Folkhälsomyndigheten

Kemikalier i inomhusmiljön

En litteraturgenomgång

Publicerad: 19 september 2018

Uppdaterad: -



Innehåll

Sammanfattning

Summary

Chemicals in the indoor environment – a literature review

Om publikationen

Bakgrund

Syfte och avgränsningar

Syfte

Avgränsningar

Metod

Kemikalier och grupper av ämnen

Formaldehyd

Andra aldehyder (acetaldehyd, akrolein)

Kvävedioxid

Aromatiska kolväten (BTEX: bensen, toluen, etylbensen, xylen)

Terpener (a-pinen och limonen)

Klorerade VOC (PDCB och PCP)

Övriga VOC (2-etyl-1-hexanol, Texanol, TXIB, glykoletrar)

TVOC (totala halten flyktiga organiska ämnen)

Ftalater och bisfenol A

Bromerade flamskyddsmedel

Organiska fosforföreningar

Proxys för kemikalier

Invändig målning

Renovering

Nya möbler

PVC-golv och PVC-tapeter

Lukt

Forskningsbehov

Ordlista och definitioner

Förkortningar

Referenser

Observera att det är möjligt att ladda ner hela eller delar av en publikation. Denna pdf/utskrift behöver därför inte vara komplett. Hela publikationen och den senaste versionen hittar ni på www.folkhalsomyndigheten.se

Sammanfattning

Litteraturgenomgången avspeglar att merparten av studierna hittills har gällt utveckling och försämring av astma, luftvägssymtom och allergiska symtom samt ”sjuka hus-syndrom” (SBS). När det gäller t.ex. hormonpåverkan och cancerutveckling finns fortfarande få studier som undersökt effekten av exponering från inomhusmiljön.

Det finns en omfattande litteratur som undersökt samband mellan inre exponering för olika kemikalier och deras metaboliter genom att mäta i framför allt blod eller urin, och olika typer av hälsopåverkan. Källorna till denna interna exponering kan vara av varierande art, och undersöks inte i merparten av studierna. Endast i sådana fall där det är känt att material i inomhusmiljön utgör en viktig källa till exponeringen har sådana studier tagits med i genomgången.

Flera olika aldehyder förekommer inomhus, såsom acetaldehyd, formaldehyd, propionaldehyd, butyraldehyd, pentanal, hexanal och bensaldehyd. Formaldehyd är en vanlig aldehyd inomhus och avges från många byggmaterial, möbler m.m. Formaldehydnivåerna är i allmänhet högst i nybyggda eller renoverade byggnader eller där det finns nya möbler som innehåller formaldehydhartser. Halten av formaldehyd i bostäder brukar vara 20–30 µg/m³ i Sverige, men nivåerna kan variera. Formaldehyd är en av de mest studerade föroreningarna när det gäller hälsoeffekter av luftföroreningar inomhus. Epidemiologiska studier och meta-analyser bekräftar formaldehydens betydelse för att utveckla astma och andra allergiska symtom samt SBS-symtom hos såväl barn och vuxna, både i bostäder och skolor. WHO anger ett riktvärde för formaldehyd inomhus på 100 µg/m³ under 30 minuter. Kritisk effekt är sensorisk irritation. Acetaldehyd kan avges av byggnadsmaterial som trä, kork och linoleum. Vanliga halter av acetaldehyd inomhus i Sverige är cirka 10 µg/m³. Lukttröskeln skattas till 25 µg/m³. Flera studier har funnit samband mellan halten av acetaldehyd i skolan eller bostaden och hälsoeffekter såsom pipande och väsande andning, astma och SBS-symtom. Akrolein är en reaktiv aldehyd som bildas vid förbränning av trä, plast, diesel, paraffinvax, vid tobaksrökning och vid matlagning. Några studier har visat samband mellan akroleinhalten och hälsoeffekter såsom ögonirritation och astma, men det saknas uppgifter om halterna av akrolein inomhus i Sverige.

Halterna av NO2 i svenska skolor och förskolor är vanligen låga och påverkas främst av närhet till trafik. Koncentrationen av NO2 inomhus är ofta mindre än 20 µg/m3 men kan vara högre i bostäder med gasspis. De nivåer av NO2 som förekommer vid användning av gasspis har visats ha samband med hälsoeffekter såsom pipande och väsande andning, andnöd, andningssvårigheter och astmasymtom eller lägre lungfunktion. WHO anger ett riktvärde för NO2 inomhus på 40 µg/m³ (årsmedelvärde) och 200 µg/m³ (medelvärde för en timme). Kritisk effekt är luftvägsinflammation och luftvägssymtom.

Källor till BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylen) i inomhusmiljöer är infiltration av utomhusluftföroreningar, tobaksrökning, färger, lim och vissa byggnadsmaterial. Studier har visat samband mellan BTEX och pipande och väsande andning, astma och SBS-symtom. Bensen är klassat som cancerframkallande och WHO anger att det inte finns någon säker exponeringsnivå för bensen inomhus. I Sverige har befolkningens genomsnittliga exponering för bensen beräknats till 2 µg/m³.

Terpener är vanligt förekommande i innemiljöer i Sverige eftersom vi använder mycket barrträ i våra byggnader, möbler och inredning. Samband har påvisats mellan halten a-pinen och limonen i luften i bostaden och SBS-symtom och bronkiell hyperreaktivitet, men det finns relativt få studier från reella miljöer. Terpener kan oxideras och bilda ultrafina partiklar men det finns få studier över potentiella hälsoeffekter av dessa reaktionsprodukter.

PDCB (p-diklorbensen, även kallad 1,4-diklorbensen) kan ingå i insektsmedel och ”luftfräschare” för toaletter o.d. Koncentrationen av PDCB inomhus i bostäder i Sverige har påvisats vara i genomsnitt ca 1 µg/m3. Pentaklorfenol (PCP) och dess natriumsalt har ofta använts som träskyddsmedel. I Sverige används inte PCP längre men produkter som behandlats finns kvar i många äldre byggnader. Under inverkan av fukt kan PCP bilda kloranisoler som kan ge avvikande, mögelliknande lukt. International Agency for Research on Cancer (IARC) har klassificerat PDCB och PCP som möjligen cancerframkallande för människor (Grupp 2B).

2-etyl-1-hexanol (2E1H) är en högre alkohol som kan avges från bl.a. plastmaterial, t.ex. PVC-golv. Studier har påvisat samband mellan 2E1H och SBS och astmatiska symtom. Texanol (2,2,4-trimetyl-1,3-pentandiolmonoisobutyrat) används ofta i vattenbaserade färger. TXIB (2,2,4-trimetyl-1,3-pentandioldiisobutyrat) används som mjukgörare i PVC- och polyuretanmaterial, tapeter och konstlädervaror. TXIB kan bidra till lukt inomhus och ge irritationseffekter. Det finns få epidemiologiska studier av hälsoeffekter av Texanol och TXIB, men enstaka studier har påvisat samband mellan både Texanolhalten och TXIB-halten i luft i skolor och astmabesvär hos eleverna. Olika glykoletrar förekommer i bygg- och inredningsmaterial såsom målarfärg, lim och golvpolish. Flera glykoletrar uppmärksammas mer och mer och misstänks kunna bidra till allergisk sjukdom, medan flera PGE (propylenglykol och glykoletrar) är välkända hormonstörare.

TVOC är ett samlingsmått för många olika flyktiga organiska ämnen. Trots en rekommendation om att man inte ska använda TVOC som riskindikator för hälsoeffekter eller innemiljöproblem i byggnader används fortfarande begreppet i många sammanhang. Olika studier har sett positiva samband mellan exponering för TVOC i bostaden och astma, atopisk dermatit (hudbesvär) och atopisk sjukdom i tidig barndom, pipande och väsande andning, näsallergi, ögon- och luftvägssymtom och SBS-symtom.

Ftalater är en grupp ämnen som bl.a. används som mjukgörare i plastmaterial och finns i andra byggmaterial. Ftalaterna är inte fast bundna till PVC-polymeren och kan därför utsöndras från materialet och förekommer nästan överallt i inomhusmiljön. En studie visade att i skolor och förskolor utgjordes ca 0,5–1 % av golvdammet av ftalaten DEHP och halten var högre än i bostäder och kontor i Sverige. De flesta studier om samband mellan exponering för ftalater i inomhusmiljön och hälsa gäller astma, allergibesvär och lungfunktion. Longitudinella studier som studerat utveckling av sjuklighet i relation till ftalatexponering i inomhusmiljön saknas i stor utsträckning, men det finns några studier som kopplar ftalatmetaboliter i urin till utveckling av astma och allergi. Det finns få studier över betydelsen av inomhusmiljöexponering vad gäller andra hälsoeffekter av ftalater än astma och allergi.

Bromerade flamskyddsmedel (BFR) är en skiftande klass av halvflyktiga organiska föreningar. PBDE (polybromerade difenyletrar) och HBCD (hexabromocyclododekan) har mätts i inomhusluft och damm i många länder. De studier som undersökt hälsoeffekterna av PBDE-exponering har främst inriktat sig på deras potentiellt hormonstörande och utvecklingsneurologiska effekter, men få studier har gällt effekter av exponering från

inomhusmiljön. På grund av sina misstänkta hälsoeffekter är PBDE föremål för regionala eller internationella restriktioner. Användningen av organiska fosforföreningar (OP) som alternativa flamskyddsmedel ökar efter begränsningarna för användning av PBDE. Trots att en utbredd exponering för OP är trolig finns få studier med human- och djurdata om potentiella hälsoeffekter. Hushållsdamm kan vara en viktig källa till exponering för flamskyddsmedel, och småbarn kan ha en högre exponering än vuxna på grund av att de oftare vistas på golvet och genom sitt hand till mun-beteende.

Vid renovering av inomhushusmiljön inkl. ommålning får man en emission av kemikalier från de nya materialen, och ”ommålning”, ”renovering” m.m. har använts som en indikator (proxy) för exponering för sådana kemikalier. En rad studier har påvisat samband mellan invändig målning i bostaden och astma eller astmatiska symtom men även andra symtom såsom huvudvärk och trötthet. Merparten är tvärsnittsstudier men det finns även longitudinella studier. De nya studierna är ofta från Asien (Kina, Taiwan, Japan). Det finns även en rad studier som påvisat samband mellan renovering i bostaden och astma eller astmatiska symtom samt rinit (näsbesvär) och dermatit (hudbesvär) hos både barn och vuxna. Dessa studier kommer ofta från Asien men det finns också studier från Europa (Sverige, Tyskland, Frankrike) som påvisat samband. Eftersom kemikalieemissionen från färger och byggmaterial varierar mellan länder är det inte förvånande att sambanden varierar mellan länderna. Studier från Asien har visat att även emissioner från nya möbler kan vara ett hälsoproblem vad gäller luftvägssymtom och atopisk dermatit. En sannolik orsak är emissioner av formaldehyd, men även VOC-emissioner kan bidra. Inga hälsostudier om emissioner från nya möbler i Europa eller Amerika hittades.

Det finns i flera studier samband mellan PVC-material i bostaden, speciellt PVC-golv i sovrummet, och pipande och väsande andning samt läkardiagnosticerad astma hos barn. Det finns få studier om samband mellan PVC-material inomhus och andra hälsoeffekter, t.ex. hormonpåverkan. Det är svårt att samla relevant information om PVC i bostaden via frågeformulär. Trots det finns två studier som visat att självrapporterad förekomst av PVC i bostaden har ett samband med ökad halt av uppmätta halter av vissa ftalater i damm och deras metaboliter i urin.

Studier från olika länder har påvisat samband mellan andra typer av lukt än mögellukt i bostaden och astma, rinit och SBS-symtom. Eftersom samtliga är tvärsnittsstudier går det inte att uttala sig om orsakssamband vad gäller utvecklande av luftvägsjuklighet och SBS-symtom, och en del av sambanden kan bero på att lukten försämrar tidigare sjuklighet, t.ex. astma och rinit.

Summary

Chemicals in the indoor environment – a literature review

This literature review on the health effects of chemicals in the indoor environment reflects that most of the studies so far have investigated the development and exacerbation of asthma, respiratory symptoms, allergic symptoms, and symptoms included in the "sick building syndrome" (SBS). Few studies exist that have studied endocrine disruption or cancer development in relation to exposure to chemicals in the indoor environment.

There is an extensive body of literature estimating the exposure by measuring chemicals and their metabolites in body fluids, mainly in blood or urine, and relating this exposure to a variety of health effects. There might, however, be different sources of this internal exposure, and these sources have not been examined in most of these studies. Such studies have been included in this review only if it is well known that materials in the indoor environment are an important source of exposure.

Several aldehydes can be measured indoors, including acetaldehyde, formaldehyde, propionaldehyde, butyraldehyde, pentanal, hexanal, and benzaldehyde. Formaldehyde is common indoors and can be emitted from many construction materials, furniture, etc. In general, formaldehyde levels are highest in newly built or renovated buildings or where there is new furniture containing formaldehyde-based resins. The formaldehyde level in homes is usually 20–30 µg/m³ in Sweden, but levels may vary. Formaldehyde is one of the most-studied indoor air pollutants in indoor epidemiology, and epidemiological studies and meta-analyses confirm the importance of formaldehyde in the development of asthma and other allergic symptoms as well as SBS symptoms in both children and adults and in homes and schools. The WHO guideline value for formaldehyde in the indoor environment is a mean of 100 µg/m³ over a period of 30 minutes. The critical effect is sensory irritation. Acetaldehyde can be emitted from building materials such as wood, cork, and linoleum. Commonly, the indoor level of acetaldehyde in Sweden is about 10 µg/m³, and the odour threshold is estimated to be 25 µg/m³. Several studies have found associations between air concentrations of acetaldehyde in schools or homes and health effects such as wheeze, asthma, and SBS symptoms. Acrolein is a reactive aldehyde formed during the combustion of wood, plastic, diesel, and paraffin wax and from smoking and cooking. Some studies have found associations between levels of acrolein in indoor environments and health effects such as eye irritation and asthma, but there is a lack of information on indoor concentrations of acrolein in Sweden.

Indoor levels of nitrogen dioxide (NO2) in Swedish homes, schools, and preschools are usually low and are primarily affected by proximity to vehicle traffic. The indoor concentration of NO2 in Sweden is typically below 20 µg/m3 but can be higher in homes with gas stoves. The indoor levels of NO2 in homes with gas stoves have been shown to be associated with health effects such as wheeze, shortness of breath, asthma symptoms, and reduced lung function. The WHO guideline values for NO2 in indoor environments are 40 µg/m³ (annual mean) and 200 µg/m³ (one hour mean). The critical health effect is airway inflammation and airway symptoms.

Sources of BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene, xylene) in indoor environments include infiltration of outdoor air pollution, tobacco smoke, paint, glue, and some building materials. Studies have demonstrated associations between indoor concentrations of BTEX and wheeze, asthma, and SBS symptoms. Benzene is classified as a carcinogenic compound, and the WHO does not report any guideline value for benzene. In Sweden, the population's average exposure to benzene is estimated to be 2 µg/m³.

Terpenes are commonly found in indoor environments in Sweden because there is extensive use of coniferous wood in buildings, furniture, and furnishings. Some studies have reported associations between the concentrations of a-pinene and limonene in homes and SBS symptoms and bronchial hyperreactivity, but there are relatively few epidemiological studies on indoor terpenes. Terpenes can be oxidized to form ultrafine particles and other compounds, but there are few studies on the potential health effects of these reaction products in indoor environments.

PDCB (p-dichlorobenzene, also known as 1,4-dichlorobenzene) is used in insect repellents and "air fresheners" for toilets, etc. The average indoor concentration of PDCB in homes in Sweden is around 1 µg/m3. Pentachlorophenol (PCP) and its sodium salt have been widely used, mainly as wood preservatives. In Sweden PCP is no longer used, but the chemical can still be found in many older buildings. Under the influence of moisture, PCP can form chloroanisoles, which can produce indoor odours similar to mould odour. The International Agency for Research on Cancer (IARC) has classified PDCB and PCP as possibly carcinogenic to humans (Group 2B).

The compound 2-ethyl-1-hexanol (2E1H) is a higher alcohol that can be emitted from plastic materials, e.g. PVC flooring. Studies have shown associations between 2E1H and SBS and asthma symptoms. Texanol (2,2,4-trimethyl-1,3-pentanediol monoisobutyrate) is often used in water-based paints. TXIB (2,2,4-trimethyl-1,3-pentanediol diisobutyrate) is used as a plasticizer in PVC and polyurethane materials, wallpaper, and leather goods. TXIB can contribute to odours indoors and can cause irritation effects. There are few epidemiological studies of the health effects of Texanol and TXIB, but one study found associations between the concentration of Texanol and TXIB in indoor air in schools and asthma symptoms among students. A number of glycol ethers are used in various building materials and interior materials such as paints, adhesives, and floor polish. There is an increased concern about exposure to glycol ethers because these compounds are suspected to contribute to allergic disease. Moreover, PGE compounds (propylene glycol and glycol ethers) are hormone-disrupting chemicals.

Total volatile organic compounds (TVOC) is a summary measure for many different volatile organic compounds. Despite a recommendation not to use TVOC as a risk indicator for health effects and discomfort problems in buildings, the TVOC concept is still used. Studies have reported positive associations between TVOC levels in the home environment and asthma, atopic dermatitis and atopic disease in infancy, wheeze, nasal allergy, eye symptoms, respiratory symptoms, and SBS symptoms.

Phthalates is a group of substances used as plasticizers to soften plastics, as well as in other building materials. Phthalates are not chemically bound to the PVC polymer and can therefore be easily emitted to the environment. These compounds are found almost everywhere in the environment. One study showed that about 0.5–1% of the floor dust in schools and preschools consisted of the phthalate DEHP and that the content was higher in schools and preschools as compared to homes and offices in Sweden. The majority of the epidemiological studies on indoor exposure to phthalates have studied asthma, allergies, and lung function. There are few

longitudinal studies investigating the development of morbidity in relation to phthalate exposure indoors, but some studies exist linking levels of phthalate metabolites in urine to the development of asthma and allergy. There are few epidemiological studies on indoor exposure to phthalates in relation to health effects other than asthma and allergy.

Brominated flame retardants are a diverse class of semi-volatile organic compounds. PBDEs (poly-brominated diphenyl ethers) and HBCD (hexa-bromocyclododecane) have been measured in indoor air and indoor dust in many countries. Studies that have examined the health effects of PBDE exposure have focused on endocrine disruption and neurodevelopmental effects, but few of these studies have investigated the health effects of indoor exposure to these compounds. Due to suspected health effects of PBDEs, they are subject to regional as well as international restrictions. There is an increased use of organophosphorus compounds (OPs) as alternative flame retardants due to the restrictions on the use of PBDEs. Despite the widespread use of OPs in indoor environments, few studies exist on health effects in humans or animals. Indoor dust can be an important source of exposure to flame retardants, and small children might have a higher exposure than adults because they spend more time on the floor level and because of their hand to mouth behaviour.

The indoor levels of chemicals in the air may be higher in indoor environments with new materials. Due to this experience, "indoor painting", "renovation", etc., have been used in epidemiological studies as proxy variables for exposure to such chemicals. A number of studies have shown an association between interior painting at home and asthma or asthma symptoms, but also for other symptoms such as headache and fatigue. Most of these studies are cross-sectional, but there are some longitudinal studies. The more recent studies on this topic are often from Asia (China, Taiwan, and Japan). There are also a number of studies demonstrating associations between renovation of the residence and asthma or asthma symptoms, rhinitis (nasal symptoms), and dermatitis (dermal symptoms) in both children and adults. Although these studies often are conducted in Asia, there are also studies from Europe (Sweden, Germany, and France) showing similar associations as in Asia. Because the chemical content of paints and building materials varies between countries, relationships might also vary between countries. Moreover, some studies from Asia have reported that emissions from new furniture can be a health problem in terms of respiratory symptoms and atopic dermatitis. A probable cause is the emission of formaldehyde, but other VOC emissions can also contribute to these findings. No health studies were found on chemical emissions from new furniture in Europe or the US.

There are several studies on associations between the presence of PVC materials in the home, especially PVC flooring in the bedroom, and wheeze as well as doctor-diagnosed asthma in children. However, few studies exist on the associations between PVC material in the indoor environment and other health effects, such as hormonal effects. Studies on the health effects of PVC materials in the indoor environment are mostly based on self-reported data on the presence of PVC materials from questionnaires, but validation studies have shown that it is difficult to gather relevant information about PVC in the home environment through questionnaires. Despite this limitation, there are two studies that have shown that self-reported presence of PVC in the home is associated with increased levels of certain phthalates in dust or their metabolites in urine.

Studies from various countries have demonstrated an association between odour in the home environment, other than mould odour, and asthma, rhinitis, and SBS symptoms. Because all of these studies are cross-sectional studies, it is not possible to draw any conclusions on causality

between odour in the home and respiratory illness or SBS symptoms. It is possible that some of these associations are due to worsening of pre-existing morbidity, such as asthma and rhinitis, by the odour.

Om publikationen

I Folkhälsomyndighetens uppdrag ingår att identifiera, analysera och förmedla relevant kunskap till berörda i kommuner, landsting och andra berörda samhällssektorer. Folkhälsomyndigheten ansvarar också för tillsynsvägledning enligt miljöbalken när det gäller inomhusmiljön i bostäder och lokaler för allmänna ändamål. Kemikalier emitterade från byggnads- och inredningsmaterial uppmärksammas allt mer som en möjlig hälsorisk och behovet av kunskap och vägledning på området har blivit allt större. För myndigheten är det angeläget att sammanfatta aktuell kunskap på området, för att kunna bedöma behovet av och möjligheterna till att ta fram sådan ytterligare vägledning.

Rapporten är en sammanställning av den vetenskapliga litteraturen när det gäller förekomsten av kemikalier från byggnads- och inredningsmaterial i vanliga inomhusmiljöer och hälsorisker av en sådan exponering.

Rapporten riktar sig till alla som arbetar för en god inomhusmiljö i myndigheter, kommuner och andra berörda samhällssektorer.

Rapporten har författats av med.dr Guihong Cai och professor Dan Norbäck vid Uppsala universitet/Arbets- och miljömedicin på uppdrag av Folkhälsomyndigheten. Från Folkhälsomyndigheten har avdelningschefen Anna Bessö, enhetschefen Agneta Falk Filipsson och utredarna Greta Smedje och Linda Molander deltagit i arbetet.

Folkhälsomyndigheten

Anna Bessö

Avdelningschef
Livsvillkor och levnadsvanor

Bakgrund

I byggnader förekommer normalt en rad olika kemiska ämnen i luft och damm. Dessa kemiska ämnen kan komma från t.ex. byggnadsmaterial, inredning och utrustning men även från de som bor i eller nyttjar byggnaderna, deras aktiviteter och olika produkter som hanteras inomhus. De kemiska ämnen i inomhusmiljön som tidigare uppmärksammats mest är flyktiga organiska ämnen (VOC, volatile organic compounds). Förhöjda halter kan förekomma där det finns nya byggnads- och inredningsmaterial. Olika flyktiga organiska ämnen i byggnader kan ha olika effekter på de som bor eller vistas där men de effekter som påvisats är främst irritation i ögon och luftvägar och andra ospecifika symtom samt astmasymtom och allergiska symtom, liksom besvär av lukt (6). Under senare år har intresset ökat för eventuella hälsoeffekter av ftalater och andra kemikalier med hormonstörande egenskaper (7-12). Dessa ämnen är ofta halvflyktiga (SVOC, semi-volatile organic compounds).

I nya byggnader sker primära utsläpp av flyktiga organiska föreningar under en period på upp till några månader, medan det primära utsläppet av vissa halvflyktiga ämnen kan pågå under betydligt längre tid, t.o.m. under produktens hela livslängd. Det primära utsläppet är icke bundna VOC som avgår genom avdunstning från ytan, diffusion inom produkten eller bådadera. Byggnadsmaterial kan även avge sekundära utsläpp som bildas genom kemisk eller fysisk nedbrytning. Flyktiga ämnen kan adsorberas på partiklar (PM) i luften och en viss del av exponeringen för VOC och SVOC kan ske via luftburna partiklar eller partiklar som sedimenterat på ytor (damm). Det kan även bildas nya ämnen inomhus p.g.a. kemiska reaktioner mellan olika ämnen. Det är främst ozon och kvävedioxid (NO2) som reagerar med vissa VOC. Kunskapen är begränsad vad gäller samverkan mellan olika kemiska ämnen i innemiljöer och effekter på hälsan (13). Spridning av dessa ämnen från inomhusmiljön till atmosfären har också uppmärksammats (14).

Enligt Folkhälsomyndighetens instruktion ska myndigheten bl.a. identifiera, analysera och förmedla relevant kunskap till berörda i kommuner, landsting och andra berörda samhällssektorer. Kunskap om förekomsten av kemikalier i inomhusmiljön och hälsoeffekter av detta är ett område där behovet och efterfrågan om kunskap blivit allt större.

Folkhälsomyndigheten ansvarar också för tillsynsvägledning enligt miljöbalken när det gäller inomhusmiljön i bostäder och allmänna lokaler. Ansvaret gäller i första hand sådana exponeringar som är kopplade till byggnaden, dess inredning och utrustning samt underhållet och skötseln av detta. Kemikalier emitterade från byggnads- och inredningsmaterial uppmärksammas allt mer som en möjlig hälsorisk men myndigheten har idag ingen specifik vägledning för området. För myndigheten är det angeläget att sammanfatta aktuell kunskap på området, för att kunna bedöma behovet av och möjligheterna till att ta fram ytterligare vägledning.

Myndigheten har därför tagit initiativ till denna genomgång och sammanställning av den vetenskapliga litteraturen på området. Fokus är på epidemiologiska studier som belyser exponering för kemikalier som emitteras från byggnads- och inredningsmaterial och dess hälsoeffekter.

Syfte och avgränsningar

Syfte

Syftet med litteraturgenomgången är att sammanfatta den vetenskapliga litteraturen när det gäller kemikalier

- i vanliga inomhusmiljöer såsom bostäder, vård- och omsorgsboenden samt skolor och förskolor,
- som emitteras eller bildas av emissioner från byggnadsmaterial, fast inredning, möbler och annan större inredning,
- med avseende på
- halter inomhus i reella miljöer,
- exponering via luft eller damm för de som vistas i lokalerna,
- hälsoeffekter av sådan exponering.

Avgränsningar

Lös utrustning, städkemikalier och liknande kemisk-tekniska produkter, föroreningar som tränger in utifrån, t.ex. trafikavgaser, eller ämnen som bildas p.g.a. fuktskador eller mikrobiell växt i byggnaden ingår inte.

Toxikologiska studier som studerar mekanismer och effekter i cell- (in vitro) eller djurmodeller (in vivo) eller studier som gäller utveckling eller validering av mät- eller testmetoder ingår inte.

Metod

Genomgången består i första hand av artiklar från vetenskapliga tidskrifter och kunskapssammanställningar eller metaanalyser genomförda av forskare. I vissa fall, speciellt när det gäller exponeringsnivåer, ingår även s.k. ”grå litteratur” (rapporter m.m. framtagna av myndigheter, universitet och andra organisationer) av god kvalitet om det saknas vetenskapliga artiklar. Sammanställningen har fokuserat på studier som publicerats de senaste 10 åren (2005–2016) men i vissa fall har även äldre publikationer inkluderats om de varit viktiga för förståelsen av hälsosambanden. När det gäller beskrivningar av nivåer av ämnen inomhus har de begränsats till förhållanden i de nordiska länderna. Däremot har artiklar från hela världen inkluderats när det gäller samband mellan exponeringsnivåer och hälsa.

Sökningarna har gjorts i databasen PubMed och via Uppsala universitetsbibliotekets databaser (web of science) för åren 2005 t.o.m. 2016. Dessutom har vissa artiklar som erhållits via kontakter med forskare inom området eller hemsidor från myndigheter inkluderats.

- ncbi.nlm.nih.gov
- ub.uu.se

Sökord:

- Hälsoeffekter: asthma, allergy, rhinitis, atopy, wheeze, respiratory, nasal, nose, eyes irritation, odour, bronchial hyperreactivity, endocrine disruption, lung function, FeNO, exhaled NO, sick building syndrome, SBS, cancer, health.
- Kemikalier: Respektive ämnes kemiska namn eller i vissa fall grupper, t.ex. BTEX, aromatic compounds, aldehydes, phthalates.
- Proxyvariabler: För proxyvariablerna användes orden paint, painting, renovation, redecoration, furniture, PVC floor, PVC wall och odour.
- Inomhusmiljöer: För att avgränsa sökningen till inomhusmiljöer har orden indoor, indoor air, air pollution, air pollutants, dust, home, domestic, dwelling, school, day care centre, kindergarten, nursing home och health care centre använts. I något fall användes data från kontor (office) eller sjukhus (hospital) om det saknades studier på hälsoeffekter från andra innemiljöer.

Litteraturgenomgången har avgränsats till kemikalier som emitteras eller bildas av emissioner från byggnadsmaterial, fast inredning, möbler och annan större inredning. Sammanställningen omfattar alla typer av kemikalier men avspeglar att merparten av litteraturen har fokuserat på mycket flyktiga organiska ämnen (VVOC, Very Volatile Organic Compounds), VOC och SVOC. Sammanställningen omfattar även studier där indirekta mått, s.k. proxys, för den kemiska exponeringen använts, t.ex. ”ommålning” och ”plastmattor”.

I första hand omfattas epidemiologiska studier från reella miljöer, i andra hand kammarstudier där försökspersoner exponeras för förhållanden som liknar dem i reella miljöer. Genomgången fokuserar på studier där exponeringen främst har uppskattats genom att mäta kemikalier i luft eller damm, eller notera förekomst av vissa material som förväntas avge kemikalier till inomhusmiljön. Det finns också en omfattande litteratur som uppskattat exponeringen genom att mäta kemikalier och deras metaboliter i framför allt blod eller urin, och undersökt samband med

en rad olika typer av hälsopåverkan. Källorna till denna interna exponering kan vara av varierande art, och endast i de fall där vi sedan tidigare vet att material i inomhusmiljön utgör en viktig källa till exponeringen har sådana studier tagits med i genomgången.

Alla typer av hälsoeffekter har inkluderats, men genomgången avspeglar att merparten av litteraturen hittills har gällt utvecklingen och försämringen av astma, luftvägssymtom och allergiska symtom samt ”sjuka hus-symtom”. När det gäller t.ex. hormonpåverkan och cancerutveckling finns få studier som undersökt effekten av exponering från inomhusmiljön.

När det gäller epidemiologiska studiers möjlighet att kartlägga orsakssamband mellan exponering och uppkomst av sjuklighet är longitudinella studier att föredra. I möjligaste mån har longitudinella studier eftersökts, men genomgången avspeglar att en stor del av litteraturen utgörs av tvärsnittsstudier.

Kemikalier och grupper av ämnen

Formaldehyd

Formaldehyd är ett av de mest studerade ämnena i inomhusmiljön. Samband har påvisats för astma, allergiska symtom och SBS-symtom framför allt när det gäller exponeringar i bostäder och skolor. Merparten är tvärsnittsstudier men det finns även några longitudinella studier.

Aldehyder är organiska karbonylföreningar som vanligtvis förekommer i både inomhus- och utomhusmiljöer. Formaldehyd avges från många byggmaterial, möbler och konsumentprodukter, bl.a. från lim i spånskivor. Formaldehyd bildas även genom förbränningsprocesser, t.ex. från gasspisar, vid vedeldning och vid tobaksrökning. Sekundär bildning av formaldehyd kan förekomma i luft genom oxidation av flyktiga organiska ämnen (VOC) och t.ex. reaktioner mellan ozon (O3) (främst från utomhusmiljön) och alkener, särskilt terpener (1).

Emissionen av formaldehyd från material varierar med säsongsmässiga faktorer såsom temperatur, relativ fuktighet och solinstrålning samt typ och ålder på materialet (15). Nivåerna av formaldehyd är i allmänhet högst i nybyggda eller nyrenoverade byggnader eller där det finns nya möbler som innehåller formaldehydhartser (16). Emissionen av formaldehyd ökar vid högre rumstemperatur (17, 18). Koncentrationen av formaldehyd inomhus är oftast 2–10 gånger högre än utomhus (19). I en studie från 2013 undersöktes 156 enfamiljshus och 138 lägenheter byggda före 2006 från olika delar av Sverige. Medelvärdet för halten formaldehyd i luften var 26 µg/m³ (högsta uppmätta halt 140 µg/m³) i enfamiljshus och 14 µg/m³ (högsta uppmätta halt 90 µg/m³) i lägenheter. De högre halterna uppmättes oftast i småhus byggda mellan 1955 och 1980 (17). En tidigare svensk studie visade ett medianvärde för personburen exponering hos vuxna av formaldehyd på 22 µg/m³ (mätt under 24 timmar) eller 23 µg/m³ (mätt i 6 dagar) (20). Halten formaldehyd som man finner inomhus är vanligen 20–30 µg/m³ men nivåerna kan variera från icke uppmätbara halter till halter över 200 µg/m³ (21-24). För formaldehyd har WHO gjort en riskbedömning och anger i sina Guidelines for Indoor Air Quality ett riktvärde för inomhusmiljön på 100 µg/m³ (0,08 ppm) mätt under en 30-minutersperiod (1) baserat på sensorisk irritation. I den s.k. INDEX-rapporten från EU:s Joint Research Centre har formaldehyd också bedömts som en av de föroreningar i inomhusmiljön som det är mest angeläget att reglera (25).

Epidemiologiska studier och metaanalyser bekräftar formaldehydens betydelse i utvecklingen av astma och andra allergiska symtom (6, 26). Nyligen genomförda studier har visat en viss ökad risk för förekomst av astma hos barn med ökande koncentration formaldehyd i bostaden (15, 26, 27). En japansk studie visade att en exponering för formaldehyd som var högre än 47 ppb (d.v.s. 58 µg/m3) var associerad med en ökad förekomst av atopiskt eksem hos gravida kvinnor (28). Formaldehydhalten inomhus i skolor har visats ha positivt samband med luftvägsbesvär och astma (29) liksom med näs- och ögonbesvär (30), pipande och väsande andning (”wheeze”) under det senaste året och irriterande hosta under de senaste 3 månaderna (31) hos skoleleverna. Men det finns också studier som inte visat på något samband mellan formaldehyd i skolor och astmasymtom (30, 32, 33). Det finns även studier från bostäder som

inte funnit något samband mellan formaldehydhalten och astmatiska symtom hos barn (34) eller lungfunktion (FEV1) hos astmatiska vuxna (35) eller hos patienter med intermittent astma (36), och inget samband sågs heller med irriterande och allergiska besvär (37).

Flera studier har påvisat samband mellan formaldehydhalten i bostaden och SBS-symtom. En studie från Kina visade att formaldehydhalterna hos individer med SBS-symtom var högre än hos individer utan sådana besvär (38). I en delstudie inom den s.k. Europastudien över luftvägshälsa (European Respiratory Health Survey, ECRHS II) sågs ett samband mellan SBS-symtom och formaldehydhalten i bostaden (21). Det finns också flera studier från Japan som påvisat ett positivt samband mellan formaldehydhalten i nybyggda bostäder och SBS-symtom (39), inklusive ett dos-responssamband (40, 41). International Agency for Research on Cancer (IARC) har klassificerat formaldehyd som cancerframkallande för människor (Grupp 1) (42). Generellt gäller att det saknas studier om exponering för kemikalier i inomhusmiljön och cancer, och det gäller även för formaldehyd.

Sammanfattning

- Formaldehyd är en vanlig aldehyd inomhus som avges från många byggmaterial, möbler och konsumentprodukter och även bildas vid förbränning, t.ex. från gasspisar, vid vedeldning och vid tobaksrökning. Formaldehydnivåerna är i allmänhet högst i nybyggda eller renoverade byggnader eller där det finns nya möbler som innehåller formaldehydhartser. Halten av formaldehyd inomhus i bostäder brukar vara 20–30 µg/m³ i Sverige men nivåerna kan variera.
- WHO anger ett riktvärde för formaldehyd i inomhusmiljön på 100 µg/m³ under en 30-minutersperiod. Kritisk effekt är sensorisk irritation.
- Formaldehyd är en av de mest studerade föroreningarna när det gäller hälsoeffekter av luftföroreningar inomhus. Epidemiologiska studier och meta-analyser bekräftar formaldehydens betydelse vid utveckling av astma och andra allergiska symtom samt SBS-symtom hos såväl barn och vuxna, både i bostäder och skolor.

Andra aldehyder (acetaldehyd, akrolein)

Utöver formaldehyd förekommer flera olika aldehyder inomhus, såsom acetaldehyd, propionaldehyd, butyraldehyd, pentanal, hexanal och bensaldehyd. Aldehyder har många källor inomhus, inkl. byggnadsmaterial, men kan också bildas genom kemiska reaktioner mellan ozon och omättade organiska föreningar (43). Liksom andra flyktiga ämnen adsorberas aldehyder på partiklar. Det finns få studier av partikelburna VOC i luft men i en exponeringskammarstudie undersöktes om det blev starkare irritationseffekt på ögon om man tillsatte aldehyder till kontorsdamm. Studien gav dock inga konklusiva resultat (44).

Två av de övriga aldehyderna som uppmärksammats mest är acetaldehyd och akrolein. Acetaldehyd kan avges av byggnadsmaterial som trä, kork och linoleum och vid stekning av mat, förbränning, från utandningsluft och vid användning av hushållsprodukter (15, 37). Vanligt förekommande halter av acetaldehyd inomhus i Sverige är cirka 10 µg/m³. Lukttröskeln skattas

till 25 µg/m³ (45, 46). I en studie från skolor i Portugal sågs ett samband mellan halten av acetaldehyd i skolan och pipande och väsande andning hos eleverna (8–10 år) (47). I en studie från Frankrike sågs ett samband mellan halten av acetaldehyd i bostaden och astma (48) och studier från Japan har påvisat samband mellan SBS-symtom hos boende och summan av koncentrationen av 13 aldehyder, t.ex. formaldehyd, acetaldehyd och akrolein, i bostaden (49). Det finns också studier som inte påvisat något samband mellan acetaldehydhalter i bostäder och luftvägsbesvär och allergiska besvär (37). IARC har klassificerat acetaldehyd som möjligen cancerframkallande för människor (Grupp 2B) (42).

Akrolein är en reaktiv aldehyd som bildas vid förbränning av bl.a. trä, plast, diesel, paraffinvax, vid tobaksrökning och vid matlagning (50, 51). Det har beräknats att denna aldehyd motsvarar upp till 8 % av den totala halten av aldehyder som emitteras från fordon och vid vedeldning i bostäder och att 13 % av den totala aldehydhalten i atmosfären utgörs av akrolein (51). Rapporter från andra länder visar att ämnet ofta finns i inomhusluften, i koncentrationer om några µg/m3, att halten är högre inomhus än utomhus och att den kan vara högre på sommaren än på vintern (52). Några studier av halterna inomhus i Sverige har dock inte hittats.

I en svensk exponeringskammarstudie med friska frivilliga försökspersoner (ålder 20–50 år) sågs ett dosberoende samband mellan akroleinhalten (exponeringshalten var 0,02–0,3 ppm d.v.s. 0,03–0,37 µg/m3) och ögonirritation (51). I Frankrike studerades samband mellan akroleinhalten i skolan och astma hos skolbarn (ålder 9–10 år) och man fann ett positivt samband för allergisk astma, men ett negativt samband för icke-allergisk astma (30).

Sammanfattning

- Flera olika aldehyder förekommer inomhus, såsom acetaldehyd, propionaldehyd, butyraldehyd, pentanal, hexanal och bensaldehyd. Vanliga halter av acetaldehyd inomhus i Sverige är cirka 10 µg/m³. Lukttröskeln skattas till 25 µg/m³.
- Flera studier har funnit samband mellan halten av acetaldehyd i skolan eller bostaden och hälsoeffekter såsom pipande och väsande andning, astma och SBS-symtom.
- Akrolein är en reaktiv aldehyd som bildas vid förbränning av trä, plast, diesel, paraffinvax, vid tobaksrökning och vid matlagning. Några studier har visat samband mellan akroleinhalten och hälsoeffekter såsom ögonirritation och astma, men det saknas uppgifter om halterna av akrolein inomhus i Sverige.

Kvävedioxid

Kvävedioxid (NO2) används ofta som en markör för trafikrelaterade luftföroreningar utomhus och trafik är en viktig källa till NO2 inomhus. Den huvudsakliga inomhuskällan till kvävedioxid är förbränning, t.ex. från gasspisar eller ljus. Gasspis förekommer i Sverige framför allt i vissa områden i några storstäder (53). Koncentrationen av NO2 inomhus i Sverige understiger vanligen 20 µg/m3 (54, 55). Luftkoncentrationerna av NO2 i en studie av bostäder i Uppsala var 6,7µg/m³ (22). Exponeringen för NO2 är högre i bostäder med gasspis (56-58). En svensk studie rapporterade att befolkningens exponering för NO2 i genomsnitt var 14 µg/m³, och att de med

gasspis hade högre (20 µg/m³) exponering (24). I svenska skolor och förskolor är halterna vanligen låga och påverkas främst av närhet till trafik. WHO anger i sina Guidelines for Indoor Air Quality ett riktvärde för inomhusmiljön på 40 µg/m³ mätt som årsmedelvärde och 200 µg/m³ för en timme, baserat på luftvägsinflammation och luftvägssymtom (25). Kvävedioxid (NO2) hör till de ämnen i inomhusmiljön som i INDEX-rapporten bedömdes som mest angeläget att reglera (25).

Gasspisar som inte har frånluftsventilation över spisen kan ge kortvariga toppexponeringar för NO2. Kontrollerade studier av exponering tyder på att dessa toppar kan påverka luftvägarna, och studier som bara mäter genomsnittsvärden kanske inte kan detektera dessa hälsoeffekter (25). En kohortstudie av barn med astma som hade gasspis hemma visade att de oftare hade luftvägssymtom såsom pipande och väsande andning och andnöd än barn som inte hade gasspis. Det fanns också ett dos-responssamband, med en oddskvot på ca 1,5 för varje ökning av NO2 med 20 ppb (d.v.s. 24,6 µg/m3), för både väsande andning och andnöd (59). NO2 mättes i klassrummen, i skolor och i köket i bostaden. Vissa klassrum hade gasuppvärmning medan andra värmdes med elektricitet, men alla bostäder hade gasspis. Det fanns ett dos-responssamband mellan NO2-nivåerna i klassrummen och andningssvårigheter och astmasymtom under både dag och natt. Det fanns även ett samband mellan NO2-nivåerna i köket hemma och lägre lungfunktion (FEV1) hos barnen (60).

Sammanfattning

- Exponeringen för NO2 är högre i bostäder med gasspis, men få bostäder i Sverige har gasspis. Halterna av NO2 i svenska skolor och förskolor är vanligen låga och påverkas främst av närhet till trafik. Koncentrationen av NO2 inomhus i Sverige understiger vanligen 20 µg/m3.
- De nivåer av NO2 som förekommer vid användning av gasspis har visats ha samband med hälsoeffekter såsom pipande och väsande andning, andnöd, andningssvårigheter och astmasymtom eller lägre lungfunktion.
- WHO anger ett riktvärde för NO2 i inomhusmiljön på 40 µg/m³ (årsmedelvärde) och 200 µg/m³ (en timme). Kritisk effekt är luftvägsinflammation och luftvägssymtom.

Aromatiska kolväten (BTEX: bensen, toluen, etylbensen, xylen)

Oljebaserade produkter, t.ex. organiska lösningsmedel och motorbränslen, innehåller olika typer av aromatiska kolväten. En fall-kontrollstudie i 381 svenska bostäder rapporterade att det geometriska medelvärdet för aromatiska kolväten var 41,5 µg/m³ (46). Förkortningen BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylen) används ibland för några vanliga aromatiska kolväten. Källor till BTEX i inomhusmiljöer inkluderar infiltration av utomhusluftföroreningar, tobaksrökning, färger, lim och vissa byggmaterial (1, 61, 62). Bensen tillhör de föroreningar som INDEX-rapporten bedömde som mest angelägna att reglera (25). En svensk studie visade att den beräknade exponeringen för allmänbefolkningen för bensen var 2,0 µg/m³ (24). Toluen

är det absolut vanligast förekommande aromatiska kolvätet i luften och finns överallt både inomhus och utomhus. Xylener (orto-, meta- och paraxylen) är de näst vanligaste aromatiska kolvätena inomhus och koncentrationerna är ofta två till tre gånger högre än utomhus.

Studier från grundskolor visade att lufthalterna av toluen och ortoxylen var associerade med pipande och väsande andning hos barn (8–10 år) (31). En studie från bostäder fann att aromatiska kolväten och trimetylbensen var associerade med en signifikant ökad risk för astma medan etylbensen och xylen var förknippade med rinit (63). Ett antal studier från Japan har visat samband mellan SBS-symtom hos boende och xylenhalten (39) och bensenhalten (39, 41) i nybyggda bostäder. Studier från Kina visade att boende med ett eller flera SBS-symtom hade högre halt xylen i huset jämfört med boende utan sådana symtom (38). IARC har klassificerat bensen som cancerframkallande för människor (Grupp 1, 2012) och etylbensen som misstänkt cancerframkallande för människor (Grupp 2B) (42). Utifrån risken för cancer anger WHO att inget säkert riktvärde kan anges för bensen (1).

Sammanfattning

- Källor till BTEX i inomhusmiljöer är infiltration av utomhusluftföroreningar, tobaksrökning, färger, lim och vissa byggmaterial.
- Studier har visat samband mellan BTEX och pipande och väsande andning, astma och SBS-symtom.
- Bensen är klassat som cancerframkallande och WHO anger att det inte finns någon säker exponeringsnivå för bensen inomhus. En svensk studie visade att exponeringsnivåerna för bensen hos befolkningen beräknas vara 2,0 µg/m³.

Terpener (a-pinen och limonen)

Terpener är omättade organiska föreningar som finns i naturen, främst i växter, och som innehåller en eller flera C=C-bindningar. De kan indelas i monoterpener (C10H16) och sesquiterpener (C15H24). Terpener är vanligt förekommande i innemiljöer i Sverige eftersom vi använder mycket barrträ i våra byggnader, möbler och inredning. Vanliga monoterpener inomhus i Sverige är a-pinen, delta-karen och d-limonen. De kan förekomma i doftkemikalier, städmedel, diskmedel, träprodukter och träbaserade möbler. Alfa-pinen (a-pinen) finns i terpentin och i barrträd såsom tall och gran (64, 65). En studie från svenska bostäder visade att medelvärdet för halten i luften av a-pinen var 20,8 µg/m3 och för limonen var den 17,8 µg/m3 (46). Det finns studier som påvisat samband mellan a-pinen- och limonenhalter i luften i bostaden och SBS-symtom (39). I en populationsstudie i Sverige sågs ett samband mellan halten av limonen i bostaden och överretlighet i nedre luftvägar (bronkiell hyperreaktivitet) (66). I en studie av samband mellan VOC i kontorsmiljöer och SBS-symtom sågs däremot inga hälsosamband för terpener (a-pinen och d-limonen) (64).

Terpener kan oxideras genom komplexa kemiska reaktioner med hydroxyl- (OH) radikaler, ozon (O3), nitrat- (NO3) radikaler eller via fotokemiska reaktioner. Ozon kan reagera med terpener och bilda aldehyder (t.ex. formaldehyd) och sådana kemiska reaktioner kan vara viktiga i

inomhusmiljöer med förhöjda halter (= 0,1 mg/m3) av ozon (4). Många oxidationsprodukter från terpener är svårflyktiga ämnen och de kan bilda ultrafina partiklar (partiklar med en diameter under 0,1 µm) eller kondensera på befintliga större partiklar (65). Oxidationsprodukter av terpener har studerats under senare tid men de flesta studierna har handlat om att beskriva den reaktiva kemin. Det finns få studier över potentiella hälsoeffekter av dessa reaktionsprodukter (4, 43, 65). Eftersom det är välkänt att terpener medverkar i kemiska reaktioner med andra ämnen i inomhusmiljön, är det viktigt att beakta möjligheten till reaktiv kemi när man gör hälsobedömning av terpener i innemiljöer.

Sammanfattning

- Terpener är vanliga i innemiljöer i Sverige eftersom vi använder mycket barrträ i våra byggnader, möbler och inredning. Vanliga monoterpener inomhus i Sverige är a-pinen, delta-karen och d-limonen.
- Samband har påvisats mellan halten a-pinen och limonen i luften i bostaden och SBS-symtom och bronkiell hyperreaktivitet, men det finns relativt få studier från reella miljöer.
- Terpener kan oxideras och bilda ultrafina partiklar men det finns få studier över potentiella hälsoeffekter av dessa reaktionsprodukter.

Klorerade VOC (PDCB och PCP)

PDCB (p-diklorbensen, även kallad 1,4-diklorbensen) är ett ämne som ofta används i väsentligen ren form (> 99,8 %) mot insekter, skadedjur och som luktförbättrare eller luftfräschare för toaletter och andra utrymmen (67). Studier från Asien har visat att denna kemikalie är vanligt förekommande inomhus eftersom den används som insektsmedel (68). Halterna i Sverige kan förväntas vara lägre och en studie fann att den genomsnittliga koncentrationen av PDCB inomhus i bostäder i Uppsala var 1,03 µg/m3 (22). Förhöjd exponering för PDCB har kopplats till ökning av vita blodkroppar i blodet (69) och försämrad lungfunktion (70) hos vuxna. IARC har klassificerat PDCB som möjligen cancerframkallande för människor (Grupp 2B) (42).

Sedan 1930-talet har pentaklorfenol (PCP, Pentachlorophenol) och dess natriumsalt använts i stor utsträckning som främst träskyddsmedel och som herbicid, algicid, avlövningsmedel, baktericid och fungicid på grund av dess bakteriedödande och svampdödande egenskaper (71, 72). På grund av dess omfattande användning finns PCP i mätbara halter i luft och vatten samt i blod, urin och fettvävnad hos människor (73). Hälsoeffekter av PCP rapporterades först under 1940-talet och den första litteraturen om PCP-exponering och cancer publicerades 1978. PCP är klassificerad som en möjlig humancarcinogen (grupp 2B), av IARC. PCP har hormonstörande egenskaper och kan också påverka sköldkörtelhormon, som spelar en viktig roll för tillväxt och fosterutveckling (74). På grund av de negativa hälsoeffekter som exponering för PCP kan ge upphov till har många länder begränsat eller förbjudit produktion och användning av PCP (73). I Sverige infördes begränsningar 1978, men produkter som behandlats med PCP finns kvar i många äldre byggnader.

PCP kan bilda kloranisoler som i byggnader kan ge avvikande lukt. I en svensk studie var halterna av kloranisoler i bostäder i genomsnitt < 15 ng/m3, vilket var tillräckligt för att framkalla lukt men bedömdes inte innebära någon direkt hälsorisk (75).

Sammanfattning

- PDCB (p-diklorbensen, även kallad 1,4-diklorbensen) används ofta mot insekter och skadedjur och som luftfräschare för toaletter och andra utrymmen. Koncentrationen av PDCB inomhus i bostäder i Sverige är i genomsnitt ca 1 µg/m3.
- Pentaklorfenol (PCP) och dess natriumsalt har ofta använts som träskyddsmedel, bland annat som herbicid, algicid, avlövningsmedel, baktericid och fungicid på grund av dess bakteriedödande och svampdödande egenskaper. På grund av de negativa hälsoeffekter som exponeringen kan medföra har många länder begränsat eller förbjudit produktion och användning av PCP.
- IARC har klassificerat PDCB och PCP som möjligen cancerframkallande för människor (Grupp 2B).
- I Sverige infördes begränsningar 1978 för PCP, men produkter som behandlats med PCP finns kvar i många äldre byggnader.

Övriga VOC (2-etyl-1-hexanol, Texanol, TXIB, glykoletrar)

Den organiska föreningen 2-etyl-1-hexanol (2E1H) är en högre alkohol som kan avges från bl.a. plastmaterial (t.ex. PVC-golv) och nya datorer (76). Under påverkan av fukt kan ämnet också bildas genom nedbrytning av dietylhexylakrylat eller dietylhexylftalat (DEHP) som kan förekomma i golvlim och i PVC-material i golv (77, 78). Ämnet har därför använts som en indikator på förhöjda fukthalter i golvkonstruktioner (78). Ämnet har en karakteristisk plastlukt och kan ge upphov till luktbesvär. Lukttröskeln anges till 400 µg/m3 (79). Samband mellan nivåer av 2E1H i inomhusluft i skolor och SBS-symtom har påvisats (80). Det finns också flera studier som påvisat samband mellan emission av 2E1H på grund av ökad fukthalt i golvkonstruktionen i kombination med förekomst av PVC-material och en ökad förekomst av astmasymtom, ögonirritation och halsbesvär hos personal på sjukhus (54, 78) och kontor (81). Motsvarande samband har även påvisats hos skolelever, både vad gäller SBS-symtom och astmatiska symtom (82). I ett kammarförsök sågs svaga subjektiva symtom på irritation i ögonen vid kontrollerad exponering (exponeringshalt: 1 mg/m3) av friska försökspersoner för 2E1H (79).

Texanol (2,2,4-trimetyl-1,3-pentandiolmonoisobutyrat) används ofta som filmbildare i vattenbaserade färger (83). Exponering för en blandning av olika VOC som vanligen förekommer i vattenbaserade färger, inkl. Texanol, orsakade mild irritation i ögon, näsa och luftvägar hos friska försökspersoner (84). Studier från svenska bostäder visade att medelhalten av två olika varianter av Texanol – A och B – var 10,0 µg/m3 respektive 5,6 µg/m3 (46). Halten

av Texanol B i barnens sovrum var signifikant högre hos barn som hade astma och allergi jämfört med barn i kontrollgruppen (46). En studie från skolor fann att Texanolhalten i luft hade positivt samband med nattlig andfåddhet hos eleverna (32).

TXIB (2,2,4-trimetyl-1,3-pentandioldiisobutyrat) används som mjukgörare i PVC- och polyuretanmaterial, tapeter och konstlädervaror (85, 86). TXIB kan bidra till lukt inomhus och ge irritationseffekter (86). En studie från Sverige fann att medelkoncentrationen inomhus av TXIB i huvudsak varierade från 11 till 71 µg/m3 med en maximal koncentration av 373 µg/m3 (i en lägenhet med alla rum målade och med en 1-årig PVC-golvbeläggning) (83). Det finns få epidemiologiska studier av TXIB, men i en från skolor sågs att TXIB-halten i luften hade positivt samband med astmabesvär hos eleverna (32).

Olika glykoletrar förekommer i olika bygg- och inredningsmaterial såsom målarfärg, lim och golvpolish. Flera glykoletrar uppmärksammas mer och mer och misstänks bidra till allergisk sjukdom, och flera PGE (propylenglykol och glykoletrar) är välkända hormonstörare (46, 87). En fall-kontrollstudie i svenska bostäder såg att PGE-halten i barnens sovrum var signifikant högre hos barn som hade astma och allergi, speciellt rinit, jämfört med kontrollerna (46).

Sammanfattning

- 2-etyl-1-hexanol (2E1H) är en högre alkohol som kan avges från bl.a. plastmaterial (t.ex. PVC-golv) och nya datorer. Studier har påvisat samband mellan 2E1H och SBS och astmatiska symtom.
- Texanol (2,2,4-trimetyl-1,3-pentandiolmonoisobutyrat) används ofta i vattenbaserade färger. Texanolhalten i luft har visats ha ett positivt samband med nattlig andfåddhet hos skolelever.
- TXIB (2,2,4-trimetyl-1,3-pentandioldiisobutyrat) används som mjukgörare i PVC- och polyuretanmaterial, tapeter och konstlädervaror. TXIB kan bidra till lukt inomhus och ge irritationseffekter. Det finns få epidemiologiska studier av TXIB, men samband har visats mellan TXIB-halten i luft i skolor och astmabesvär hos eleverna.
- Olika glykoletrar förekommer i olika bygg- och inredningsmaterial såsom målarfärg, lim och golvpolish. Flera glykoletrar uppmärksammas mer och mer och misstänks bidra till allergisk sjukdom, medan flera PGE (propylenglykol och glykoletrar) är välkända hormonstörare.

TVOC (totala halten flyktiga organiska ämnen)

Den totala halten VOC (TVOC) i luften har tidigare ofta använts som ett mått på luftkvaliteten i icke-industriella miljöer (1). Eftersom olika kemiska ämnen i inomhusmiljöer har olika toxikologiska egenskaper och kan variera både vad gäller lukttröskel och irriterande egenskaper har TVOC-begreppet kritiserats. I en översiktsartikel analyserades den vetenskapliga litteraturen vad gäller hälsosamband för TVOC i inomhusmiljöer. Slutsatsen, som arbetades fram vid ett nordiskt vetenskapligt konsensusmöte 1996, var att den vetenskapliga litteraturen inte kunnat

påvisa konsistenta samband mellan TVOC och hälsoeffekter eller komfortproblem i inomhusmiljöer. Gruppen rekommenderade att man inte skulle använda TVOC som en riskindikator för hälsoeffekter och komfortproblem i byggnader (88).

Trots denna rekommendation används fortfarande TVOC-begreppet i många sammanhang, t.ex. när det gäller att testa den totala kemiska emissionen från byggnadsmaterial. Det har även använts i olika hälsostudier. I en kohortstudie (MOCEH, Mothers and Children's Environmental Health) sågs ett samband mellan TVOC-halten i barnens sovrum och ökad förekomst av atopisk dermatit hos sex månader gamla spädbarn (89). Andra studier har funnit att exponering för högre halt TVOC under graviditeten ökade risken för astma och atopisk sjukdom hos barn (90, 91). Det har även påvisats samband mellan TVOC-nivåerna i bostaden och pipande och väsande andning, näsallergier och kroniska ögon- och luftvägssymtom (48). Studier i Japan har påvisat samband mellan TVOC-halterna i nybyggda bostäder och SBS-symtom (39). Mycket begränsade data finns tillgängliga beträffande effekter av TVOC på hud, inkl. eksem, trots att huden är viktig för resorption och exponering via huden avsevärt bidrar till hela kroppsbördan (92). TVOC kan påverka immunförsvaret (93, 94), men frågan är knapphändigt studerad jämfört med andra miljöfaktorers effekter på immunförsvaret.

Sammanfattning

- TVOC är ett samlingsmått för många olika flyktiga organiska ämnen. Trots en rekommendation om att man inte ska använda TVOC som riskindikator för hälsoeffekter och komfortproblem i byggnader används fortfarande begreppet i många sammanhang.
- Olika studier har sett positiva samband mellan exponering för TVOC i bostaden och astma, atopisk dermatit och atopisk sjukdom i tidig barndom, pipande och väsande andning, näsallergi, ögon- och luftvägssymtom och SBS-symtom.

Ftalater och bisfenol A

Ftalater är en grupp ämnen som bl.a. används som mjukgörare i plastmaterial men finns också i andra byggmaterial såsom färg, lim, tätningsmedel och fogmassa (95). Ftalater är så kallade diestrar av ortoftalsyra och består av en aromatisk ring med två, oftast alifatiska, sidokedjor. Ftalaternas namn baseras på sidokedjornas längd och struktur. Ftalater kan utgöra upp till 40 procent av det färdiga materialet. Ftalaterna är inte fast bundna till PVC-polymeren och kan därför utsöndras från materialet under produktens hela livslängd. Denna diffusa spridning gör att ftalater förekommer nästan överallt i inomhusmiljön. De ftalater som uppmätts i högst koncentrationer i damm i bostäder i Sverige och Danmark är diisononylftalat (DINP) och dietylhexylftalat (DEHP). Koncentrationer av ftalater i damm och inomhusluft i bostäder i Sverige (46, 96) och Danmark (97, 98) visas i tabell 1.

Det finns en omfattande litteratur vad gäller möjliga hormonstörande egenskaper av ftalater i miljön. Ftalaters hormonstörande egenskaper har satts i samband med t.ex. påverkan på manlig reproduktion (spermiekvalitet) (99), diabetes (100), beteendeförändringar (101)), påverkan på vita blodkroppar (monocyter och makrofager) (102) samt allergier och astma (103).

Den huvudsakliga exponeringen för ftalater sker genom födoämnen (104-107), men en viss exponering sker även genom inandning (106, 108). Merparten av ftalaterna i inomhusmiljön finns bundna till damm och andra partiklar. Till en mindre del avges de också förångade i luften. En jämförande studie har beräknat bidragen från olika källor till det genomsnittliga dagliga intaget av DEHP, DBP och BBP för 2-åriga barn i Danmark. För DEHP och BBP var huvudsakliga exponeringskällor mat (50 %) och inomhusdamm (45 %). För DBP var huvudsakliga exponeringskällor mat (50 %), inomhusluft (30 %) och inomhusdamm (20 %) (109). I skolor och förskolor utgjordes ca 0,5–1 % av golvdammet (mätt som vikt) av DEHP och halten var högre än i bostäder och kontor (97, 110).

Tabell 1. Koncentration av ftalater i damm och inomhusluft i bostäder i Sverige och Danmark.

Ämne	Medelvärde i Sverige (µg/g damm) (96)	Medelvärde i Sverige (µg/g damm) (46)	Medelvärde i Danmark (µg/g damm) (98)	Medelvärde i Danmark (ng/m3 luft) (97)
DEP	31	Inga data	Inga data	Inga data
DBP	226	Inga data	24	270
BBP	319	380	22	21
DEHP	1 310	1 310	641	230
DINP	639	Inga data	Inga data	Inga data

De epidemiologiska studierna över samband mellan exponering för ftalater i inomhusmiljön och överkänslighetsbesvär gäller nästan alla exponering från damm i bostaden. En fall-kontrollstudie från Sverige visade positivt samband mellan halten BBP och rinit och eksem medan DEHP var associerat med astma (96). Liknande resultat sågs i Taiwan. Bostadens halt av BBP hade samband med rinit och eksem, medan DBP var associerat med eksem (111). En fall-kontrollstudie av 500 barn i åldrarna 3–5 år från Danmark visade signifikanta samband mellan DEHP och pipande och väsande andning (112). En bulgarisk epidemiologisk studie visade att koncentrationen av DEHP var signifikant associerad med pipande och väsande andning och med ett dos-responssamband (113). En japansk studie visade samband mellan bostadens halt av DBP och astma, mellan BBP och atopisk dermatit, och mellan DEHP och allergisk konjunktivit och atopisk dermatit (114). En studie från österrikisk skolmiljö visade sämre lungfunktion hos elever 6–10 år vid högre halt av BBP (115). Studier över betydelsen av innemiljöexponering vad gäller hormonstörande effekter av ftalater saknas i stor utsträckning.

När ftalater kommer in i kroppen metaboliseras de till sina monoesterformer. Dessa monoestrar och andra metaboliter utsöndras sedan i urinen (103). Det har under senare år publicerats longitudinella studier bland barn där man mätt halten av olika ftalater i kroppsvätskor (blod eller urin) när studien startat och sedan studerat uppkomst av astma eller allergisk sjukdom efter flera år. I en studie sågs ett samband mellan mammans halt av vissa ftalater (MBzP och DEHP) i urin under graviditeten och astma hos barnet vid 7 års ålder (116). I en studie sågs ett samband mellan moderns nivåer av monobutyl-ftalat under graviditeten och förekomst av födoämnesallergier hos barnet vid 2 års ålder (117). En epigenetisk studie drar slutsatsen att effekter av exponering för ftalater under graviditeten kan överföras till barnet via epigenetiska mekanismer (118). I en tvärsnittsstudie sågs ett samband mellan halten av DEP och BBzP i barnets urin och uppmätt halt av kväveoxid (FeNO) i barnets utandningsluft, vilket kan innebära att dessa ämnen kan orsaka allergisk inflammation i de nedre luftvägarna (119).

I ett par studier har man mätt olika ftalater, typiska för plastmattor, i mammans blod under graviditeten och sedan möjlig reproduktionspåverkan, mätt som avståndet mellan anus och penis hos nyfödda pojkar. Den ena studien fann viss påverkan men inte den andra (120, 121).

Bisfenol A (BPA) är en mycket använd plastkemikalie som bl.a. används i polykarbonatplast och epoxi. BPA förekommer i en stor mängd produkter, inklusive livsmedelsförpackningar. Hittills har antagits att exponeringen för BPA i huvudsak sker genom livsmedel (122). Speciellt epoxi förekommer i byggnadsmaterial, t.ex. som ytskikt på golv och vid relining (tätning) av vatten- och avloppsrör. Det finns en omfattande litteratur som berör möjliga effekter av BPA:s hormonstörande egenskaper (122). Det finns också några studier om samband med astma. I en studie sågs ett samband mellan mammans halt av BPA i urin under graviditeten och astma hos barnet vid 7 års ålder (116). Två andra studier har påvisat samband mellan mammans halt av BPA i urin under graviditeten och pipande och väsande andning hos barnet vid 3 års ålder (123) och vid 5 års ålder (124). Ett samband har även påvisats mellan halten av BPA-metabolit i urin när barnet var 3 år och senare utveckling av astma (125). I litteraturen har man dock sällan analyserat källorna till exponeringen, och eventuellt samband med byggnads- och inredningsmaterial. I en svensk studie undersöktes BPA-halt i blod hos ammande kvinnor och jämfördes med enkätdata om bostadsmiljön (126). Man fann inget samband med renovering, men möjligen en tendens till att de som bodde i nyare hus hade högre halt BPA. Några studier över samband mellan BPA-halter i luft eller damm i inomhusmiljön och hälsa har inte hittats.

Sammanfattning

- Ftalater är en grupp ämnen som bl.a. används som mjukgörare i plastmaterial, men finns också i andra byggmaterial. Ftalaterna är inte fast bundna till PVC-polymeren och kan därför utsöndras från materialet och förekommer nästan överallt i vår omgivning. En studie visade att i skolor och förskolor utgjordes ca 0,5–1 % av golvdammets vikt av DEHP, och halten var högre än i bostäder och kontor i Sverige.
- De flesta studier om samband mellan exponering för ftalater i inomhusmiljön och överkänslighetsbesvär gäller astma, pipande och väsande andning, allergisk konjunktivit och atopisk dermatit samt lungfunktion. Longitudinella studier som studerat utveckling av sjuklighet i relation till ftalatexponering i inomhusmiljön saknas i stor utsträckning, men det finns några studier som kopplar ftalatmetaboliter i urin till utveckling av astma och allergi.
- Det finns få studier över betydelsen av exponering inomhus vad gäller andra hälsoeffekter av ftalater än astma och allergi.
- Bisfenol A är en plastkemikalie som är vanlig i en rad konsumentprodukter, inkl. vissa byggnadsmaterial. Några undersökningar av hälsoeffekter av bisfenol A i luft eller damm inomhus har inte hittats.

Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel (BFR, Brominated Flame Retardants) är en skiftande klass av halvflyktiga organiska föreningar som i stor utsträckning har använts som tillsatser eller reaktiva beståndsdelar för att öka brandbeständigheten hos ett brett spektrum av material och kommersiella produkter såsom textilier, möbelskum och plast i elektronisk utrustning (127, 128). Globalt sett är de BFR som är mest producerade och studerade polybromerade difenyletrar (PBDE), hexabromocyclododekan (HBCD) och tetrabrombisfenol A (TBBPA) (129). Studier

har rapporterat förhöjda halter BFR i inomhusluften (127), och inomhusmiljön har också identifierats som en potentiell källa till BFR i utemiljön (130-132). Det finns många studier om människors exponering för PBDE, med särskilt fokus på externa exponeringsvägar (t.ex. kost, damm och luft) (133) och den resulterande interna exponeringen för PBDE, mätt exempelvis i bröstmjölk och blod (134-136). Småbarn har en högre exponering för PBDE från damm jämfört med vuxna på grund av att de oftare vistas på golvet och genom sitt hand till mun-beteende (3).

PBDE och HBCD har mätts i inomhusluft och damm i studier av bostäder och offentliga byggnader i Nordamerika, Europa och Asien (127), men det finns relativt få studier från Sverige (137-139). En studie från Sverige visade att medianvärdet av koncentrationen av SPBDE (summan av BDE-28, -47, -99, -153, -183, -197, -206, -207, -208, -209) i luft (gas och partikelfas) var högst i kontor (14 000 pg/m3), följt av förskolor (4 000 pg/m3), småhus (330 pg/m3), och var lägst i lägenheter (58 pg/m3). Median SPBDE-koncentrationer i damm var högst i lägenheter (1 400 ng/g), följt av förskolor (1 200 ng/g) och kontor (1 200 ng/g) och lägst i småhus (510 ng/g). HBCD detekterades i de flesta dammproverna (i halter från 45 till 340 ng/g), men endast i några få luftprover (halter under detektionsgränsen 1,6 pg/m3 till 2,0 pg/m3) (128, 130). En annan stor prospektiv kohortstudie (BAMSE, Barn, Allergi, Miljö, Stockholm, Epidemiologi) visade att medianvärdet av SBDE (summan av BDE-47, -99, -100, -183, -209) i damm som samlats från moderns madrass runt 2 månader efter barnets födsel var 239 ng/g bland friska matchade kontroller och 259 ng/g bland barn (110 barn, 4 och 8 år gamla) som utvecklat astma (140). En studie från skolor fann ett positivt samband mellan summan av polybromerade difenyletrar (SPBDE) i damm från skolan och sämre lungfunktion hos skolbarnen (115).

BFR har hormonstörande effekter och olika studier har funnit signifikanta samband mellan koncentration i serum av specifika BDE och lägre koncentration av spermier hos män (141), endokrina störningar hos män (7, 9), minskad fruktsamhet hos kvinnor (142), störningar i sköldkörtelns funktion (143) och neurologisk utveckling hos barn (144).

BFR är föremål för regionala eller internationella restriktioner och kontroller. Kommersiella formuleringar av penta- och okta-BDE är långlivade organiska föroreningar i miljön (127) och har förbjudits inom EU (140) och globalt (145). Produktionen av deka-BDE (146) har förbjudits inom EU från 2013 (127, 146). HBCD används fortfarande, men är föremål för översyn för ett globalt förbud (127, 147). Trots dessa regleringar av förekomst i nyproduktion kan man fortfarande hitta dessa ämnen i befintliga produkter.

Sammanfattning

- Bromerade flamskyddsmedel (BFR) är en skiftande klass av halvflyktiga organiska föreningar, som ofta har använts för att öka brandbeständigheten i t.ex. textilier och elektroniska produkter. BFR finns i mätbara halter i inomhusluften.
- PBDE (polybromerade difenyletrar) och HBCD (hexabromocyclododekan) har mätts i inomhusluft och damm i många länder. I en studie från Sverige mättes de högsta lufthalterna av PBDE i kontor och förskolor medan halterna i bostäder var betydligt lägre.
- De studier som undersökt hälsoeffekterna av PBDE-exponering har främst inriktats på de potentiellt hormonstörande och utvecklingsneurologiska effekterna, men få studier har gällt

effekter av exponering från inomhusmiljön.

- På grund av sina misstänkta hälsoeffekter är BFR föremål för regionala eller internationella restriktioner.

Organiska fosforföreningar

Användningen av organiska fosforföreningar (OP, organophosphorus compounds) som alternativa flamskyddsmedel ökar efter begränsningarna av användningen av polybromerade difenyletrar (PBDE) (136, 148-150). OP, såsom tris(1,3-diklor-2-propyl)fosfat (TDCPP) och trifenylfosfat (TPHP eller TPP), används vanligen som additiva flamskyddsmedel och mjukgörare i ett brett spektrum av material (3). En studie av korrelationen mellan halterna av OP i urin (urinmetaboliter) och damm visade att hushållsdamm kan vara en viktig källa till exponering för TDCPP men inte TPP (151). Liksom för andra kemikalier i damm har småbarn en högre exponering för OP jämfört med vuxna på grund av att de oftare vistas på golvet och genom sitt hand till mun-beteende (3).

Koncentrationen av OP i bostäder beror bl.a. på typ av och mängd möbler, byggmaterial, byggnadens ålder, ventilation och frekvens av städning (3, 140, 152). En studie från olika inomhusmiljöer visade att golvpolish, PVC-golv, stoppade möbler, plastprodukter och elektronisk utrustning fungerat som potentiella källor till OP i damm (3). BAMSE-studien från Stockholm analyserade koncentrationerna av 7 OP (se tabell 2) i damm som samlats runt 2 månader efter barnets födsel från moderns madrass (140).

Även om en utbredd exponering för OP är trolig, finns få studier med human- och djurdata om potentiella hälsoeffekter (140). TPHP har dokumenterats ha kontaktallergiframkallande effekter och påverkan på fertilitet, medan TDCPP har associerats med förändrade hormonnivåer (nedgång i fritt tyroxin och en ökning av prolaktin) och minskad spermiekvalitet hos män (8, 153). I en studie av 182 bostäder i Japan sågs samband mellan exponering för tributylfosfat (TBP) och TDCPP i husdamm och allergiska sjukdomar såsom astma, allergisk rinit och atopisk dermatit (152) och en annan studie rapporterade samband mellan SBS-symtom och tri-n-butylfosfat (TNBP) och tris (2-butoxietyl) fosfat (TBOEP) (154). BAMSE-studien visade däremot inget samband mellan utvecklingen av astma hos barn och analyserade flamskyddsmedel (7 OP och 21 PBDE) i damm från bostaden (140). Bland OP har TCPP (tris (1-klor-2-propyl) fosfat), TDCPP (tris (1, 3-diklor-2-propyl) fosfat) och TBOEP misstänkt cancerogena effekter (3, 125), medan neurotoxiska effekter har observerats för TCEP (tris (2-kloretyl) fosfat), TNBP och TPHP (3, 136, 155).

Tabell 2. Koncentrationer (median) av organiska fosforföreningar (OP) i damm från madrasser (ng/g)(140)

Ämne	Kortnamn	Medianhalt (ng/g damm)
Tris (2-butoxietyl) fosfat	TBOEP	3 723
Trifenylfosfat	TPHP	631
Meta-, meta-, paratrikresylfosfat	mmp-TMPP	288
2-etylhexyldifenylfosfat	EHDPHP	172
Tris (1,3-diklor-2-propyl) fosfat	TDCPP	162
Tris (2-klorisopropyl) fosfat	TCIPP	96
Tris (2-kloretyl) fosfat	TCEP	107

Sammanfattning

- Användningen av organiska fosforföreningar som flamskyddsmedel ökar efter begränsningarna för polybromerade difenyletrar (PBDE).
- Hushållsdamm kan vara en viktig källa till exponering, och småbarn kan ha en högre exponering för OP från damm jämfört med vuxna på grund av att de oftare vistas på golvet och genom sitt hand till mun-beteende.
- Trots att en utbredd exponering för OP är trolig finns få studier om potentiella hälsoeffekter.

Proxys för kemikalier

Invändig målning

Ommålning av invändiga ytor är vanligt förekommande i Sverige, både i bostaden och på arbetsplatsen. Numera används i huvudsak vattenbaserade färger men det förekommer även lösningsmedelsbaserade färger. I en longitudinell studie av innemiljön i bostaden hos ett slumpurval av vuxna i C, W och X län framkom att 63 % av alla bostäder hade målats om invändigt under en 8-årsperiod (1989–1997). Totalt 22 % av bostäderna hade målats om med lösningsmedelsbaserad färg, 44 % med vattenbaserad väggfärg, 16 % med vattenbaserad snickerifärg och 2 % med annan typ av färg (5). Liknande prevalens av invändig ommålning sågs i en annan populationsstudie som omfattade ett slumpurval av vuxna i hela Sverige. Under 2001 hade 25 % av bostäderna målats om invändigt under den senaste 12-månadersperioden (156). I BETSI-studien, en annan riksomfattande prevalensstudie som genomfördes 2008, angav 17 % att deras bostad hade målats om invändigt de senaste 12 månaderna. Hos vuxna i yrkesverksam ålder (18–65 år) hade 19 % av bostäderna målats om senaste 12 månaderna. Bland personer över 65 år var ommålning senaste 12 månaderna ovanligare (13 %) (157). Ommålning hemma tycks vara speciellt vanligt i förskolebarnens bostäder. I en riksomfattande longitudinell kohortstudie som startades 2002 bland barn som då var 1–6 år gamla, hade 89 % av bostäderna målats om invändigt någon gång sedan barnet fötts (158).

I en nyligen publicerad översiktsartikel av Canova m.fl. över samband mellan invändig ommålning i bostaden och astmasymtom identifierades totalt 13 epidemiologiska studier publicerade fram till maj 2011, efter exkludering av artiklar som inte uppfyllde inklusionskriterierna (159). Tolv av de inkluderade studierna påvisade ett signifikant samband mellan astma eller astmarelaterade symtom och invändig målning. I tre studier fanns ett samband mellan pipande och väsande andning hos barn och invändig målning i bostaden. Översiktsartikeln drar emellertid slutsatsen att det saknas tillräcklig evidens för att dra slutsatser om orsakssamband för invändig målning både vad gäller uppkomst av astma och försämring av luftvägsbesvär hos astmatiker. Som bakgrund till denna slutsats anges att det är oklart vad självrapporterad ommålning innebär exponeringsmässigt samt brister i studiedesign och få longitudinella studier. Vidare ingår målning ofta som en del av en renovering som omfattar även andra exponeringskällor.

I en annan översiktsartikel över samband mellan källor till kemiska emissioner i bostaden och luftvägssymtom och allergier hos barn drar författaren delvis andra slutsatser (6). Författaren anger att studierna är begränsade både vad gäller antal och kvalitet men drar ändå slutsatsen att det finns ett samband mellan invändig målning (nyligen målade ytor) och luftvägssymtom eller allergieffekter.

Vid den aktuella litteraturgenomgången för den senaste 10-årsperioden hittades totalt 12 studier över samband mellan invändig målning i bostaden och luftvägssymtom. Sex av dessa ingår i översiktsartikeln av Canova m.fl. (29, 160-164). Bland de sex nya studierna finns flera stora studier som påvisat samband mellan invändig målning och luftvägssymtom. I en studie bland japanska skolelever (ålder 12–15 år) hade de som bodde i bostäder som nyligen målats om en ökad förekomst av andnödsattacker under dagtid (165). I en stor studie från nordöstra Kina sågs ett samband mellan invändig målning med lösningsmedelsbaserad färg och hosta, pipande och

väsande andning samt läkardiagnosticerad astma hos barn i åldern 2–14 år (166). I en annan stor studie från Taiwan sågs en ökad förekomst av astma hos barn vid fem års ålder om bostaden hade målats om när mamman varit gravid (167).

I vissa andra av de nya studierna kunde inga signifikanta samband mellan invändig målning i bostaden och luftvägssymtom påvisas. I en kohortstudie där förskolebarn följdes under fem år fanns inget samband mellan incidens av astma och ommålning hemma (168). I BETSI-studien, som omfattar ett slumpurval av vuxna i hela Sverige, sågs ett negativt samband mellan invändig målning hemma de senaste 12 månaderna och attacker av andnöd under natten samt pågående astma, definierat som aktuella astmaattacker eller astmamedicinering. För pipande och väsande andning, näsbesvär (rinit) eller luftvägsinfektioner sågs inga samband med invändig målning i bostaden (157). I en studie från Tyskland sågs inget samband mellan invändig ommålning under graviditeten eller under barnets första levnadsår och luftvägssymtom (pipande och väsande andning) som behandlades av läkare under barnets första levnadsår (169).

Fem studier hittades om samband mellan ommålning i bostaden och andra typer av symtom som inte ingick i översiktsartikeln av Canova m.fl. (159). I en studie bland svenska piloter fanns en ökad förekomst av huvudvärk om man hade målat om hemma senaste 12 månaderna (170). I kohortstudien i C, W och X län fick de som bodde i bostäder som målats i början av studien fler sjuka hus-symtom under uppföljningsperioden på 8 år (5). I en annan kohortstudie i ett slumpurval av hela Sveriges vuxna befolkning sågs ett minskat tillfriskande (remission) från allmänsymtom (huvudvärk, trötthet) om bostaden målats om i början av den 10-åriga uppföljningsperioden (156). I Uppsaladelen av ECRHS ökade incidensen av huvudvärk och trötthet om bostaden hade målats om hemma i början av den 10-åriga uppföljningsperioden (21). I en studie bland japanska skolelever (ålder 12–15 år) fanns däremot inget samband mellan sjuka hus-syndrom (SBS) och invändig målning hemma (171).

Inga studier hittades som publicerats den senaste 10-årsperioden och som studerat hälsoeffekter av invändig ommålning av andra innemiljöer än bostäder. I en äldre befolkningsstudie från Uppsala sågs samband mellan ommålning av arbetsplatsbyggnaden det senaste året och ökad förekomst av SBS-symtom, men endast i de fall man använt träfärger (snickerifärger) (172).

Sammanfattning

- Numera finns en rad studier som påvisat ett samband mellan invändig målning i bostaden och astma eller astmatiska symtom men även huvudvärk och trötthet. De flesta är tvärsnittsstudier men det finns även longitudinella studier.
- De nya studierna har i stor utsträckning kommit från Asien (Kina, Taiwan, Japan). Endast en svensk studie den senaste 10-årsperioden har studerat hälsoeffekter av invändig målning i bostaden. Studien fann ett negativt samband med astma och inget samband med pipande och väsande andning, rinit och luftvägsinfektion.
- Eftersom den kemiska sammansättningen av färger som används i olika länder kan variera är det inte förvånande att resultaten skiljer sig mellan länder.

Renovering

Ommålning kan vara en del av invändig renovering av bostäder men renovering kan även ske utan ommålning. I båda fallen handlar det om att man kan få en ökad emission av kemiska ämnen från nya material. I studier från Asien har man ofta frågat om renovering och ibland inkluderat ommålning i begreppet renovering. I några studier har man även specifikt frågat om man har lagt in nya golvmaterial. I översiktsartikeln om samband mellan källor till kemiska emissioner i bostaden och luftvägssymtom och allergier hos barn (6) drar författaren slutsatsen att det finns en ökad risk för luftvägssymtom och allergiska symtom vid invändig renovering av bostaden, inte bara vid invändig målning, och man pekar ut vissa material (t.ex. spånskivor, plastmaterial, textila material på golv och väggar) som problematiska ur hälsosynpunkt.

I en kohortstudie från Tyskland sågs ett samband mellan renovering i bostaden, speciellt byte av golvmaterial, under graviditeten och pipande och väsande andning hos förskolebarn (169). I en annan studie från Tyskland (LARS-studien) bland barn med ärftlighet för allergi fanns ett samband mellan renovering under första levnadsåret och bronkit under första levnadsåret. Det fanns även samband mellan renovering under andra levnadsåret och både bronkit och pipande och väsande andning under andra levnadsåret (173).

I en studie i staden Changsha i Kina hade förskolebarn oftare utvecklat astma om bostaden hade renoverats när mamman var gravid med barnet (174). I en liknande studie från en annan stad i Kina (Taiyuan) hade förskolebarnen oftare rinit och eksem om man hade renoverat bostaden under barnets första levnadsår (175). I en stor tvärsnittsstudie från Kina studerades luftvägshälsa hos över 6 000 förskolebarn. Det fanns ett samband mellan någon typ av renovering i bostaden de senaste två åren (nya linoleumgolv, ommålning, nya möbler, nya material på väggarna) och olika typer av luftvägssymtom såsom hosta, aktuell astma, pipande och väsande andning och allergisk rinit. Man redovisade ingen separat analys av sambanden för olika typer av renovering (176). I en annan stor tvärsnittsstudie från Kina med över 23 000 barn i åldern 2–14 år, sågs ett samband mellan invändig renovering av bostaden de senaste två åren och hosta, pip och väsningar, pågående astma och läkardiagnosticerad astma (177). I en annan publikation från samma studie, som omfattade över 30 000 barn, sågs liknande samband och där redovisade man detaljer om hälsosamband för olika typer av renovering. De flesta typer av nya material hade samband med ökad förekomst av luftvägssymtom, bland annat nya trägolv, nya material på väggarna och nya heltäckningsmattor (166).

Man har även studerat samband mellan renovering och allergisk fenotyp. I en kohortstudie från Frankrike sågs en ökad förekomst av måttliga allergier (mild allergisk fenotyp) hos 18 månader gamla barn om bostaden hade renoverats någon gång efter att barnet fötts. Däremot sågs inget sådant samband för svåra allergiska besvär (178). Det finns även några studier över samband mellan renovering av bostaden och hudbesvär hos barn. I en tvärsnittsstudie från Tyskland hade barnen oftare eksem de första levnadsåren om man nyligen hade renoverat hemma. Forskarna frågade om renovering under graviditeten samt under de första levnadsåren men redovisade ingen separat analys av samband vid renovering före och efter födseln (90). I en stor studie från Taiwan med över 20 000 barn sågs en ökad förekomst av atopiskt eksem vid 6 månaders ålder hos barnen om bostaden hade renoverats när mamman varit gravid (179).

De flesta studierna över renovering och hälsa har studerat barn men det finns även motsvarande studier på vuxna. I en svensk studie baserad på ett slumpurval av lägenheter i flerbostadshus i Stockholm sågs ett samband mellan renovering sista året och läkardiagnosticerad allergi hos

vuxna, men bara om man hade renoverat hela lägenheten (180). I en tvärsnittsstudie bland småbarnsföräldrar i Kina fanns ett samband mellan renovering senaste året och allergisk rinit (157). I en annan tvärsnittsstudie från Kina, som omfattade både barn och vuxna i familjen, sågs ett samband mellan renovering i bostaden och allergisk rinit det senaste året. Studien analyserade inte barn och vuxna separat, men merparten av deltagarna var vuxna (181). Inom ramen för den stora kinesiska SNEC-studien (Seven Northeastern Cities) besvarade över 30 000 kvinnor i åldern 23–49 år ett frågeformulär om hemmiljö och luftvägssjuklighet. Renovering av bostaden de senaste två åren hade samband med aktuella rinitsymtom (182). I en studie av luftvägssymtom och allergier hos kvinnliga universitetsstudenter sågs ett samband mellan förekomst av nya golvmaterial i bostaden och ökad förekomst av luftvägsinfektioner (164).

Sammanfattning

- Det finns en rad studier som påvisar positiva samband mellan renovering i bostaden och astma eller astmatiska symtom samt rinit (näsbesvär) och dermatit hos både barn och vuxna.
- De flesta studier som påvisat samband kommer från Asien (Kina, Japan, Sydkorea), men även studier från Europa (Sverige, Tyskland, Frankrike) har påvisat samband.

Nya möbler

I en tidig tvärsnittsstudie från Ryssland sågs ett samband mellan nya möbler i bostaden, köpta det senaste året, och aktuell astma och allergisymtom hos skolbarn (183). I en studie från Kina sågs ett samband mellan nya möbler i bostaden, köpta senaste året, och pipande och väsande andning det senaste året hos högstadieelever (29). I en annan tvärsnittsstudie från Sydkorea sågs ett samband mellan nya möbler i bostaden, köpta under barnets första levnadsår och atopiskt eksem vid tre års ålder (89). I den s.k. CCHH-studien (China, Children, Homes, Health) från Changsha i Kina hade förskolebarn (3–6 år) oftare utvecklat läkardiagnosticerad astma om man hade en större mängd nya möbler när mamman var gravid med barnet (174). I CCHH-studien från staden Taiyuan i Kina hade förskolebarnen oftare pipande och väsande andning, rinit och eksem om man hade köpt nya möbler till hemmet när mamman var gravid med barnet. Det fanns även ett samband mellan nya möbler i bostaden under barnets första levnadsår och pipande och väsande andning när barnet var 3–6 år (175). I en annan tvärsnittsstudie från Kina fanns ett samband mellan förekomst av nya möbler i bostaden, inköpta senaste året, och aktuella rinitsymtom hos småbarnsföräldrar (184). I den stora SNEC-studien från nordöstra Kina med över 31 000 barn sågs ett samband mellan nya trämöbler och ökad förekomst av hosta, väsande andning (”wheeze”), pågående astma och läkardiagnosticerad astma hos barnen (166).

Sammanfattning

- Flera studier från Ryssland, Kina och Sydkorea har påvisat samband mellan emissioner från nya möbler och luftvägssymtom, men även atopiskt eksem. En sannolik orsak är emission av formaldehyd, men det är även tänkbart att symtomen orsakas av andra VOC-emissioner.
- Inga studier om hälsa i relation till emissioner från nya möbler i Europa eller Amerika kunde hittas.

PVC-golv och PVC-tapeter

Plastmaterial av polyvinylklorid (PVC) är vanligt förekommande i inomhusmiljöer, t.ex. i golv och plasttapeter. PVC innehåller en stor andel mjukgörare, ofta olika typer av ftalater. I en översiktsartikel som publicerades 2008 har epidemiologiska och toxikologiska studier sammanställts för att belysa betydelsen av PVC-material i inomhusmiljöer för utveckling av astma och allergier (185). Man konstaterar att det finns epidemiologiska studier på barn som påvisat samband mellan indikatorer på ftalatexponering i bostaden (frågeformulärsdata om PVC-golv eller tapeter med PVC) och astma och allergier, men det saknas objektiv mätning av exponeringen.

Efter denna översiktsartikel har flera nya studier publicerats som baseras på frågeformulärsdata om PVC-golv i bostaden. I en studie påvisades ett samband mellan förekomst av PVC-golv i bostaden, enligt frågeformulär, och pipande och väsande andning det första levnadsåret som behandlats av läkare (169). I den stora kinesiska SNEC-studien sågs ett samband mellan förekomst av PVC-golv i bostaden, rapporterad i frågeformulär, och barnens luftvägshälsa (186). I en stor svensk longitudinell studie (DBH-studien, Damp Buildings and Health) framkom att nyuppkomst (incidens) av läkardiagnosticerad astma var vanligare om det hade funnits PVC-golv i sovrummet när barnet var litet (187). Liknande resultat framkom i en 10-årsuppföljning av samma barnkohort (188). PVC-golv i föräldrarnas sovrum hade starkast samband med uppkomst av läkardiagnosticerad astma. Det finns även en publikation från DBH-studien som påvisat ett samband mellan autism hos barn och förekomst av PVC-golv i bostaden, speciellt i föräldrarnas sovrum (189). I en valideringsstudie framkom emellertid att överensstämmelsen var relativt dålig mellan förekomst av PVC-golv som rapporterades av föräldrar i frågeformulär och förekomst av PVC-golv enligt inspektion av byggnadskunniga (kappavärde 0,50) (190). Det har därför funnits ett behov av att studera i vad mån förekomst av PVC-golv i bostaden, rapporterat i frågeformulär eller observerat vid inspektion, innebär en ökad förekomst av ftalater i bostadsdamm, inomhusluft och i kroppsvätskor. I en exponeringsstudie inom den svenska DBH-studien sågs ett samband mellan mängden PVC i bostaden, enligt inspektion, och ökad förekomst av två ftalater i damm, n-butylbensylftalat (BBzP) och dietylhexylftalat (DEHP) (191). I en studie från Japan sågs ett samband mellan förekomst av PVC-golv enligt frågeformulär och halten av DEHP i damm. Det sågs också ett samband mellan rapporterad förekomst av PVC-tapeter och halten av DEHP och diisononylftalat (DINP) i damm och det fanns även ett samband mellan mängden PVC-material i bostaden och halten DEHP och DINP i damm (114). I en svensk studie har även påvisats en ökad halt av BBzP i luften i bostäder med PVC-golv enligt inspektion (97). Det finns även en nyligen publicerad studie som påvisat samband mellan halten monobensylftalat i förskolebarnens urin, en metabolit till BBzP, om föräldrarna rapporterat att det fanns PVC-golv i sovrummet (192).

Sammanfattning

- Flera studier, både prevalensstudier och longitudinella studier, talar för att det finns ett samband mellan PVC-material i bostaden, speciellt PVC-golv i sovrummet, och pipande och väsande andning samt astma hos barn.
- Det finns få studier om samband mellan PVC-material inomhus och andra hälsoeffekter, t.ex. hormonpåverkan.
- En begränsning med studierna är att det är svårt att samla relevant information om PVC i bostaden via frågeformulär. Det finns dock två studier som visar på ett samband mellan självrapporterad förekomst av PVC i bostaden och uppmätta halter av vissa ftalater i damm och urin.

Lukt

Studier över samband mellan lukt i innemiljöer och hälsa har i huvudsak fokuserat på mögellukt i bostäder, som rapporterats av de boende. I en litteratursammanställning av longitudinella studier över samband mellan fukt och mögel i bostäder och nyuppkomst (incidens) av astma var sambanden tydligast vad gäller mögellukt i bostaden (193). I den aktuella genomgången rapporteras studier över hälsosamband för andra typer av lukt än mögellukt i inomhusmiljöer. Det är känt sedan länge att lukter kan utlösa symtom hos astmatiker och allergiker. I en populationsbaserad studie av vuxna i Sverige undersöktes vilka miljöfaktorer som orsakade symtom hos patienter med astma, allergisk rinit och allergiska hudbesvär (dermatit). När det gäller inomhusmiljöfaktorer upplevde astmatiker att de blev försämrade av olika lukter, t.ex. från nya golvmaterial, nymålade ytor och tobaksrök. De försämrades också i sin astma av upplevd torr luft och upplevd fuktig luft. Även de med allergisk rinit upplevde försämring av lukter från nya golvmaterial, nymålade ytor och tobaksrök samt av upplevd fuktig luft. De med allergisk dermatit förvärrades endast av upplevd torr luft (194).

I en tvärsnittsstudie från USA över riskfaktorer för astma i hemmiljön hos barn (1–17 år) sågs ett samband mellan kemisk lukt i bostaden och astma. Astma definierades som en kombination av att ha fått diagnos av en läkare och astmatiska symtom (195). I en tvärsnittsstudie från Japan bland högstadieelever sågs ett samband mellan rapporterad lukt i bostaden, definierad som annan lukt än mögellukt, och attacker av andnöd dagtid samt självrapporterad mögelallergi (165). I denna studie fanns även samband mellan annan lukt än mögellukt och SBS-besvär, både för allmänsymtom, slemhinnesymtom och hudsymtom (171).

I en tvärsnittsstudie av flerbostadshus i Stockholm sågs ett samband mellan andra typer av lukter än mögellukt, t.ex. stickande lukt och instängd lukt, och astmasymtom hos vuxna (196). I en tvärsnittsstudie bland småbarnsföräldrar i Kina sågs ett samband mellan upplevelsen av instängd luft, obehaglig lukt, lukt av tobaksrök och upplevd torr luft i bostaden och rinit (184). I denna studie sågs även ett samband mellan lukter och upplevd luftkvalitet i bostaden, t.ex. instängd luft, fuktig luft, torr luft, obehaglig lukt och lukt av tobaksrök och SBS-symtom, både för allmänsymtom, slemhinnesymtom och hudsymtom (197). I en populationsbaserad studie

från Sverige (BETSI-studien) sågs ett samband mellan rapporterad lukt i bostaden, definierad som annan lukt än mögellukt, och astma det senaste året samt luftvägsinfektioner det senaste året som behandlats med antibiotika (157).

Sammanfattning

- Det finns ett antal studier från olika länder som påvisat samband mellan andra typer av lukt än mögellukt i bostaden och astma, rinit och SBS-symtom.
- Eftersom samtliga är tvärsnittsstudier går det inte att uttala sig om orsakssamband vad gäller luftvägsjuklighet och SBS-symtom, och en del av sambanden kan bero på försämring av tidigare sjuklighet, t.ex. astma och rinit.

Forskningsbehov

Litteraturgenomgången tydliggör komplexiteten i frågan om kemikalier i inomhusmiljön och påverkan på hälsan. Frågan omfattar ett stort antal kemikalier, inkl. samverkan mellan dessa, och en rad möjliga effekter. Forskningen på området är olika utvecklad för olika kemikalier och frågeställningar. För vissa kemikalier finns främst beskrivningar av hur exponeringen ser ut, för andra finns en del epidemiologiska studier som belyser samband mellan utvalda utfall och exponeringar. Merparten av sambandsstudierna är tvärsnittsstudier. Sådana kan visa statistiska samband mellan hälsa och exponering och utgör en viktig utgångspunkt för vidare forskning. För att fördjupa kunskapen om orsakssamband finns ett stort behov av mer longitudinella studier där man följer den exponerade populationen under en viss tid. Det behövs också interventionsstudier där man undersöker effekten av åtgärder för att minska eller ändra exponeringen för kemikalier i inomhusmiljön.

Genomgången återspeglar att forskningen på området hittills främst inriktats mot akuta effekter av exponering för olika flyktiga organiska ämnen, och underlaget för att ge vetenskapligt baserade rekommendationer är störst för vissa sådana ämnen, t.ex. formaldehyd. Under senare år har intresset ökat för sena effekter och mindre flyktiga ämnen, men det finns ännu mycket få studier av detta i inomhusmiljön. Betydligt mer forskning behövs för att karaktärisera exponeringen för sådana ämnen i inomhusmiljön och betydelsen för t.ex. hormonpåverkan och dess olika möjliga effekter samt cancer.

Ordlista och definitioner

VOC (flyktiga organiska ämnen, från engelskans volatile organic compounds). Världshälsoorganisationen (WHO) har rekommenderat en indelning av VOC i fyra grupper efter kokpunktsintervall: VVOC (mycket flyktiga: < 0 till 50–100 °C), VOC (flyktiga: 50–100 till 240–260 °C), SVOC (halvflyktiga: 240–260 till 380–400 °C) och POM (partikelbundna:> 380 °C) (1). EU definierar en flyktig organisk förening (VOC) som en organisk förening vars kokpunkt är högst 250 °C, mätt vid ett standardtryck av 101,3 kPa. Det finns också andra definitioner som tar fasta på ämnenas ångtryck (2).

BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylen). Förkortningen BTEX används ibland för att beskriva några vanliga aromatiska kolväten. BTEX betyder bensen (C6), toluen (C7), etylbensen (C8) och xylen (C8). Dessutom finns andra olika aromatiska kolväten med C9, t.ex. trimetylbensener och propylbensen.

Ftalater. Ftalaterna har låg flyktighet och räknas till gruppen halvflyktiga organiska ämnen (SVOC). De vanligaste ftalaterna kan grupperas i två kategorier: lågmolekylära ftalater (dimetylftalat [DMP], dietylftalat [DEP] och dibutylftalat [DBP]), respektive högmolekylära ftalater (dietylhexylftalat [DEHP], diisononylftalat [DINP], diisodecylftalat [DIDP] och bensylbutylftalat [BBP]).

Organiska fosforföreningar. Organiska fosforföreningar (OP) är välkända som substitut för bromerade flamskyddsmedel (BFR) och har använts i stor utsträckning över hela världen under flera decennier. Förutom deras användning som flamskyddsmedel och mjukgörare, används OP även i bl.a. golvpolish och lacker. De vanligaste klorerade OP (dvs. TCEP, TCPP och TDCPP) används i allmänhet i mjuk och styv polyuretanskum, medan tris (2-butoxietyl) fosfat (TBOEP) ofta används i golvvax och som ett mjukningsmedel i vinylplaster och gummiproppar. Trifenylfosfat (TPHP) används främst i omättade polyesterhartser och i PVC för sina mjukgörande egenskaper (3).

SBS (sjuka hus-syndromet, från engelskans sick building syndrome). SBS-begreppet infördes i mitten av 1980-talet av WHO som en sammanfattande benämning av vissa hälsosymtom som kan vara förknippade med ”dålig” inomhusmiljö i en byggnad. SBS utgörs av icke-specifika symtom (från ögon, övre luftvägar, hud i ansiktet, huvudvärk, trötthet och illamående) som förekommer i onormalt hög frekvens i vissa byggnader (4, 5).

Förkortningar

2E1H: 2-etyl-1-hexanol

BAMSE: Barn Allergi Miljö Stockholm Epidemiologi

BBP: bensylbutylftalat

BFR: bromerade flamskyddsmedel

BPA: bisfenol A

BTEX: bensen, toluen, etylbensen, xylen

DBP: dibutylftalat

DEP: dietylftalat

DEHP: dietylhexylftalat

DIDP: diisodecylftalat

DINP: diisononylftalat

DMP: dimetylftalat

ECRHS: European Community Respiratory Health Survey

EHDPHP: 2-etylhexyldifenylfosfat

FEV1: lungfunktion (forcerad expiratorisk volym under 1 sekund)

HBCD: hexabromocyclododekaner

IARC: International Agency for Research on Cancer

mmp-TMPP: meta-, meta-, paratrikresylfosfat

NO2: kvävedioxid

OP: organiska fosforföreningar

PBDE: polybromerade difenyletrar

PCP: pentaklorfenol

PDCB: p-diklorbensen, även kallad 1,4-diklorbensen

PGE: propylenglykol och andra glykoletrar

ppb: parts per billion

SBS: sjuka hus-syndromet (Sick Building Syndrome)

SVOC: halvflyktiga organiska ämnen (Semi-Volatile Organic Compounds)

TBBPA: tetrabrombisfenol A

TBOEP: tris (2-butoxietyl) fosfat

TCEP: tris (2-kloretyl) fosfat

TCIPP: tris (2-klorisopropyl) fosfat

TCPP: tris (1-klor-2-propyl) fosfat

TDCPP: tris (1,3-diklor-2-propyl) fosfat

Texanol: 2,2,4-trimetyl-1,3-pentandiolmonoisobutyrat

TNBP: tri-n-butylfosfat

TPHP eller TPP: trifenylfosfat

TVOC: totalhalt VOC

TXIB: 2,2,4-trimetyl-1,3-pentandioldiisobutyrat

VOC: flyktiga organiska ämnen (Volatile Organic Compounds)

VVOC: mycket flyktiga organiska ämnen (Very Volatile Organic Compounds)

WHO: Världshälsoorganisationen (World Health Organization)

Referenser

1. WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants. Geneva: World Health Organization; 2010. Available from: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK138711/
2. 2004/42/EG Eord. Begränsning av utsläpp av flyktiga organiska föreningar förorsakade av användning av organiska lösningsmedel i vissa färger och lacker samt produkter för fordonsreparationslackering och om ändring av direktiv 1999/13/EG. 2004.
3. Wei GL, Li DQ, Zhuo MN, Liao YS, Xie ZY, Guo TL, et al. Organophosphorus flame retardants and plasticizers: sources, occurrence, toxicity and human exposure. Environ Pollut. 2015;196:29-46.
4. Wolkoff P. Indoor air pollutants in office environments: assessment of comfort, health, and performance. Int J Hyg Environ Health. 2013;216(4):371-94.
5. Sahlberg B, Mi YH, Norbäck D. Indoor environment in dwellings, asthma, allergies, and sick building syndrome in the Swedish population: a longitudinal cohort study from 1989 to 1997. Int Arch Occup Environ Health. 2009;82(10):1211-8.
6. Mendell MJ. Indoor residential chemical emissions as risk factors for respiratory and allergic effects in children: a review. Indoor Air. 2007;17(4):259-77.
7. Meeker JD, Johnson PI, Camann D, Hauser R. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) concentrations in house dust are related to hormone levels in men. Sci Total Environ. 2009;407(10):3425-9.
8. Meeker JD, Stapleton HM. House dust concentrations of organophosphate flame retardants in relation to hormone levels and semen quality parameters. Environ Health Perspect. 2010;118(3):318-23.
9. Johnson PI, Stapleton HM, Mukherjee B, Hauser R, Meeker JD. Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. Sci Total Environ. 2013;445-446:177-84.
10. Halden RU. Plastics and health risks. Annu Rev Public Health. 2010;31:179-94.
11. Cwiek-Ludwicka K, Ludwicki JK. Endocrine disruptors in food contact materials; is there a health threat? Rocz Panstw Zakl Hig. 2014;65(3):169-77.
12. Gore AC, Chappell VA, Fenton SE, Flaws JA, Nadal A, Prins GS, et al. Executive Summary to EDC-2: The Endocrine Society's Second Scientific Statement on Endocrine-Disrupting Chemicals. Endocr rev. 2015;36(6):593-602.
13. World Health Organization. Dimosthenis, Sarigiannis A, editors. Combined or Multiple Exposure to Health Stressors in Indoor Built Environments. Copenhagen: World Health Organization; 2013. Available from: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0020/248600/Combined-or-multiple-exposure-to-health-stressors-in-indoor-built-environments.pdf?ua=1
14. Annamalai J, Namasivayam V. Endocrine disrupting chemicals in the atmosphere: Their effects on humans and wildlife. Environ Int. 2015;76:78-97.
15. Hult EL, Willem H, Price PN, Hotchi T, Russell ML, Singer BC. Formaldehyde and acetaldehyde exposure mitigation in US residences: in-home measurements of ventilation control and source control. Indoor Air. 2015;25(5):523-35.
16. Kanchongkittiphon W, Mendell MJ, Gaffin JM, Wang G, Phipatanakul W. Indoor environmental exposures and exacerbation of asthma: an update to the 2000 review by the Institute of Medicine. Environ Health Perspect. 2015;123(1):6-20.
17. Langer S, Bekö G. Indoor air quality in the Swedish housing stock and its dependence on building characteristics. Build Environ. 2013;69:44-54.
18. Uchiyama S, Tomizawa T, Tokoro A, Aoki M, Hishiki M, Yamada T, et al. Gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air of 602 houses throughout Japan in winter and summer. Environ Res. 2015;137:364-72.
19. Allouch A, Guglielmino M, Bernhardt P, Serra CA, Le Calvé S. Transportable, fast and high sensitive near real-time analyzers: Formaldehyde detection. Sens Actuators B Chem. 2013;181:551-8.

20. Gustafson P, Barregård L, Lindahl R, Sällsten G. Formaldehyde levels in Sweden: personal exposure, indoor, and outdoor concentrations. J Expo Anal Environ Epidemiol. 2005;15(3):252-60.
21. Sahlberg B, Gunnbjörnsdottir M, Soon A, Jogi R, Gislason T, Wieslander G, et al. Airborne molds and bacteria, microbial volatile organic compounds (MVOC), plasticizers and formaldehyde in dwellings in three North European cities in relation to sick building syndrome (SBS). Sci Total Environ. 2013;444:433-40.
22. Sakai K, Norbäck D, Mi Y, Shibata E, Kamijima M, Yamada T, et al. A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds. Environ Res. 2004;94(1):75-85.
23. Liljelind I, Forsell K. Mätning av aldehyder i bostadshus---Miljömedicinsk bedömning avseende exponering för formaldehyd i bostad. Rapport från Klinisk miljömedicin norr. Umeå: Norrlandstingens regionförbund; 2014. Available from: http://www.norrlandstingen.se/wp-content/uploads/2015/02/Mätning-av-aldehyder-i-bostadshus-okt-2014.pdf
24. Hagenbjörk-Gustafsson A, Tornevi A, Andersson EM, Johannesson S, Bellander T, Merritt AS, et al. Determinants of personal exposure to some carcinogenic substances and nitrogen dioxide among the general population in five Swedish cities. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2014;24(4):437-43.
25. Koistinen K, Kotzias D, Kephalopoulos S, Schlitt C, Carrer P, Jantunen M, et al. The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants. Allergy. 2008;63(7):810-9.
26. McGwin Jr G LJ, Kennedy Jr JI. Formaldehyde exposure and asthma in children: a systematic review. Environ Health Perspect. 2010;118:313-7.
27. Dannemiller KC, Murphy JS, Dixon SL, Pennell KG, Suuberg EM, Jacobs DE, et al. Formaldehyde concentrations in household air of asthma patients determined using colorimetric detector tubes. Indoor Air. 2013;23(4):285-94.
28. Matsunaga I, Miyake Y, Yoshida T, Miyamoto S, Ohya Y, Sasaki S, et al. Ambient formaldehyde levels and allergic disorders among Japanese pregnant women: baseline data from the Osaka maternal and child health study. Ann Epidemiol. 2008;18(1):78-84.
29. Zhuohui Z, Zhang Z, Zhuanhua W, Ferm M, Yanling L, Norb, et al. Asthmatic Symptoms among Pupils in Relation to Winter Indoor and Outdoor Air Pollution in Schools in Taiyuan, China. Environ Health Perspect. 2008;116(1):90-7.
30. Annesi-Maesano I, Hulin M, Lavaud F, Raherison C, Kopferschmitt C, de Blay F, et al. Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 Cities Study. Thorax. 2012;67(8):682-8.
31. Madureira J, Paciência I, Rufo J, Ramos E, Barros H, Teixeira JP, et al. Indoor air quality in schools and its relationship with children's respiratory symptoms. Atmos Environ. 2015a;118:145-56.
32. Kim JL, Elfman L, Mi Y, Wieslander G, Smedje G, Norbäck D. Indoor molds, bacteria, microbial volatile organic compounds and plasticizers in schools--associations with asthma and respiratory symptoms in pupils. Indoor Air. 2007;17(2):153-63.
33. Mi YH, Norbäck D, Tao J, Mi YL, Ferm M. Current asthma and respiratory symptoms among pupils in Shanghai, China: influence of building ventilation, nitrogen dioxide, ozone, and formaldehyde in classrooms. Indoor Air. 2006;16(6):454-64.
34. Tavernier G, Fletcher G, Gee I, Watson A, Blacklock G, Francis H, et al. IPEADAM study: Indoor endotoxin exposure, family status, and some housing characteristics in English children. J Allergy Clin Immunol. 2006;117(3):656-62.
35. Casset A, Marchand C, Purohit A, le Calve S, Uring-Lambert B, Donnay C, et al. Inhaled formaldehyde exposure: effect on bronchial response to mite allergen in sensitized asthma patients. Allergy. 2006;61(11):1344-50.
36. Ezratty V, Bonay M, Neukirch C, Orset-Guillossou G, Dehoux M, Koscielny S, et al. Effect of formaldehyde on asthmatic response to inhaled allergen challenge. Environ Health Perspect. 2007;115(2):210-4.
37. Lovreglio P, Carrus A, Iavicoli S, Drago I, Persechino B, Soleo L. Indoor formaldehyde and acetaldehyde levels in the province of Bari, South Italy, and estimated health risk. J Environ Monit. 2009;11(5):955-61.

38. Guo P, Yokoyama K, Piao F, Sakai K, Khalequzzaman M, Kamijima M, et al. Sick building syndrome by indoor air pollution in Dalian, China. Int J Environ Res Public Health. 2013;10(4):1489-504.
39. Takeda M, Saijo Y, Yuasa M, Kanazawa A, Araki A, Kishi R. Relationship between sick building syndrome and indoor environmental factors in newly built Japanese dwellings. Int Arch Occup Environ Health. 2009;82(5):583-93.
40. Takigawa T, Wang BL, Saijo Y, Morimoto K, Nakayama K, Tanaka M, et al. Relationship between indoor chemical concentrations and subjective symptoms associated with sick building syndrome in newly built houses in Japan. Int Arch Occup Environ Health. 2010;83(2):225-35.
41. Takigawa T, Wang BL, Sakano N, Wang DH, Ogino K, Kishi R. A longitudinal study of environmental risk factors for subjective symptoms associated with sick building syndrome in new dwellings. Sci Total Environ. 2009;407(19):5223-8.
42. IARC. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. List of classifications (Internet). Lyon: IARC; 2015. Available from: http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php.
43. Weschler CJ. Ozone's Impact on Public Health: Contributions from Indoor Exposures to Ozone and Products of Ozone-Initiated Chemistry. Environ health perspect. 2006;114(10):1489-96.
44. Bodin L, Andersson K, Bonlokke JH, Molhave L, Kjaergaard SK, Stridh G, et al. Nasal hyperresponders and atopic subjects report different symptom intensity to air quality: a climate chamber study. Indoor air. 2009;19(3):218-25.
45. Socialstyrelsen. Miljöhälsorapport 2009. Stockholm: Socialstyrelsen; 2009.
46. Choi H, Schmidbauer N, Sundell J, Hasselgren M, Spengler J, Bornehag CG. Common household chemicals and the allergy risks in pre-school age children. PloS One. 2010;5(10):e13423.
47. Madureira J, Paciencia I, Ramos E, Barros H, Pereira C, Teixeira JP, et al. Children's Health and Indoor Air Quality in Primary Schools and Homes in Portugal-Study Design. J Toxicol Environ Health A. 2015b;78(13-14):915-30.
48. Hulin M, Simoni M, Viegi G, Annesi-Maesano I. Respiratory health and indoor air pollutants based on quantitative exposure assessments. Eur Respir J. 2012;40(4):1033-45.
49. Takigawa T, Saijo Y, Morimoto K, Nakayama K, Shibata E, Tanaka M, et al. A longitudinal study of aldehydes and volatile organic compounds associated with subjective symptoms related to sick building syndrome in new dwellings in Japan. Sci Total Environ. 2012;417-418:61-7.
50. Dimitroulopoulou C, Lucica E, Johnson A, Ashmore MR, Sakellaris I, Stranger M, et al. EPHECT I: European household survey on domestic use of consumer products and development of worst-case scenarios for daily use. Sci Total Environ. 2015;536:880-9.
51. Dwivedi AM, Johanson G, Lorentzen JC, Palmberg L, Sjögren B, Ernstgård L. Acute effects of acrolein in human volunteers during controlled exposure. Inhal Toxicol. 2015;27(14):810-21.
52. Seaman VY, Bennett DH, Cahill TM. Origin, occurrence, and source emission rate of acrolein in residential indoor air. Environ Sci Technol. 2007;41:6940-6.
53. Socialstyrelsen. Partiklar i inomhusmiljön - en litteraturgenomgång. Stockholm: Socialstyrelsen; 2006.
54. Norbäck D, Wieslander G, Nordström K, Wålinder R. Asthma symptoms in relation to measured building dampness in upper concrete floor construction, and 2-ethyl-1-hexanol in indoor air. Int J Tuberc Lung Dis. 2000;4:1016-25.
55. Wichmann J, Lind T, Nilsson MAM, Bellander T. PM2.5, soot and NO2 indoor–outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. Atmos Environ. 2010;44(36):4536-44.
56. Valero N, Aguilera I, Llop S, Esplugues A, de Nazelle A, Ballester F, et al. Concentrations and determinants of outdoor, indoor and personal nitrogen dioxide in pregnant women from two Spanish birth cohorts. Environ Int. 2009;35(8):1196-201.
57. Baxter LK, Clougherty JE, Laden F, Levy JI. Predictors of concentrations of nitrogen dioxide, fine particulate matter, and particle constituents inside of lower socioeconomic status urban homes. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2007;17(5):433-44.

58. Lai HK, Bayer-Oglesby L, Colvile R, Götschi T, Jantunen MJ, Künzli N, et al. Determinants of indoor air concentrations of PM2.5, black smoke and NO2 in six European cities (EXPOLIS study). Atmos Environ. 2006;40(7):1299-313.
59. Belanger K, Gent JF, Triche EW, Bracken MB, Leaderer BP. Association of indoor nitrogen dioxide exposure with respiratory symptoms in children with asthma. Am J Respir Crit Care Med. 2006;173(3):297-303.
60. Nitschke M, Pilotto LS, Attewell RG, Smith BJ, Pisaniello D, Martin J, et al. A cohort study of indoor nitrogen dioxide and house dust mite exposure in asthmatic children. J Occup Environ Med. 2006;48(5):462-9.
61. Sarigiannis DA, Karakitsios SP, Gotti A, Liakos IL, Katsoyiannis A. Exposure to major volatile organic compounds and carbonyls in European indoor environments and associated health risk. Environ Int. 2011;37(4):743-65.
62. Bolden AL, Kwiatkowski CF, Colborn T. New Look at BTEX: Are Ambient Levels a Problem? Environ Sci Technol. 2015;49(9):5261-76.
63. Billionnet C, Gay E, Kirchner S, Leynaert B, Annesi-Maesano I. Quantitative assessments of indoor air pollution and respiratory health in a population-based sample of French dwellings. Environ Res. 2011;111(3):425-34.
64. Glas B, Stenberg B, Stenlund H, Sunesson AL. Exposure to formaldehyde, nitrogen dioxide, ozone, and terpenes among office workers and associations with reported symptoms. Int Arch Occup Environ Health. 2015;88(5):613-22.
65. Rohr AC. The health significance of gas- and particle-phase terpene oxidation products: a review. Environ int. 2013;60:145-62.
66. Norbäck D, Björnsson E, Janson C, Widström J, Boman G. Asthmatic symptoms and volatile organic compounds, formaldehyde, and carbon dioxide in dwellings. Occup Environ Med. 1995;52:388-95.
67. Chin JY, Godwin C, Jia C, Robins T, Lewis T, Parker E, et al. Concentrations and risks of p-dichlorobenzene in indoor and outdoor air. Indoor Air. 2013;23(1):40-9.
68. Azuma K, Uchiyama I, Uchiyama S, Kunugita N. Assessment of inhalation exposure to indoor air pollutants: Screening for health risks of multiple pollutants in Japanese dwellings. Environ Res. 2016;145:39-49.
69. Hsiao PK, Shih TS, Chen CY, Chiung YM, Lin YC. Evaluation of 1,4-dichlorobenzene exposure and associated health effects: hematologic, kidney, and liver functions in moth repellent workers. Int Arch Occup Environ Health. 2009;82(9):1077-85.
70. Elliott L, Longnecker MP, Kissling GE, London SJ. Volatile Organic Compounds and Pulmonary Function in the Third National Health and Nutrition Examination Survey, 1988-1994. Environ Health Perspect. 2006;114(8):1210-4.
71. Heudorf U, Letzel S, Peters M, Angerer J. PCP in the blood plasma: Current exposure of the population in Germany, based on data obtained in 1998. Int J Hyg Environ Health. 2000;203(2):135-9.
72. Ge J, Pan J, Fei Z, Wu G, Giesy JP. Concentrations of pentachlorophenol (PCP) in fish and shrimp in Jiangsu Province, China. Chemosphere. 2007;69(1):164-9.
73. Zheng W, Wang X, Yu H, Tao X, Zhou Y, Qu W. Global trends and diversity in pentachlorophenol levels in the environment and in humans: a meta-analysis. Environ Sci Technol. 2011;45(11):4668-75.
74. Park J-S, Linderholm L, Charles MJ, Athanasiadou M, Petrik J, Kocan A, et al. Polychlorinated Biphenyls and Their Hydroxylated Metabolites (OH-PCBs) in Pregnant Women from Eastern Slovakia. Environ Health Perspect. 2007;115(1):20-7.
75. Lorentzen JC, Juran SA, Nilsson M, Nordin S, Johanson G. Chloroanisoles may explain mold odor and represent a major indoor environment problem in Sweden. Indoor Air. 2016;26(2):207-18.
76. Westberg Å, Momcilovic D, Björk F, Karlsson S. Quality assessment of building products by the micro-scale headspace vial (MHV) method and HS-SPME for monitoring the emission of hydrolysis products from phthalates. Polym Degrad Stab. 2009;94(6):914-20.
77. Chun H-H, Jo W-K. Adsorption and photocatalysis of 2-ethyl-1-hexanol over graphene oxide–TiO2 hybrids post-treated under various thermal conditions. Appl Catal B. 2016;180:740-50.

78. Wieslander G, Kumlin A, Norbäck D. Dampness and 2-ethyl-1-hexanol in floor construction of rehabilitation center: Health effects in staff. Arch Environ Occup Health. 2010;65(1):3-11.
79. Ernstgård L, Norbäck D, Nordquist T, Wieslander G, Wålinder R, Johanson G. Acute effects of exposure to 1 mg/m(3) of vaporized 2-ethyl-1-hexanol in humans. Indoor Air. 2010;20(2):168-75.
80. Kamijima M, Sakai K, Shibata E, Yamada T, Itohara S, Ohno H, et al. 2-ethyl-1-hexanol in indoor air as a possible cause of sick building symptoms. J Occup Health. 2002;44:186-91.
81. Tuomainen A, Seuri M, Sieppi A. Indoor air quality and health problems associated with damp floor coverings. Int Arch Occup Environ Health. 2004;77(3):222-6.
82. Putus T, Tuomainen A, Rautiala S. Chemical and microbial exposures in a school building: adverse health effects in children. Arch Environ Health. 2004;59(4):194-201.
83. Wieslander G, Norbäck D, Björnsson E, Janson C, Boman G. Asthma and the indoor environment: the significance of emission of formaldehyde and volatile organic compounds from newly painted indoor surfaces. Int Arch Occup Environ Health. 1997;69(2):115-24.
84. Ernstgård L, Lof A, Wieslander G, Norbäck D, Johanson G. Acute effects of some volatile organic compounds emitted from water-based paints. J Occup Environ Med. 2007;49(8):880-9.
85. Järnström H, Saarela K, Kalliokoski P, Pasanen AL. Comparison of VOC and ammonia emissions from individual PVC materials, adhesives and from complete structures. Environ Int. 2008;34(3):420-7.
86. Cain WS, de Wijk RA, Jalowayski AA, Pilla Caminha G, Schmidt R. Odor and chemesthesis from brief exposures to TXIB. Indoor Air. 2005;15(6):445-57.
87. Chalubinski M, Kowalski ML. Endocrine disrupters--potential modulators of the immune system and allergic response. Allergy. 2006;61(11):1326-35.
88. Andersson K, Bakke JV, Björseth O, Bornehag CG, Clausen G, Hongslo JK, et al. TVOC and health in non-industrial indoor environments - Report from a Nordic scientific consensus meeting at Långholmen in Stockholm, 1996. Indoor Air. 1997;7(2):78-91.
89. Kwon JH, Kim E, Chang MH, Park EA, Hong YC, Ha M, et al. Indoor total volatile organic compounds exposure at 6 months followed by atopic dermatitis at 3 years in children. Pediatr Allergy Immunol. 2015;26(4):352-8.
90. Herbarth O, Fritz GJ, Rehwagen M, Richter M, Roder S, Schlink U. Association between indoor renovation activities and eczema in early childhood. Int J Hyg Environ Health. 2006;209(3):241-7.
91. Sherriff A, Farrow A, Golding J, Henderson J. Frequent use of chemical household products is associated with persistent wheezing in pre-school age children. Thorax. 2005;60(1):45-9.
92. Huss-Marp J, Eberlein-König B, Breuer K, Mair S, Ansel A, Darsow U, et al. Influence of short-term exposure to airborne Der p 1 and volatile organic compounds on skin barrier function and dermal blood flow in patients with atopic eczema and healthy individuals. Clin Exp Allergy. 2006;36(3):338-45.
93. Otsuka A, Nakajima S, Kubo M, Egawa G, Honda T, Kitoh A, et al. Basophils are required for the induction of Th2 immunity to haptens and peptide antigens. Nat Commun. 2013;4:1739.
94. Kabashima K. New concept of the pathogenesis of atopic dermatitis: interplay among the barrier, allergy, and pruritus as a trinity. J Dermatol Sci. 2013;70(1):3-11.
95. Net S, Sempere R, Delmont A, Paluselli A, Ouddane B. Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices. Environ Sci Technol. 2015;49(7):4019-35.
96. Bornehag C-G, Sundell J, Weschler CJ, Sigsgaard T, Lundgren B, Hasselgren M, et al. The Association between Asthma and Allergic Symptoms in Children and Phthalates in House Dust: A Nested Case-Control Study. Environ Health Perspect. 2004;112(14):1393-7.
97. Bergh C, Torgrip R, Emenius G, Östman C. Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust - a multi-location indoor study. Indoor Air. 2011;21(1):67-76.

98. Langer S, Weschler CJ, Fischer A, Bekö G, Toftum J, Clausen G. Phthalate and PAH concentrations in dust collected from Danish homes and daycare centers. Atmos Environ. 2010;44(19):2294-301.
99. Wang C, Yang L, Wang S, Zhang Z, Yu Y, Wang M, et al. The classic EDCs, phthalate esters and organochlorines, in relation to abnormal sperm quality: a systematic review with meta-analysis. Sci Rep. 2016;6:19982.
100. Song Y, Chou EL, Baecker A, You NY, Song Y, Sun Q, et al. Endocrine-disrupting chemicals, risk of type 2 diabetes, and diabetes-related metabolic traits: A systematic review and meta-analysis. J Diabetes. 2016; 8(4):516-32.
101. Rosenfeld CS. Bisphenol A and phthalate endocrine disruption of parental and social behaviors. Front Neurosci. 2015;9:57.
102. Hansen JF, Bendtzen K, Boas M, Frederiksen H, Nielsen CH, Rasmussen AK, et al. Influence of phthalates on cytokine production in monocytes and macrophages: a systematic review of experimental trials. PloS One. 2015;10(3):e0120083.
103. North ML, Takaro TK, Diamond ML, Ellis AK. Effects of phthalates on the development and expression of allergic disease and asthma. Ann Allergy Asthma Immunol. 2014;112(6):496-502.
104. Koch HM, Lorber M, Christensen KLY, Pälmke C, Koslitz S, Brüning T. Identifying sources of phthalate exposure with human biomonitoring: Results of a 48 h fasting study with urine collection and personal activity patterns. Int J Hyg Environ Health. 2013;216(6):672-81.
105. Rudel RA. Food packaging and bisphenol A and bis(2- ethyhexyl) phthalate exposure: findings froma dietary intervention. Environ Health Perspect. 2011;119:914-20.
106. Wormuth M, Scheringer M, Vollenweider M, Hungerbuhler K. What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans? Risk Anal. 2006;26(3):803-24.
107. Whyatt RM, Perzanowski MS, Just AC, Rundle AG, Donohue KM, Calafat AM, et al. Asthma in inner-city children at 5-11 years of age and prenatal exposure to phthalates: the Columbia Center for Children's Environmental Health Cohort. Environ Health Perspect. 2014;122(10):1141-6.
108. Heinrich J. Influence of indoor factors in dwellings on the development of childhood asthma. Int J Hyg Environ Health. 2011;214(1):1-25.
109. Lee J, Lee JH, Kim CK, Thomsen M. Childhood exposure to DEHP, DBP and BBP under existing chemical management systems: a comparative study of sources of childhood exposure in Korea and in Denmark. Environ Int. 2014;63:77-91.
110. Clausen PA, Lindeberg Bille RL, Nilsson T, Hansen V, Svensmark B, Bowadt S. Simultaneous extraction of di(2-ethylhexyl) phthalate and nonionic surfactants from house dust. Concentrations in floor dust from 15 Danish schools. J Chromatogr A. 2003;986(2):179-90.
111. Hsu NY, Lee CC, Wang JY, Li YC, Chang HW, Chen CY, et al. Predicted risk of childhood allergy, asthma, and reported symptoms using measured phthalate exposure in dust and urine. Indoor Air. 2012;22(3):186-99.
112. Callesen M, Beko G, Weschler CJ, Sigsgaard T, Jensen TK, Clausen G, et al. Associations between selected allergens, phthalates, nicotine, polycyclic aromatic hydrocarbons, and bedroom ventilation and clinically confirmed asthma, rhinoconjunctivitis, and atopic dermatitis in preschool children. Indoor Air. 2014;24(2):136-47.
113. Kolarik B, Naydenov K, Larsson M, Bornehag CG, Sundell J. The association between phthalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children. Environ Health Perspect. 2008;116(1):98-103.
114. Ait Bamai Y, Shibata E, Saito I, Araki A, Kanazawa A, Morimoto K, et al. Exposure to house dust phthalates in relation to asthma and allergies in both children and adults. Sci Total Environ. 2014;485-486:153-63.
115. Wallner P, Kundi M, Moshammer H, Piegler K, Hohenblum P, Scharf S, et al. Indoor air in schools and lung function of Austrian school children. J Environ Monit. 2012;14(7):1976-82.
116. Gascon M, Casas M, Morales E, Valvi D, Ballesteros-Gomez A, Luque N, et al. Prenatal exposure to bisphenol A and phthalates and childhood respiratory tract infections and

allergy. J Allergy Clin Immunol. 2015;135(2):370-8.
117. Stelmach I, Majak P, Jerzynska J, Podlecka D, Stelmach W, Polanska K, et al. The effect of prenatal exposure to phthalates on food allergy and early eczema in inner-city children. Allergy Asthma Proc. 2015;36(4):72-8.
118. Wang IJ, Karmaus WJ, Chen SL, Holloway JW, Ewart S. Effects of phthalate exposure on asthma may be mediated through alterations in DNA methylation. Clin Epigenet. 2015;7(1):27.
119. Just AC, Whyatt RM, Miller RL, Rundle AG, Chen Q, Calafat AM, et al. Children's urinary phthalate metabolites and fractional exhaled nitric oxide in an urban cohort. Am J Respir Crit Care Med. 2012;186(9):830-7.
120. Jensen TK, Frederiksen H, Kyhl HB, Lassen TH, Swan SH, Bornehag CG, et al. Prenatal exposure to phthalates and andogenital distance in male infants from a low-exposed Danish Cohort (2010-2012). Environ Health Perspect. 2015; DOI:10.1289/ehp.1509870.
121. Bornehag CG, Carlstedt F, Jönsson BA, Lindh CH, Jensen TK, Bodin A, et al. Prenatal phthalate exposures and anogenital distance in Swedish boys. Environ Health Perspect. 2015;123(1):101-7.
122. World Health Organization. Toxicological and health aspects of bisphenol A. Report of the Joint FAO/WHO Expert Meeting. 1-5 November 2010. Ottawa, Canada: World Health Organization; 2011. ISBN 978 92 14 156427 4. Available from: http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44624/97892141564274_eng.pdf;jsessionid=FA602EE26371D847388A4493EFD4D598?sequence=1.
123. Spanier AJ, Kahn RS, Kunselman AR, Hornung R, Xu Y, Calafat AM, et al. Prenatal exposure to bisphenol A and child wheeze from birth to 3 years of age. Environ Health Perspect. 2012;120(6):916-20.
124. Donohue KM, Miller RL, Perzanowski MS, Just AC, Hoepner LA, Arunajadai S, et al. Prenatal and postnatal bisphenol A exposure and asthma development among inner-city children. J Allergy Clin Immunol. 2013;131(3):736-42.
125. Wang IJ, Chen CY, Bornehag CG. Bisphenol A exposure may increase the risk of development of atopic disorders in children. Int J Hyg Environ Health. 2016;219(3):311-6.
126. Gyllenhammar I, Glynn A, Darnerud PO, Lignell S, van Delft R, Aune M. 4-Nonylphenol and bisphenol A in Swedish food and exposure in Swedish nursing women. Environ Int. 2012 Aug;43:21-8.
127. Liagkouridis I, Cousins IT, Cousins AP. Emissions and fate of brominated flame retardants in the indoor environment: a critical review of modelling approaches. Sci Total Environ. 2014;491-492:87-99.
128. Thuresson K, Björklund JA, de Wit CA. Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 1: levels and profiles. Sci Total Environ. 2012;414:713-21.
129. Waaijers SL, Kong D, Hendriks HS, de Wit CA, Cousins IT, Westerink RH, et al. Persistence, bioaccumulation, and toxicity of halogen-free flame retardants. Rev Environ Contam Toxicol. 2013;222:1-71.
130. de Wit CA, Björklund JA, Thuresson K. Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 2: Indoor sources and human exposure. Environ Int. 2012;39(1):141-7.
131. Cousins AP. The effect of the indoor environment on the fate of organic chemicals in the urban landscape. Sci Total Environ. 2012;438:233-41.
132. Björklund JA, Thuresson K, Palm Cousins A, Sellström U, Emenius G, de Wit CA. Indoor air is a significant source of tri-decabrominated diphenyl ethers to outdoor air via ventilation systems. Environ Sci Technol. 2012;46(11):5876-84.
133. Harrad S, de Wit CA, Abdallah MA, Bergh C, Björklund JA, Covaci A, et al. Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people? Environ Sci Technol. 2010;44(9):3221-31.
134. Frederiksen M, Vorkamp K, Thomsen M, Knudsen LE. Human internal and external exposure to PBDEs--a review of levels and sources. Int J Hyg Environ Health. 2009;212(2):109-34.

135. Ali N, Dirtu AC, Van den Eede N, Goosey E, Harrad S, Neels H, et al. Occurrence of alternative flame retardants in indoor dust from New Zealand: indoor sources and human exposure assessment. Chemosphere. 2012;88(11):1276-82.
136. van der Veen I, de Boer J. Phosphorus flame retardants: properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis. Chemosphere. 2012;88(10):1119-53.
137. Karlsson M, Julander A, van Bavel B, Hardell L. Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. Environ Int. 2007;33(1):62-9.
138. Sjödin A, Carlsson H, Thuresson K, Sjölin S, Bergman A, Östman C. Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments. Environ Sci Technol. 2001;35(3):448-54.
139. Sjödin A, Papke O, McGahee E, Focant JF, Jones RS, Pless-Mulloli T, et al. Concentration of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in household dust from various countries. Chemosphere. 2008;73(1 Suppl):S131-6.
140. Canbaz D, van Velzen MJ, Hallner E, Zwinderman AH, Wickman M, Leonards PE, et al. Exposure to organophosphate and polybrominated diphenyl ether flame retardants via indoor dust and childhood asthma. Indoor Air. 2016;26(3):403-13.
141. Akutsu K, Takatori S, Nozawa S, Yoshiike M, Nakazawa H, Hayakawa K, et al. Polybrominated diphenyl ethers in human serum and sperm quality. Bull Environ Contam Toxicol. 2008;80(4):345-50.
142. Harley KG, Marks AR, Chevrier J, Bradman A, Sjodin A, Eskenazi B. PBDE concentrations in women's serum and fecundability. Environ Health Perspect. 2010;118(5):699-704.
143. Turyk ME, Persky VW, Imm P, Knobeloch L, Chatterton R, Anderson HA. Hormone disruption by PBDEs in adult male sport fish consumers. Environ Health Perspect. 2008;116(12):1635-41.
144. Herbstman JB, Sjodin A, Kurzon M, Lederman SA, Jones RS, Rauh V, et al. Prenatal exposure to PBDEs and neurodevelopment. Environ Health Perspect. 2010;118(5):712-9.
145. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Adoption of Amendments to Annex A, B and C. Stockholm: Stockholm Convention; 2001. Available from: http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/tabid/3351/.
146. Birnbaum LS, Bergman A. Brominated and chlorinated flame retardants: the San Antonio Statement. Environ health perspect. 2010;118(12):A514-5.
147. Denier van der Gon H, van het Bolscher M, Visschedijk A, Zandveld P. Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE–Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. Atmos Environ. 2007;41(40):9245-61.
148. Le Cann P, Bonvallot N, Glorennec P, Deguen S, Goeury C, Le Bot B. Indoor environment and children's health: recent developments in chemical, biological, physical and social aspects. Int J Hyg Environ Health. 2011;215(1):1-18.
149. Bergman A, Ryden A, Law RJ, de Boer J, Covaci A, Alaee M, et al. A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals. Environ Int. 2012;49:57-82.
150. Dodson RE, Perovich LJ, Covaci A, Van den Eede N, Ionas AC, Dirtu AC, et al. After the PBDE phase-out: a broad suite of flame retardants in repeat house dust samples from California. Environ Sci Technol. 2012;46(24):13056-66.
151. Meeker JD, Cooper EM, Stapleton HM, Hauser R. Urinary metabolites of organophosphate flame retardants: temporal variability and correlations with house dust concentrations. Environ Health Perspect. 2013;121(5):580-5.
152. Araki A, Saito I, Kanazawa A, Morimoto K, Nakayama K, Shibata E, et al. Phosphorus flame retardants in indoor dust and their relation to asthma and allergies of inhabitants. Indoor Air. 2014;24(1):3-15.
153. Stapleton HM, Klosterhaus S, Eagle S, Fuh J, Meeker JD, Blum A, et al. Detection of organophosphate flame retardants in furniture foam and U.S. house dust. Environ Sci Technol. 2009;43(19):7490-5.
154. Kanazawa A, Saito I, Araki A, Takeda M, Ma M, Saijo Y, et al. Association between indoor exposure to semi-volatile organic compounds and building-related symptoms among the occupants of residential dwellings. Indoor Air. 2010;20(1):72-84.

155. Dishaw LV, Powers CM, Ryde IT, Roberts SC, Seidler FJ, Slotkin TA, et al. Is the PentaBDE replacement, tris (1,3-dichloro-2-propyl) phosphate (TDCPP), a developmental neurotoxicant? Studies in PC12 cells. Toxicol Appl Pharmacol. 2011;256(3):281-9.
156. Sahlberg B, Wieslander G, Norbäck D. Sick building syndrome in relation to domestic exposure in Sweden--a cohort study from 1991 to 2001. Scand J Public Health. 2010;38(3):232-8.
157. Wang J, Engvall K, Smedje G, Norback D. Rhinitis, asthma and respiratory infections among adults in relation to the home environment in multi-family buildings in Sweden. PloS One. 2014;9(8):e105125.
158. Bröms K, Norbäck D, Sundelin C, Eriksson M, Svärdsudd K. A nationwide study of asthma incidence rate and its determinants in Swedish pre-school children. Eur J Epidemiol. 2012;27(9):695-703.
159. Canova C, Jarvis D, Walker S, Cullinan P. Systematic review of the effects of domestic paints on asthma related symptoms in people with or without asthma. J Asthma. 2013;50(10):1020-30.
160. Norbäck D, Zhao ZH, Wang ZH, Wieslander G, Mi YH, Zhang Z. Asthma, eczema, and reports on pollen and cat allergy among pupils in Shanxi province, China. Int Arch Occup Environ Health. 2007;80(3):207-16.
161. Henderson J, Sherriff A, Farrow A, Ayres JG. Household chemicals, persistent wheezing and lung function: effect modification by atopy? Eur Respir J. 2008;31(3):547-54.
162. Dong GH, Ma YN, Ding HL, Jin J, Cao Y, Zhao YD, et al. Effects of housing characteristics and home environmental factors on respiratory symptoms of 10,784 elementary school children from northeast china. Respiration. 2008;76(1):82-91.
163. Trevillian LF, Ponsonby AL, Dwyer T, Kemp A, Cochrane J, Lim LL, et al. Infant sleeping environment and asthma at 7 years: a prospective cohort study. Am J Public Health. 2005;95(12):2238-45.
164. Takaoka M, Norbäck D. The Home Environment of Japanese Female University Students - Association with Respiratory Health and Allergy. Indoor Built Environ. 2011;20(3):369-76.
165. Takaoka M, Suzuki K, Norbäck D. The home environment of junior high school students in Hyogo, Japan - Associations with asthma, respiratory health and reported allergies. Indoor Built Environ. 2014;25(1):81-92.
166. Dong GH, Qian ZM, Wang J, Trevathan E, Liu MM, Wang D, et al. Home renovation, family history of atopy, and respiratory symptoms and asthma among children living in China. Am J Public Health. 2014;104(10):1920-7.
167. Wen HJ, Chiang TL, Lin SJ, Guo YL. Predicting risk for childhood asthma by pre-pregnancy, perinatal, and postnatal factors. Pediatr Allergy Immunol. 2015;26(3):272-9.
168. Broms K, Svardsudd K, Sundelin C, Norback D. A nationwide study of indoor and outdoor environments in allergen avoidance and conventional daycare centers in Sweden. Indoor Air. 2006;16(3):227-35.
169. Franck U, Weller A, Roder SW, Herberth G, Junge KM, Kohajda T, et al. Prenatal VOC exposure and redecoration are related to wheezing in early infancy. Environ Int. 2014;73:393-401.
170. Fu X, Lindgren T, Norbäck D. Medical symptoms among pilots associated with work and home environments: a 3-year cohort study. Aerosp Med Hum Perform. 2015;86(5):458-65.
171. Takaoka M, Suzuki K, Norbäck D. Sick Building Syndrome Among Junior High School Students in Japan in Relation to the Home and School Environment. Glob J Health Sci. 2015;8(2):46131.
172. Norbäck D, Wieslander G, Björnsson E, Janson C, Boman G. Eye irritation, nasal congestion, and facial skin itching in relation to emmissions from newly painted indoor surfaces. Indoor Built Environ. 1996;5:270-9.
173. Diez U, Rehwagen M, Rolle-Kampczyk U, Wetzig H, Schulz R, Richter M, et al. Redecoration of apartments promotes obstructive bronchitis in atopy risk infants--results of the LARS Study. Int J Hyg Environ Health. 2003;206(3):173-9.
174. Deng Q, Lu C, Ou C, Liu W. Effects of early life exposure to outdoor air pollution and indoor renovation on childhood asthma in China. Build Environ. 2015;93:84-91.

175. Zhao Z, Zhang X, Liu R, Norbäck D, Wieslander G, Chen J, et al. Prenatal and early life home environment exposure in relation to preschool children's asthma, allergic rhinitis and eczema in Taiyuan, China. Chin Sci Bull. 2013;58(34):4245-51.
176. Liu MM, Wang D, Zhao Y, Liu YQ, Huang MM, Liu Y, et al. Effects of outdoor and indoor air pollution on respiratory health of Chinese children from 50 kindergartens. J Epidemiol. 2013;23(4):280-7.
177. Liu F, Zhao Y, Liu YQ, Liu Y, Sun J, Huang MM, et al. Asthma and asthma related symptoms in 23,326 Chinese children in relation to indoor and outdoor environmental factors: the Seven Northeastern Cities (SNEC) Study. Sci Total Environ. 2014;497-498:10-7.
178. Herr M, Just J, Nikasinovic L, Foucault C, Le Marec AM, Giordanella JP, et al. Risk factors and characteristics of respiratory and allergic phenotypes in early childhood. J Allergy Clin Immunol. 2012;130(2):389-96.e4.
179. Wen HJ, Chen PC, Chiang TL, Lin SJ, Chuang YL, Guo YL. Predicting risk for early infantile atopic dermatitis by hereditary and environmental factors. Br J Dermatol. 2009;161(5):1166-72.
180. Norbäck D, Lampa E, Engvall K. Asthma, allergy and eczema among adults in multifamily houses in Stockholm (3-HE study)--associations with building characteristics, home environment and energy use for heating. PloS One. 2014;9(12):e112960.
181. Li CW, Chen de H, Zhong JT, Lin ZB, Peng H, Lu HG, et al. Epidemiological characterization and risk factors of allergic rhinitis in the general population in Guangzhou City in China. PloS One. 2014;9(12):e114950.
182. Dong GH, Qian ZM, Wang J, Trevathan E, Ma W, Chen W, et al. Residential characteristics and household risk factors and respiratory diseases in Chinese women: the Seven Northeast Cities (SNEC) study. Sci Total Environ. 2013;463-464:389-94.
183. Jaakkola JJ, Parise H, Kislitsin V, Lebedeva NI, Spengler JD. Asthma, wheezing, and allergies in Russian schoolchildren in relation to new surface materials in the home. Am J Public Health. 2004;94(4):560-2.
184. Wang J, Li B, Yu W, Yang Q, Wang H, Huang D, et al. Rhinitis symptoms and asthma among parents of preschool children in relation to the home environment in Chongqing, China. PloS One. 2014a;9(4):e94731.
185. Jaakkola JJ, Knight TL. The role of exposure to phthalates from polyvinyl chloride products in the development of asthma and allergies: a systematic review and meta-analysis. Environ Health Perspect. 2008;116(7):845-53.
186. Dong GH, Qian Z, Fu Q, Wang J, Trevathan E, Ma W, et al. A Multiple Indicators Multiple Cause (MIMIC) model of respiratory health and household factors in Chinese children: the seven Northeastern cities (SNEC) study. Matern Child Health J. 2014b;18(1):129-37.
187. Larsson M, Hägerhed-Engman L, Kolarik B, James P, Lundin F, Janson S, et al. PVC--as flooring material--and its association with incident asthma in a Swedish child cohort study. Indoor Air. 2010;20(6):494-501.
188. Shu H, Jönsson BA, Larsson M, Nanberg E, Bornehag CG. PVC flooring at home and development of asthma among young children in Sweden, a 10-year follow-up. Indoor Air. 2014;24(3):227-35.
189. Larsson M, Weiss B, Janson S, Sundell J, Bornehag CG. Associations between indoor environmental factors and parental-reported autistic spectrum disorders in children 6-8 years of age. Neurotoxicology. 2009;30(5):822-31.
190. Engman LH, Bornehag CG, Sundell J. How valid are parents' questionnaire responses regarding building characteristics, mouldy odour, and signs of moisture problems in Swedish homes? Scand J Public Health. 2007;35(2):125-32.
191. Bornehag CG, Lundgren B, Weschler CJ, Sigsgaard T, Hägerhed-Engman L, Sundell J. Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics. Environ Health Perspect. 2005;113(10):1399-404.
192. Carlstedt F, Jönsson BA, Bornehag CG. PVC flooring is related to human uptake of phthalates in infants. Indoor Air. 2013;23(1):32-9.
193. Quansah R, Jaakkola MS, Hugg TT, Heikkinen SA, Jaakkola JJ. Residential dampness and molds and the risk of developing asthma: a systematic review and meta-analysis. PloS

One. 2012;7(11):e47526.
194. Claeson AS, Palmquist E, Lind N, Nordin S. Symptom-trigger factors other than allergens in asthma and allergy. Int J Environ Health Res. 2016;26(4):1-10.
195. Lin S, Gomez MI, Hwang SA, Munsie JP, Fitzgerald EF. Self-reported home environmental risk factors for childhood asthma: a cross-sectional study of children in Buffalo, New York. J Asthma. 2008;45(4):325-32.
196. Engvall K, Norrby C, Norbäck D. Asthma symptoms in relation to building dampness and odour in older multifamily houses in Stockholm. Int J Tuberc Lung Dis. 2001;5:468-77.
197. Wang T, Zhao Z, Yao H, Wang S, Norback D, Chen J, et al. Housing characteristics and indoor environment in relation to children's asthma, allergic diseases and pneumonia in Urumqi, China. Chin Sci Bull. 2013;58(34):4237-44.