

# Utvärdering av barns exponering för kemikalier i förskolan

Kristin Larsson

Marika Berglund



# **Utvärdering av barns exponering för kemikalier i förskolan**

Kristin Larsson

Marika Berglund

Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet

Rapport till Stockholm Stads Miljöförvaltning

December 2016



## Förkortningslista

ATBC	Tributyl O-acetylcitrat
BBzP	Butylbenzylftalat
BEH-TEBP	2,3,4,5-tetrabrom-bis(2-etylhexyl)-ftalat
BFR	Bromerade flamskyddsmedel
BPA	Bisfenol A
BPAF	Bisfenol AF
BPF	Bisfenol F
BPS	Bisfenol S
DBDPE	Dekabromdifenyletan
DBE-DBCH	1,2-dibrom-4-(1,2-dibrometyl)-cyklohexan
DEHA	Bis(2-etylhexyl)adipat
DEHP	Dietylhexylftalat
DEHT	Bis(2-etylhexyl)tereftalat
DEP	Dietylftalat
DiBP	Diisobutylftalat
DiDP	Di-isodecylftalat
DiNCH	Diisononylcyklohexan-1,2-dikarboxylat
DiNP	Diisononlyfatat
DMP	Dimetylftalat
DnBP	Dibutylftalat
DNEL	Derived No Effect level
DPHP	Bis(2-propylheptyl)ftalat
ECHA	European Chemicals Agency
EFSA	European Food Safety Authority
EH-TBB	2-Etylhexyl-2,3,4,5-tetrabrombensoat
HBCD	Hexabromcyklododekan
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PFR	Fosforbaserade flamskyddsmedel
RfD	Reference Dose
TBBPA	Tetrabrombisfenol A
TBEP	Tris(2-butoxyetyl)fosfat
TCEP	Tris(2-kloretyl)fosfat
TCPP	Tris(2-kloroisopropyl)fosfat
TDCPP	Tris(2,3-dikloropropyl)fosfat
TDI	Tolerabelt dagligt intag
TPP	Tris-(fenyl)-fosfat
US EPA	US Environmental Protection Agency

## Innehåll

Förkortningslista.....	4
Förord.....	7
Sammanfattning.....	8
Summary .....	10
Inledning.....	12
Studerade kemikalier.....	13
Ftalater.....	13
Alternativa mjukgörare.....	14
Bisfenoler .....	14
Bromerade flamskyddsmedel.....	15
Fosforbaserade flamskyddsmedel .....	16
Polycykliska aromatiska kolväten.....	16
Metod .....	18
Medverkande förskolor .....	18
Damminsamling .....	18
Formulär om förskolemiljön .....	19
Urinprovtagning .....	19
Kemiska analyser .....	19
Statistiska analyser .....	20
Exponeringsberäkning.....	20
Riskbedömning.....	21
Resultat och diskussion .....	22
Förskolorna.....	22
Ftalater och alternativa mjukgörare.....	23
Förekomst i damm.....	23
Jämförelse mot tidigare studier .....	23
Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan .....	24
Halter i urin från barn.....	28
Korrelation mellan dammprover och urinprover.....	28
Intagsberäkning och exponeringsbedömning .....	29
Bisfenoler .....	31
Förekomst i damm.....	31
Jämförelse mot tidigare studier .....	31
Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan .....	31
Halter i urin från barn.....	31
Korrelation mellan dammprover och urinprover.....	31
Intagsberäkning och exponeringsbedömning .....	32
Flamskyddsmedel.....	33

Förekomst i damm.....	33
Jämförelse mot tidigare studier .....	34
Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan .....	35
Intagsberäkning och exponeringsbedömning .....	37
Polycykliska aromatiska kolväten .....	38
Förekomst i damm.....	38
Jämförelse mot tidigare studier .....	38
Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan .....	39
Slutsatser .....	40
Referenser.....	42

## Förord

Studien genomfördes av Institutet för Miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet på uppdrag av Stockholm stads Miljöförvaltning och Naturvårdsverket (nationell hälsorelaterad miljöövervakning). Rapporten har skrivits av Kristin Larsson och Marika Berglund vid IMM, KI. Arne Jamrot och Jenny Fäldt har varit kontaktpersoner på Stockholm stads Miljöförvaltning.

Dammprovtagningarna på förskolorna som ingick i pilotprojektet genomfördes av Kristin Larsson och Marianne Balck vid IMM. Resterande dammprovtagningar genomfördes av Miljöförvaltningens inspektörer Linnéa Karlson, Anna-Lena Albin, Felicia Nipstrand, Kajsa Yagci och Jeanette Lyckman, under ledning av Maria Arwidsson. Analyser av flamskyddsmedel i damm utfördes av Cynthia de Wit, Leena Sahlström och Ulla Sellström vid ACES, Stockholms universitet. Analyser av mjukgörare och bisfenoler i damm utfördes av Georgios Giovanoulis och Momina Bibi vid Svenska Miljöinstitutet AB (IVL). Urinproverna analyserades för ftalatmetaboliter och bisfenoler av Bo Jönsson och Christian Lindh vid Arbets- och miljömedicin, Lunds Universitet.

Analyser av kemikalier i damm finansierades av Stockholm stads Miljöförvaltning och Naturvårdsverket. Analyser av urinprov finansierades av Naturvårdsverket.



## Sammanfattning

Barn spenderar upp till hälften av sin vakna tid på förskolan. Exponering för kemikalier i förskolemiljön kan därför vara av betydelse för barnens totala exponering. Under senare år har medvetenheten kring kemikalier i förskolemiljön ökat och förskolor har fått specifika råd om hur kemikalieexponeringen kan minskas. Det saknas dock större studier av förekomsten av kemikalier i svenska förskolor samt utvärdering av vilka faktorer som är av störst betydelse för kemikaliehalterna i inomhusmiljön.

Syftet med den här studien är att undersöka förekomsten av kemikalier i damm från förskolor, identifiera de faktorer som är av störst betydelse för de uppmätta halterna samt studera tidstrender för såväl strikt reglerade kemikalier som ersättningskemikalier. Dessutom beräknas förskolebarns intag av olika kemikalier via damm och sätts i relation till hälsobaserade referensvärden samt till barns totala intag av dessa ämnen.

I studien samlades dammprover in från 100 förskolor i Stockholm. Samtidigt undersöktes förskolorna med avseende på förekomst av vissa produkter i förskolemiljön samt andra faktorer, så som byggnadstyp och städrutiner, vilka kan vara av betydelse för halterna av kemikalier i inomhusmiljön. Utöver dammprover samlades urinprover in från 113 fyraåringar som gick på någon av 28 förskolor.

Dammproverna analyserades för mjukgörare (inklusive ftalater), bisfenoler, bromerade flamskyddsmedel, fosforbaserade flamskyddsmedel samt polycykliska aromatiska kolväten. I urinproverna analyserades metaboliter till mjukgörare och bisfenoler.

Halterna av de ftalater och flamskyddsmedel som idag omfattas av strikt lagstiftning, på grund av sina toxiska egenskaper, var låga i damm i jämförelse med halter uppmätta i tidigare studier av europeiska förskolemiljöer. Det går inte att avgöra i vilken utsträckning detta är en effekt av den generella utfasningen av dessa ämnen i Europa, respektive en effekt av de senaste årens arbete för att minska förekomsten av toxiska kemikalier specifikt i förskolorna. Vid de rådande relativt låga dammhalterna av mjukgörare och flamskyddsmedel bedöms exponeringen från damm bland förskolebarn generellt sett inte utgöra någon hälsorisk vid jämförelse med tillgängliga hälsobaserade referensvärden. Det bör dock noteras att det finns osäkerheter både beträffande referensvärdena samt det uppskattade dagliga intaget av damm.

Det beräknade dagliga intaget av fyra olika ftalater och BPA via damm i förskolemiljön motsvarade 2-27% av barnens totala intag av respektive ämne omräknat från halter av metaboliter i urin. Detta talar för att en minskning av vissa av dessa kemikalier i damm mätbart skulle minska det totala intaget bland barn. Vi fann endast svaga eller inga korrelationer mellan halter av mjukgörare respektive BPA i damm och motsvarande metaboliter i urin. Det beror sannolikt på att morgonurinprov är ett integrerat exponeringsmått som speglar alla exponeringskällor (t.ex. intag av livsmedel och direkt kontakt med produkter) i både hem- och förskolemiljön, samt att hemmiljön får en relativt större betydelse på grund av de korta biologiska halveringstiderna för dessa kemikalier.

Förskolornas byggnadsår var den faktor som uppvisade signifikanta samband med flest kemikalier i damm. Halterna av vissa strikt reglerade ftalater och flamskyddsmedel var högre i äldre förskolor medan halterna av vissa substitut för dessa kemikalier var högre i nyare förskolor. Detta speglar ett skifte i användningen av kemikalier i Europa över tid. I utvärderingen av olika produkters betydelse för förskolornas kemikaliehalter i damm observerades högre halter av vissa mjukgörare och flamskyddsmedel i rum där madrasser och elektroniska produkter förekom. Det fanns även samband mellan dammhalter av bromerade flamskyddsmedel som idag är strikt reglerade och förekomst av äldre möbler av skummaterial. Rum med PVC-golv hade signifikant högre halter av en ersättningsftalat (DiNP) i damm. Då PVC-golvets ålder togs i beaktning observerades högre halter av en idag strikt reglerad ftalat (DEHP) i damm från rum med äldre PVC-golv, medan halterna av en icke-ftalitmjukgörare (DiNCH) var högre i rum med nyare PVC-golv. Förskolor som uppgav att golven behandlats med vax eller polish hade betydligt högre dammhalter av en fosforbaserad kemikalie (TBEP) som används i dessa produkter.

I jämförelse med övriga förskolor var halterna av de flesta mjukgörare och flamskyddsmedel generellt sett lägre i damm från Waldorfförskolor, vilka saknar elektronik, plastleksaker, skummadrasser, plastmöbler och PVC-golv i inomhusmiljön. Även om kemikaliehalterna i damm från Waldorfförskolor oftast var bland de lägre jämfört med andra förskolor, var de uppmätta halterna inom samma koncentrationsspänn som övriga förskolor. Detta talar för att det även i Waldorfförskolor finns källor till dessa kemikalier.

Sammantaget indikerar dessa resultat att halterna av mjukgörare och flamskyddsmedel i förskoledamm till viss del beror på förekomsten av specifika produkter som relativt lätt kan bytas ut eller tas bort och till viss del beror på andra mindre lättåtgärdade faktorer som byggnadsmaterial. Därför bedöms avlägsnandet av gamla produkter, så som madrasser, möbler och PVC-golv, kunna minska barnens exponering för de kemikalier som förekommer i dessa produkter. Även om barns exponering för de studerade kemikalierna via damm ligger under hälsobaserade referensvärden, visar de uppmätta dammhalterna att dessa kemikalier frigörs från produkter och återfinns i inomhusmiljön där exponering sker även via andra exponeringsvägar, så som inandning av luft och genom att barnen stoppar produkter i munnen. Mot bakgrund av de osäkerheter som råder angående effektnivåer för flera av de undersökta ämnena bör barns exponering för dessa ämnen hållas så låg som möjligt.

## Summary

Children spend up to half of their waking time at the preschool. Thus, this indoor microenvironment may significantly contribute to children's total exposure to harmful chemicals. In recent years, the preschool environment has been in focus when children's chemical exposure has been discussed and preschools have received specific advice on how to reduce the levels of chemicals in the indoor environment. However, large studies assessing children's chemical exposure from Swedish preschools are lacking and there is little knowledge about the importance of different factors in the preschool environment for the exposure.

The purpose of this study is to evaluate the levels of chemicals in dust from preschools, study time trends of both strictly regulated and emerging chemicals and identify the factors that are most important for the levels of chemicals in dust. Furthermore, children's exposure to chemicals via dust ingestion is calculated and put in relation to health based reference values and to children's total exposure.

In this study, dust samples were collected from 100 preschools in Stockholm. We also collected information about particular products and other factors in the preschool, such as building characteristics and cleaning routines. To assess children's total exposure, urine samples were collected from 113 four year old children attending any of 28 preschools.

The dust samples were analysed for plasticizers, bisphenols, brominated flame retardants (BFR), organophosphate flame retardants and polycyclic aromatic hydrocarbons. The urinary samples were analysed for plasticizer metabolites and bisphenols.

The dust levels of the product chemicals that are currently strictly regulated due to their toxic properties were the lowest compared to previous European studies of preschool dust. This reduction is due to the gradually stricter regulation of these compounds within the EU, but may also partially be an effect of that some preschools have followed the advice on how to reduce chemicals in the preschool environment. At the current concentrations, the calculated exposures from dust in children were below the health based reference values. However, there are uncertainties both regarding the health based reference values as well as the estimated daily dust intake. Furthermore, children are exposed via other exposure routes than dust in the indoor environment, such as inhalation of air and mouthing of products, which contribute to the total exposure to chemicals in the preschool environment.

The calculated daily intakes of four phthalates and BPA from dust ingestion in the preschool contributed with 2-27% of the children's total exposure to these compounds, calculated from the urinary metabolite levels. These results indicate that a reduction of chemical levels in dust will reduce the overall exposure to some chemicals in children. However, we found no or weak correlations between plasticizers and BPA levels in dust and corresponding metabolite levels in children's urine. The lack of correlations may be due to that a morning urine sample represents the exposure both from the home than the preschool environment and that other exposure sources than the indoor environment, e.g. food, contribute relatively more to the total exposure.

The year the preschool was built was the most important factor for levels of chemicals in dust. The levels of now strictly regulated plasticizers and BFRs were higher in older building, whereas the levels of plasticizers and flame retardants now replacing these compounds were higher in newer buildings. These results reflect the shift of chemicals used in EU over time. The evaluation of particular products in the indoor environment showed higher levels of some plasticizers and flame retardants if electronic devices and foam mattresses were present in the sampling room. Strictly regulated BFRs were also significantly correlated to the presence of old upholstered furniture. In addition, there was a significant correlation between PVC floors and a phthalate still in use (DiNP). When the age of the PVC-floors was considered, we found higher levels of a strictly regulated phthalate (DEHP) in dust from rooms with old PVC-floors, whereas the levels of a non-phthalate plasticizer (DiNCH) were higher in rooms with newer PVC-floors. Preschools reporting that polish or wax had been used for cleaning the floors had higher dust levels of the organophosphate TBEP, which is used in these products.

In comparison to other preschools, the levels of most plasticizers and flame retardants in dust from Waldorf preschools, which avoid electronics, plastics, foam mattresses and PVC-flooring, were in the lower end of the concentration range.

Taken together, these results indicate that the levels of chemicals in preschool dust are partially dependent on products, that can easily be removed or replaced, and partially dependent on other factors, such as building materials, which are more difficult to replace. Thus, removal of old products from the preschool environment will to some extent lower children's exposure to harmful chemicals via preschool dust, which is desirable as children's exposure to harmful chemicals should be kept to a minimum as there are uncertainties about at which levels these chemicals may cause effects.

## Inledning

Människor exponeras ständigt för kemikalier i mat, vatten, luft, damm och produkter. Barn är generellt sett mer exponerade än vuxna för icke yrkesrelaterad kemikalieexponering, på grund av att de äter, dricker och andas mer i förhållande till sin kroppsvikt. De har dessutom ett annat beteendemönster som kan leda till högre exponering då de t.ex. biter och suger på produkter som kan innehålla kemikalier, har ett mer uttalat hand-till-mun beteende och befinner sig närmare golvet där de blir mer exponerade för kemikalier i damm. Dessutom är barn ofta mer känsliga för kemikaliers negativa hälsoeffekter eftersom flera av kroppens organsystem fortfarande är under utveckling.

Andelen svenska barn som går på förskola har ökat kraftigt under 2000-talet och år 2014 var 83% av barnen i åldern 1 till 5 år respektive 93% av barnen i åldern 4-5 år inskrivna i förskolan (Skolverket 2014). Förskolebarn spenderar upp till hälften av sin vakna tid under veckordagarna på förskolan, varför kemikalieexponeringen från förskolemiljön kan utgöra en betydande del av barns totala exponering för kemikalier.

Under senare år har förskolemiljön uppmärksammats då barns exponering för kemikalier diskuterats och arbetet med kemikalier i förskolan har även uppmärksammats i Regeringens kemikalieproposition (Kemikaliepropositionen 2013/14:39). I syfte att uppnå regeringens mål om en Giftfri Miljö för barn har flera myndigheter och organisationer tagit fram råd till förskolor om hur kemikalieexponeringen i förskolemiljöerna kan minskas. Dessa råd inkluderar bland annat att byta ut vissa gamla produkter, så som madrasser, plastleksaker och möbler, till nyare alternativ. Detta produktutbyte bör minska exponeringen för de hälsoskadliga kemikalier som under senare år har reglerats eller förbjudits i produkter i Europa och ersatts av mindre toxiska ämnen. Det saknas dock information om betydelsen av sådana produkter i förskolemiljön för barns kemikalieexponering. Det finns dessutom bristfällig information om förekomsten av ersättningskemikalier i förskolemiljön och om barns exponering för dessa ämnen.

Syftet med den aktuella studien är att utvärdera förekomsten av ftalater, alternativa mjukgörare, bisfenoler, bromerade flamskyddsmedel, fosforbaserade flamskyddsmedel och polycykliska aromatiska kolväten i damm från förskolemiljöer samt att identifiera vilka faktorer i förskolemiljön som är av betydelse för kemikaliehalterna i damm. För att undersöka tidstrender jämförs även resultaten med tidigare studier av damm från förskolor. Dessutom beräknas barns exponering för kemikalier via förskoledamm och sätts i relation till hälsobaserade referensvärden och till barns totala exponering.

# Studerade kemikalier

## Ftalater

Ftalater är de mest använda mjukgörarna i världen och används främst i framställningen av polyvinylklorid (PVC) plast som återfinns i ett stort antal produkter så som PVC-golv, elektroniska produkter, leksaker, skor och kläder. Ftalater kan även användas i icke PVC-baserade produkter så som limmer, färger och kosmetik. Ftalater är inte bundna till produkterna och kan därför läcka ut och spridas till omgivningen. Människor exponeras för ftalater främst via mat, men även via damm, luft och direkt kontakt med produkter.

Djurförsök har visat att vissa ftalater kan påverka hormonsystemet och fortplantningsförmågan. På grund av sina antiandrogena effekter har DEHP, DnBP, BBzP och DiBP klassats som reproduktionstoxiska i EUs kemikalielagstiftning, men även andra ftalater har visat reproduktionsstörande effekter i djurförsök. Ftalater som DiNP och DiDP har även kopplats till levertoxicitet (ECHA 2013a). Epidemiologiska studier har visat samband mellan ftalatexponering under fosterstadiet eller barndomen och allergirelaterade sjukdomar bland barn (Bertelsen et al., 2013; Bornehag och Nanberg 2010; Bornehag et al., 2004; Callesen et al., 2014; Ku et al., 2015; North et al., 2014). Orsakssambanden för dessa hälsoeffekter är dock inte klarlagda.

DEHP introducerades på marknaden under 1940-talet och var länge den mest använda ftalaten. När de negativa hälsoeffekterna av DEHP och vissa andra tidigare välanvända ftalater identifierades minskade användningen av dessa ftalater och ersattes av mindre toxiska ftalater, så som DPHP, DiNP och DiDP, vilka utgör de mest använda ftalaterna i EU idag. Globalt sett är DEHP fortfarande den vanligast förekommande ftalaten och kan därmed förkomma i importerade produkter (KEMI 2014).

För att begränsa användningen av de reproduktionstoxiska ftalaterna har allt striktare lagstiftning tillämpats inom EU under senare år. Sedan 2015 krävs tillstånd för att få använda DEHP, DnBP, BBzP och DiBP inom EU (ECHA 2016a). Tillståndskravet omfattar dock inte importerade varor. Dessa fyra ftalater inkluderas även i EUs elektronikdirektiv som förbjuder användningen i elektroniska produkter efter år 2019 (EC 2015). Användningen av DEHP, DnBP och BBzP är sedan 2007 förbjuden i leksaker och barnavårdsartiklar och DiNP, DiDP och DnOP är förbjudna i leksaker som kan stoppas i munnen (EC 2005). DEP är den enda ftalaten som idag används i kosmetik inom EU eftersom övriga ftalater antingen har fasats ut eller förbjudits för användning genom kosmetikaförordningen (KEMI 2014). Trots den allt striktare lagstiftningen för användandet av reproduktionstoxiska ftalater inom EU förekommer dessa ämnen fortfarande i äldre samt importerade produkter i vår omgivning.

Förekomsten av ftalater i damm från europeiska förskolor har tidigare mätts i fyra studier, varav två studier har undersökt 10 respektive 3 förskolor i Sverige (Bergh et al., 2011; Fromme et al., 2013; KEMI 2013; Langer et al., 2010).

Tillståndspliktiga ftalater <sup>1</sup>		Övriga ftalater	
DEHP	Dietylhexylftalat	DEP	Dietylftalat
DnBP	Dibutylftalat	DMP	Dimetylftalat
BBzP	Butylbenzylftalat	DiNP	Diisononlyfatat
DiBP	Diisobutylftalat	DPHP	Bis(2-propylheptyl)ftalat
		DiDP	Di-isodecylftalat

<sup>1</sup> Ftalater för vilka tillstånd krävs för användning inom EU

## Alternativa mjukgörare

I takt med utfasningen av hälsoskadliga ftalater har behovet av alternativa mjukgörare på marknaden ökat. DiNCH introducerades på den europeiska marknaden år 2002 och utgjorde år 2012 cirka 70% av den totala användningen av alternativa mjukgörare på den svenska marknaden (Bui et al., 2016). Andra vanligt förekommande alternativa mjukgörare är DEHT, DEHA och ATBC. Dessa mjukgörare används bland annat i livsmedelsförpackningar, PVC-golv, leksaker och barnavårdsartiklar (ChemSystems 2008; ECHA 2016b; KEMI 2014). Användningen av dessa mjukgörare anses vid rådande kunskapsläge vara säker (Bui et al., 2016; Maag et al., 2010). Kunskapen om människors exponering för dessa ämnen är dock mycket bristfällig, framför allt bland barn.

Alternativa mjukgörare har tidigare mätts i två studier av förskolemiljöer i Sverige respektive Tyskland (Fromme et al., 2016b; KEMI 2013).

Alternativa mjukgörare	
DEHA	Bis(2-etylhexyl)adipat
DEHT	Bis(2-etylhexyl)tereftalat
ATBC	Tributyl O-acetylcitrat
DiNCH	Diisononylcyklohexan-1,2-dikarboxylat

## Bisfenoler

BPA är en högvolumkemikalie som används i framställningen av polykarbonatplast, epoxi och termopapper. Användningsområden för polykarbonatplast är t.ex. CD- och DVD-skivor och matlådor, epoxi används bland annat i elektronik och som ytbehandling av konservburkar, medan termopapper används i t.ex. kassakvitton och biljetter. BPA kan läcka ut från dessa material till den omgivande miljön, t.ex. till mat som förvaras i förpackningar innehållande BPA. BPA är ett hormonstörande ämne med östrogena egenskaper. I djurstudier har BPA bland annat visat negativa effekter på utveckling och funktion av fortplantningsorganen och nervsystemet (Richter et al., 2007). Eventuella hälsoeffekter hos människor vid långvarig lågdosexponering av BPA är dock ett mycket omdebatterat ämne som ännu inte är klarlagt (Beronius et al., 2010).

På grund av de förbud som idag tillämpas inom EU mot BPA i t.ex. nappflaskor och kosmetik, samt det mediafokus som riktats mot BPA, finns det inom industrin ett behov av kemikalier som kan substituera BPA. Idag används bisfenolanaloger, så som BPS, BPF och BPAF som substitut för BPA i både polykarbonatplast, epoxi och termopapper. Det är dock oklart om dessa bisfenolanaloger är bättre alternativ än BPA ur hälsosynpunkt då de i *in vitro* försök och djurstudier har visat östrogena effekter i samma storleksordning som BPA (Chen et al., 2016; Grignard et al., 2012; Rochester och Bolden 2015). Mätningar visar att halterna av BPA i människor och miljön fortfarande är högre än halterna av andra bisfenolanaloger (Chen et al., 2016).

Människor exponeras för bisfenoler främst via maten, men även via damm, luft och direkt kontakt med produkter (EFSA 2015). Den aktuella studien presenterar de första mätningarna av bisfenoler i damm från europeiska förskolor.

Bisfenoler	
BPA	Bisfenol A
BPS	Bisfenol S
BPF	Bisfenol F
BPAF	Bisfenol AF

## Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel (BFR) används för att förhindra uppkomst och spridning av brand i material så som textil och plast i ett stort antal produkter. Historiskt sett har PBDE, HBCD och TBBPA varit de mest använda bromerade flamskyddsmedlen.

PBDE är en grupp som innehåller 209 kongener som delas in beroende på antalet bromatomer i molekylerna. PBDE är långlivade i miljön, ansamlas i kroppens fettvävnader och ackumuleras i näringskedjan. De kan spridas över långa avstånd via luften och återfinns därför överallt i världen, till och med på platser där de aldrig har använts. Det finns stora geografiska skillnader i förekomsten av PBDE, med högre halter i Nordamerika i jämförelse med Europa och resten av världen, vilket speglar hur dessa ämnen har använts historiskt (Frederiksen et al., 2009).

PBDE används främst som flamskyddsmedel i elektronik och stoppade möbler medan HBCD främst förekommer i polystyren som används i t.ex. isoleringsmaterial inom bygg- och anläggningsindustrin. TBBPA används främst i epoxihartser, som återfinns i t.ex. mönsterkort, samt i ABS-plast som bl.a. används i elektronik (Fromme et al., 2016a; KEMI 2006). TBBPA är till skillnad från de övriga BFR till stor del kemiskt bundet till materialet varför spridningen till miljön är mindre omfattande.

I djurförsök har man visat att vissa äldre BFR bland annat påverkar hormonbalans, reproduktion samt inlärning och beteende. Inom EUs harmoniserade klassificeringssystem har den tekniska blandningen pentaBDE klassificerats som miljöfarlig och hälsoskadlig, medan teknisk oktaBDE har klassificerats som reproduktionsstörande (ECHA 2016b). DekabDE har däremot inte klassats som hälsofarlig.

Användning av penta- och oktaBDE är inom EU förbjuden i kemiska produkter och varor i halter över 0,1 viktprocent (EC 2003). Dessutom är samtliga PBDE, inklusive dekaBDE, förbjudna för användning i elektronik inom EU (ECJ 2008). HBCD är upptagen i tillståndslistan bilaga XIV inom REACH. Tetra- till oktaBDE och HBCD är även upptagna i Stockholmskonventionen om långlivade organiska föroreningar sedan 2009 respektive 2014 (UN 2009; UN 2013).

I och med förbuden mot PBDE och HBCD används idag andra BFR som är godkända för användning. Till exempel används DBDPE som ersättare till dekaBDE i bl.a. elektronik, medan EH-TBB och BEH-TEBP ersätter pentaBDE i polyuretanskum och DBE-DBCH används istället för HBCD i isoleringsmaterial av polystyren. Dessa nya flamskyddsmedel har dock liknande kemiska och fysikaliska egenskaper som de gamla och det saknas tillräcklig kunskap om exponering och hälsoeffekter (Covaci et al., 2011; EFSA 2013; Fromme et al., 2016a).

Den största exponeringskällan för BFR är födan och fisk är det enskilda livsmedel som är viktigast för exponeringen. Människor exponeras också för BFR via inomhusdamm, vilket anses vara en betydande exponeringskälla främst för små barn samt för populationer som bor där halterna av BFR är som högst, t.ex. i Nordamerika (Frederiksen et al., 2009; Fromme et al., 2016a).

BFR har analyserats i damm från svenska förskolor i två tidigare studier (KEMI 2013; Thuresson et al., 2012) och i Engelska förskolor i en tidigare studie (Ali et al., 2011; Harrad et al., 2010).

Förbjudna BFR <sup>1</sup>		Övriga BFR	
PBDE	Polybromerade difenyletrar	TBBPA	Tetrabrombisfenol A
HBCD	Hexabromcyklododekan	EH-TBB	2-Etylhexyl-2,3,4,5-tetrabrombensoat
		BEH-TEBP	2,3,4,5-tetrabrom-bis(2-etylhexyl)-ftalat
		DBDPE	Dekabromdifenyletan
		DBE-DBCH	1,2-dibrom-4-(1,2-dibrometyl)-cyklohexan

1. Vissa undantag mot förbudet kan förekomma



## Fosforbaserade flamskyddsmedel

Tidigare välanvända men numera förbjudna bromerade flamskyddsmedel kan till viss del substitueras av fosforbaserade flamskyddsmedel (PFR). Halogenerade PFR, t.ex. TDCPP, TCEP och TCPP används främst som flamskyddsmedel i material så som textilier och polyuretanskum medan icke-halogenerade PFR, t.ex. TPP och TBEP, främst används som mjukgörare i plastmaterial (van der Veen och de Boer 2012). PFR kan även användas för andra applikationer, t.ex. används TBEP i golvpols. PFR är inte kemiskt bundna till produkterna de används i och kan därför läcka ut från materialet.

Halogenerade PFR misstänks ha cancerframkallande egenskaper och TCEP och TDCPP är klassade som cancerframkallande kategori 2 inom EUs kemikalielagstiftning (ECHA 2016b). Flera halogenerade och icke-halogenerade PFR misstänks även ha neurotoxiska och reprotoxiska egenskaper (EC 2009; van der Veen och de Boer 2012). TCEP har tidigare använts som flamskyddsmedel men har fasats ut sedan 1980-talet på grund av sina toxiska egenskaper och produceras inte längre i EU (EC 2009). Övriga PFR som studeras i den aktuella studien används fortfarande inom EU (van der Veen och de Boer 2012).

PFR har analyserats i damm från europeiska förskolor i fyra tidigare studier, varav två genomfördes i Sverige (Bergh et al., 2011; Fromme et al., 2014; KEMI 2013; Langer et al., 2016).

Fosforbaserade flamskyddsmedel	
TCEP	Tris(2-kloretyl)fosfat
TCPP	Tris(2-kloroisopropyl)fosfat
TDCPP	Tris(2,3-dikloropropyl)fosfat
TPP	Tris-(fenyl)-fosfat
TBEP	Tris(2-butoxyetyl)fosfat

## Polycykliska aromatiska kolväten

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) bilas vid ofullständig förbränning av fossila ämnen. Huvudkällorna till utsläpp av PAH i Sverige är småskalig vedeldning och trafikavgaser (Boström et al., 2002). Människor som inte röker eller är yrkesexponerade, exponeras främst via maten, både från tillagad mat så som grillat kött men också från kontaminerade råvaror så som grönsaker och spannmål (Domingo och Nadal 2015; Phillips 1999). Exponering för PAH sker även via inandning av luft och intag av damm och jord (Ma och Harrad 2015).

Halterna av PAH i inomhusluften är generellt sett högre än i utomhusluften (Liu et al., 2001; Ma och Harrad 2015). Förekomsten av PAH i inomhusmiljön beror på aktiviteter så som rökning, uppvärmning och matlagning. Även infiltrationen av PAH från utomhusluften är av betydelse för halter i inomhusluft och studier har visat att halterna av PAH i utomhusluft korrelerar till halter i damm i inomhusmiljöer (Chuang et al., 1999; Mannino och Orecchio 2008; Whitehead et al., 2011).

Vissa PAH är cancerframkallande i både människor och djur. Av de femton PAH som analyserades i damm från förskolor i den aktuella studien har the International Agency for Research on Cancer (IARC) klassificerat benzo(a)pyren som cancerframkallande (grupp 1). Dessutom har dibenso(ah)antracen klassificerats som troligen cancerframkallande i människa (grupp 2A) och benso(k)fluoranten, krysen, naftalen och indeno(1,2,3)pyren har klassats som möjligen cancerframkallande i människa (grupp 2B) (IARC 2010). PAH har även kopplats till andra hälsoeffekter än cancer, så som påverkan på barns mentala utveckling efter exponering under fosterlivet (Perera et al., 2006; Perera et al., 2012).

I den aktuella studien beaktas barns exponering för PAH via damm. I en tidigare studie beräknades intaget från damm och jord bland barn motsvara 24% av det totala intaget av 6 PAH som har klassats som troligen cancerframkallande av det amerikanska naturvårdsverket (Chuang et al., 1999). I en

annan studie beräknades det relativa bidraget från mat, inomhusluft och damm utgöra 51%, 31% respektive 18% av den totala exponeringen bland europeiska barn (Ma och Harrad 2015). I en studie av nio amerikanska förskolebarn bedömdes inomhus- och utomhusluft samt mat vara de viktigaste exponeringskällorna för PAH i förskolan och hemmamiljön, medan damm bidrog mycket lite till det totala intaget (Wilson et al., 2003). Däremot om endast de PAH med cancerframkallande egenskaper inkluderades i beräkningarna var mat och damm de viktigaste exponeringskällorna.

Utöver det aktuella projektet om kemikalier i damm från förskolor, pågår ett projekt där halter av PAH mäts i luft och dammprover från förskolor i Stockholm. Projektet leds av forskare på Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet och beräknas vara klart årsskiftet 2018/2019.

<b>Polycykliska aromatiska kolväten</b>		
Naftalen	Fluoranten	Benso(k)fluoranten
Acenaften	Pyren	Benso(a)pyren
Fluoren	Benso(ah)antracen	Dibenso(ah)antracen
Fenantren	Krysen	Benso(ghi)perylen
Antracen	Benso(b)fluoranten	Indeno(1,2,3)pyren

## Metod

### Medverkande förskolor

Insamlingen av dammprover gjordes i två omgångar. I ett första pilotprojekt, utfört av forskare vid Institutet för Miljömedicin på Karolinska Institutet, samlades damm från 30 förskolor in under perioden februari till april 2015. Förskolorna rekryterades via e-post eller telefonkontakt och medverkan var frivillig. De medverkande förskolorna låg i Rinkeby/Kista, Bromma, Stockholms innerstad samt i Älvsjö.

I en fortsättning av studien samlades damm in från ytterligare 70 förskolor under perioden september till november 2015. Provtagningen utfördes av inspektörer från Stockholm stads Miljöförvaltning i samband med den rutinmässiga tillsynen av dessa förskolor. Förskolorna i den andra insamlingsomgången låg i Hässelby/Vällingby och Farsta.

Dammproverna som samlades in i de två insamlingsomgångarna är direkt jämförbara, då samma provtagningsmetodik, utrustning och kemisk analys användes.

### Damminsamling

Ett dammprov per förskola samlades in från ett lekrum där barn i 3-5-årsåldern vanligtvis vistades. Detta rum kunde i vissa fall också fungera som vilorum, hobbyrum eller matrum. Damm samlades in från horisontella ytor (främst målade träytor så som hyllor och fönsterkarmar) belägna 50-250 cm ovanför golvet. Dammsugning nära plastmaterial eller elektronisk utrustning undveks. Provtagningshöjden, underlaget och eventuell kontakt med plastmaterial noterades i ett provtagningsformulär.

Dammproverna samlades in enligt en tidigare använd metod beskriven i bl.a. Björklund et al., 2009. Under provtagningen samlades damm in på ett cellulosafilter monterat i en filterinsats av styrenakrylnitril (Krim. Teknisk Materiel AB, Bålsta, Sverige). Filterinsatsen monterades i ett polypropen munstycke som monterades direkt på dammsugarmunstycket (figur 1). Efter insamlingen paketerades filterinsatserna individuellt i aluminiumfolie och förslöts i plastpåsar av polyeten. Proverna förvarades i -20°C tills de analyserades.

Cellulosafilter som användes för insamling av damm till analyser av ftalater och bisfenoler tvättades i metanol innan provtagningen för att avlägsna eventuell kontamination. Ingen betydande kontamination kunde uppmätas vid analys av de tvättade filtren.

Metanoltvätt genomfördes inte för de cellulosafilter som användes för analys av bromerade och fosforbaserade flamskyddsmedel. Vid insamlingen av damm för analys av flamskyddsmedel monterades en sil i filterinsatsen som avlägsnade större dammpartiklar (figur 1).



**Figur 1.** Provtagningsmaterial som användes för insamling av dammprover. A: Filterinsats med monterat cellulosafilter samt tvådelat munstycke. B: Montering av den sil som användes för att filtrera damm inför analyser av flamskyddsmedel.

## Formulär om förskolemiljön

I samband med dammprovtagningen besvarades ett formulär om förskolemiljön. Formuläret inkluderade observationer av rummet som dammprovet togs från, t.ex. typ av golv och förekomst av madrasser och vissa möbler. Förskolepersonalen ombads att uppskatta åldern på vissa produkter, så som golv och madrasser. Ålderbestämningen var oftast inte exakt, men ger tillräcklig information för att dela in materialet i olika ålderskategorier. Golvtyp bestämdes av en sakkunnig person efter visuell inspektion av golven. Formuläret innehöll även mer övergripande information om förskolan, t.ex. städrutiner och information om byggnaden.

Vissa frågor i formuläret togs bort eller omformulerades inför den andra provtagningsomgången pga att de ansågs mindre viktiga eller för att svaren inte varierade mellan förskolorna. Formuläret som användes i pilotprojektet av de första 30 förskolorna var därför inte identiskt med det formulär som användes i de 70 sista förskolorna och vissa frågor ställdes därmed bara på en del av förskolorna.

## Urinprovtagning

Under projektets första fas rekryterades 113 barn från 28 av förskolorna för urinprovtagning. Barnen rekryterades via en skriftlig inbjudan som distribuerades till föräldrarna. Barn inkluderades i studien om det var mellan 3,5 och 4,5 år gamla (födda mellan juni 2010 och november 2011) och vistades på förskolan minst 20 timmar per vecka i snitt. Innan provtagningen skrev föräldrarna under ett skriftligt samtycke. Etiskt tillstånd för studien har utfärdats av Regionala Etikprövningsnämnden i Stockholm (Dnr 2014/448-32/1).

Urinproven samlades in mellan mars och maj 2015, under samma månad som dammprov samlades in på respektive förskola. Eftersom barnen bör ha vistats på förskolan minst 2 dagar innan provtagningen genomfördes, togs urinproverna på en torsdag (i enstaka fall onsdag eller fredag). Morgonurinprover samlades in av föräldrarna som tilldelats provtagningsmaterial (pappersmuggar och polypropenrör) och instruktioner för provtagningen. I samband med provtagningen besvarade föräldrarna ett formulär om bl.a. tidpunkt för provtagning, tidpunkt för senaste toalettbesök innan provtagningen och avvikelser från urinprovtagningensinstruktionerna. Samma morgon som urinproven togs lämnades de in till förskolan, där de förvarades i kylboxar tills de hämtades av fältarbetare. Urinproven förvarades sedan i -20°C till analysen.

## Kemiska analyser

Ftalater, alternativa mjukgörare, bisfenoler och PAH i damm analyserades av Svenska Miljöinstitutet AB (IVL). Ftalater, alternativa mjukgörare och bisfenoler analyserades med gaskromatografi/masspektrometri (GC-MS/MS) enligt en modifierad version av en metod tidigare publicerad av Bergh et al., 2012. PAH analyserades med vätskekromatografi och fluorescensdetektion (HPLC-FL). IVL är ackrediterade för analysmetoden av PAH men inte för extraktionen av proverna.

Bromerade och fosforbaserade flamskyddsmedel analyserades på Institutionen för Miljövetenskap och Analytisk Kemi (ACES), Stockholms Universitet, i huvudsak enligt en metod tidigare publicerad av Sahlström et al., 2012. HBCD och TBBPA analyserades med en ultra-performance vätskekromatograf (UPLC) kopplad till en tandem-quadrupole masspektrometer, medan övriga bromerade flamskyddsmedel analyserades med GC-MS med elektroninfångningsjonisering (ECNI). Fosforbaserade flamskyddsmedel analyserades med GC-MS med elektronstötsjonisering (EI).

Ftalater och bisfenoler i urin analyserades på Arbets- och miljömedicin, Lunds Universitet, som var referenslaboratorium för analyser av ftalatmetaboliter och BPA i det europeiska biomonitoreringsprojektet COPHES ([www.eu-hbm.info/cophes](http://www.eu-hbm.info/cophes)) och som deltar regelbundet i ett analytiskt kvalitetskontrollprogram som samordnas av University of Erlangen-Nuremberg. Proverna analyserades med LC-MS/MS enligt en modifierad version av en metod tidigare publicerad av Bornehag et al., 2015.

## Statistiska analyser

Statistiska analyser utfördes i statistikprogrammen SPSS 22 (IBM Inc.) och STATA 13 (Statacorp TX, USA).

Halter av mjukgörare och bisfenoler i damm som var under detektionsgränsen (DG) ersattes av  $DG/\sqrt{2}$ . BPF och BPAF inkluderades inte i de statistiska analyserna av damm eftersom mer än hälften av proverna låg under DG. Två dammprover exkluderades från analyserna av BPS pga höga DG. Ett dammprov exkluderades från analyser av DEHP pga misstänkt kontamination.

I urinproven beräknades  $\Sigma$ DEHP (MEHP+MEHHP+MEOHP+MECPP+MCMHP) och  $\Sigma$ DiNP (MHiNP+MOiNP+MCiOP) genom att addera molkoncentrationerna av varje metabolit. För att möjliggöra jämförelse med övriga metaboliter omräknades halterna till  $\mu\text{g/L}$  genom att multiplicera summan med den genomsnittliga molekylvikten för DEHP-metaboliterna respektive DiNP-metaboliterna (Zota et al., 2014). För att korrigera för utspädning justerades de uppmätta urinkoncentrationerna mot urinprovets genomsnittliga specifika vikt (1,023 Kg/L). För att studera korrelationer mellan dammprov och urinprov användes Spearmans rangkorrelationstest.

För fosforbaserade och bromerade flamskyddsmedel i damm ersattes halter under DG av  $DG/\sqrt{2}$  och halter mellan DG och kvantifieringsgränsen (KG) av  $KG/\sqrt{2}$ . Flamskyddsmedel med halter under KG i mer än hälften av proverna inkluderades inte i de statistiska analyserna. Analysresultat saknas för BEH-TEBP i 17 dammprover och för  $\alpha$ -,  $\beta$ - och  $\gamma$ -HBCD i 2 dammprover. Pga höga DG exkluderades resultat för BDE-99, BDE-209, TBBPA och TPP i 1 dammprov, för BDE-100 i 3 dammprov och för DBDPE i 4 dammprov.

Totalt analyserades 53 dammprover för femton olika PAH. På grund av den låga detektionsfrekvensen för de flesta PAH användes pyren, som hade den högsta detektionsfrekvensen, som indikator för övriga PAH i de statistiska analyserna. Detektionsgränserna för samma PAH varierade kraftigt mellan proverna och halter under DG kunde därför inte ersättas av t.ex.  $DG/\sqrt{2}$ . Därför inkluderades inte prov med halter under DG i analyserna.

De uppmätta koncentrationerna i damm och urinprov uppfyllde inte kriterierna för normalfördelning och icke-parametriska test användes därför vid analyserna. Mann Whitney U-test och Spearmans rangkorrelationstest användes för att studera korrelationer mellan faktorer i förskolemiljön och halter av de analyserade kemikalierna i damm. För mjukgörarna genomfördes även multivariat medianregression för att avgöra vilka variabler som var viktigast för halterna av dessa ämnen i damm. Variablerna för PVC-golvets ålder, året förskolan startade samt om förskolan hade Waldorfpedagogik inkluderades in i den multivariata analysen pga multikollinearitet med flera andra variabler.

## Exponeringsberäkning

Dagligt intag ( $\mu\text{g/kg}$  kroppsvikt) av kemikalier från damm i förskolemiljön beräknades för 4-åriga barn enligt följande ekvation:

$$\text{Dagligt intag}_{\text{damm}} = \frac{C_{\text{damm}} * I_{\text{damm}}}{KV}$$

$C_{\text{damm}}$  motsvarar koncentrationen av kemikalien i damm ( $\mu\text{g/g}$ ) och  $KV$  är medelvärdet av kroppsvikten (17,6 kg) bland de fyraåriga barnen i studien.  $I_{\text{damm}}$  är barns dagliga intag av damm från förskolan, motsvarande 30 mg, vilket baseras på antagandet att det totala intaget av damm är 60 mg damm per dygn (EPA 2011) och att barn spenderar hälften av sin vakna tid på förskolan. Det antagna dagliga dammintaget inkluderar oralt intag av damm via hand-till-mun eller produkt-till-mun beteende samt inhalation av dammpartiklar som sedan sväljs ner. Det antagna dammintaget innefattar en rad osäkerheter, varför det egentliga dammintaget bland svenska förskolebarn skulle kunna vara högre eller lägre. Vi antar att absorptionen är 100% efter oralt intag vilket medför en viss överskattning av intaget. Exponering för de studerade kemikalierna via hudkontakt med damm anses vara betydligt

lägre än oral exponering och beräknas därför inte i den här studien (Bekö et al., 2013; Guo och Kannan 2011; Johnson-Restrepo och Kannan 2009; Zhu et al., 2015).

För att kunna relatera det uppskattade intaget av mjukgörare via damm till barns totala exponering beräknades det totala intaget av DEHP, DnBP, BBzP och DiNP utifrån uppmätta koncentrationer av metaboliter i urin, enligt följande ekvation (Wittassek et al., 2011):

$$\text{Dagligt intag}_{total} = \frac{\sum \left[ \frac{C_u}{MV_m} \right] * MV_f * V_{excr}}{F_{UE}}$$

$C_u$  motsvarar koncentrationen av respektive metabolit i urin ( $\mu\text{g/l}$ ).  $MV_m$  och  $MV_f$  motsvarar molekylvikten av metaboliten i urin respektive den ursprungliga ftalaten.  $V_{excr}$  är urinvolymen som barn utsöndrar per dag och som uppskattas till 0,022 l/kg kroppsvikt/dag (Miller och Stapleton 1989).  $F_{UE}$  är molfraktionsvärdet som beskriver molfraktionen av metaboliten i urin i förhållande till intaget av den ursprungliga ftalaten. Vi använde de  $F_{UE}$  som presenteras i Wittassek et al 2011.

Även det totala dagliga intaget av BPA beräknades utifrån de uppmätta urinkoncentrationerna. Eftersom  $F_{UE}$  för BPA antas vara 1, inkluderar ekvationen för total dagligt intag av BPA endast  $C_u$  och  $V_{excr}$  (Morgan et al., 2011).

## Riskbedömning

För att bedöma om intaget av kemikalier via damm ligger på en nivå där hälsoeffekter inte förväntas uppstå jämförs det beräknade intaget via damm med tillgängliga hälsobaserade referensvärden. I första hand har vi använt härledd nolleffektnivå (Derived No Effect Level; DNEL) satta av den europeiska kemikaliemyndigheten ECHA och Tolerabelt Dagligt Intag (TDI) satta av det europeiska livsmedelverket EFSA. Om sådana referensvärden saknas har vi istället använt referensdoser (Reference Dose; RfD) satta av det amerikanska naturvårdsverket. För flera av kemikalierna som undersöks i studien saknas hälsobaserade referensvärden, varför riskbedömning inte kan göras.

Hälsobaserade referensvärden är satta utifrån rådande kunskap och uppdateras kontinuerligt i takt med att nya studier och riskbedömningar genomförs. Referensvärdena är inte alltid satta specifikt för barn och för vissa effekter, så som hormonstörning, råder osäkerhet om hur hälsorisker ska bedömas i lågdosområdet. De beräknade referenskvoterna baserade på tillgängliga referensvärden bör därför ses som en indikation på huruvida exponeringen för någon av de studerade kemikalierna via damm skulle kunna innebära en hälsorisk, snarare än som en exakt kvantifiering av risken.

## Resultat och diskussion

### Förskolorna

De 100 förskolorna som ingick i studien var belägna i sex olika stadsdelar i Stockholm (tabell 1). Bland Stockholms samtliga 1051 förskolor är 57% kommunala, 32% privata, 9% föräldrakooperativ och 2% personalkooperativ. Bland förskolorna i studien var andelen kommunala förskolor något högre (71%), medan andelen privata (26%), föräldrakooperativ (2%) och personalkooperativ (1%) var något lägre än i Stockholm generellt.

De flesta förskolorna låg i fristående byggnader medan en femtedel låg i flerbostadshus. Förskolorna var byggda mellan 1890 och 2015 med majoriteten av förskolorna byggda mellan 1970-1989. En tredjedel av förskolorna hade startat efter år 2000, varav hälften av dem var nybyggda medan andra hälften hade inrättats i äldre byggnader. Antalet barn på hela förskolan låg mellan 12 och 115 barn, med ett genomsnitt på 50 barn. På den avdelning där provet togs varierade antalet barn mellan 7 och 44 barn, med ett genomsnitt på 18 barn.

Bland de förskolor som besöktes inkluderades 6 stycken Waldorfförskolor, vilket motsvarar en högre procentuell andel (6%) än antalet Waldorfförskolor bland Stockholms förskolor totalt (2%). Waldorfförskolornas inomhusmiljö har en karaktär som skulle kunna påverka halterna av de studerade kemikalierna i damm. Bland annat undviks plastmaterial i t.ex. leksaker, möbler och madrasser. Istället används främst trä- och textilmaterial och istället för skummadrasser sover barnen oftast på fårfallar. I de Waldorfförskolor som besöktes i den här studien förekom inte heller PVC-golv.

**Tabell 1.** Översikt över de 100 förskolorna som medverkade i studien.

		Antal förskolor
Organisationsform	Kommunal	71
	Privat	26
	Föräldrakooperativ	2
	Personalkooperativ	1
Waldorfförskola		6
Område	Hässelby/Vällingby	35
	Farsta	35
	Bromma	12
	Stockholms innerstad	9
	Kista/Rinkeby	8
	Älvsjö	1
Typ av byggnad	Friliggande byggnad	81
	Lägenhet	19
År byggnaden byggdes	<1929	3
	1930-1949	7
	1950-1969	14
	1970-1989	53
	1990-2009	11
	2010-2015	10
	Vet ej	2
År förskolan grundades	1930-1949	1
	1950-1969	5
	1970-1989	46
	1990-2009	30
	2010-2015	17
	Vet ej	1

## Ftalater och alternativa mjukgörare

### Förekomst i damm

För enkelhetens skull har mjukgörarna i den här rapporten delats in i tre grupper som vi benämner ”tillståndspliktiga ftalater”, ”övriga ftalater” och ”alternativa mjukgörare”. Till de tillståndspliktiga ftalaterna räknas de fyra ftalater (DEHP, BBzP, DnBP och DiBP) för vilka tillstånd krävs för användning inom EU.

Samtliga mjukgörare uppmättes i halter över detektionsgränsen, med undantag för DEHP, DMP och DEP som låg över detektionsgränsen i 99%, 83% respektive 60% av proverna. Halterna av ftalater i damm var högst för DiNP följt av DEHP och DiDP. De alternativa mjukgörare som förekom i högst halter var DEHT och DiNCH (tabell 2).

**Tabell 2.** Koncentration ( $\mu\text{g/g}$  damm) av ftalater och alternativa mjukgörare i damm från förskolor.

		N	DG	%>DG	AM (SD)	GM	P95	Min-Max
Tillståndspliktiga ftalater	DEHP	99	0,27-0,39	99	470 (670)	260	1900	<LOD-4500
	BBzP	100	0,001-0,01	100	24 (42)	9,1	110	0,01-240
	DnBP	100	0,03-0,04	100	250 (2100)	21	140	1,2-21000
	DiBP	100	0,03-0,04	100	12 (18)	7,2	46	1,0-130
Övriga ftalater	DEP	100	0,02-0,5	60	15 (51)	1,1	130	<LOD-390
	DMP	100	0,01-0,02	83	0,61 (2,0)	0,11	2,8	<LOD-12
	DiNP	100	0,01	100	1400 (6600)	450	3400	58-66000
	DPHP	100	0,01-0,03	100	40 (260)	8,2	42	0,15-2600
Alternativa mjukgörare	DiDP	70	0,01	100	110 (230)	57	430	11-1800
	DEHT	100	0,01-0,02	100	280 (560)	105	1500	6,8-3500
	DEHA	100	0,05-0,15	100	25 (51)	10	170	0,72-340
	ATBC	100	0,01-0,2	100	29 (120)	8,2	82	0,42-1200
	DiNCH	100	0,001-0,01	100	300 (750)	73	1300	4,7-5200

DG, detektionsgräns; %>DG, detektionsfrekvens; AM, aritmetiskt medelvärde; SD, standardavvikelse; GM, geometriskt medelvärde; p95, 95e percentilen; Min, minimum; Max, maximum

### Jämförelse mot tidigare studier

I jämförelse med tidigare studier av mjukgörare i damm från europeiska förskolor observeras en tendens till sjunkande halter av DEHP över tid (tabell 3), vilket återspeglar den minskade användningen av DEHP i Europa. Trenden för de övriga tillståndspliktiga ftalaterna är mindre tydlig, även om de uppmätta halterna i den aktuella studien är bland de lägsta i jämförelsen.

De flesta övriga mjukgörare har i få tidigare studier analyserats i förskoledamm, vilket omöjliggör jämförelse över tid. Det är dessutom anmärkningsvärt att det här är den första studien som mäter förskolors dammhalter av DPHP, vilken är en bland de mest använda ftalaterna i Sverige idag. Uppföljande studier av damm i förskolor behövs för att kunna studera tidstrender av dessa ämnen i förskolemiljön.

**Tabell 3** Jämförelse med tidigare studier av damm i förskolemiljöer. Medianvärden presenteras som  $\mu\text{g/g}$  damm.

Årtal Land <sup>ref</sup>	N	Tillståndspliktiga ftalater				Övriga ftalater				Alternativa mjukgörare			
		DEHP	BBzP	DnBP	DiBP	DEP	DMP	DiNP	DiDP	DEHT	DEHA	ATBC	DiNCH
2006-07 Sverige <sup>1</sup>	10	1600	31	150	2,6	4,2	0,1						
2008-09 Danmark <sup>2</sup>	151	500	17	38	23	2,2							
2011-12 Tyskland <sup>3</sup>	63	888	6	21	20	1,4	0,3	302	34	40	49	24	302
2013 <sup>a</sup> Sverige <sup>4</sup>	3	560		26	20			660	260				
2015 Sverige <sup>5</sup>	100	290	8,7	21	6,4	0,46	0,1	380	50	86	9,7	6,2	49

<sup>a)</sup>Årtal för rapportens publicering eftersom årtal för provtagningen anges inte i rapporten. <sup>1</sup>Bergh et al. 2011, <sup>2</sup>Langer et al. 2010, <sup>3</sup>Fromme et al. 2013 & 2016, <sup>4</sup>KEMI 2013, <sup>5</sup>Denna studie



I linje med de observerade nedåtgående trenderna av tillståndspliktiga ftalater i förskoledamm har tidigare studier, som undersökt tidstrender av ftalatmetaboliter i urin från vuxna i Europa och USA, rapporterat nedåtgående trender för tillståndspliktiga ftalater, medan trenderna av övriga ftalater är minde tydliga (Gyllenhammar et al., 2016; Göen et al., 2011; Jönsson et al., 2010; Zota et al., 2014).

### Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan

Baserat på informationen från förskoleformuläret och de uppmätta halterna av mjukgörare i damm undersöktes huruvida enskilda faktorer i förskolemiljön ger upphov till högre eller lägre halter av mjukgörare i damm på förskolor. Faktorer för vilka det finns signifikanta samband till en eller flera mjukgörare i damm presenteras i tabell 4.

**Tabell 4.** Dammkoncentrationer av mjukgörare (medianvärde, µg/g damm) för respektive svarskategori för faktorer i förskolemiljön. Signifikanta samband indikeras med asterisker (\* =  $p < 0,05$  \*\* =  $p < 0,01$  \*\*\* =  $p < 0,001$ ). Analyserna inkluderar 100 dammprov, med undantag för DEHP (N=99) och DiDP (N=70).

	N <sup>1</sup>	Tillståndspliktiga ftalater				Övriga ftalater				Alternative mjukgörare					
		DEHP	BBzP	DnBP	DiBP	DMP	DiNP	DPHP	DiDP	DEHT	DEHA	ATBC	DiNCH		
Förskolevariabler	<b>Byggår</b>														
	<1999	79	280	8,6	<b>26**</b>	6,5	0,10	350	<b>6,8</b>	<b>43</b>	<b>84</b>	9,6	<b>6,1</b>	<b>47</b>	
	>2000	18	300	11	<b>6,3</b>	5,5	0,07	640	<b>20***</b>	<b>110*</b>	<b>230*</b>	11	<b>16*</b>	<b>120**</b>	
	<b>Förskolans start</b>														
	<1999	64	320	8,1	<b>28***</b>	6,6	0,10	450	6,4	43	70	10	6,1	<b>45</b>	
	>2000	35	240	9,1	<b>9,3</b>	6,0	0,09	330	10	75	130	8,4	7,3	<b>65*</b>	
	<b>Waldorf</b>														
	Ja	6	150	5,8	48	4,4	0,24	<b>120</b>	6,6	NA	73	5,5	3,6	35	
	Nej	94	290	9,2	20	6,6	0,10	<b>430**</b>	8,1	NA	86	10	7,2	49	
	<b>Städfrekvens</b>														
<4 ggr/vecka	14	460	13	27	7,5	<b>0,14*</b>	360	9,1	NA	<b>240**</b>	8,7	6,7	53		
5 ggr/vecka	86	280	8	18	6,0	<b>0,09</b>	380	7,8	NA	<b>77</b>	9,9	6,1	47		
Variabler i provtagningsrummet	<b>Skummadrasser</b>														
	Ja	31	300	9,3	21	6,7	0,11	<b>560**</b>	13	<b>76*</b>	76	<b>13*</b>	8,8	57	
	Nej	69	280	8,0	19	5,6	0,09	<b>330</b>	7,2	<b>43</b>	89	<b>8,4</b>	6,1	48	
	<b>Elektroniska apparater</b>														
	Ja	79	300	10	21	6,5	0,10	<b>520***</b>	8,0	58	89	10	<b>7,3*</b>	51	
	Nej	21	160	4,6	19	5,0	0,10	<b>220</b>	7,6	43	51	8,4	<b>4,0</b>	34	
	<b>Gamla plastleksaker</b>														
	Ja	57	280	7,2	22	6,0	0,10	380	7,6	62	65	11	<b>6,1*</b>	59	
	Nej	20	210	6,0	14	7,6	0,10	350	6,6	37	45	6,2	<b>3,1</b>	38	
	<b>Mängd plastleksaker</b>														
<1,5 backar	11	410	21	27	8,8	0,14	190	8,0	NA	280	8,5	<b>6,1</b>	56		
>2 backar	19	400	26	15	5,4	0,10	360	10	NA	280	12	<b>20**</b>	43		
<b>Golvtyp</b>															
PVC	57	320	9,8	16	6,0	<b>0,08</b>	<b>580***</b>	8,9	58	90	10	8,6	50		
Annan	43	260	7,4	26	6,7	<b>0,13*</b>	<b>250</b>	7,6	40	78	8,8	6,1	44		
<b>Är PVC-golv installerades</b>															
<1999	11	<b>591*</b>	19	35	6,6	0,09	420	6,1	58	110	14	5,5	<b>28</b>		
>2000	43	<b>242</b>	8,3	14	5,0	0,07	740	10	59	89	10	8,6	<b>65*</b>		
<b>Rumsstorlek</b>															
<32 m <sup>2</sup>	51	230	7,2	19	6,0	0,10	380	6,8	43	84	9,2	<b>5,5</b>	39		
>32 m <sup>2</sup>	49	320	9,8	24	6,7	0,10	360	8,7	66	99	10	<b>11**</b>	61		

<sup>1</sup> Antal förskolor i respektive svarskategori

NA, Ftalaten har exkluderats från analysen då det var färre än 5 förskolor i någon kategori

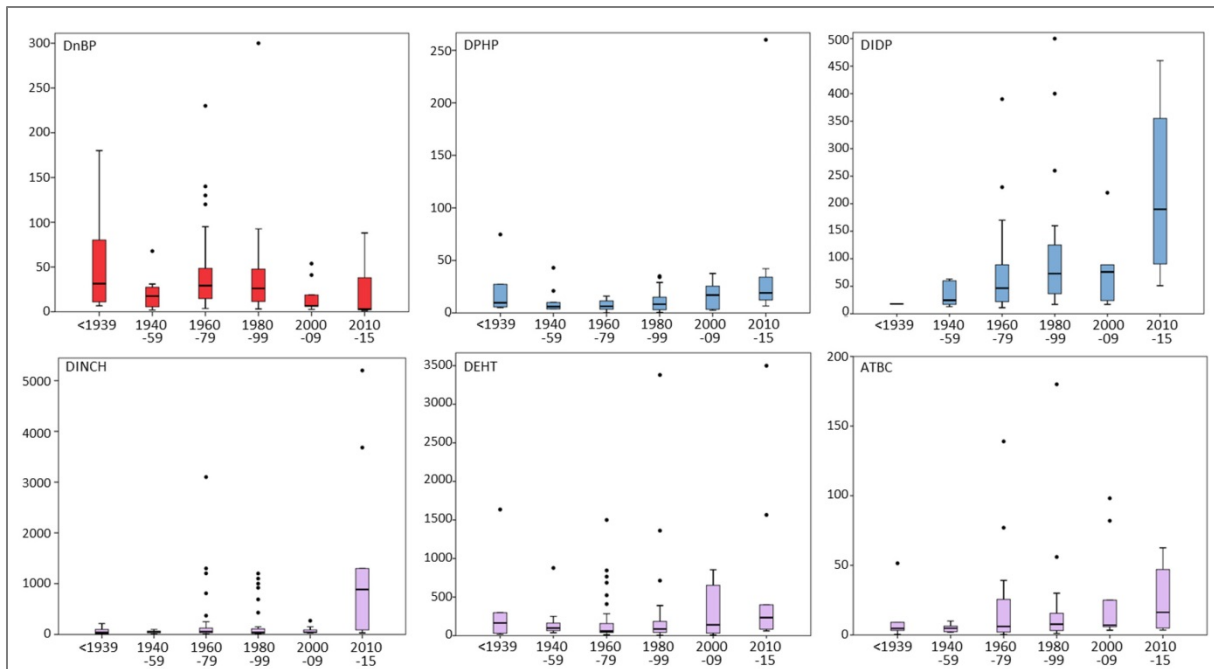
Byggnadsåret för förskolebyggnaden var den faktor som var signifikant korrelerad till flest mjukgörare i damm, vilket även bekräftas av den multivariata analysen (tabell 5). Resultaten visar att halter av den numera tillståndspliktiga ftalaten DnBP var högre i förskolor byggda före år 2000, medan halterna av flera icke-tillståndspliktiga ftalater och alternativa mjukgörare var högre i nybyggda förskolor. För att få en bättre bild över tidstrenden presenteras resultaten för förskolorna indelade efter byggnadsår i figur 2. För dammhalter av framför allt DiDP och DiNCH indikeras en kraftig ökning i förskolor byggda efter år 2010. Resultaten återspeglar den förändrade användningen av mjukgörare över tid med succesivt minskad användning av tillståndspliktiga ftalater och samtidigt ökad användning av alternativa mjukgörare. Ingen studie har tidigare undersökt betydelsen av förskolors byggnadsår för förekomsten av kemikalier i inomhusmiljön. Studier av bostäder i Sverige och Japan har dock rapporterat högre halter av numera tillståndspliktiga ftalater i damm från äldre hem jämfört med nyare hem (Ait Bamai et al., 2014; Bornehag et al., 2005). Dessa resultat indikerar att mjukgörare i damm till viss del kommer från själva byggnaden, vilket är troligt eftersom byggnadssektorn står för mer än hälften av den totala europeiska användningen av PVC-plast som används i t.ex. fasadbeklädnad, takmembran, kablar, golv, väggar, rör, dörr- och fönsterprofiler (KEMI 2015). Ftalater används även i byggsektorn till icke-PVC applikationer så som limmer och färger. I vår studie var året då förskolan startade generellt sett mindre viktigt för dammhalterna än byggnadsåret, vilket talar för att material i byggnaden kan vara mer viktigt för mjukgörare i damm än de produkter som finns i byggnaden. Andra faktorer som är relaterade till byggnadsåret, t.ex. typ av ventilation, kan eventuellt påverka resultatet.

**Tabell 5.** Multivariat medianregression av mjukgörare i förskoledamm och faktorer i förskolemiljön. Intercept, beta och 95%CI presenteras som  $\mu\text{g/g}$  damm. Resultat för DEHP, BBzP, DiBP, DMP, DiDP, DEHA, ATBC och DiNCH presenteras inte då inga signifikanta faktorer erhöles för dessa ämnen.

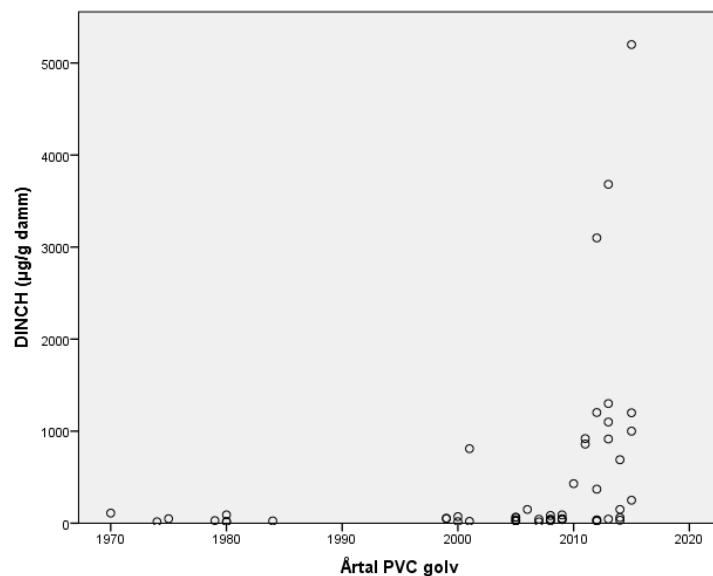
		Intercept <sup>1</sup>	Beta <sup>2</sup>	(95% CI) <sup>3</sup>	p-värde
<b>DnBP</b>	-	26			
	Byggnadsår <1999		19	(31; 7,6)	0,002
<b>DiNP</b>	-	50			
	PVC-golv i rummet		390	(184; 596)	<0,001
	Madrasser i rummet		470	(182; 758)	0,002
	Friliggande byggnad		190	(11; 369)	0,037
<b>DPHP</b>	-	6.8			
	Byggnadsår >2000		14	(3,1; 25)	0,013
<b>DEHT</b>	-	84			
	Byggnadsår >2000		190	(11; 370)	0,038

<sup>1</sup> Mediankoncentrationen då alla variabler är 0. <sup>2</sup> Skillnaden i mediankoncentration mellan de binära svarkategorierna. <sup>3</sup> 95% konfidensintervall

Ftalater är inte bundna till plasten de används i utan kan läcka ut från materialet, vilket bland annat har påvisats för PVC-golv (Afshari et al., 2004; Clausen et al., 2004; Fujii et al., 2003; Liang och Xu 2014). I den aktuella studien förekom ftalaten DiNP i signifikant högre halter om det var PVC-golv i provtagningsrummet, både i den univariata och multivariata analysen. När året då PVC-golvet lades in i förskolan togs i beaktning observerades högre halter av DEHP i damm från rum med golv lagda före år 2000, medan halterna av DiNCH var högre i rum med nyare golv. Detta resultat återspeglar den minskade användningen av gamla ftalater i PVC-golv till förmån för alternativa mjukgörare. Figur 3 visar att DiNCH förekommer i höga halter i damm nästan uteslutande i förskolor med PVC-golv inlagda efter år 2010. I samband med den aktuella studien analyserades även materialprov av PVC-golvet från provtagningsrummet i 35 av förskolorna och jämfördes mot halter av respektive mjukgörare i damm. I linje med tidigare nämnda observationer fanns signifikanta korrelationer mellan förekomsten av DiNP och DiNCH i PVC-golvet och halter av samma mjukgörare i dammet. Sambandet för DEHP i golv respektive damm var svagare (Stockholms stad 2016). I två tidigare studier av 40 respektive 63 förskolor fann man inte högre halter av några mjukgörare i damm från rum med PVC-golv (Fromme et al., 2013; Gaspar et al., 2014). Däremot har en tidigare studie av svenska hem rapporterat högre halter av DEHP och BBzP i damm från hem med PVC-golv och väggar (Bornehag et al., 2005). Även en japansk studie rapporterade högre halter av DEHP och DiNP i damm från bostäder med PVC-väggar (Ait Bamai et al., 2014).



**Figur 2.** Dammkoncentrationer ( $\mu\text{g/g}$  damm) av mjukgörare i förskolor indelat efter förskolornas byggnadsår. Ett extremvärde visas inte i figurerna för DnBP, DPHP, DiDP och ATBC.



**Figur 3.** Koncentrationen av DINCH i damm mot årtal när PVC-golvet lades in (N=57).

Under senare år har svenska förskolor fått råd om hur de kan minska barns exponering för skadliga kemikalier genom att t.ex. byta ut gamla madrasser, leksaker och elektronik. Det saknas dock studier av hur förekomsten av dessa produkter påverkar halter av kemikalier i inomhusmiljön. I den univariata analysen var halterna av ATBC i damm signifikant högre vid förekomst av äldre mjuka plastleksaker i rummet samt vid större total mängd av både gamla och nya plastleksaker. Halterna av DiNP och ATBC i damm var signifikant högre om elektroniska produkter fanns i rummet. Förekomst av stoppade möbler med plastöverdrag samt äldre skumleksaker i rummet var inte signifikant sammankopplade till någon mjukgörare i damm. Halterna av DiNP och DiDP var högre om madrasser fanns i provtagningsrummet. I den multivariata analysen av faktorer i rummet var förekomst av madrasser och högre halter av DiNP det enda signifikanta sambandet som observerades. Att halterna av DiNP och DiDP var högre om skummadrasser fanns i rummet styrks av en tidigare studie som

mätte koncentrationerna av mjukgörare i 3 madrasser från svenska förskolor och rapporterade att DiDP, DEHP och DiNP uppmättes i högst halter (KEMI 2013). I vår studie förekom skummadrasser i 31 av provtagningsrummen, varav madrasser i 28 av rummen kunde dateras av förskolepersonal. Utav dessa förskolor hade nio stycken madrasser som var mindre än 5 år gamla, tio som var 5-10 år gamla, sju som var 10-15 år gamla och två förskolor hade madrasser som var över 20 år gamla. För att beakta åldersaspekten och därmed öka möjligheten att hitta samband mellan gamla madrasser och idag tillståndspliktiga ftalater, inkluderade vi endast madrasser äldre än 10 år i en kompletterande analys, men fann inte heller då signifikant högre halter av idag tillståndspliktiga ftalater i damm.

Nästan hälften av förskolorna rapporterade att de gjort åtgärder för att minska mängden av gammalt plastmaterial i förskolemiljön. Dessa förskolor hade dock inte signifikant lägre halter av mjukgörare i damm i jämförelse med övriga förskolor. I och med att det inte finns dammanalyser från tiden innan åtgärderna genomfördes kan det dock inte avgöras om halterna av mjukgörare i damm minskade i respektive förskola som genomförde plastrensning.

I studien ingick sex Waldorfförskolor, som genom sin utformning kan anses ha genomfört de flesta av de kemikaliereducerande åtgärder som förskolor rekommenderas. I Waldorfförskolorna används t.ex. främst trä och textilmaterial till möbler och leksaker, medan plastmaterial undviks. Dessutom sover barnen oftast på fårfällor istället för på skummadrasser och ingen av de Waldorfförskolor som ingick i studien hade PVC-golv i provtagningsrummet. I Waldorfförskolorna var halterna av mjukgörare i damm generellt sett lägre än i övriga förskolor och halterna av DiNP var signifikant lägre. Att signifikans inte uppnåddes för övriga mjukgörare kan delvis bero på det relativt låga antalet Waldorfförskolor i studien. Variabeln för Waldorfförskolor kunde undersökas i den multivariata analysen pga multikollinearitet med flera andra variabler. Att halterna av mjukgörare i damm på Waldorfförskolor generellt sett var bland de lägre indikerar att dammhalterna till viss del beror på mängden plastprodukter, så som leksaker, möbler, elektronik och madrasser, i inomhusmiljön. Samtidigt var halterna från Waldorfförskolorna inom samma koncentrationsspänn som övriga förskolor vilket talar för att dammhalterna, vid sidan om synliga plastprodukter, även beror på andra faktorer, så som byggnadsmaterial samt barnens kläder och skor.

Betydelsen av städning för halter av mjukgörare i damm har inte undersökts i tidigare studier. I den aktuella studien var halterna av DMP och DEHT i damm högre om förskolorna städades mer sällan än fyra gånger i veckan, i jämförelse med förskolor som städades alla veckodagar. Varken frekvensen av storstädning eller antalet månader sedan senaste storstädning var signifikant korrelerade till halterna av några mjukgörare i damm. Det bör poängteras att rådet om att förskolor bör städa ofta handlar om att avlägsna damm för att minska dammintaget hos barnen, snarare än att minska koncentrationerna av kemikalier i det damm som finns.

I den univariata analysen var lokaltypen (lägenhet eller friliggande byggnad) inte signifikant associerad till högre halter av någon mjukgörare i damm, medan den multivariata analysen visade signifikant högre halter av DiNP i friliggande byggnader.

## Halter i urin från barn

Metaboliter till ftalater och DiNCH uppmätta i urin från 113 fyraåriga förskolebarn presenteras i tabell 6. Samtliga metaboliter uppmättes i halter över DG i samtliga prover, med undantag för MEHP som uppmättes i 94% av proverna. Det fanns inga signifikanta skillnader i urinkoncentrationerna mellan pojkar och flickor eller mellan de yngre och äldre barnen. De uppmätta koncentrationerna är generellt i samma storleksordning som i tidigare studier av 4-åriga barn i Europa och Nordamerika, men halterna av DEHP-metaboliter var någon lägre än i tidigare studier (Becker et al., 2009; Casas et al., 2011; Fromme et al., 2013; Fromme et al., 2016b; Health Canada 2015; Langer et al., 2014; Myridakis et al., 2016; Stacy et al., 2016; Watkins et al., 2014).

**Tabell 6.** Densitetsjusterade koncentrationer ( $\mu\text{g/L}$ ) av mjukgörare 113 urinprov från 4-åriga barn.

	Ursprungs- ämne	Analyserad metabolit	DG	%>DG	AM (SD)	GM	P95	Min-Max
Tillstånds- pliktiga ftalater		MEHP	0,4	93,8	1,9 (1,4)	1,5	5,0	<LOD-8,9
		MEHHP	0,07	100	21 (16)	17	58	3,5-94
	DEHP	MEOHP	0,04	100	14 (11)	12	40	2,4-68
		MECPP	0,01	100	20 (15)	16	56	4,2-100
		MCMHP	0,04	100	6,1 (4,0)	5,1	17	1,6-20
		$\Sigma$ DEHP	-	-	-	63 (46)	51	157
	BBzP	MBzP	0,06	100	13 (13)	9,1	39	1,4-76
DnBP	MnBP	1,2	100	65 (37)	56	128	7,5-237	
Övriga ftalater	DEP	MEP	0,06	100	56 (127)	32	202	4,7-1200
	DiNP	MHiNP	0,01	100	27 (82)	12	78	1,5-838
		MOiNP	0,01	100	12 (33)	6,0	29	0,71-339
		MCiOP	0,01	100	42 (166)	18	128	1,7-1700
	$\Sigma$ DiNP	-	-	-	81 (277)	36	243	4,2-2900
	DiDP/ DPHP	MHiDP	0,02	100	5,5 (13)	2,7	17	0,47-102
		MCiNP	0,03	100	1,6 (4,2)	0,77	5,1	0,04-40
Alt M	DiNCH	MOiNCH	0,02	100	6,9 (22)	2,2	21	0,15-171

DG, detektionsgräns; %>DG, detektionsfrekvens; AM, aritmetiskt medelvärde; GM, geometriskt medelvärde; p95, 95e percentilen; Min, minimum; Max, maximum; Alt M, alternativa mjukgörare

## Korrelation mellan dammprover och urinprover

De 113 barn som lämnade urinprov i studien var fördelade på 28 förskolor. Från varje förskola deltog i snitt 4 barn med en variation från 1 till 13 barn. Halter av ftalater i damm från förskolor och respektive metabolit i urin bland förskolebarnen var svagt signifikant korrelerade för BBzP och DiNCH (tabell 7). Att övriga mjukgörare i damm inte var korrelerade till respektive urinmetabolit kan bero på att dammintaget endast motsvarar en liten del av det totala intaget och att eventuella samband mellan damm och urinmetaboliter därmed kan överskuggas av andra exponeringskällor. Dessutom är analysen baserad på morgonurinprov som representerar både hemmamiljön och förskolemiljön, där hemmamiljön eventuellt får större betydelse pga de relativt korta biologiska halveringstiderna för dessa ämnen (ECHA 2013a; Koch et al., 2012; Koch et al., 2006; Völkel et al., 2002).

**Tabell 7.** Korrelationer mellan halter av mjukgörare i damm och motsvarande metaboliter i urin från förskolebarn.

	Ftalat i damm	Metabolit i urin	Spearman's rho (p-värde)	
Tillstånds- pliktiga ftalater	DEHP	$\Sigma$ DEHP metaboliter	0,10	(0,3)
	BBzP	MBzP	0,23	(0,016)
	DnBP	MnBP	0,07	(0,4)
Övriga ftalater	DEP	MEP	0,07	(0,5)
	DiNP	$\Sigma$ DiNP metaboliter	-0,11	(0,3)
	DPHP	MCiNP	0,05	(0,6)
	DPHP	MHiDP	0,07	(0,4)
Alt M	DiNCH	MOiNCH	0,22	(0,022)

Alt M; Alternativa mjukgörare

Få studier har undersökt om exponering för mjukgörare via damm återspeglas i biologiska prover från barn. I en tysk studie rapporterades signifikanta korrelationer mellan BBzP, DnBP och DEHP i förskoledamm och motsvarande metaboliter i urin från förskolebarn. Resultaten var dock inte längre signifikanta vid justering för ftalater i inomhusluft (Fromme et al., 2013). I samma studie fann man även signifikanta korrelationer mellan DiNCH i damm och motsvarande metaboliter i urin, utan justering för inomhusluft (Fromme et al., 2016b). I en dansk studie rapporterades signifikanta korrelationer mellan BBzP, DnBP, DiBP och DEP i damm från förskolan och hemmamiljön och motsvarande metaboliter i urin från barn (Langer et al., 2014). I en studie av tyska hem undersöktes endast DEHP och man fann då inga signifikanta korrelationer mellan halter av DEHP i damm och urinmetaboliter bland barn (Becker et al., 2004).

## Intagsberäkning och exponeringsbedömning

Beräknat dagligt intag av mjukgörare från damm i förskolan presenteras i tabell 8. Dessa beräkningar inkluderar endast dammintaget från förskolan och beaktar därmed inte dammexponeringen från hemmamiljön. Det beräknade dagliga intaget av mjukgörare från förskoledamm låg under tillgängliga hälsobaserade referensvärden, med undantag för beräkningar baserade på de högsta uppmätta dammhalter av DnBP respektive DiNP. De högsta riskkvoterna observerades för DEHP och DiNP som i snitt låg hundra gånger under respektive referensvärde. För de fyra reproduktionstoxiska ftalaterna med liknande verkningsmekanism (DEHP, BBzP, DnBP och DiBP) låg även det sammanslagna intaget via damm vid 95e percentilen under det lägsta referensvärdet.

Även om de beräknade intagen av mjukgörare från damm i förskolemiljöerna i den aktuella studien inte överskred de hälsobaserade referensvärdena, utöver enstaka extrema fall, bör tas i beaktning att dessa beräkningar gjordes för 4-åriga barn, medan yngre barn som vistas på förskolorna har ett högre intag av damm i förhållande till sin kroppsvikt och därmed utsätts för en mer omfattande exponering av mjukgörare. Vid jämförelse mellan dagligt intag via damm och tillgängliga referensvärden bör även beaktas att det finns osäkerheter både kring referensvärdena samt det antagna dagliga dammintaget.

**Tabell 8.** Beräknat dagligt intag av mjukgörare via damm i förskolan.

		Dagligt intag från damm ( $\mu\text{g}/\text{kg kv}/\text{dag}$ )		Referensvärde	Riskkvot		
		GM	P95		GM	P95	
Tillståndspiktiga ftalater	DEHP	0,45	3,24	DNEL <sub>children</sub>	34 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^1$	0,01	0,10
	BBzP	0,02	0,19	TDI	500 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^2$	0,00003	0,0004
	DnBP	0,04	0,22	DNEL <sub>children</sub>	7 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^3$	0,005	0,03
	DiBP	0,01	0,06	--	--	-	-
Övriga ftalater	DEP	0,002	0,12	--	--	-	-
	DMP	0,0002	0,003	--	--	-	-
	DiNP	0,77	5,53	DNEL <sub>children</sub>	75 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^4$	0,01	0,07
	DPHP	0,01	0,06	--	--	-	-
	DiDP	0,10	0,67	DNEL <sub>children</sub>	75 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^4$	0,001	0,01
Alternativa mjukgörare	DEHT	0,18	2,33	TDI	1000 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^5$	0,0002	0,002
	DEHA	0,02	0,16	TDI	300 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^6$	0,00006	0,001
	ATBC	0,01	0,13	TDI	1000 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^7$	0,00001	0,0001
	DiNCH	0,12	2,05	TDI	1000 $\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}^8$	0,0001	0,002

GM, geometriskt medelvärde; P95, 95e percentilen; DNEL<sub>children</sub>, härledd noleffektnivå (derived no effect level) för barn; TDI, tolerabelt dagligt intag

<sup>1</sup> ECHA 2013b, <sup>2</sup> EFSA 2005a, <sup>3</sup> ECHA 2013c, <sup>4</sup> ECHA 2013a, <sup>5</sup> EFSA 2008, <sup>6</sup> EC 2000, <sup>7</sup> EFSA 2005b, <sup>8</sup> EFSA 2006

Det beräknade dagliga intaget av DiNP, DEHP, BBzP och DnBP från damm i förskolemiljöer motsvarade 27%, 19%, 5% respektive 2% av barnens beräknade totala intag baserat på halter av metaboliter i urin från 4-åringar (tabell 9). I en dansk studie av 4-6 år gamla barn motsvarade intaget av DEHP, BBzP och DnBP via damm från hem- och förskolemiljön 8%, 2% respektive 0,6% av det totala intaget av dessa ämnen (Bekö et al., 2013). I den danska studien justerades intaget via damm från förskolan för en utsöndringsfaktor som motsvarar utsöndringen av ftalater från tidpunkten då barnet lämnade förskolan till tidpunkten då morgonurinprovet togs. Dessutom inkluderas damm från hemmiljöerna i studien, i vilka halterna av ftalater var betydligt lägre än på förskolorna.

**Tabell 9.** Dagligt intag av mjukgörare från damm i förskolor i relation till beräknat totalt dagligt intag bland barn.

Ftalat (urinmetaboliter)	Referensvärde	Totalt intag <sup>1</sup>	Intag via damm <sup>2</sup>	Dammintagets bidrag till totalt intag
		GM (95P)	GM (95P)	GM
		µg/kg kv/dag		
DEHP (MEHP, MEHHP, MEOHP, MECPP, MCMHP)	34	2,4 (8,1)	0,45 (3,2)	19%
BBzP (MBzP)	500	0,3 (1,4)	0,016 (0,19)	4,5%
DnBP (MnBP)	7	2,3 (5,2)	0,036 (0,22)	1,6%
DiNP (MOiNP, MHiNP, MCiOP)	75	2,8 (19)	0,77 (5,5)	27%

GM, geometrisk medelvärde; P95, 95e percentilen

<sup>1</sup> Volymbaserad intagsberäkning från koncentrationer av metaboliter i urin

<sup>2</sup> Dagligt intag av mjukgörare via förskoledamm beräknat utifrån antaget dammintag på förskolan (30 mg/dag) och koncentrationer av mjukgörare i damm

## Bisfenoler

### Förekomst i damm

Halter av bisfenoler i damm presenteras i tabell 10. BPA följt av BPS var de bisfenoler som uppmättes i flest prover och i högst halter, medan halterna av BPF och BPAF låg under detektionsgränsen i en majoritet av proverna. De högsta uppmätta halterna av BPA, BPS och BPF var däremot i samma storleksordning.

**Tabell 10.** Koncentration ( $\mu\text{g/g}$  damm) av bisfenoler i damm från förskolor.

	N	DG	%>DG	AM (SD)	GM	P95	Min-Max
BPA	100	0,06-0,09	95	2,3 (3,0)	1,2	11	<LOD-15
BPS	98	0,12	80	0,77 (2,4)	0,28	3,8	<LOD-22
BPF	100	0,06-0,12	35	-	-	4,4	<LOD-15
BPAF	100	0,03-0,13	41	-	-	0,28	<LOD-2,8

DG, detektionsgräns; %>DG, detektionsfrekvens; AM, aritmetiskt medelvärde; SD, standardavvikelse; GM, geometriskt medelvärde; P95, 95e percentilen; Min, minimum; Max, maximum

### Jämförelse mot tidigare studier

Bisfenoler har inte analyserats i tidigare studier av damm från europeiska förskolor. Generellt finns bristande information om exponering för bisfenolanaloger bland barn. I den här studien presenteras de första mätningarna av BPF i urin bland barn, medan BPS bara har analyserats i yngre barns urin i en tidigare studie (Liao et al., 2012).

### Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan

Halterna av BPA i damm var signifikant högre i förskolor byggda efter år 2000 i jämförelse med äldre förskolor ( $p=0,004$ ), medan halterna av BPS inte skilde sig signifikant mellan äldre och nyare byggnader. Halterna av BPA var även högre i rum med större rumsarea ( $p=0,006$ ). Dammhalterna av BPA och BPS var inte signifikant relaterade till mängden plastleksaker i provtagningsrummet, om förskolan medvetet hade rensat ut gammal plast, städningfrekvensen på förskolorna, byggnadstypen eller om förskolorna tillämpade Waldorfpedagogik.

### Halter i urin från barn

Uppmätta koncentrationer av bisfenoler i urin från 113 fyraåriga förskolebarn presenteras i tabell 11. Liksom i dammproverna uppmättes högst halter i urin av BPA i följt av BPS. Urinkoncentrationerna av BPA var i samma storleksordning som rapporterade halter från nyligen genomförda studier av barn i samma ålder, men något längre än i äldre studier (Becker et al., 2009; Casas et al., 2011; Health Canada 2015; Myridakis et al., 2016; Stacy et al., 2016). Detta indikerar en minskning av exponeringen för BPA. Tidstrender av bisfenolanaloger bland yngre barn kan inte studeras pga brist på tillgänglig mätdata. Även i trendstudier av BPA i urin från vuxna har en minskning av exponeringen över tid observerats, medan tidstrenderna för BPS och BPF i dessa studier har varit mindre tydliga men indikerar en ökning (Gyllenhammar et al., 2016; Ye et al., 2015).

**Tabell 11.** Densitetsjusterade koncentrationer ( $\mu\text{g/L}$ ) av bisfenoler i 113 urinprov från 4-åriga barn.

	DG	%>DG	AM (SD)	GM	P95	Min-Max
BPA	0,09	100	1,8 (2,1)	1,4	3,7	0,27-18
BPS	0,007	100	0,78 (4,7)	0,20	1,6	0,03-50
4,4BPF	0,02	97	0,57 (2,6)	0,16	2,1	<LOD-27
2,2BPF	0,01	66	0,02 (0,01)	0,01	0,04	<LOD-0,07

DG, detektionsgräns; %>DG, detektionsfrekvens; AM, aritmetiskt medelvärde; GM, geometriskt medelvärde; p95, 95e percentilen; Min, minimum; Max, maximum

### Korrelation mellan dammprover och urinprover

Halterna av BPA i damm från förskolor respektive i urin från förskolebarn var inte signifikant korrelerade (Spearman's rho=0,07; p-värde=0,5).



## Intagsberäkning och exponeringsbedömning

Det beräknade dagliga intaget av BPA från förskoledamm utgjorde 0,5% av det temporära tolerabla dagliga intaget 4 µg/kg kroppsvikt/dag utfärdat av EFSA (tabell 12). Det beräknade dagliga intaget av BPS från damm var lägre, men tolerabelt dagligt intag för riskbedömning av BPS saknas.

**Tabell 12.** Beräknat dagligt intag av bisfenoler via damm i förskolan.

	Dagligt intag från damm (µg/kg kroppsvikt/dag)		Referensvärde	Riskkvot		
	GM	P95		GM	P95	
BPA	0,002	0,01	t-TDI	4 µg/kg bw/day <sup>1</sup>	0,0005	0,003
BPS	0,0005	0,006				

GM, geometriskt medelvärde; P95, 95e percentilen; t-TDI, temporärt tolerabelt dagligt intag

<sup>1</sup>EFSA 2015

Det beräknade dagliga intaget av BPA via damm på förskolan motsvarade 6% av det totala dagliga intaget av BPA baserat på i urinkoncentrationer bland 4-åriga barn. Tidigare forskning har visat att människor främst exponeras för BPA via livsmedel (>90%) medan andra exponeringskällor, inklusive damm, står för en mindre del av exponeringen (FAO/WHO 2011; Gao et al., 2016; Geens et al., 2012; Loganathan och Kannan 2011; Wang et al., 2015; Wilson et al., 2007).

## Flamskyddsmedel

### Förekomst i damm

Koncentrationer av bromerade flamskyddsmedel (BFR) och fosforbaserade flamskyddsmedel (PFR) i damm från förskolor presenteras i tabell 13. Bland de bromerade flamskyddsmedlen uppmättes BDE-209 i högst halter följt av DBDPE,  $\Sigma$ HBCD och TBBPA. Bland de fosforbaserade flamskyddsmedlen uppmättes TBEP i högst koncentrationer. De låga detektionsfrekvenserna för TCEP och TCPP beror sannolikt på att relativt höga koncentrationer av dessa ämnen uppmättes i fältblankarna, vilket resulterade i högre DG och KG. Att dessa ämnen uppmättes i fältblankarna antas bero på att filtren kontaminerades från plastkassetterna de satt i.

**Tabell 13.** Koncentrationer av flamskyddsmedel i damm presenteras som ng/g damm för BFR och µg/g damm för PFR. Medelvärden beräknas inte för analyter med kvantifieringsfrekvens under 50%.

	N	%>KG	%>DG	AM	SD	GM	P95	Min – Max
<b>Bromerade flamskyddsmedel - ng/g damm</b>								
BDE-47	100	99%	100%	32	86	9,6	109	<LOQ – 600
BDE-99	99	95%	100%	25	56	11	120	<LOQ – 430
BDE-100	97	74%	94%	5,3	14	2,2	20	<LOD – 120
BDE-153	100	48%	84%	-	-	-	16	<LOD – 29
BDE-209	99	99%	100%	429	517	275	1600	<LOQ – 3200
α-HBCD	98	100%	100%	128	435	57	221	4,9 – 3200
β-HBCD	98	100%	100%	38	130	15	131	1,2 – 1200
γ-HBCD	98	100%	100%	281	1394	34	712	1,3 – 12000
TBBPA	99	95%	96%	285	573	88	1200	<LOD – 3500
DBDPE	96	95%	96%	176	180	124	513	<LOD – 1100
α-DBE-DBCH	100	31%	53%	-	-	-	5,2	<LOD – 5,8
β-DBE-DBCH	100	18%	41%	-	-	-	2,5	<LOD – 4,4
EH-TBB	100	36%	66%	-	-	-	537	<LOD – 690
BEH-TEBP	83	88%	98%	131	297	80	338	<LOD – 2600
<b>Fosforbaserade flamskyddsmedel - µg/g damm</b>								
TCEP	100	45%	61%	-	-	-	102	<LOD – 410
TCPP	100	32%	61%	-	-	-	108	<LOD – 130
TDCPP	100	100%	100%	30	193	2,1	16	0,13 – 1600
TPP	99	98%	98%	2,4	5,6	1,2	7,5	<LOD – 38
TBEP	100	91%	92%	280	464	64	1300	<LOD – 2800

%>KG, kvantifieringsfrekvens; %>DG, detektionsfrekvens; AM, aritmetiskt medelvärde; GM, geometriskt medelvärde; p95, 95e percentilen; Min, minimum; Max, maximum

## Jämförelse mot tidigare studier

Halterna av de numera strikt reglerade PBDE och HBCD i damm i den aktuella studien var de lägsta jämfört med tidigare europeiska studier av damm från förskolor (tabell 14). BDE-209 var den PBDE som uppmättes i högst halter i samtliga studier. Den aktuella studien är den första att analysera BDE-DBCH i damm från förskolor, varför jämförelser med tidigare studier inte kan göras. Det finns kända geografiska skillnader i förekomsten av BFR, med högre halter i Nordamerika än i Europa och övriga världen (Fromme et al., 2016a). Detta återspeglas även i de rapporterade halterna i förskoledamm (tabell 14).

Uppmätta halter av TDCPP, TPP och TBEP i damm var i samma storleksordning som i tidigare studier av förskoledamm, men något lägre än vad som rapporterats för svenska förskolor för 10 år sedan. I samtliga studier var TBEP den PFR som uppmättes i högst halter. Jämförelser av TCEP och TCPP mot tidigare studier kan inte göras eftersom detektionsfrekvensen i den aktuella studien troligvis påverkats av kontaminerade blankar.

**Tabell 14.** Jämförelse med tidigare studier av damm i förskolemiljöer. Median (min-max) presenteras som ng/g damm för BFR och µg/g damm för PFR.

Land <sup>ref</sup>	Sverige <sup>1</sup>	Sverige <sup>2</sup>	Tyskland <sup>3</sup>	USA <sup>4</sup>	Danmark <sup>5</sup>	U.K. <sup>6,7</sup>	Sverige <sup>8,9</sup>
År	2015	2013	2011-12	2010-11	2008-09	2007-08	2006
Antal förskolor	100	3	63	39	151	43	10
<b>Bromerade flamskyddsmedel - ng/g damm</b>							
BDE-47	7,7 (<LOQ-600)			769 (m.i.-15100)		26 (1.6-120)	120 (31-910)
BDE-99	9,2 (<LOQ-430)			1031 (m.i.-25500)		36 (1.1-270)	110 (42-550)
BDE-100	1,6 (<LOD-120)			212 (m.i.-5520)		6,6 (<1-50)	
BDE-153	<LOQ (<LOD-29)			125 (m.i.-3780)		10 (<2-310)	12 (6.1-19)
BDE-209	270 (<LOQ-3200)	335 (190-1000)		1442 (m.i.-16800)		5000 (49-88000)	580 (180-3500)
DBDPE	110 (<LOD-1100)	1150 (360-1900)				98 (<20-2470)	
EH-TBB	<LOQ (<LOD-690)	13 (3,4-38)		362 (m.i.-14800)		25 (<2-289)	
BEH-TEBP	78 (<LOD-2600)	84 (63-170)		133 (m.i.-7490)		96 (<2-6180)	
ΣHBCDs	102 (7.6-16000)					4100 (72-89000)	340 (190-1600)
TBBPA	65 (<LOD-3500)					110 (17-1400)	
<b>Fosforbaserade flamskyddsmedel - µg/g damm</b>							
TCEP	<LOQ (<LOD-410)	38 (0.2-170)	0,4 (0.10-8.3)	0,32 (m.i.-6.8)	16 (<0,6-1800)		30 (2.5-150)
TCPP	<LOQ (<LOD-130)	3,3 (2.6-17)	2,7 (0.71-47)		5,6 (<1,1-350)		3,1 (0.8-12)
TDCPP	1,9 (0.13-1600)	2,1 (0.6-4.3)	<LOD (m.i.-m.i)	2,3 (m.i.-71)	7,1 (<1,2-320)		9,1 (3.9-150)
TPP	1,1 (<LOD-38)	1,2 (0.5-2.5)	0,5 (<0.30-65)		2,0 (<0,94-210)		1,9 (0.3-17)
TBEP	79 (1.4-2800)	150 (11-150)	225 (1.6-4700)				1600 (31-4100)

<sup>1</sup> Den aktuella studien, <sup>2</sup> KEMI 2013, <sup>3</sup> Fromme et al. 2014, <sup>4</sup> Bradman et al. 2014, <sup>5</sup> Langer et al. 2016, <sup>6</sup> Harrad et al. 2010, <sup>7</sup> Ali et al. 2011, <sup>8</sup> Thuresson et al. 2012, <sup>9</sup> Bergh et al. 2011

## **Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan**

Variabler för vilka det finns signifikanta samband med en eller flera flamskyddsmedel i damm presenteras i tabell 15. Förskolor byggda före år 2000 hade signifikant högre halter av BDE-47, -99 och -100 samt TBEP i damm, medan förskolor som var byggda efter år 2000 hade högre halter av DBDPE. Samma mönster gällde om förskoleverksamheten hade startat innan eller efter år 2000, oavsett om förskolan hade öppnats i gamla eller nya lokaler. I en tidigare svensk studie var halterna av PBDE i damm inte signifikant korrelerade till förskolornas byggnadsår, däremot var halterna av dessa kemikalier i luft generellt sett högre i äldre byggnader (de Wit et al., 2012). I den aktuella studien observerades inga signifikanta samband mellan halter av flamskyddsmedel i damm och typen av byggnad (fristående eller lägenhet).

Förskolor som städades 4 dagar i veckan eller mer sällan hade högre halter av TBEP jämfört med förskolor som städades varje dag. I förskolor där storstädning genomfördes mer sällan än 1 gång per år var halterna högre av BDE-209 och  $\alpha$ -HBCD i damm. Halterna av  $\alpha$ -,  $\beta$ - och  $\gamma$ -HBCD ökade dessutom i förhållande till hur många månader som gått sedan senaste storstädning ( $p=0,002-0,0004$ ).

Waldorffförskolor hade signifikant lägre halter av TDCPP och TPP i damm jämfört med övriga förskolor, vilket kan bero på att dessa förskolor saknar produkter så som elektronik och skummadrasser i inomhusmiljön.

Analys av olika faktorer i provtagningsrummet visade högre koncentrationer av TDCPP i damm om skummadrasser fanns i rummet. TDCPP används bland annat som flamskyddsmedel i polyuretanskum som används i madrasser och i likhet med våra resultat har andra studier rapporterat högre halter av TDCPP i damm från rum med skummadrasser (Bradman et al., 2014; de Wit et al., 2012). I en kompletterande analys som beaktade när madrasserna köptes in observerades inga korrelationer mellan madrassernas ålder och förekomst av numera utfasade BFR i damm. Halterna av TDCPP och TPP var högre om det fanns någon elektronisk apparat i rummet. Dessutom var halterna av TBBPA ( $p=0,018$ ) och TDCPP ( $p=0,048$ ) signifikant korrelerade till antalet elektroniska apparater i rummet. Halterna av flamskyddsmedel i damm var inte signifikant högre om det i rummet fanns någon möbel med skummaterial, oavsett ålder. Däremot var halterna av BDE-47, -99 och -100 samt TBEP i damm signifikant högre i rum med skummöbler som var äldre än 10 år gamla i jämförelse med rum som saknade eller hade nyare möbler i skummaterial. Halterna av BDE-47 och -99 var även högre i förskolor som hade stoppade möbler från 70/80-talet någonstans på förskolan. I likhet med dessa resultat har andra studier rapporterat högre halter av pentaBDE i damm från rum med skumbaserade eller stoppade möbler (Bradman et al., 2014; de Wit et al., 2012). Inga signifikanta samband observerades mellan förekomst av kuddar i syntetmaterial i provtagningsrummet och flamskyddsmedel i damm. I den aktuella studien observerades inte heller signifikant lägre halter av flamskyddsmedel i damm om förskolan angav att de hade rensat bort gammal plast.

Halterna av  $\beta$ -HBCD var högre i rum med större rumsarea, medan halterna av TDCPP var högre i mindre rum. I en tidigare studie rapporterades högre halter av pentaBDE i damm från rum med större rumsarea (de Wit et al., 2012).

Förskolor som angav att polish eller vax hade använts på golven hade högre halter av TBEP, TPP och BDE-47 i damm, varav sambandet till TBEP, som används i stor utsträckning i dessa produkter, var starkast.

**Tabell 15. Dammkoncentrationer (medianvärde) av flamskyddsmedel för respektive svarskategori för faktorer i förskolemiljön. Signifikanta samband indikeras med asterisker (\* =  $p < 0,05$  \*\* =  $p < 0,01$  \*\*\* =  $p < 0,001$ ).**

	N	BFR (ng/g damm)									PFR (µg/g damm)			
		BDE -47	BDE -99	BDE -100	BDE -209	DBDPE	BEH-TEBP	a-HBCD	b-HBCD	y-HBCD	TBBPA	TDCPP	TPP	TBEP
<b>Byggår</b>														
<1999	64-79	<b>9,6***</b>	<b>11**</b>	<b>2,1***</b>	270	96	78	51	14	26	64	1,8	1,1	<b>93*</b>
>2000	16-18	3,1	4,7	1,0	210	<b>215**</b>	78	57	17	21	160	2,0	0,96	34
<b>Förskolans start</b>														
<1999	51-64	<b>9,8***</b>	<b>14***</b>	<b>2,7***</b>	270	96	79	52	15	29	63	1,9	1,3	<b>90*</b>
>2000	31-35	4,2	5,9	1,1	240	<b>170*</b>	72	55	15	20	74	1,7	0,77	46
<b>Waldorf</b>														
Ja	5-6	13	9,0	NA	140	NA	NA	NA	NA	NA	26	0,47	0,39	76
Nej	94	7,4	9,3	NA	295	NA	NA	NA	NA	NA	81	<b>2,0***</b>	<b>1,1**</b>	79
<b>Städfrekvens</b>														
<4 ggr/vecka	7-14	7,5	9,0	1,7	200	138	49	61	14	21	110	1,6	1,1	<b>470*</b>
5 ggr/vecka	76-86	7,9	9,6	1,6	305	110	79	52	15	28	60	1,9	1,1	52
<b>Storstädning</b>														
<1 ggr/år	25-34	7,7	11	1,7	<b>360*</b>	110	84	<b>60*</b>	16	36	50	1,9	1,4	49
>1 ggr/år	57-65	7,8	9,1	1,5	235	98	75	52	14	22	81	1,9	0,96	93
<b>Stoppade möbler från 70/80-tal</b>														
Ja	16-19	<b>11*</b>	<b>19*</b>	3,1	220	83	88	46	14	28	120	1,4	0,9	50
Nej	67-81	7,4	9,0	1,5	295	110	71	52	15	25	54	2,0	1,1	83
<b>Golvpolish eller vax</b>														
Yes	35-48	<b>12*</b>	<b>11*</b>	2,1	230	110	81	57	15	30	65	2,0	<b>1,3**</b>	<b>210***</b>
No	31-35	5,6	7,8	1,5	240	110	64	50	15	21	51	1,8	0,59	15
<b>Skummadrasser</b>														
Ja	28-31	7,4	9,2	1,6	320	99	75	55	15	21	51	<b>3,3**</b>	0,81	130
Nej	55-69	8,1	9,3	1,6	270	<b>120*</b>	79	50	15	30	70	1,4	1,1	50
<b>Elektroniska apparater</b>														
Ja	65-79	7,9	10	1,7	270	110	78	51	15	24	100	<b>2,1**</b>	<b>1,2*</b>	90
Nej	18-21	5,9	7,2	1,3	295	94	77	46	15	30	49	0,96	0,66	39
<b>Skummöbler &gt;10 år gamla</b>														
Ja	19-20	<b>13*</b>	<b>14*</b>	<b>2,1*</b>	185	110	75	59	15	24	94	3,3	1,5	<b>395*</b>
Nej	64-80	7,0	8,9	1,5	300	110	79	52	14	27	62	1,6	1,0	50
<b>Rumsstorlek</b>														
<32 m <sup>2</sup>	42-51	7,9	9,0	1,6	305	110	79	47	14	21	105	<b>2,4*</b>	1,0	76
>32 m <sup>2</sup>	41-49	7,4	9,7	1,6	240	97	72	55	<b>17*</b>	29	47	1,3	1,1	81

NA, Exkluderat från analysen då det var färre än 5 förskolor i någon kategori

## Intagsberäkning och exponeringsbedömning

Beräknat dagligt intag av flamskyddsmedel från damm i förskolan presenteras i tabell 16. Intaget från förskoledamm låg under de tillgängliga hälsobaserade referensvärdena, både vid medelintaget och intaget vid 95e percentilen. Vid jämförelse mellan dagligt intag via damm och tillgängliga referensvärden bör beaktas att det finns osäkerheter både kring referensvärdena samt det antagna dagliga dammintaget.

**Tabell 16.** Beräknat dagligt intag av flamskyddsmedel via damm i förskolan.

	Dagligt intag från damm		Referensvärde	Riskkvot	
	GM	P95		GM	P95
<b>BFR - ng/kg kv/dag</b>					
BDE-47	0,02	0,19	RfD 100 ng/kg kv/dag <sup>1</sup>	0,0002	0,002
BDE-99	0,02	0,21	RfD 100 ng/kg kv/dag <sup>2</sup>	0,0002	0,002
BDE-100	0,004	0,03	-		
BDE-153	NA	0,03	RfD 200 ng/kg kv/dag <sup>3</sup>		0,0001
BDE-209	0,47	2,7	RfD 7000 ng/kg kv/dag <sup>4</sup>	0,0001	0,0004
ΣHBCD	0,20	1,9	-		
TBBPA	0,15	2,0	-		
DBDPE	0,21	0,87	DNEL 5x10 <sup>6</sup> ng/kg kv/dag <sup>5</sup>	4x10 <sup>-8</sup>	2x10 <sup>-7</sup>
α-DBE-DBCH	NA	0,009	-		
EH-TBB	NA	0,92	-		
BEH-TEBP	0,14	0,58	-		
<b>PFR - µg/kg kv/dag</b>					
TCEP	NA	0,17	p-TDI 13 µg/kg kv/dag <sup>6</sup>		0,01
TCP	NA	0,18	DNEL 520 µg/kg kv/dag <sup>7</sup>		0,0004
TDCPP	0,004	0,03	DNEL 17 µg/kg kv/dag <sup>8</sup>	0,0002	0,002
TPP	0,002	0,01	-		
TBEP	0,11	2,2	DNEL 250 µg/kg kv/dag <sup>9</sup>	0,0004	0,01

GM, geometriskt medelvärde; P95, 95e percentilen; RfD, referensdos för oral exponering; p-TDI, provisoriskt tolerabelt dagligt intag; DNEL, härledd nolleffektnivå (derived no effect level); NA, inte uträknat då >50% låg under kvantifieringsgränsen  
<sup>1</sup>US EPA IRIS 2016a, <sup>2</sup>US EPA IRIS 2016b, <sup>3</sup>US EPA IRIS 2016c, <sup>4</sup>US EPA IRIS 2016d, <sup>5</sup>ECHA 2016c, <sup>6</sup>SCHER 2009, <sup>7</sup>ECHA 2016d, <sup>8</sup>ECHA 2016e, <sup>9</sup>ECHA 2016f

I den aktuella studien kan barnens totala exponering för flamskyddsmedel inte uppskattas. För att sätta intaget av PBDE via damm i relation till intaget från livsmedel görs istället en jämförelse mot dagligt intag av PBDE från kosten bland europeiska barn mellan 3 och 6 år (tabell 17), beräknat av den europeiska livsmedelsmyndigheten (EFSA 2011). Det beräknade intaget via damm i den aktuella studien var betydligt lägre än det beräknade intaget via kosten. För BDE-209 låg dock det beräknade intaget via damm vid den 95e percentilen i samma nivå som medianintaget via kosten. Jämförelsen indikerar att dammet är av avsevärt mindre betydelse än kosten för det totala intaget av PBDE. Det bör dock tas i beaktning att det finns geografiska skillnader i halter av PBDE i livsmedel, samt att analyserna av PBDE i livsmedel gjordes tidigare än dammanalyserna, varför den nedåtgående trenden över tid för dessa ämnen kan påverka resultatet.

**Tabell 17.** Beräknat dagligt intag (ng/kg kv/dag) av PBDE från kosten bland 3-6 åriga barn i Europa (EFSA 2011).

	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-209
Median (Lower bound)	1,2	0,5	0,3	0,1	1,4
Median (Upper bound)	1,8	1,1	0,9	0,9	5,4

## Polycykliska aromatiska kolväten

### Förekomst i damm

Dammproverna analyserades för femton olika polycykliska aromatiska kolväten (PAH; tabell 18). Utav dessa uppmättes pyren, fenantren och fluoranten i halter över DG i flest prover (91%, 83% respektive 79%). Halterna av de flesta analyserade PAH låg under detektionsgränsen i mer än hälften av proverna. Eftersom DG varierade kraftigt mellan de individuella proverna och vissa var mycket höga, finns stor risk för felklassificering om dessa värden byts ut mot t.ex. halva detektionsgränsen. Därför inkluderas endast de prover som låg över detektionsgränsen i den sammanfattande statistiken presenterad i tabell 18, vilket kan innebära en överskattning av medelvärdena.

**Tabell 18.** Koncentrationer (ng/g dust) av PAH i dammprov från 53 förskolor. Medelvärden beräknas inte om mer än 50% av proverna ligger under DG.

PAH	%>DG	AM <sup>1</sup>	GM <sup>1</sup>	Min-Max <sup>1</sup>
Naftalen*	53%	814	333	70-6800
Acenaften*	2%	-	-	93
Fluoren*	17%	-	-	9,3-110
Fenantren	83%	361	165	33-3700
Antracen	60%	18	6	2,1-180
Fluoranten	79%	231	109	20-3000
Pyren	91%	161	102	12-1600
Benso(ah)antracen	49%	-	-	11-440
Krysen	64%	55	37	14-430
Benso(b)fluoranten	45%	-	-	11-290
Benso(k)fluoranten	21%	-	-	6,2-93
Benso(a)pyren	17%	-	-	9,1-43
Dibenso(ah)antracen	6%	-	-	4,9-14
Benso(ghi)perylen	17%	-	-	18-75
Indeno(1,2,3)pyren	9%	-	-	15-65
ΣPAH	94% <sup>2</sup>	1338	596	39-9000

<sup>1</sup>Beräkningarna av aritmetiskt medelvärde (AM) och geometriskt medelvärde (GM) inkluderar endast de prover som hade uppmätta halter över DG. <sup>2</sup>Andel av förskolorna som hade halter av någon PAH över DG. \*Metoden är inte ackrediterad för dessa PAH

### Jämförelse mot tidigare studier

PAH har analyserats i damm från förskolor i två tidigare studier från Danmark och USA som presenteras i tabell 19 (Langer et al., 2010; Wilson et al., 2001). Vid jämförelserna av medelhalterna från studierna bör beaktas att de beräknade medelvärdena från den aktuella studien kan vara överskattade eftersom halter under DG inte inkluderats i beräkningarna. I den danska studien rapporterades att koncentrationerna av PAH i damm från förskolor var i samma storleksordning som PAH i damm från hemmen där förskolebarnen bodde, vilket talar för att det inte förekommer fler exponeringskällor i inomhusmiljön på förskolan än i hemmet (Langer et al., 2010).

**Tabell 19. Jämförelse mellan den aktuella studien och tidigare studier av PAH i damm från förskolor. Resultaten presenteras i ng/g damm som aritmetiskt medelvärde (min-max). I den aktuella studien exkluderades halter under DG, vilket kan överskatta medelvärdet.**

	<b>Wilson et al 2001</b> Damm från golv, N=10 USA, 1997	<b>Langer et al 2010</b> Damm ovanför golv N=151 Danmark, 2008-09	<b>Aktuell studie</b> Damm ovanför golv N=53 Sverige, 2015
Naftalen	8 (1-26)		814 (70-6800)
Acenaften	13 (<1-50)		NA
Fluoren	1 (4-19)		NA
Fenantren	263 (49-875)		361 (33-3700)
Antracen	24 (7-76)		18 (2.1-180)
Fluoranten	502 (77-1830)		231 (20-3000)
Pyren	402 (66-1460)	150 (31-400 <sup>1</sup> )	161 (12-1600)
Krysen	374 (36-1210)		55 (14-430)
Benso(b)fluoranten	416 (25-1290)		NA
Benso(k)fluoranten	137 (7-433)		NA
Benso(a)pyren	292 (15-820)	27 (3-76 <sup>1</sup> )	NA
Dibenso(ah)antracen	54 (3-207)		NA
Benso(ghi)perylen	198 (<1-725)		NA
Indeno(1,2,3)pyren	206 (2-786)		NA

<sup>1</sup>5e till 95e percentilen. NA, inte beräknat då mer än hälften av proverna låg under DG

### **Faktorer som kan påverka dammhalter i förskolan**

I statistiska analyser av olika faktorerers betydelse för halterna av PAH i damm användes pyren, vilket var den PAH som hade högst detektionsfrekvens, som markör för den generella PAH koncentrationen i damm.

Studier har visat att halterna av PAH generellt sett är högre under vintern än på sommaren pga ökad emission från förbränningsaktiviteter (Boström et al., 2002). Dammproverna i den aktuella studien samlades in från slutet av september till slutet av november och det fanns inga signifikanta skillnader i halterna av pyren i damm mellan prover tagna innan respektive efter 1 november.

Tidigare studier har rapporterat att förekomsten av PAH är högre i stadsmiljöer än på landet (Chuang et al., 1999; Maertens et al., 2004; Mannino och Orecchio 2008), varpå förskolornas placering kan vara av betydelse för PAH halterna. Förskolorna som inkluderades i PAH analyserna låg i Hässelby/Vällingby respektive Farsta, vilket är två förorter med ungefär lika mycket bebyggelse och förekomst av stora vägar samt lika långt avstånd till centrala Stockholm. Koncentrationerna av pyren i damm skilde sig inte mellan de två provtagningsplatserna.

I den aktuella studien observerades inga signifikanta samband mellan koncentrationer av pyren i damm och lokaltyp, byggnadsår, år för förskolestart, städningfrekvens eller provtagningsrummets golvyta.



## Slutsatser

Halterna av de ftalater och flamskyddsmedel för vilka användningen idag är strikt reglerad inom EU, var låga i damm från förskolor i den här studien i jämförelse med tidigare studier av damm i europeiska förskolemiljöer. Detta återspeglar en nedåtgående trend för de ämnen som under senare år omfattats av en allt striktare lagstiftning. För flera ämnen som idag ersätter äldre ftalater och flamskyddsmedel samt BPA finns för lite tillgänglig mätdata från tidigare studier för att kunna göra jämförelser över tid. För att kunna följa trender av dessa ämnen i damm från svenska förskolor bör därför uppföljande mätningar genomföras.

Hälsobaserade referensvärden användes för att bedöma om det beräknade intaget av kemikalier via damm överskrider den nivå där hälsoeffekter bedöms kunna uppstå. Det bör noteras det finns osäkerheter både beträffande de tillgängliga referensvärdena samt det antagna dagliga intaget av damm. Barnens beräknade intag av ftalater, BPA och flamskyddsmedel via damm låg alla under de tillgängliga hälsobaserade referensvärdena. De högsta riskkvoterna (lägst marginal till effektnivåer) observerades för ftalaterna DEHP och DiNP, vilka vid medianintaget uppgick till ca 1% och vid den 95e percentilen uppgick till ca 10% av respektive referensvärde. Dessa beräkningar inkluderar endast dammintag från förskolan och baseras på att barnen spenderar 8 timmar på förskolan per dag. Barnens totala dagliga intag via damm från både förskolan och hemmamiljön är alltså högre än det som beräknas i den här studien.

Även om det beräknade intaget av kemikalier från damm i förskolemiljöer generellt sett var lågt, motsvarade exponeringen via damm en femtedel respektive en fjärdedel av det totala intaget av ftalaterna DEHP respektive DiNP bland barn. Därmed bör en minskning av dessa ämnen i damm innebära en mätbar minskning av barnens totala exponering för dessa ämnen. Vi fann endast svaga eller inga korrelationer mellan halter av mjukgörare respektive BPA i damm och motsvarande metaboliter i urin. Det beror sannolikt på att morgonurinprov är ett integrerat exponeringsmått som speglar alla exponeringskällor (t.ex. intag av livsmedel och direkt kontakt med produkter) i både hem- och förskolemiljön, samt att hemmamiljön får en relativt större betydelse på grund av de korta biologiska halveringstiderna för dessa kemikalier.

I analysen av hur olika faktorer i förskolemiljön påverkar förekomsten av kemikalier i damm observerades att äldre förskolor hade högre halter av vissa ftalater och flamskyddsmedel för vilka användningen idag är strikt reglerad, medan nyare förskolor hade högre halter av ämnen som idag ersätter dessa. Detta reflekterar ett skifte i användningen av kemikalier i EU över tid. Halterna av några kemikalier i damm var signifikant högre om städning eller storstädning utfördes mer sällan, men inga entydiga mönster mellan städfrekvens och halter av resterande kemikalier i damm observerades. Även om det är oklart huruvida städning påverkar koncentrationerna av kemikalier i damm kommer frekvent städning att minska barnens intag av damm och därmed även minska exponeringen för kemikalier i dammet.

Vid utvärderingen av olika produkters betydelse för kemikaliehalterna i damm observerades högre halter av vissa mjukgörare och flamskyddsmedel, som idag ersätter gamla ämnen, i rum där madrasser och elektroniska produkter förekom. Det fanns även signifikanta samband mellan äldre bromerade flamskyddsmedel och förekomst av äldre möbler av skummaterial. Rum med PVC-golv hade signifikant högre halter av ersättningsftalaten DiNP i damm. Då PVC-golvets ålder togs i beaktning observerades högre halter av en idag strikt reglerad ftalat (DEHP) i damm från rum med äldre PVC-golv, medan halterna av en icke-ftalatomjukgörare (DiNCH) var högre i rum med nyare PVC-golv. Förskolor som uppgav att golven behandlats med vax eller polish hade betydligt högre dammhalter av en fosforbaserad kemikalie (TBEP) som används i dessa produkter.

I jämförelse med övriga förskolor var halterna av de flesta mjukgörare och flamskyddsmedel generellt sett lägre i damm från Waldorfförskolor, vilka saknar elektronik, plastleksaker, skummadrasser, plaströbrytare och PVC-golv i inomhusmiljön. Även om kemikaliehalterna i damm från Waldorfförskolor oftast var bland de lägre jämfört med andra förskolor, var de uppmätta halterna inom samma

koncentrationsspann som övriga förskolor. Detta talar för att det även i Waldorfförskolor finns källor till dessa kemikalier.

Sammantaget indikerar dessa resultat att halterna av mjukgörare och flamskyddsmedel i förskoledamm till viss del beror på produkter (t.ex. madrasser och elektronik) som relativt lätt kan bytas ut eller tas bort och till viss del beror på andra mindre synliga och mindre lättåtgärdade faktorer så som byggnadsmaterial.

De observerade sambanden mellan olika produkter i förskolemiljön och halter av kemikalier i damm ger incitament att försöka minska förekomsten av produkter som misstänks innehålla skadliga ämnen. Även om barns exponering för de studerade kemikalierna via damm ligger under hälsobaserade referensvärden, visar de uppmätta dammhalterna att dessa kemikalier frigörs från produkter och återfinns i inomhusmiljön där exponering sker även via andra exponeringsvägar, så som inandning av luft och genom att barnen stoppar produkter i munnen. En minskning av kemikalier i inomhusmiljön skulle därmed påverka barns exponering i större utsträckning än enbart via damm. Mot bakgrund av de osäkerheter som råder angående effektnivåer för flera av de undersökta ämnena bör barns exponering för dessa ämnen hållas så låg som möjligt.

## Referenser

- Afshari A, Gunnarsen L, Clausen P A, Hansen V. Emission of phthalates from PVC and other materials. *Indoor Air* 2004;14(2):120-128
- Ait Bamai Y, Araki A, Kawai T, Tsuboi T, Saito I, Yoshioka E, et al. Associations of phthalate concentrations in floor dust and multi-surface dust with the interior materials in Japanese dwellings. *Sci Total Environ* 2014;468-469:147-157
- Ali N, Harrad S, Goosey E, Neels H, Covaci A. "Novel" brominated flame retardants in Belgian and UK indoor dust: Implications for human exposure. *Chemosphere* 2011;83(10):1360-1365
- Becker K, Göen T, Seiwert M, Conrad A, Pick-Fuss H, Müller J, et al. GerES IV: phthalate metabolites and bisphenol A in urine of German children. *Int J Hyg Environ Health* 2009;212(6):685-692
- Becker K, Seiwert M, Angerer J, Heger W, Koch H M, Nagorka R, et al. DEHP metabolites in urine of children and DEHP in house dust. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2004;207(5):409-417
- Bekö G, Weschler C J, Langer S, Callesen M, Toftum J, Clausen G. Children's phthalate intakes and resultant cumulative exposures estimated from urine compared with estimates from dust ingestion, inhalation and dermal absorption in their homes and daycare centers. *PLoS One* 2013;8(4)
- Bergh C, Luongo G, Wise S, Östman C. Organophosphate and phthalate esters in standard reference material 2585 organic contaminants in house dust. *Anal Bioanal Chem* 2012;402(1):51-59
- 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
- Beronius A, Rudén C, Håkansson H, Hanberg A. Risk to all or none? A comparative analysis of controversies in the health risk assessment of Bisphenol A. *Reprod Toxicol* 2010;29(2):132-146
- Bertelsen R J, Carlsen K C, Calafat A M, Hoppin J A, Haland G, Mowinckel P, et al. Urinary biomarkers for phthalates associated with asthma in Norwegian children. *Environ Health Perspect* 2013;121(2):251-256
- Björklund J A, Thuresson K, De Wit C A. Perfluoroalkyl compounds (PFCs) in indoor dust: concentrations, human exposure estimates, and sources. *Environ Sci Technol* 2009;43(7):2276-2281
- Bornehag C, Lundgren B, Weschler C, Sigsgaard T, Hagerhed-Engman L, Sundell J. Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics. *Environ Health Perspect* 2005;113(10):1399-1404
- Bornehag C G, Carlstedt F, Jonsson B A, Lindh C H, Jensen T K, Bodin A, et al. Prenatal phthalate exposures and anogenital distance in Swedish boys. *Environ Health Perspect* 2015;123(1):101-107
- Bornehag C G, Nanberg E. Phthalate exposure and asthma in children. *Int J Androl* 2010;33(2):333-345
- Bornehag C G, Sundell J, Weschler C J, 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):1393-1397
- Boström C E, Gerde P, Hanberg A, Jernstrom B, Johansson C, Kyrklund T, et al. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environ Health Perspect* 2002;110 Suppl 3:451-488
- Bradman A, Castorina R, Gaspar F, Nishioka M, Colon M, Weathers W, et al. Flame retardant exposures in California early childhood education environments. *Chemosphere* 2014;116:61-66
- Bui T T, Giovanoulis G, Cousins A P, Magner J, Cousins I T, de Wit C A. Human exposure, hazard and risk of alternative plasticizers to phthalate esters. *Sci Total Environ* 2016;541:451-467
- Callesen M, Bekö G, Weschler C J, Sigsgaard T, Jensen T K, 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):136-147

- Casas L, Fernández M, Llop S, Guxens M, Ballester F, Olea N, et al. Urinary concentrations of phthalates and phenols in a population of Spanish pregnant women and children. *Environ Int* 2011;37(5):858-866
- ChemSystems. Developments in non-phthalate plasticizers. PERP07/08S4. 2008.  
[http://thinking.nexant.com/sites/default/files/report/field\\_attachment\\_abstract/200808/0708S4\\_abs.pdf](http://thinking.nexant.com/sites/default/files/report/field_attachment_abstract/200808/0708S4_abs.pdf)
- Chen D, Kannan K, Tan H, Zheng Z, Feng Y L, Wu Y, et al. Bisphenol Analogues Other Than BPA: Environmental Occurrence, Human Exposure, and Toxicity-A Review. *Environ Sci Technol* 2016;50(11):5438-5453
- Chuang J, Callahan P, Lyu C, Wilson N. Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1999;9(2):85-98
- Clausen P A, Hansen V, Gunnarsen L, Afshari A, Wolkoff P. Emission of di-2-ethylhexyl phthalate from PVC flooring into air and uptake in dust: emission and sorption experiments in FLEC and CLIMPAQ. *Environ Sci Technol* 2004;38(9):2531-2537
- Covaci A, Harrad S, Abdallah M A, Ali N, Law R J, Herzke D, et al. Novel brominated flame retardants: a review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environ Int* 2011;37(2):532-556
- de Wit C A, Björklund J A, Thuresson K. Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 2: Indoor sources and human exposure. *Environment International* 2012;39(1):141-147
- Domingo J L, Nadal M. Human dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A review of the scientific literature. *Food Chem Toxicol* 2015;86:144-153
- EC (European Commission). Opinion of the Scientific Committee on Food on a survey on dietary intake of the food contact material di-2-(ethylhexyl) adipate (DEHA). SCF/CS/PM/3276 Final /31920. Brussel; 2000
- EC (European Commission). Directive 2003/11/EC of the European parliament and of the council of 6 February 2003 amending for the 24th time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (pentabromodiphenyl ether, octabromodiphenyl ether). *Official Journal of the European Union* 2003;L 42/45
- EC (European Commission). Directive 2005/84/EC of the European Parliament and of the Council of 14 December 2005. Amending for the 22nd time Council Directive 76/769/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (phthalates in toys and childcare articles). *Official Journal of the European Union* L 344/40; 2005
- EC (European Commission). European Union Risk Assessment Report. Tris (2-chloroethyl) phosphate, TCEP. Dortmund; 2009  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/2663989d-1795-44a1-8f50-153a81133258>
- EC (European Commission). Commission delegated directive (EU) 2015/863 of 31 March 2015 amending Annex II to Directive 2011/65/EU of the European Parliament and of the Council as regards the list of restricted substances. *Official Journal of the European Union* L 137/10; 2015
- ECHA (European Chemicals Agency). Evaluation of new scientific evidence concerning DINP and DIDP. In relation to entry 52 of Annex XVII to REACH Regulation (EC) No 1907/2006. Helsinki; 2013a
- ECHA (European Chemicals Agency). RAC/24/2013/08 rev. 2. Agreed in written procedure. Authorisation, establishing reference DNELs for DEHP. Helsinki; 2013b
- ECHA (European Chemicals Agency). RAC/24/2013/09\_rev 2. Agreed in written procedure. Authorisation – Establishing reference DNELs for DBP. Helsinki; 2013c
- ECHA (European Chemicals Agency). Authorisation List Annex XIV of REACH [Internet]. 2016a [cited 2016 31/10].  
<https://echa.europa.eu/addressing-chemicals-of-concern/authorisation/recommendation-for-inclusion-in-the-authorisation-list/authorisation-list>

- ECHA (European Chemicals Agency). Information on chemicals. [Internet] 2016b. [cited 2016 25/11] <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals>
- ECHA (European Chemicals Agency). Information on Chemicals - Brief profile. 1,1'-(ethane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzene]. [Internet] 2016c. [cited 2016 25/11] <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.076.669>
- ECHA (European Chemicals Agency). Information on Chemicals - Brief profile. Tris(2-chloro-1-methylethyl) phosphate. [Internet] 2016d. [cited 2016 25/11]. <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.033.766>
- ECHA (European Chemicals Agency). Information on Chemicals - Brief profile. Tris[2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl] phosphate. [Internet] 2016e [cited 2016 25/11]. <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.033.767>
- ECHA (European Chemicals Agency). Information on Chemicals - Brief profile. Tris(2-butoxyethyl) phosphate. [Internet] 2016f. [cited 2016 25/11] <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.001.021>
- ECJ (European court of Justice). Joined Cases C-14/06 and C-295/06. European Parliament and Kingdom of Denmark v Commission of the European Communities. 2008. <http://curia.europa.eu/juris/celex.jsf?celex=62006CJ0014&lang1=en&type=TXT&ancre=>
- EFSA. Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission related to Butylbenzylphthalate (BBP) for use in food contact materials. The EFSA Journal 2005a;241:1-14
- EFSA. Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request related to a 10th list of substances for food contact materials. The EFSA Journal 2005b;273:1-26
- EFSA. Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request related to a 12th list of substances for food contact materials. The EFSA Journal 2006;395-401:1-21
- EFSA. Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request related to a 18<sup>th</sup> list of substances for food contact materials. The EFSA Journal 2008;628-633:2-19
- EFSA. Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). EFSA Journal 2011;9(5):2156
- EFSA. Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. EFSA Journal 2012;10(10):2908 2013;
- EFSA. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs. EFSA Journal 2015;13(1)
- US EPA. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. Washington; 2011
- FAO/WHO. Joint FAO/WHO expert meeting to review toxicological and health aspects of bisphenol A. Ottawa; 2011
- Frederiksen M, Vorkamp K, Thomsen M, Knudsen L E. Human internal and external exposure to PBDEs--a review of levels and sources. Int J Hyg Environ Health 2009;212(2):109-134
- Fromme H, Becher G, Hilger B, Völkel W. Brominated flame retardants - Exposure and risk assessment for the general population. Int J Hyg Environ Health 2016a;219(1):1-23
- Fromme H, Lahrz T, Kraft M, Fembacher L, Dietrich S, Sievering S, et al. Phthalates in German daycare centers: Occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3). Environment International 2013;61:64-72
- Fromme H, Lahrz T, Kraft M, Fembacher L, Mach C, Dietrich S, et al. Organophosphate flame retardants and plasticizers in the air and dust in German daycare centers and human biomonitoring in visiting children (LUPE 3). Environ Int 2014;71:158-163
- Fromme H, Schutze A, Lahrz T, Kraft M, Fembacher L, Siewering S, et al. Non-phthalate plasticizers in German daycare centers and human biomonitoring of DINCH metabolites in children attending the centers (LUPE 3). Int J Hyg Environ Health 2016b;219(1):33-39
- Fujii M, Shinohara N, Lim A, Otake T, Kumagai K, Yanagisawa Y. A study on emission of phthalate esters from plastic materials using a passive flux sampler. Atmospheric Environment 2003;37(39-40):5495-5504

- Gao C, Liu L, Ma W, Zhu N, Jiang L, Ren N, et al. Bisphenol A in Urine of Chinese Young Adults: Concentrations and Sources of Exposure. *Bull Environ Contam Toxicol* 2016;96(2):162-167
- Gaspar F W, Castorina R, Maddalena R L, Nishioka M G, McKone T E, Bradman A. Phthalate exposure and risk assessment in California child care facilities. *Environ Sci Technol* 2014;48(13):7593-7601
- Geens T, Aerts D, Berthot C, Bourguignon J P, Goeyens L, Lecomte P, et al. A review of dietary and non-dietary exposure to bisphenol-A. *Food Chem Toxicol* 2012;50(10):3725-3740
- Grignard E, Lapenna S, Bremer S. Weak estrogenic transcriptional activities of Bisphenol A and Bisphenol S. *Toxicol In Vitro* 2012;26(5):727-731
- Guo Y, Kannan K. Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States. *Environ Sci Technol* 2011;45(8):3788-3794
- Gyllenhammar I, Glynn A, Jönsson B A G, Lindh C H, Darnerud P O, Lignell S. Concentrations of phthalate metabolites and phenolic substances in urine from first-time mothers in Uppsala, Sweden: temporal trends 2009-2014. Report to the Swedish EPA (the Health-Related Environmental Monitoring Program); 2016
- Göen T, Dobler L, Koschorreck J, Muller J, Wiesmuller G A, Drexler H, et al. Trends of the internal phthalate exposure of young adults in Germany--follow-up of a retrospective human biomonitoring study. *Int J Hyg Environ Health* 2011;215(1):36-45
- Harrad S, Goosey E, Desborough J, Abdallah M A, Roosens L, Covaci A. Dust from U.K. primary school classrooms and daycare centers: the significance of dust as a pathway of exposure of young U.K. children to brominated flame retardants and polychlorinated biphenyls. *Environ Sci Technol* 2010;44(11):4198-4202
- Health Canada. Third report on human biomonitoring of environmental chemicals in Canada. Results of the Canadian Health Measures Survey Cycle 3 (2012–2013). Ottawa; 2015
- IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. VOLUME 92 Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. Lyon, France; 2010
- US EPA. IRIS. 2,2',4,4'-Tetrabromodiphenyl ether (BDE-47). [Internet] 2016a. [cited 2016 2/11] [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=1010](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=1010)
- US EPA. IRIS. 2,2',4,4',5-Pentabromodiphenyl ether (BDE-99). [Internet] 2016b. [cited 2016 2/11] [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=1008](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=1008)
- US EPA. IRIS. 2,2',4,4',5,5'-Hexabromodiphenyl ether (BDE-153). [Internet] 2016c. [cited 2016 2/11] [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=1009](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=1009)
- US EPA. IRIS. 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-Decabromodiphenyl ether (BDE-209) [Internet] 2016d. [cited 2016 2/11] [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=35](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=35)
- Johnson-Restrepo B, Kannan K. An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere* 2009;76(4):542-548
- Jönsson B A G, Axmon A, Lindh C H, Rignell Hydbom A, Axelsson J, Giwercman A, et al. Tidstrender för och halter av persistenta fluorerade, klorerade och bromerade organiska miljögifter i serum samt ftalater i urin hos unga svenska män - Resultat från den tredje uppföljningsundersökningen år 2009-2010. Rapport till Naturvårdsverket; 2010
- KEMI. Hexabromcyklododekan (HBCDD) och tetrabrombisfenol - A (TBBPA). Rapport Nr 3/06. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg; 2006
- KEMI. Barns exponering för kemiska ämnen i förskolan [in Swedish]. Rapport 8/13. Sundbyberg: Kemikalieinspektionen; 2013
- KEMI. Kartläggning av ftalater i varor i Sverige. PM 2/14. Kemikalieinspektionen, Stockholm; 2014
- KEMI. Phthalates which are toxic for reproduction and endocrine-disrupting – proposals for a phase-out in Sweden. Report 4/15. Kemikalieinspektionen, Stockholm; 2015
- Koch H M, Christensen K L, Harth V, Lorber M, Bruning T. Di-n-butyl phthalate (DnBP) and diisobutyl phthalate (DiBP) metabolism in a human volunteer after single oral doses. *Arch Toxicol* 2012;86(12):1829-1839
- Koch H M, Preuss R, Angerer J. Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP): human metabolism and internal exposure-- an update and latest results. *Int J Androl* 2006;29(1):155-165; discussion 181-155

- Ku H Y, Su P H, Wen H J, Sun H L, Wang C J, Chen H Y, et al. Prenatal and Postnatal Exposure to Phthalate Esters and Asthma: A 9-Year Follow-Up Study of a Taiwanese Birth Cohort. *PLoS ONE* 2015;10(4)
- Langer S, Bekö G, Weschler C J, Brive L M, Toftum J, Callesen M, et al. Phthalate metabolites in urine samples from Danish children and correlations with phthalates in dust samples from their homes and daycare centers. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2014;217(1):78-87
- Langer S, Fredricsson M, Weschler C J, Bekö G, Strandberg B, Remberger M, et al. Organophosphate esters in dust samples collected from Danish homes and daycare centers. *Chemosphere* 2016;154:559-566
- Langer S, Weschler C J, Fischer A, Bekö G, Toftum J, Clausen G. Phthalate and PAH concentrations in dust collected from Danish homes and daycare centers. *Atmospheric Environment* 2010;44(19):2294-2301
- Liang Y, Xu Y. Emission of phthalates and phthalate alternatives from vinyl flooring and crib mattress covers: the influence of temperature. *Environ Sci Technol* 2014;48(24):14228-14237
- Liao C, Liu F, Guo Y, Moon H B, Nakata H, Wu Q, et al. Occurrence of eight bisphenol analogues in indoor dust from the United States and several Asian countries: implications for human exposure. *Environ Sci Technol* 2012;46(16):9138-9145
- Liu Y, Zhu L, Shen X. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor and outdoor air of Hangzhou, China. *Environ Sci Technol* 2001;35(5):840-844
- Loganathan S N, Kannan K. Occurrence of bisphenol A in indoor dust from two locations in the eastern United States and implications for human exposures. *Arch Environ Contam Toxicol* 2011;61(1):68-73
- Ma Y, Harrad S. Spatiotemporal analysis and human exposure assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air, settled house dust, and diet: A review. *Environ Int* 2015;84:7-16
- Maag J, Lassen C, Brandt U K, Kjølholt J, Molander L, Mikkelsen S H. Identification and assessment of alternatives to selected phthalates. Environmental Project No. 1341 2010. Danish Environmental Protection Agency; 2010
- Maertens R M, Bailey J, White P A. The mutagenic hazards of settled house dust: a review. *Mutat Res* 2004;567(2-3):401-425
- Mannino M, Orecchio S. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: Extraction, GC-MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment* 2008;42(8):1801-1817
- Miller L A, Stapleton F B. Urinary volume in children with urolithiasis. *J Urol* 1989;141(4):918-920
- Morgan M K, Jones P A, Calafat A M, Ye X, Croghan C W, Chuang J C, et al. Assessing the Quantitative Relationships between Preschool Children's Exposures to Bisphenol A by Route and Urinary Biomonitoring. *Environmental Science & Technology* 2011;45(12):5309-5316
- Myridakis A, Chalkiadaki G, Fotou M, Kogevinas M, Chatzi L, Stephanou E G. Exposure of Preschool-Age Greek Children (RHEA Cohort) to Bisphenol A, Parabens, Phthalates, and Organophosphates. *Environ Sci Technol* 2016;50(2):932-941
- North M L, Takaro T K, Diamond M L, Ellis A K. Effects of phthalates on the development and expression of allergic disease and asthma. *Ann Allergy Asthma Immunol* 2014;112(6):496-502
- Perera F P, Rauh V, Whyatt R M, Tsai W Y, Tang D, Diaz D, et al. Effect of prenatal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons on neurodevelopment in the first 3 years of life among inner-city children. *Environ Health Perspect* 2006;114(8):1287-1292
- Perera F P, Tang D, Wang S, Vishnevetsky J, Zhang B, Diaz D, et al. Prenatal polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and child behavior at age 6-7 years. *Environ Health Perspect* 2012;120(6):921-926
- Phillips D H. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the diet. *Mutat Res* 1999;443(1-2):139-147
- Richter C A, Birnbaum L S, Farabollini F, Newbold R R, Rubin B S, Talsness C E, et al. In vivo effects of bisphenol A in laboratory rodent studies. *Reprod Toxicol* 2007;24(2):199-224
- Rochester J R, Bolden A L. Bisphenol S and F: A Systematic Review and Comparison of the Hormonal Activity of Bisphenol A Substitutes. *Environ Health Perspect* 2015;123(7):643-650

- Sahlström L, Sellström U, de Wit C A. Clean-up method for determination of established and emerging brominated flame retardants in dust. *Anal Bioanal Chem* 2012;404(2):459-466
- SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks). Opinion on tris(2-chloroethyl)phosphate (TCEP) in Toys. European Commission; 2009  
[http://ec.europa.eu/health/scientific\\_committees/environmental\\_risks/docs/scher\\_o\\_158.pdf](http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_158.pdf)
- Skolverket. Barn och personal i förskolan hösten 2014. PM 2014-04-23. Dnr.2015:475. Skolverket, Enheten för utbildningsstatistik; 2014
- Stacy S L, Eliot M, Calafat A M, Chen A, Lanphear B P, Hauser R, et al. Patterns, Variability, and Predictors of Urinary Bisphenol A Concentrations during Childhood. *Environ Sci Technol* 2016;50(11):5981-5990
- Stockholms stad. Lägesrapport - Ftalater i damm och i PVC-golv på förskolor. Miljöförvaltningen, Stockholms stad; 2016
- Thureson K, Björklund J A, de Wit C A. Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 1: Levels and profiles. *Science of The Total Environment* 2012;414:713-721
- UN. Stockholm Convention on persistent organic pollutants. Adoption of amendments to annexes A, B and C. C.N.524.2009.TREATIES-4. 2009. Available from:  
<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- UN. Stockholm Convention on persistent organic pollutants. Amendment to Annex A. C.N.934.2013.TREATIES-XXVII.15. 2013. Available from:  
<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- van der Veen I, de Boer J. Phosphorus flame retardants: properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis. *Chemosphere* 2012;88(10):1119-1153
- Wang W, Abualnaja K O, Asimakopoulos A G, Covaci A, Gevao B, Johnson-Restrepo B, et al. A comparative assessment of human exposure to tetrabromobisphenol A and eight bisphenols including bisphenol A via indoor dust ingestion in twelve countries. *Environ Int* 2015;83:183-191
- Watkins D J, Eliot M, Sathyanarayana S, Calafat A M, Yolton K, Lanphear B P, et al. Variability and predictors of urinary concentrations of phthalate metabolites during early childhood. *Environ Sci Technol* 2014;48(15):8881-8890
- Whitehead T, Metayer C, Gunier R B, Ward M H, Nishioka M G, Buffler P, et al. Determinants of polycyclic aromatic hydrocarbon levels in house dust. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2011;21(2):123-132
- Wilson N K, Chuang J C, Lyu C. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001;11(6):449-458
- Wilson N K, Chuang J C, Lyu C, Menton R, Morgan M K. Aggregate exposures of nine preschool children to persistent organic pollutants at day care and at home. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2003;13(3):187-202
- Wilson N K, Chuang J C, Morgan M K, Lordo R A, Sheldon L S. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare. *Environmental Research* 2007;103(1):9-20
- Wittassek M, Koch H M, Angerer J, Bruning T. Assessing exposure to phthalates - the human biomonitoring approach. *Mol Nutr Food Res* 2011;55(1):7-31
- Volkel W, Colnot T, Csanady G A, Filser J G, Dekant W. Metabolism and kinetics of bisphenol a in humans at low doses following oral administration. *Chem Res Toxicol* 2002;15(10):1281-1287
- Ye X, Wong L Y, Kramer J, Zhou X, Jia T, Calafat A M. Urinary Concentrations of Bisphenol A and Three Other Bisphenols in Convenience Samples of U.S. Adults during 2000-2014. *Environ Sci Technol* 2015;49(19):11834-11839
- Zhu N Z, Liu L Y, Ma W L, Li W L, Song W W, Qi H, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor dust in China: levels, spatial distribution and human exposure. *Ecotoxicol Environ Saf* 2015;111:1-8
- Zota A R, Calafat A M, Woodruff T J. Temporal Trends in Phthalate Exposures: Findings from the National Health and Nutrition Examination Survey, 2001–2010. *Environmental Health Perspectives* 2014;122(3):235-41



Institutet för miljömedicin  
Box 210  
171 77 Stockholm  
<http://ki.se/IMM>