404.2017.1399306
- Wei F, Mortimer M, Cheng H, Sang N, Guo L-H (2021) Parabens as chemicals of emerging concern in the environment and humans: A review. *Science of The Total Environment* 778:146150 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146150>
- Weschler CJ (2009) Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmospheric Environment* 43(1):153-169 doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.044>
- WHO (2010) WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. World Health Organization. Regional Office for Europe
- WHO (1989) Indoor air quality: organic pollutants. Euro Reports and Studies No. 111. Kööpenhamina. WHO Regional Office for Europe.
- Winkens K, Giovanoulis G, Koponen J, ym. (2018) Perfluoroalkyl acids and their precursors in floor dust of children's bedrooms – Implications for indoor exposure. *Environment International* 119:493-502
doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.009>
- Winkens K, Koponen J, Schuster J, ym. (2017) Perfluoroalkyl acids and their precursors in indoor air sampled in children's bedrooms. *Environmental Pollution* 222:423-432
doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.010>
- Wittassek M, Koch HM, Angerer J, Brüning T (2011) Assessing exposure to phthalates – The human biomonitoring approach. *Molecular Nutrition & Food Research* 55(1):7-31 doi:<https://doi.org/10.1002/mnfr.201000121>
- Wong F, de Wit CA, Newton SR (2018) Concentrations and variability of organophosphate esters, halogenated flame retardants, and polybrominated diphenyl ethers in indoor and outdoor air in Stockholm, Sweden. *Environmental Pollution* 240:514-522 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.086>
- Wong F, Robson M, Melymuk L, ym. (2019) Urban sources of synthetic musk compounds to the environment. *Environmental Science: Processes & Impacts* 21(1):74-88
- Wu Y, Gao S, Zeng X, ym. (2023) Levels and diverse composition profiles of chlorinated paraffins in indoor dust: possible sources and potential human health related concerns. *Environmental Geochemistry and Health*:1-12

- Wu Y, Romanak K, Bruton T, Blum A, Venier M (2020a) Per- and polyfluoroalkyl substances in paired dust and carpets from childcare centers. *Chemosphere* 251:126771 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126771>
- Wu Z, He C, Han W, ym. (2020b) Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: A review. *Environmental Research* 187:109531 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109531>
- Xu S, Hansen S, Rautio A, ym. (2022) Monitoring temporal trends of dioxins, organochlorine pesticides and chlorinated paraffins in pooled serum samples collected from Northern Norwegian women: The MISA cohort study. *Environmental Research* 204:111980 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111980>
- Yu S, Gao Y, Zhu X, Yu H, Zhang Y, Chen J (2023) Gas/particle partitioning of short and medium chain chlorinated paraffins from a CP production plant using passive air sampler and occupational exposure assessment. *Science of The Total Environment* 858:159875 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159875>
- Yu Y-j, Lin B-g, Chen X-c, ym. (2019) Polybrominated diphenyl ethers in human serum, semen and indoor dust: Effects on hormones balance and semen quality. *Science of The Total Environment* 671:1017-1025 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.319>
- Yu Y-j, Lin B-g, Liang W-b, ym. (2018) Associations between PBDEs exposure from house dust and human semen quality at an e-waste areas in South China—A pilot study. *Chemosphere* 198:266-273 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.150>
- Yuan B, Haug LS, Tay JH, Padilla-Sánchez JA, Papadopoulou E, De Wit CA (2022) Dietary Intake Contributed the Most to Chlorinated Paraffin Body Burden in a Norwegian Cohort. *Environmental Science & Technology* 56(23):17080-17089
- Zuiderveen EAR, Slootweg JC, de Boer J (2020) Novel brominated flame retardants - A review of their occurrence in indoor air, dust, consumer goods and food. *Chemosphere* 255:126816 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126816>
- Ålander J, Gyllenhammar I, Bergh A, Cantillana T, Lignell S, Halldin Ankarberg E, Aune M (2019) Concentrations of brominated flame retardants (HBB, PBEB, BTBPE, DBDPE, PBDEs and HBCD) in blood serum from first-time mothers in Uppsala 1996-2017. Report to the Swedish Environmental Protection Agency.

Työterveyslaitos
Arbetshälsoinstitutet
Finnish Institute of Occupational Health

PL 40, 00032 Työterveyslaitos

www.ttl.fi

ISBN 978-952-391-114-7 (PDF)

