



Naturskyddsföreningen

Ge oss kraft
att förändra.
Pg.90 1909-2

Rapport

Hem ljuva hem?

– gifter under sängen

Innehåll

Sammanfattning	4
Inledning	5
Metoder och material	8
Resultat	11
Diskussion	13
Naturskyddsföreningens rekommendationer och krav	16
Faktarutor	18
Referenser	20
Bilaga I	24
Bilaga II	30
Bilaga III	33
Bilaga IV	35
Bilaga V	39
Bilaga VI	43
Bilaga VII	45

Text: Andreas Prevodnik, David Gunnarsson och Ylva Grudd

Layout: Ingela Espmark

Tryckeri: åtta.45 Tryckeri, Stockholm 2011

ISBN: 978-91-558-00-6

Varunummer:

Förord

I hemmets förmodade trygga vrå döljer sig giftiga överraskningar. Vanligt hushållsdamm fungerar som en reservoar för många miljögifter. Kemiska föreningar kan vara långlivade i inomhusmiljön, där luften är torr och UV-ljus och större mängder nedbrytande mikroorganismer saknas. Metaller bryts inte ned, precis som ute i naturen. Undersökningar av kemikalier i damm har visat på mångfalden av kemikalier i våra hem. Vi lever, ofrivilligt, i en komplex kemikaliecocktail. Konsekvenserna av detta låter sig i värsta fall bara anas. Många kemikalier i cocktailen kan sannolikt också samverka med varandra. Effekter kan aderas eller förstärkas utöver adderade effekter.

I vår undersökning fann vi, i likhet med andra studier, ett stort antal hormonstörande kemikalier i hushållsdamm. Dammproverna kommer från 12 länder runt om i världen. Hormoner påverkar allt från humöret till könet. De är avgörande för ämnesomsättningen, nervsystemet och fortplantningen. Hormoner utövar sin verkan oftast i mycket låga koncentrationer och under begränsade tidsintervall. Det samma gäller hormonstörande kemikalier, vilka kan härma hormoner, eller blockera hormonproduktionen. Detta gör att även låga halter av hormonstörande kemikalier i den yttre miljön, kan orsaka stora effekter i människan och andra organismer.

Bortsett från att visa på mångfalden av kemikalier som hittas i våra hem (hushållsdammet avspeglar detta) och att flera av kemikalierna är hormonstörande, med kända samverkans effekter, vill Naturskyddsföreningen med denna rapport belysa brister med nuvarande riskbedömningsmetodik. Speciellt gäller detta riskbedömningar för just hormonstörande kemikalier och kemikalier med samverkans effekter. Nuvarande standardiserade testmetoder med hög koncentration och korta testtider för kemikalier är inte utformade för att påvisa hormonstörande effekter, vilka kan uppkomma vid mycket låga koncentrationer och visa sig

först långt efter exponeringstillfället, i ett helt annat stadium i en organisms livscykel. Ur etisk synvinkel, och för att göra det rimligt att under kort tid testa ett stort antal kemikalier, behövs annan testmetodik än djurförsök. Högsta prioritet bör ges till forskning kring framtagandet av testmetoder baserade på cellodlingar och datasimuleringsmodeller. Naturskyddsföreningen visar också att det redan finns en enkel matematisk modell för att ta hänsyn till samverkans effekter av kemikalier som verkar enligt samma verkningsmekanismer – den så kallade dos-additiva modellen – som omgående skulle kunna tillämpas i riskbedömningar.

Vidare behöver REACH modifieras för att hormonstörande effekter skall tas hänsyn till i bedömningar av kemikalier. Naturskyddsföreningen har förslag på åtgärder.

Utgångspunkten för politiken måste vara att skydda foster och barn – de känsligaste individerna. Alla riskbedömningar måste utgå från ett barnperspektiv. Kemikalier som är konstaterade, eller misstänkt, hormonstörande bör omgående förbjudas i enlighet med försiktighetsprincipen. Naturskyddsföreningen anser att Sverige, med detta som utgångspunkt, måste driva en ambitiös politik i EU och internationellt. Då ökar pressen på övriga länder och då tidigareläggs ett adekvat skydd i Sverige. Hormonstörande kemikalier från ökända kemikaliegrupper såsom bromerade flamskyddsmedel, ftalater och fluororganiska kemikalier behöver snabbt regleras. De finns i dammet under din säng – de kan skada dina barn och rentav deras förmåga att själva få barn i framtiden. Det är inte acceptabelt.



Mikael Karlsson
Naturskyddsföreningen, ordförande

Sammanfattning

Home sweet home – stämmer det verkligen? Denna undersökning har visat att det gömmer sig dammiga problem under sängen. I vanliga dammtussar finns nämligen en cocktail av kemikalier. Fler av dem är kända miljögifter som kan påverka våra hormonsystem, som enskilda kemikalier, eller i kombination med varandra.

Medden här undersökningen har Naturskyddsföreningen visat att ett stort antal kemikalier finns i vanligt hushållsdamm runt om i världen. Dammproverna kom från 12 länder: Sydafrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerna, Malaysia, Sverige, Belgien, Tyskland, Tjeckien, Ungern och Italien. Hushållsdamm har ett innehåll av kemikalier som varierar mellan olika platser men också över tiden på samma plats. Vår undersökning är dock begränsad till att ge en ögonblicksbild av situationen på provtagningsplatserna.

Med utgångspunkt från resultaten, diskuterar vi brister med nuvarande riskbedömningar som ofta missar de risker och problem finns. Vi lämnar därför även förslag på en modell som ger en mer rättvis bild av kemikalieproblematiken. Modellen bygger på den så kallade dos-additionsmetoden

som bättre tar hänsyn till kombinationseffekter av kemikalier, så kallade cocktaileffekter. Med denna metodik visar vi att det finns en påtaglig hälsorisk kopplad till den samlade ftalatexponeringen såväl inom EU (Tjeckien) som i Syd (Filippinerna). Vidare visar resultaten att halten bisfenol A (BPA) var mycket hög i provet från Filippinerna. I denna rapport har vi tagit hänsyn till de känsligaste individerna – små barn.

Rapporten avslutas med ett antal rekommendationer och krav som huvudsakligen gäller EU:s kemikalieförordning REACH och hur den behöver förändras för att ge ett bättre skydd mot hormonstörande och andra typer av farliga kemikalier.

Att kemikalier med sedan länge kända negativa effekter på miljö och hälsa finns i hushållsdamm under våra sängar i många delar av världen är skrämmande. Dessutom överskred halterna av ett antal kemikalier det som tidigare uppmäts i hushållsdamm. Majoriteten av dessa kemikalier är potentiellt hormonstörande och framställda av människor. De hör inte hemma i miljön och borde inte finnas i dammet i sovrum!

Inledning

Få av oss reflekterar över är att våra hem är fyllda med kemikalier – inte bara hushållskemikalier, kosmetik och läkemedel – utan också i byggmaterial, färger och lacker, mattor, tapeter, möbler, elektronisk utrustning, livsmedel, med mera. Vissa kemikalier är avsiktligt tillsatta, till exempel flamskyddsmedel i möbelstoppningar och elektronik, eller konserveringsmedel i livsmedel och kemitekniska produkter och kosmetika. Andra föroreningar som människor världen över oavsiktligt utsätts för är tungmetaller i livsmedel, allehanda luftföroreningar och föroreningar som fångats upp i hår, på kläder och skor från utomhusmiljön och som följer med in i hemmet. Mångfalden av kemikalier och komplexiteten i blandningarna ökar exponentiellt. Den globala kemikalieproduktionen ökade från cirka en miljon ton 1930, till fyrahundra miljoner ton 2001 (European Commission, 2001). Många av de kemikalier som finns i omlopp i samhället är dåligt eller inte alls utredda avseende miljö- och hälsoeffekter. Än mindre vet vi hur kemikalerna samverkar i avsiktliga och oavsiktliga blandningar.

Nedbrytningen av organiska kemikalier är mycket begränsad inomhus, på grund av ofta torr luft, samt avsaknad av UV-ljus och större mängder nedbrytande mikroorganismer. Luftomsättningen i dagens välisolerade byggnader i svala klimat är också begränsad, vilket bidrar till att kemikalernas omloppstid i inomhusmiljön kan vara lång.

Faktaruta: Vart hamnar kemikalierna inomhus?

En del kemikalier, till exempel de flesta tungmetaller, hamnar i dammet med partiklar. Flyktiga organiska kemikalier kan lämna de föremål i vilka de ursprungligen fanns och bilda jämvikter mellan inomhusluften, föremålen och dammpartiklar. Jämvikt innebär i detta sammanhang att kemikalien når en balans i hastigheten med vilken den lämnar föremålet och går över i gasform och sedan löser sig i damm, och återlösningshastigheten från damm till luft och tillbaka till föremålet. Jämvikten är dynamisk och kan över tid ge varierande koncentrationer av kemikalien i föremålet, luften och dammet, beroende på temperatur, luftfuktighet och andra faktorer i hemmet. Flamskyddsmedel, PCBer, ftalater, triklosan med flera andra konserveringsmedel, bisfenol A, PFOS och andra perfluorerade ämnen, och alkylfenoler (t.ex. nonylfenol), och många bekämpningsmedel tillhör gruppen halvflyktiga organiska kemikalier (Weschler och Nazaroff, 2008). De halvflyktiga organiska föreningarna har benägenhet att gå över i gasform, men bildar sedan lätt jämvikter med damm.

Exponeringen för vissa kemikalier inomhus kan därför vara tusentals gånger högre än utomhus (Smith, 1988). Vissa kemikalier vars användning begränsats eller förbjudits, PCBer¹ till exempel, minskar nu i den yttre miljön och i livsmedel, men kan fortfarande finnas kvar i inomhusmiljön, vilket gör inandning av förorenad inomhusluft och förorenat damm till en allt viktigare exponeringsväg (Vorhees, 2001; Harrad *et al.*, 2006).

Det damm vi analyserat kommer från hemmiljöer och benämns härefter i rapporten som ”hushållsdamm”. Det är ett heterogent material sammansatt av olika storleksfraktioner till exempel hår och skinnflagor (från människor och husdjur), virus, bakterier, pollen, mögel, kvalster, sot, aska, jordpartiklar, textilfibrer, avnött material från möbler och annat husgeråd, eller matrester (Paustenbach *et al.*, 1997). Dammet fungerar som en reservoar för kemikalierna i inomhusmiljön och avspeglar de kemikalier som man potentiellt kan exponeras för i hemmet (Abb *et al.*, 2009). Förorenat damm kan inandas, förtäras genom att det deponeras på livsmedel och när barn stoppar dammiga föremål i munnen, eller deponeras på vår hud, genom vilken fettlösliga kemikalier från dammet kan tas upp.

Exponeringen för kemikalier i hemmet påverkas av den tid som vi vistas inomhus. I industrialiserade och rika länder tillbringar människor upp till 90 % av tiden inomhus (Brown *et al.*, 1994; Mølhav *et al.*, 1997). Hur situationen ser ut i utvecklingsländer och övergångsekonomier är oklart. Åldern är en annan faktor som styr hur mycket vi vistas inomhus. Små barn tillbringar mer tid i hemmet än vuxna (Geens *et al.*, 2009). Andra påverkande faktorer är kopplade till fysiologi och beteenden. Barn tillbringar mycket tid nära golvet och i kontakt med andra ytor i hemmet, där damm finns, och små barn har frekvent ”hand-till-mun-kontakt”, vilket gör att de vanligen får i sig mer damm än vuxna (Lorber, 2008, Johnson-Restrepo and Kannan, 2009; Roberts *et al.*, 2009). Barns hud är också tunnare och kroppsytan i förhållande till volymen är större än vuxnas (<http://www.dotpharmacy.co.uk/upkids.html>). Därmed är det potentiella hudupptaget av kemikalier större än för

¹ Polyklorerade bifenyletrar (finns en långa varianter).

vuxna (Plankett *et. al.*, 1999), t.ex. från damm. Ytterligare en möjlig faktor som påverkar kemikalieexponeringen i hemmet är hushållets ekonomi. I en undersökning från Kalifornien fann man ett samband mellan inkomst och exponering för bromerade flamskyddsmedel (Quirós-Alcalá *et al.*, 2011). Personer från hushåll med låg inkomst var mest exponerade. Upphovsmännen till undersökningen förklarar resultatet med att inredningen i låginkomst-hushåll sannolikt är äldre och sliten, eller består av billigare produkter med sämre kvalitet. Därav skulle inredningen sprida mer flamskyddsmedel. Man kan inte utesluta att varor i hushåll i fattiga länder är av sämre kvalitet och därmed slits snabbare. Varorna kan vara tillverkade i länder med relativt svag kemikalielagstiftning och kontroll och kan därför innehålla mer farliga kemikalier.

Det finns ett relativt stort antal undersökningar av kemikalieinnehållet i hushållsdamm. Metoderna för dammsamling, analyserade dammfraktioner och analysmetoder är emellertid så varierande att det är svårt att göra direkta jämförelser av resultaten i olika undersökningar. Undersökningarna ger dock en fingervisning om vilka kemikalier som man kan hitta i hushållsdamm och storleksordningen på koncentrationerna. Ibland har jämförande undersökningar mellan olika länder i en region gjorts (se t.ex. Santillio *et al.*, 2003), men veterligen finns ingen undersökning med större global täckning där alla prover insamlats och analyserats med samma metod. Syftet med denna undersökning var att belysa situationen mellan länder i Afrika, Asien och Europa. Då enstaka hushåll ingår i undersökningen, går det inte att avgöra om de är representativa för respektive deltagande land, eller region, men de ger en ögonblicksbild av vilka kemikalier som vi kan förväntas exponeras för genom hushållsdamm i olika delar av världen. Samtidigt vill vi med undersökningen uppmärksamma mångfalden – cocktailen – av kemikalier som man exponeras för dagligen och beskriva hur man på ett bättre sätt skulle kunna ta hänsyn till kombinationseffekter som uppstår i denna cocktail.

Studerade kemikalier

Ett urval av miljö- och hälsoskadliga kemikalier analyserades. Kemikalierna kan, eller misstänks kunna, påverka

kroppens hormonsystem, har kända cocktaileffekter, eller kan förekomma i hushållsdamm enligt tidigare publicerade dammundersökningar.

Grovt indelat kan kemikalierna grupperas på följande vis (se tabell 1):

Tabell 1: Gruppering av studerade kemikalier och generaliserade egenskaper.

Kemikaliegrupp	Egenskaper
Bromerade flamskyddsmedel (PBDEer)	Mycket svårnedbrytbara i naturen. Ackumuleras i organismer och flera av dem kan, eller misstänks kunna, störa kroppens hormonsystem och därmed, bland annat, påverka fertilitet och orsaka cancer.
Polyklorerade bifenyler (PCBer)	Mycket svårnedbrytbara i naturen och flera av dem kan, eller misstänks kunna, störa kroppens hormonsystem, bland annat påverka fertilitet och orsaka cancer. PCBer är också klassificerade som mycket giftiga för vattenlevande organismer.
Ftalater	Bryts lätt ned i naturen, men åtminstone några av dem kan störa kroppens hormonsystem och därmed påverka fertiliteten. Vissa är klassificerade som reproduktionstoxiska (giftiga) och misstänks vara cancerogena.
Bisfenol A	Ackumuleras i organismer på grund av kronisk exponering och stör kroppens hormonsystem. Fertilitetsstörningar och cancer är effekter som man sett i djurstudier.
Alkylfenoler	Svårnedbrytbara i naturen och ackumuleras i organismer. Är i varierande grad hormonstörande och kan, bland annat, påverka mänsklig fertilitet.
Parabener	Konservingsmedel som snabbt bryts ned i kroppen, men som i varierande grad är hormonstörande och därmed, bland annat, kan påverka fertilitet. De mest potenta hormonstörande parabenerna propyl- och butylparabener ingår i denna undersökning.
Perfluorerade ämnen	Mycket svårnedbrytbara i naturen och ackumuleras i organismer. Djurstudier har visat att perfluorerade ämnen kan påverka immunsystemet, kroppens hormonsystem, födelsevikt och leda till missbildningar.
Bekämpningsmedel	Metoxycylo, Prokloraz, Vinklozolin kan störa kroppens hormonsystem, med effekter som fertilitetsstörningar och cancer.
Tungmetaller, inklusive metylerat kvicksilver	Metaller är grundämnen (kan inte brytas ned) och ackumuleras i miljön och i organismer. Tungmetaller är mycket giftiga och, t.ex., bly och kadmium är cancerogena. Kviksilver och metylkvicksilver skadar nervsystemet.

En detaljerad förteckning av analyserade kemikalier och föreningar finns i bilaga I. I faktarutorna finns mer information om de kemikalier som förekom i höga halter i vår undersökning och som berörs närmare i diskussionsdelen.

Cocktaileffekt

Kombinationseffekt – populärt kallat ”cocktaileffekt” – innebär att alla ämnen i en blandning bidrar till blandning-

ens egenskaper, såsom giftighet. Det kan verka självklart, men hittills har man nästan alltid tittat på de enskilda ingående ämnens giftighet och inte försökt uppskatta den sammanlagda effekten. Flera av de kemikalier som har analyserats i denna undersökning har kända cocktaileffekter tillsammans med andra kemikalier. Läs mer om detta i Naturskyddsföreningens rapport Rädsla mannen (Naturskyddsföreningen, 2011).

Metoder och material

Inför skrivandet av denna rapport gjordes en genomgång av publicerade eller på annat vis offentliggjorda data över koncentrationer i hushållsdamm för kemikalierna som har analyserats. I bilaga II finns dessa koncentrationer i tabellform. Dessa data är utgångspunkt för jämförelser med våra resultat.

Damminsamling och lokalbeskrivningar

Samtliga dammprover som analyserats i denna undersökning insamlades i sovrum, eftersom det är ett av de rum där man befinner sig längst tid under dygnet, regelbundet och på ett relativt likvärdigt sätt i ett globalt perspektiv. Damm har analyserats från sovrum i sex europeiska länder (samtliga EU-medlemmar), fyra afrikanska länder och två länder i Sydostasien. Utanför EU samlades damm in med hjälp av Naturskyddsföreningens samarbetspartners CAP², EcoWasteCoalition³, Envirocare⁴, groundWork⁵, iLima⁶ och NAPE⁷. Naturskyddsföreningen har samverkat med ChemSec⁸ och dess nätverk för att genomföra insamlingen av damm i Europa. Medverkande europeiska organisationer är: AMICA i Italien, Bund i Tyskland, HEAL (Health Environmental Alliance) & EPHA (European Public Health Alliance) i Belgien, Levego (Clean Air Action Group) i Ungern och SSL (Society for Sustainable living) i Tjeckien.

I tabellen i bilaga III, finns en kort beskrivning av provtagningsplatserna och i bilaga IV fotografier från desamma.

Sovrummen hade inte dammsugits på en vecka och dammet samlades in runt om, under sängar, samt på sängar, med hjälp av likadana handdammsugare och likadana filterpåsar

på samtliga platser. På alla provtagningsplatser lades filtren med det insamlade dammet i samma typ av aluminiumfolie för att förhindra påverkan av UV-ljus, samt i likadana plastpåsar och skickades till analyslaboratoriet. I varje land togs tre prover per sovrum, som sedan polades till ett prov per land då det minskar risken för förlust av prover vid frakt och ger mer rättvisande resultat för respektive sovrum. I Kenya genomfördes damminsamlingen delvis annorlunda, där togs prover i tre olika sovrum i förorter runt Nairobi. Dessa tre prover polades också.

Analysmetoder

Samtliga analyser samordnades av Eurofins Environment i Lidköping, Sverige. Eurofins analyserade flamskyddsmedlen, BPA, metallerna och PCBerna; SOFIA-laboratoriet i Berlin ftalaterna, fenolerna, parabenerna och bekämpningsmedlen.

Förutom dammet, analyserades också förpackningsmaterialet som dammet fraktades i, samt filtren varmed dammproven insamlades. Dessa prover var så kallade nollprover och användes för att ta reda på om och hur mycket av de analyserade kemikalierna som kunde ha tillförts dammet från filtren och förpackningsmaterialet.

Nedan följer en lista på de extraktionsmetoder och standardiserade analysmetoder som laboratorierna använt sig av (se tabell 2).

2 CAP är en malaysisk organisation som arbetar med konsumentfrågor (<http://consumer.org.my/index.php/homepage/about-us>).

3 EcoWaste Coalition är ett filippinskt nätverk av organisationer som arbetar med kemikaliefrågor och avfallshantering (www.ecowastecoalition.org).

4 Envirocare är en tanzanisk miljöorganisation som arbetar med kemikaliefrågor, bland annat kopplat till textilproduktion (www.envirocaretz.org).

5 groundWork är en sydafrikansk miljöorganisation som arbetar med frågor kring kemikaliesäkerhet och implementering av internationella kemikaliekonventioner nationellt och regionalt i Afrika (www.groundwork.org.za).

6 iLima är en kenyansk miljöorganisation som arbetar med implementering av internationella kemikaliekonventioner i landet och för att få bort tungmetaller och svärnedbrytbara organiska föreningar, bland annat i kosmetik (www.ilimakkenya.org).

7 NAPE är en ugandisk miljöorganisation som arbetar för implementering av internationella kemikaliekonventioner i landet och är ett kapacitetsstöd för många andra miljöorganisationer i Uganda (www.nape.or.ug).

8 ChemSec är en dotterorganisation till Naturskyddsföreningen, med EU som främsta arbetsplan. ChemSec arbetar med politiskt påverkansarbete rörande kemikalier och för att hjälpa företag att föregå lagstiftningen i utfasning av miljö- och hälsoskadliga kemikalier (www.chemsec.org).

Tabell 2: Kemikalie, standardiserat test, extraktionsmetod och analysmetod.

Kemikalie	Standardtest	Extraktionsmetod	Analysmetod
Ftalater (12 st)	SF09B	ethylacetat & aceton	GC-MS ⁹
Bisfenol (BPA)	GF059	metylbensen följt av derivatisering	GC-MS
Flamskyddsmedel (PBDE) (24 st)	CYR22	Soxhlet extraktion med metylbensen	GC-MS
Bekämpningsmedel (3 st)	PSF03	etylacetat	GC-MS
PCBer (7 st)	PCB7_F	n-Hexan & aceton	GC-ECD ¹⁰
Alkylfenoler	SF0VK	destillation följt av derivatisering	GC-MS
Metyl-kvicksilver	Me-Hg	destillation följt av vattenfasetylering	GC ¹¹
Parabener (2 st)	PSF01	etylacetat	GC-MS
Pb (Bly) & Cd (Kadmium)	-	salpetersyra & väteperoxid i mikro	ICP-MS ¹²
Metalliskt kvicksilver (Hg)	-	salpetersyra	AFS ¹³
Perflourerade ämnen (14 st)	PFC_M	metanol	LC-MS-MS ¹⁴

Exponeringsuppskattning

Det finns i litteraturen gott om uppskattningar av den mängd damm som barn och vuxna dagligen får i sig via oavsiktlig förtäring och inandning av damm.

Tabell 3: Typ av exponering, dagligt intag av damm och referenser.

Typ av exponering	Enhet [mg damm/dag]	Referens
Oavsiktlig förtäring, barn	20-200	Se referenser i Oomen <i>et al.</i> , 2008
Oavsiktlig förtäring, vuxna	0,56-100	Se referenser i Oomen <i>et al.</i> , 2008.
Inandning, barn	0,15- 0,34	Maertens <i>et al.</i> , 2004
Inandning, vuxna	0,81	Maertens <i>et al.</i> , 2004

Som framgår av tabell 3, står oavsiktlig förtäring för merparten av det dagliga dammintaget. Därför bortser Naturskyddsföreningen från inandningen i analyserna av våra data. Det saknas också information om hur mycket damm som dagligen deponeras på skinnet, men sannolikt är denna exponeringsväg av mindre betydelse än förtäring och inandning.

Exponeringsuppskattningarna i denna rapport baseras således på ofrivilligt förtärt damm (ca. 200 mg/dag). Att vi har valt att räkna med barn och ett högt dagligt dammintag, är för att i riskbedömningen ta hänsyn till de känsligaste individerna (det vill säga aktiva bebisar som krypande vistas nära golvet). En bebis organsystem är under utveckling och bebisar är därför extra känsliga för kemikalieexponering. Naturskyddsföreningen förutsätter att 100 % av kemikalierna i det intagna dammet tas upp i kroppen, vilket är en förenkling av verkligheten, men samtidigt en säkerhetsfaktor i beräkningen.

Daglig exponering (dagligt intag/DI) för de undersökta kemikalierna i hemmiljön beräknades med följande formel:

$$\text{Daglig exponering/Dagligt intag} = (\text{ofrivilligt förtärt damm} \times \text{uppmätt koncentration i dammprov}) / \text{kroppsvikt}$$

I beräkningarna av daglig exponering, har vi valt vikten 7 kg för barn, vilket motsvarar en cirka 7 månader gammal bebis. Vid denna ålder börjar aktiva bebisar hasa sig fram eller krypa och riskerar då att få i sig mycket damm från golvytor.

Tolerabelt dagsintag (TDI)

Tolerabelt dagligt intag (TDI) anger den mängd av en kemikalie, vanligen i mg/kg kroppsvikt och dag, som en människa bedöms kunna få i sig via föda varje dag under hela

9 Gaskromatograf kopplad till en mass-spektrometer.

10 Gaskromatograf med flamjonisationsdetektor.

11 Gaskromatograf med fluorescensdetektor.

12 Induktiv kopplad plasma masspektrometri.

13 Atomfluorescens efter kallförångning.

14 Genom så kallad trippel kvadrupol masspektrometri.

livet utan att det ger några negativa hälsoeffekter. I bilaga II listas kända TDI-värden för de studerade kemikalierna. I de fall myndigheter har fastlagt TDI-värden, används i första hand dessa för jämförelser med våra resultat. I andra hand används uppgifter från publikationer. Naturskyddsföreningen är tveksam till hur TDI-värden sätts, men de tjänar som utgångspunkt för bedömning av risker enligt accepterad metodik i toxikologiska sammanhang. Riskindex beräknades med följande formel:

$$\text{Riskindex} = (\text{daglig exponering} + \text{bakgrundsexponering}) / \text{TDI}$$

När riskindex är mindre än 1, förväntas det inte föreligga någon känd påtaglig risk för människans hälsa (Oomen *et al.*, 2008). Eftersom vi inte känner till bakgrundsexponeringen via föda för de studerade kemikalierna och individerna som bor i de hem där dammproverna tagits är det troligt att riskindex underskattar den verkliga situationen. Som en försiktighetsåtgärd, väljer vi därför att peka ut alla prover och kemikalier som har riskindex större än 0,8 (likom Oomen *et al.*, 2008, gjorde i sin undersökning).

Kumulativ riskbedömning av ftalater

För kemikalier som verkar på samma vis, har Koch *et al.* (2011) föreslagit en ny riskbedömningsmodell med TDI som utgångspunkt. För varje kemikalie med samma verkningsmekanism i en blandning, beräknas respektive kemikalies riskindex. Summan av riskindexen blir ett kumulativt summerat TDI-värde enligt formeln nedan¹⁵:

$$TDI_{\text{kumulativt summerat}} = (\Sigma (DI/TDI)) * 100$$

Överstiger detta 100 %, har det tolerabla dagliga intaget av kemikalierna i blandningen överskridits.

I denna rapport har vi gjort en sådan beräkning för de fyra ftalaterna BBP, DBP, DEHP och DINP. Precis som för TDI innebär ett värde över 100 % att exponeringen är förändrad med påtagliga hälsorisker.

¹⁵ Den grekiska bokstaven sigma används i matematiska sammanhang för att beteckna summan. DI är dagligt intag.

Resultat

Här läggs tonvikten på de resultat som Naturskyddsföreningen lyfter i diskussionen. En mer utförlig redogörelse för resultaten finns i bilaga V (löptext och tabell med uppmätta halter i proverna). I tabellen i bilaga VI finns beräknad daglig exponering för en 7 månaders bebis.

Halterna av de analyserade kemikalierna varierade i de olika proverna (se bilaga V). Det enskilda prov som avviker mest från övriga genom att genomgående ha höga kemikaliehalter är provet från Filippinerna.

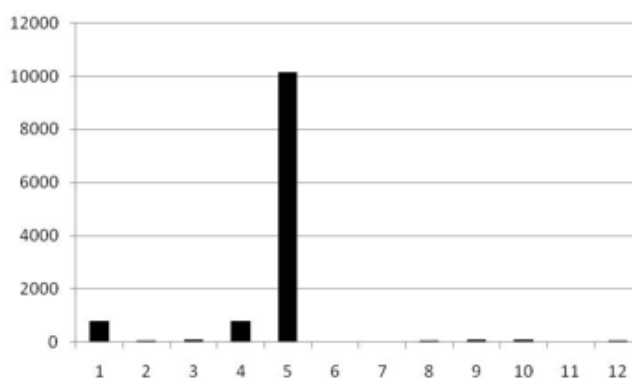
I tabellen i bilaga VII, finns en sammanställning av de prover och provresultat som avviker från de intervall av koncentrationer som uppmätts i andra undersökningar. De kemikalier som överstiger halterna i tidigare undersökningar, är bromerade difenyletrar (flamskyddsmedel) och ftalater (mjukgörare av plaster, främst PVC) och de största avvikelserna finns i dammprover från Syd¹⁶, speciellt i provet från Filippinerna, men även i provet från Uganda och DINP fanns även i hög halt i provet från Ungern.

Medelkoncentrationen för de studerade flamskyddsmedlen i dammproverna från de sex länderna från Syd var 349,4 µg/kg; 60,2 µg/kg i dammproverna från de sex EU-länderna. För de studerade ftalaterna var medelkoncentrationen i dammproverna från de sex länderna från Syd 684,8 mg/kg; 934,8 mg/kg i dammproverna från de sex EU-länderna.

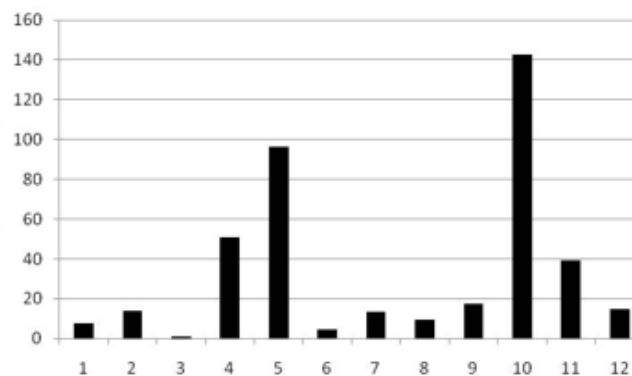
Summerade koncentrationer (hädanefter kallade kumulativa koncentrationer) för de undersökta bromerade flamskyddsmedlen respektive ftalaterna, beräknades för varje prov och presenteras i graf 1A och 1B som relativa värden, normaliserade mot proverna med de lägsta kumulativa koncentrationerna (provet från Malaysia för flamskyddsmedlen; från Kenya för ftalaterna). Den kumulativa koncentrationen av bromerade flamskyddsmedel i provet på Filippinerna var mer än 10 000 gånger högre än i provet från Malaysia.

Blyhalterna i proverna från Kenya och Tanzania (se tabell i bilaga V) var så pass höga att de dagliga intagen för en 7 månaders bebis överskred TDI-värdet.

Graf 1: A) Summerade koncentrationer av undersökta bromerade flamskyddsmedel



Graf 1: B) summerade koncentrationer av undersökta ftalater.



1 = Sydafrika, 2 = Tanzania, 3 = Kenya, 4 = Uganda, 5 = Filippinerna, 6 = Malaysia, 7 = Sverige, 8 = Tyskland, 9 = Belgien, 10 = Tjeckien, 11 = Ungern, 12 = Italien.

¹⁶ Syd är ett begrepp i biståndsvärlden och syftar på utvecklingsländer och övergångsekonomier.

Tabell 4 a: Daglig exponering (intag) av ftalater från damm, satt i relation till officiella TDI-värden och kumulativt summerat TDI. Avser det filippinska provet.

Ftalat	Dagligt intag (DI) ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$), Filippinerna, 7 mån bebis	Tolerabelt dagligt intag (TDI) ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$)	% av TDI
BBP	0,77	500	0,15
DEHP	47,7	50	95,4
DINP	15,7	150	10,5
DBP	0,49	10	4,9
TDI kumulativt summerat		110,95	

Tabell 4 b: Daglig exponering (intag) av ftalater från damm, satt i relation till officiella TDI-värden och kumulativt summerat TDI. Avser det tjeckiska provet.

Ftalat	Dagligt intag (DI) ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$), Tjeckien, 7 mån bebis	Tolerabelt dagligt intag (TDI) ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$)	% av TDI
BBP	$13,7 \cdot 10^{-3}$	500	0,0027
DEHP	13,4	50	26,8
DINP	0	150	0
DBP	8,29	10	83
TDI kumulativt summerat		109,8	

Diskussion

Med den här undersökningen har Naturskyddsföreningen visat att en rad farliga kemikalier återfinns i vanligt hushållsdamm runt om i världen. I flera fall var halterna högre än vad som tidigare rapporterats (se tabellen i bilaga IV). Majoriteten av kemikalierna är potentiellt hormonstörande och framställda av människan. Många har dokumenterade kombinationseffekter. De hör inte hemma i miljön och borde inte finnas i dammet i våra sovrum. Detta visar hur ohållbart vårt kemikalieintensiva samhälle idag är.

Undersökningen visar också på komplexiteten i den kemikaliecocktail som vi dagligen utsätts för. Naturskyddsföreningen har bara mätt ett fåtal kemikalier i damm. Sannolikt innehåller dammproverna långt många fler. Man vet att kombinationseffekter kan finnas för vissa av de funna kemikaliegrupperna, till exempel ftalater, och kan gissa att många fler kemikalier i dammet skulle kunna ha kombinationseffekter, också effekter som inte är enbart additiva. Analysresultaten ger en ögonblicksbild av situationen på provtagningsplatserna och har dessutom använts för att belysa bristerna med nuvarande riskbedömningsmetodik.

I rapporten Rädsla Mannen (Naturskyddsföreningen, 2011), som Naturskyddsföreningen presenterade under våren 2011, diskuterade vi hormonsystemets centrala roll för en rad funktioner i kroppen. Det gäller allt ifrån fortplantningen (fysiologi och beteenden), nervsystemets utveckling (se, t.ex., Ahmed *et al.*, 2008; Nunez *et al.*, 2008), till ämnesomsättningen (se, t.ex., Moller *et al.*, 2009; Vijayakumar *et al.*, 2010). Vidare gav vi exempel på hormonstörande kemikalier, framför allt sådana som har östrogen¹⁷ eller anti-androgen¹⁸ verkan. Att undersöka förekomsten av dessa kemikalier i hushållsdamm i olika delar av världen var ett viktigt syfte med denna studie.

Centralt i toxikologisk riskbedömning sedan slutet på 1950-talet är konceptet TDI, eller motsvarande, såsom ADI (Acceptable Daily Intake) och RfD (Reference Dose). Konceptet togs i systematiskt bruk först av Europarådet och senare av FNs Joint Expert Committee on Food Additives (JECFA), US Food and Drug Administration (FDA), US Environmental Protection Agency (US EPA), European Food

Safety Authority (EFSA) med flera andra myndigheter runt om i världen (Vettorazzi, 1987; Galli *et al.*, 2008). Tolerabelt dagligt intag (TDI) anger den mängd av en kemikalie, vanligen i mg/kg kroppsvikt och dag, som en människa bedöms kunna få i sig via föda varje dag under hela livet utan att det ger några negativa hälsoeffekter. Dessvärre saknas officiella TDI-värden för ett flertal viktiga kemiska föreningar, däribland gruppen bromerade flamskyddsmedel som är vanligt förekommande miljöföroreningar globalt (se, t.ex., de Wit, 2003; de Wit *et al.*, 2006; de Wit *et al.*, 2010). År 2005, drog en FAO/WHO-expertkommitté slutsatsen att informationen om bromerade flamskyddsmedel är för knapphändig för att ta fram TDI-värden (Fromme *et al.*, 2009). Detta är anmärkningsvärt, särskilt för en grupp kemikalier med så väldokumenterat skadliga effekter som flamskyddsmedel. Naturskyddsföreningen är generellt mycket skeptisk till hur TDI-värden sätts (se diskussion nedan), men i brist på andra referensvärden har de använts i vår bedömning av den sammanlagda exponeringen för ftalater.

Våra beräkningar visar att exponeringen för enskilda kemikalier via damm i de flesta fall understiger respektive TDI-värde (se tabellerna i bilagorna II och VI), även om innehållet av bly i dammproverna från Kenya och Tanzania, DEHP i dammprovet från Filippinerna och DBP i Tjeckien för en 7 månaders bebis motsvarar ett dagligt intag med ett riskindex på över 0,8 av det tolerabla intaget. Emellertid är verkligheten mycket mer komplicerad då man simultant utsätts för 10 000-tals olika kemikalier som kan samverka i utövandet av toxiska effekter. Det traditionella sättet att härleda och tolka TDI, riskerar därmed att leda till en kraftig underskattning av risken. Mot bakgrund av tillgänglig kunskap, vill Naturskyddsföreningen därför föreslå en modifierad riskbedömningsmetod, här exemplifierad med hormonstörande ämnen enligt nedan.

Det mesta tyder på att kemikalier med samma verkningsmekanism i blandning verkar enligt dos-additionsmodellen, där varje kemikalie bidrar till blandningens toxicitet i proportion till dess andel av blandningen (Borget *et al.*, 2004; Brian *et al.*, 2005; Matthiessen och Johnson, 2007). Det finns alltså enkla modeller för att uppskatta kombinationseffekter hos kemikalier. Ett liknande koncept som dos-

¹⁷ Östrogen är ett könshormon med feminiserande verkan.

¹⁸ Anti-androgen innebär att effekten av det manliga könshormonet testosteron motverkas.

additionsmodellen borde kunna appliceras på TDI, så som redovisats i metodavsnittet ovan. Vi exemplifierar detta med kemikaliegruppen ftalater. De ftalater vi valt att slå samman BBP, DBP, DEHP och DINP har samtliga väl dokumenterade anti-androgena effekter (Boberg *et al.*, 2011; Gray *et al.*, 2000; Mylchreest *et al.*, 1999). Med detta menas att de hos män eller handjur stör de funktioner som är köns-hormonreglerade. Exempel på sådana effekter är hypospadi (missbildning där urinröret mynnar på penisens undersida) och kryptorkism (testikeln har inte vandrat ned i pungen från bukhålan eller ljumskkanalen). Mot bakgrund av gemensamma verkningsmekanismer, har vi gjort en dos-additionsberäkning för nämnda ftalater. Varje ftalat bidrar till den totala dagliga exponeringen (måttet kumulativt TDI) i proportion till sin andel av TDI för ämnet, exemplifierat med det filippinska provet i tabell 4. Den totala ftalat-exponeringen hos ett 7 månaders barn på 7 kg överskrider då 100 %¹⁹ av TDI i Filippinerna (110,95 %, se tabell 4 a), och i Tjeckien (109,8 %, se tabell 4 b). Vårt dammprov från Sverige och data från två andra svenska undersökningar finns med i grafen för jämförelser (Berg *et al.*, 2011). Med denna metodik, som även finns beskriven i den vetenskapliga litteraturen (Koch *et al.*, 2011), kan vi alltså visa att exponeringsnivån överskrider vad som anses riskfritt i flera av de undersökta länderna. Detta visar med tydlighet inte bara behovet av förbättrad riskbedömningsmetodik utan också att förekomsten av hormonstörande ämnen, inte minst ftalater, måste reduceras. Danmark är i detta avseende ett föregångsland, där miljöministern Karen Ellemann vill förbjuda import och produktion av varor innehållande de hormonstörande ftalaterna BBP, DBP, DEHP och DIBP med hänvisning till deras kombinationseffekter. Regeringen driver kravet nationellt i Danmark och via EU:s kemikalie-myndighet ECHA på EU-nivå (se http://www.mim.dk/eng/News/Minister_plans_introduction_of_four_dangerous_phthalates.htm). Om förbudet genomförs, skulle det vara första gången i historien som kemikalier förbjuds på grund av sina kombinationseffekter.

På motsvarande vis bör det vara möjligt att gruppera bromerade flamskyddsmedel och deras nedbrytningsprodukter

efter östrogena (se, t.ex., Legler *et al.*, 2003; Stoker *et al.*, 2005; Lilienthal *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2011) och sköldkörtelhormonpåverkande (se, t.ex., Legler *et al.*, 2003; Kuriyama *et al.*, 2007; Tseng *et al.*, 2008; Messer, 2010) mekanismer i riskbedömningar. I dagsläget saknas dock TDI-värden för olika PBDE. Även bisfenoler bör i riskbedömningar kunna grupperas. Bisfenol A, F och S (med vissa derivat²⁰) till exempel är östrogena och anti-androgena (se, t.ex., Satosh *et al.*, 2004; Kuruto-Niwa *et al.*, 2005). På sikt bör man eftersträva att kumulativ riskbedömning genomförs för så många kemiska ämnen och verkningsmekanismer som möjligt.

Med hormonstörande ämnen föreligger också andra problem än cocktaileffekten. I vår undersökning har vi gjort en konservativ bedömning och utgått från officiellt fastställda TDI-värden. De standardiserade försöksdjurstester som normalt ligger till grund för TDI-värden är dock inte utformade för att utvärdera hormonstörande effekter. Dessa metoder är vanligen korttidsförsök med höga exponeringsnivåer. Hormoner är dock verksamma vid extremt låga koncentrationer (i storleksordningen pg/l eller ng/l²¹) och kan ha kumulativa och fördröjda effekter som visar sig i senare livsstadier (Liney *et al.*, 2005; Matthiessen och Johnson, 2007). För hormonstörande ämnen är det även så att sambandet mellan dos och effekt ofta är svårt att förutsäga (Ge *et al.*, 2007). Att utveckla metoder som med hög känslighet förmår fånga upp störningar i de olika hormonsystemen är därför högprioriterat. Det är värt att påpeka att djurförsök många gånger inte konstaterats relevanta för att förutsäga effekter på människa²². Det är även mycket önskvärt att förbättra de cellbaserade metoderna för toxicitetstester av hormonstörande ämnen. Detta är också på gång i, till exempel, det stora projektet ”Toxicity for the 21st century” (Shukla *et al.*, 2010; Bhattacharya *et al.*, 2011). Förutom den etiska aspekten (storskaliga och generationsomfattande djurförsök kan undvikas) möjliggör sådana metoder testning av ett mycket större antal kemikalier och på betydligt kortare tid, samtidigt som ambitionen är att de skall ge

20 Ett kemiskt derivat är en kemikalie som kan skapas från en annan (moderssubstans), genom att nya kemiska grupper till den senare. Detta kan ske artificiellt när man i tillverkningsprocesser skapar nya kemikalier, eller naturligt när kemikalier bryts ned i naturen.

21 1 pg = 1/1 000 000 000 000 gram ; 1 ng = 1/1 000 000 000 gram

22 Små skillnader i kinetik (det vill säga upptag av kemikalier i kroppen, distribution, omvandling utsöndring), hormonsystem, med mera, kan ge olika resultat i olika arter.

19 Överstiger detta värde 100 %, har det tolerabla dagliga intaget av kemikalierna i blandningen överskridits och en påtaglig hälsorisk föreligger

mer relevanta resultat än djurförsök med avseende på toxicitet för människa. Cellodlingar kan, emellertid, ha sämre förmåga att metabolisera kemikalier (Coecke *et al.*, 2006). Ibland är inte substansen hormonstörande i sig, utan istället någon av dess nedbrytningsprodukter, vilket innebär att man med cellodlingar kan missa att påvisa hormonstörande effekter. Vidare kan en cellodling inte representera komplexiteten i kommunikationen som sker mellan olika delar i ett hormonsystem (O'Connor och Chapin, 2003). Eftersom vissa receptorer i hormonsystemen kan binda många olika typer av kemikalier är det också svårt att skapa fungerande datorbaserade modeller för hormonsystemen. Ambitionen med de nya testmetoderna är dock att komma till rätta med detta.

Vi kan använda kemikalien BPA som ett exempel på ovan nämnda problematik. Det är känt att dos-responskurvor för BPA inte följer linjära samband (se, t.ex., Vadenberg *et al.*, 2006; Wadia *et al.*, 2007). Man kan alltså inte utifrån iakttagelser vid exponering för en viss dos förutsäga vad som sker vid lägre doser, vilket länge ansetts vara en grundprincip i toxikologin. EFSA och US EPA har satt TDI för BPA till 0,05 mg/kg och dag, vilket är ett mycket högt värde med tanke på att ett flertal undersökningar har visat hormonstörande effekter av BPA-exponering i storleksordningen ng/kg och dag (se, t.ex., FAO/WHO, 2010; Cabaton *et al.*, 2011; Loganathan och Kannan, 2011). För dammprovet från Filippinerna, motsvarar den dagliga exponeringsnivån de koncentrationer som visat sig ge effekter i djurförsök (se Loganathan och Kannan, 2011). Trots att det dagliga BPA-intaget via dammförtäring uppskattas till mindre än 1 % av det totala BPA-intaget. (Loganathan och Kannan, 2011) är alltså exponeringen i nivå med den som påverkar försöksdjur.

Dammförtäring är som sagt bara en av flera exponeringsvägar för en kemikalie. Alla exponeringsvägar adderar till det totala dagliga intaget av en viss kemikalie. För ftalater vet vi att dammförtäring i vissa åldersgrupper och för vissa ftalater (till exempel DEHP och BBP) kan utgöra en relativt stor del av dagsintaget medan andra exponeringsvägar (födointag, inandning, hudupptag, med mera) är viktigare för andra ftalater och också kan växla mellan åldersgrupper (Wormuth *et al.*, 2006). Små barn får sannolikt i sig minst lika mycket ftalater från andra källor, som skall ad-

deras till den totala exponeringen.

Som tidigare nämnts visar vår beräkning att den sammanlagda exponeringen för ftalaterna DEHP, BBP, DBP och DINP från damm överskrider 100 % av summerat kumulativt TDI på ett par provtagningslokaler. Det vill säga påtaglig risk föreligger. Tar man dessutom hänsyn till samtliga exponeringsvägar för de studerade kemikalierna, samt att de kan ha kombinationseffekter över kemikaliegrupperna (t.ex. ftalater med flamskyddsmedel), förstärks riskbilden ytterligare.

Några dammprover hade betydligt högre halt av metaller eller metallföreningar än andra. Proverna från Tanzania och Kenya hade höga blyhalter. Man kan spekulera kring orsaken till detta, men i många länder i Syd saknas haltbegränsningar för bly i målarfärger, något som har fått SAICM²³ att göra ”Lead in Paint till ett prioriterat policyområde. Dammproven från Tanzania kommer från ett rum med målade väggar. Beräkningar av dagligt intag av bly från dessa dammprov visade också att TDI-värdet överskreds för en 7 månaders bebis. Intressant är att halten metylkvicksilver var högst i det svenska dammprovet. Dammprovet togs i en lägenhet i Hammarby Sjöstad, där det just nu pågår omfattande anläggningsarbeten som river upp damm djupt ur backen. Marken är gammal sjöbotten i vilken metylkvicksilver kan ha bildats (sker i syrefattiga bottensediment) från kvicksilver spritt av de olika småindustrier som verkade i området, innan marken sanerades och förbereddes för bostäder. Det är svårt att diskutera eventuella risker med bostadsområden på gammal industrimark baserat på ett enda prov, men just denna typ av sjönära lägen i stadsmiljö är numera mycket attraktiva för bostadsbyggande trots höga saneringskostnader. Eventuellt kan det finnas viss förhöjd risk för exponering för kemikalier från förorenad mark för boende i sådana områden i samband med anläggningsarbeten. Vårt fynd i kombination med den kunskapsbrist som råder rörande många kemikaliers miljö- och hälsoeffekter och kombinationseffekter gör också att man kan ifrågasätta att gammal industrimark exploateras för bostadsbyggande istället för annan markanvändning där människor exponeras i mindre utsträckning.

23 SAICM står för Strategic Approach to International Chemicals Management och är ett globalt policyarbete i FN:s regi. Det syftar till att all kemikalieproduktion och användning till senast 2020 skall ske på ett säkert vis så att skador på miljön och hälsa blir minimala. Se www.saicm.org.

Naturskyddsföreningens rekommendationer och krav

Naturskyddsföreningen stödjer till fullo den danska regeringens krav på att förbjuda DEHP, DBP och BBP i varor på EU-marknaden, i både EU-producerade och importerade varor. Vi uppmanar den svenska regeringen att ge Danmark sitt fulla stöd i frågan och snarast införa förbudet i Sverige.

För att förbättra riskbedömningen för hormonstörande kemikalier i EU (och för kemikalier generellt), föreslår Naturskyddsföreningen följande²⁴:

- I REACH²⁵ och övrig kemikalielagstiftning inom EU måste metodik fastställas för utvärdering av hormonstörande kemikalier och vilka nivåer av osäkerhet som är acceptabla i utvärderingarna. I avsaknad av standardiserade tester för effekter av hormonstörande kemikalier är det av största vikt att all tillgänglig kunskap beaktas. Större vikt måste här läggas vid oberoende universitetsforskning. Särskild hänsyn behöver tas till effekter av lågdosexponeringar, när publicerad data om sådana finns tillgänglig. Med vetskap om hormonsystemens natur är det särskilt viktigt att tillämpa försiktighetsprincipen på hormonstörande kemikalier, vilket under osäkerhet innebär worst-case klassificering snarare än ett frikännande av substanser.
- Föreligger data som visar på eller antyder att kemikalier har samma verkningsmekanism, (vilket i fallet med hormonstörande ämnen bör tolkas som att de kan störa samma hormonella funktion) ska dos-additionsmodellen tillämpas. Saknas sådan information bör istället en extra säkerhetsfaktor för eventuella kombinationseffekter tillämpas. Det ger en bättre säkerhetsmarginal i riskbedömningarna, i enlighet med försiktighetsprincipen som alltid bör vara en ledstjärna i toxikologisk riskbedömning.
- Utvärderingar av kemikalier enligt REACH sker i tre steg: registrering, bedömning och auktorisering. I

registreringssteget kan det tänkas räcka med toxicitetsdata från cellodlingstester, men man skall ha i åtanke att cellodlingar kan missa att visa effekter av hormonstörande metaboliter från testade kemikalier²⁶. I bedömningssteget bör mer omfattande tester krävas. Tyvärr är dessa i dagsläget djurtester och generationstester kan bli nödvändiga för att fånga upp effekter av hormonstörande kemikalier. Man bör dock komma ihåg att djurtesterna inte är validerade med avseende på deras förmåga att förutsäga toxicitet för människa. Vi uppmanar OECD att fortsatt lägga högsta prioritet på att ta fram standardiserade tester för effekter av hormonstörningar och för att hitta alternativ till djurtester. Satsningen på moderna och mer relevanta testmetoder (som, till exempel, TOX 21) behöver prioriteras och förstärkas. Det är en förutsättning för att kunskap om det stora antalet kemikalier som finns i omlopp i samhället och kombinationseffekter av dem skall kunna tas fram på rimlig tid.

- Idag gäller i EU att alla kemikalier som produceras eller importeras i mängder som överskrider ett ton skall registreras enligt REACH. Eftersom hormonstörande kemikalier är verksamma vid mycket låga halter, är 1-tons-gränsen i dag i REACH alldeles för hög och behöver justeras för denna och andra grupper av kemikalier.

I dagsläget finns inget krav på miljöövervakning för de kemikalier som slipper igenom granskningen i REACH. Eftersom det nu inte finns någon metodik för att utvärdera hormonstörande kemikalier, riskerar sådana att godkännas via REACH. Naturskyddsföreningen tycker att det skall vara krav på att alla kemikalier som godkänns via REACH miljöövervakas, för att bekräfta att de inte medför oacceptabla risker. Övervakningen ska bekostas av de företag som registrerar kemikalier i proportion till produktions- eller användningsvolymerna av kemikalierna, analogt med pol-

²⁴ Se vidare resonemang och krav i Naturskyddsföreningens policy för miljögifter.

²⁵ REACH står för Registration Evaluation Authorisation and Restriction of Chemicals och är EU:s kemikalielagstiftning sedan 2007.

²⁶ Metabolit är ett vetenskapligt ord för nedbrytningsprodukter.

luter pays principle. Forskningen kring framtagning av biologiska markörer (ofta på cellnivå) bör intensifieras, för att i miljöövervakningen kunna vara tidiga diagnostiska redskap för att påvisa effekter av kemikalierna innan de manifesterar sig på individ- och populationsnivå.

I Naturskyddsföreningens rapport "Rädda mannen" som presenterades under våren 2011, går vi igenom våra politiska krav mer utförligt.

Faktarutor

Efter kontakt med Naturskyddsföreningens samarbetsorganisationer har det framkommit att förbud och begränsningar av nedanstående kemikalier generellt sett saknas i stora delar av Syd. Undantaget är nappflaskor till barn, där förbud (eller förslag därtill) mot bisfenol A numera föreligger i vissa delar av världen. Samtliga deltagande europeiska länder är medlemmar av EU och omfattas därigenom i mycket stor omfattning av gemensam kemikalielagstiftning.

Bisfenol A (BPA)

BPA används huvudsakligen till produktion av polycarbonatplast och till s.k. epoxiinhållande limmer. Polycarbonatplaster har stor spridning och användning i samhället, t.ex. i vattenflaskor, sportutrustning, CD och DVD och glasögonlinser.

Kända miljö- och hälsoproblem:

BPA har hormonliknande egenskaper, vilka kan orsaka fosterskador vid exponering under fosterstadium, fortplantningsstörningar, påverka immunförsvaret, och man misstänker också att BPA är cancerframkallande. Baserat på laboratorieförsök och observationer av olika organismer i miljön, anses BPA kunna leda till feminisering av hanar. BPA är klassificerat som farligt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön.

Restriktioner och gränsvärden:

EU och Kanada har förbjudit BPA i nappflaskor. I Malaysia träder ett sådant förbud i kraft i mars 2012 och även i Sydafrika finns ett förslag till förbud. Den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, EFSA, har fastställt det tolerabla dagliga intaget (TDI) av BPA till 50 µg/kg kroppsvikt/dag. Denna gräns är dock mycket omdiskuterad, då långt lägre exponeringsnivåer visat sig påverka försöksdjur. Under vintern 2010/2011 genomförde Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket en gemensam utredning om BPA, med särskilt fokus på barns exponering.

Polybromerade difenyletrar (PBDE:er)

Polybromerade difenyletrar används som flamskyddsmedel i elektroniska produkter, möbler, fordon, plastartiklar och textilier.

Kända miljö- och hälsoproblem:

PBDE:er är en grupp av ca. 70 olika föreningar och tillhör gruppen bromerade flamskyddsmedel. De olika varianterna har fått sina namn från antal bromatomer som ingår i föreningen. Tri-BDE har alltså tre brom, medan tetra-BDE har fyra (osv). PBDE:er är i varierande grad fettlösliga och svårnedbrytbara och vissa tas lätt upp i organismer och sprids i ekosystemens näringsvävar, där de blir kvar under lång tid. Med undantag för några av föreningarna, såsom penta-PDE, okta-BDE och deka-BDE, är kunskapsluckorna kring miljö- och hälsoeffekter ännu stora. Känt är emellertid att många PBDE:er är mycket giftiga för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön. Vissa skadar nervsystemet och okta-BDE är klassificerat som fortplantningsstörande.

Restriktioner:

PBDE:er är förbjudna att användas i elektriska och elektroniska produkter inom EU, via det s.k. ROHS-direktivet. I EU är dessutom är penta- och okta-BDE:er över en viss halt förbjudna i kemiska produkter. Stockholmskonventionen, en global överenskommelse med syfte att eliminera de farligaste och mest långlivade organiska miljögifterna, har fört upp många PBDE:er på sin utfasningslista. Detta gäller tetra-BDE, penta-BDE, hexa-BDE, hepta-BDE och okta-BDE. Av länderna i vår undersökning har alla utom Italien och Malaysia ratificerat Stockholmskonventionen. Det åligger dock de enskilda länderna att implementera konventionen och i exempelvis Uganda görs det inte ännu.

Ftalater

Ftalater är en grupp av kemikalier som produceras i stora mängder och förekommer i en lång rad vardagsartiklar. Små/lätta ftalater (eg. låg molekylvikt) finner man i kosmetika medan större/tyngre ftalater (eg. hög molekylvikt) används som mjukgörare i plast. Det är främst de stora ftalaterna som är förknippade med negativa hälsoeffekter. Bland dessa hittar man dibutylftalat (DBP), diethylhexylftalat (DEHP), bensylbutylftalat (BBP), diisobutylftalat (DIBP), diisodecylftalat (DIDP), diisononylftalat (DINP) och di-n-oktylftalat (DNOP).

Kända miljö- och hälsoegenskaper:

DBP, DEHP, BBP, DIBP, DIDP, DINP, DNOP är hormonstörande (i varierande grad) och kan störa fosterutveckling och fortplantningsförmåga. Vissa ftalater har också miljöfarliga egenskaper. Exempelvis är DBP och BBP bioackumulerande och mycket giftiga för vattenlevande organismer.

Restriktioner och gränsvärden:

Fyra ftalater (DEHP, DBP, BBP och DIBP) finns upptagna på kandidatlistan till REACH, vilket innebär att de identifierats som särskilt farliga ämnen. Att de finns med på kandidatlistan innebär att försäljaren av en vara som innehåller mer än 0,1 % av någon av dessa ftalater har en skyldighet att, på begäran, informera sina kunder om detta. Sedan våren 2011 är BBP, DBP och DEHP upptagna i bilaga XIV till REACH, något som medför att det inom ett par år kommer att krävas särskilt tillstånd för att få använda dem.

Särskilda regler begränsar hur ftalater får användas i leksaker. DEHP, DBP, BBP får inte förekomma i halter över 0,1 % i några leksaker eller barnvårdsartiklar, medan DIDP, DINP och DNOP är förbjudna över 0,1 % i leksaker eller barnvårdsartiklar som kan stoppas i munnen. DEHP är ett av Vattendirektivets prioriterade ämnen och skall således fasas ut.

Den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, EFSA, har fastställt det tolerabla dagliga intaget (TDI) för flera ftalater; DEHP: 50 µg/kg kroppsvikt/dag, DBP: 10 µg/kg kroppsvikt/dag, BBP: 500 µg/kg kroppsvikt/dag och DINP: 150 µg/kg kroppsvikt/dag

Sedan våren 2011 arbetar Danmark för ett förbud inom EU, av ftalaterna DEHP, DBP, BBP och DIBP med hänvisning till deras kombinationseffekter, i vissa produkter.

Referenser

- Abb, M., Heinrich, T., Sorkau, E., Lorenz, W., 2009. Phthalates in dust. *Environment International* 35, 965-970.
- Ahmed, O., M., El-Gareib, A.W., El-Bakry, A.M., Abd El-Tawab, S.M., Ahmed, R.G., 2008. Thyroid hormones states and brain development interactions. *International Journal of Developmental Neuroscience* 26, 147-209.
- Al Bitar, 2004. Hazardous chemicals in Belgian house dust. Greenpeace Belgium, Brussels.
- Ali, N., Harrad, S., Goosey, E., Neels, H., Covaci, A., 2011. Novel brominated flame retardants in Belgian and UK indoor dust: implications for human exposure. *Chemosphere* 83, 1360-1365.
- Andersen, H.R., Andersson, A.M., Arnold, S.F., Autrup, H., Barfoed, M., Beresford, N.A., Bjerregaard, P., Christiansen, L.B., Gissel, B., Hummel, R., Jorgensen, E.B., Korsgaard, B., Le Guevel, R., Leffers, H., McLachlan, J., Moller, A., Nielsen, J.B., Olea, N., Oles-Karasko, A., Pakdel, F., Pedersen, K.L., Perez, P., Skakkeboek, N.E., Sonnenschein, C., Soto, A.M., Sumpter, J.P., Thorpe, S.M., Grandjean, P., 1999. Comparison of short-term estrogenicity tests for identification of hormone-disrupting chemicals. *Environmental Health Perspectives* 107, 89-108.
- Bhattacharya, S., Zhang, Q., Carmichael, P., Boekelheide, K., Andersen, M., 2011. Toxicity Testing in the 21st Century: Defining New Risk Assessment Approaches Based on Perturbation of Intracellular Toxicity Pathways. *PLoS ONE* 6(6): e20887. doi:10.1371/journal.pone.0020887.
- Berg, C., Torgrip, R., Emenius, G., Östman, C., 2011. Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust – a multi location indoor study. *Indoor Air* 21, 67-76.
- Bjorklund, J.A., Thuresson, K., De Wit, C.A., 2009. Perfluoroalkyl compounds (PCFs) in indoor dust: concentrations, human exposure estimates and sources. *Environmental Science and Technology* 43, 2276-2281.
- Borget, C.J., Quill, T.F., McCarty, L.S., Mason, A.M., 2004. Can mode of action predict mixture toxicity for risk assessment? *Toxicology and Applied Pharmacology* 201, 85-96.
- Boberg, J., Christiansen, S., Axelstad, M., Kledal, T.S., Vinggaard, A.M., Dalgaard, M., Nellemann, C., Hass, U., 2011. Reproductive and behavioral effects of diisononyl phthalate (DINP) in perinatally exposed rats. *Reproductive Toxicology* 31, 200-209.
- Bornehag, C.-G., Lundgren, B., Weschler, C.J., Sigsgaard, T., Hagered-Engman, L., Sundell, J., 2005. Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics. *Environmental Health Perspectives* 113, 1399-1403.
- Breous, E., Wenzel, A., Loos, U., 2005. The promoter of the human sodium/iodide symporter responds to certain phthalate plasticisers. *Molecular and Cellular Endocrinology* 244, 75-78.
- Brian, J.V., Harris, C.A., Scholze, M., Backhaus, T., Booy, P., Lamoree, M., Pojana, G., Jonkers, N., Runnalls, T., Bonfa, A., Marconni, A., Sumpter, J.P., 2005. Accurate prediction of the response of fresh water fish to a mixture of estrogenic chemicals. *Environmental Health Perspectives* 113, 721-728.
- Brown, S.K., Sim, M.R., Abramson, M.J., Gray, C.N., 1994. Concentrations of volatile organic compounds in indoor air – a review, *Indoor Air* 4, 123-134.
- Cabaton, N.J., Wadia, P.R., Rubin, B.S., Zalko, D., Schaeberle, C.M., Askenase, M.H., Gadbois, J.L., Tharp, A.P., Whitt, G., Sonnenschein, C., Soto, A.M., 2011. Perinatal exposure to environmentally relevant levels of bisphenol A decreases fertility and fecundity in CD-1 mice. *Environmental Health Perspectives* 119, 547-552.
- Canosa, P., Pérez-Palacios, D., Garrido-López, A., Tena, M.T., Rodríguez, I., Rubi, W., Cela, R., 2007. Pressurized liquid extraction with in-cell clean-up followed by gas chromatography-tandem mass spectrometry for the selective determination of parabens and triclosan in indoor dust. *Journal of chromatography* 1161, 105-112.
- Chattopadhyay, G., Lin, K. C.-P., Feitz, A.J., 2003. Household dust metal levels in the Sydney metropolitan area. *Environmental Research* 93, 301-307.
- Coecke, S., Ahr, H., Blaauboer, B.J., Bremer, S., Casati, S., Castell, J., Combes, R., Corvi, R., Crespi, C.L., Cunningham, M.L., Elaut, G., Eletti, B., Freidig, A., Gennari, A., Ghersi-Egea, J.-F., Guillouzo, A., Hartung, T., Hoet, P., Ingelman-Sundberg, M., Munn, S., Janssens, W., Ladstetter, B., Leahy, D., Long, A., Meneguz, A., Monshouwer, M., Morath, M., Nagelkerke, F., Pelkonen, O., Ponti, J., Prieto, P., Richert, L., Sabbioni, E., Schaack, B., Steiling, W., Testai, E., Vericat, J.-A., Worth, A., 2006. Metabolism: a bottleneck in in vitro toxicological test development. The report and recommendations of ECVAM workshop 54. *Altern. Lab. Anim.* 34, 49-84, 1.
- D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Van Campenhout, K., de Voogt, P., Bervoets, L., 2010. Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere* 81, 478-487.
- De Winter-Sorkina, R., Bakker, M.I., van Donkersgoed, G., van Klaveren, J.D., 2003. Dietary intake of heavy metals (cadmium, lead and mercury) by the Dutch population. RIVM report 320103001/2003, 49 pp.
- De Wit, C.A., 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46, 583-624.
- De Wit, C.A., Aalee, M., Muir, D.C.G., 2006. Levels and trends of brominated retardants in the Arctic. *Chemosphere* 64, 209-233.
- de Wit, C.A., Herzke, D., Vorkamp, K., 2010. Brominated flame retardants in the Arctic environment - trends and new candidates. *Science of the Total Environment* 48, 2885-2918.
- European Commission, 2001. White paper on strategy for a future chemicals policy, COM(2001) 88.
- FAO/WHO, 2010. Joint FAO/WHO Expert meeting to review toxicological and health aspects of bisphenol A (www.who.int/foodsafety/chem/chemicals/BPA_Summary2010.pdf).
- Fromme, H., Körner, W., Nabil Shahin, Wanner, A., Albrecht, M., Boehmer, S., Pralar, H., Mayer, R., Liebl, B., Bolte, G., 2009. Human exposure to polybrominated ethers (PBDE) as evidenced by data from a duplicate diet study, indoor air, house dust, and biomonitoring in Germany. *Environment International* 35, 1125-1135.
- Gray, L.E. Jr, Ostby, J., Furr, J., Price, M., Veeramachaneni, D.N., Parks, L., 2000. Perinatal exposure to the phthalates DEHP, BBP, and DINP, but not DEP, DMP, or DOTP, alters sexual differentiation of the male rat. *Toxicological Science*, 350-65.
- Ge, R.S., Chen, G.R., Dong, Q., Akingbemi, B., Scottas, C.M., Santos, M., Sealon, S.C., Bernard, D.J., Hardy, M.P., 2007. Biphasic effects of postnatal exposure to diethylhexylphthalate on the timing of puberty in male rats. *Journal of Andrology* 28, 513-20.
- Geens, T., Roosens, L., Neels, H., Covaci, A., 2009. Assessment of human exposure to Bisphenol-A, Triclosan and Tetrabromobisphenol- A through indoor dust intake in Belgium, *Chemosphere* 76, 755-760.
- Goosey, E., Harrad, S., 2011. Perfluoroalkyl compounds in dust from Asian, Australian, European, and North American homes and UK cars, classrooms, and offices. *Environment International* 37, 86-92.

- Harrad, S., Hazrati, S., 2006. Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 40, 4633-4638.
- Harrad, S., Ibarra, C., Robson, M., Melymuk, L., Zhang, X., Diamond, M., Douwes, J., 2009. Polychlorinated biphenyls in domestic dust from Canada, New Zealand, United Kingdom and United States: Implications for human exposure. *Chemosphere* 76, 232-238.
- Harris, C.A., Henttu, P., Parker, M.G., Sumpter, J.P., 1997. The estrogenic activity of phthalate esters in vitro. *Environmental Health Perspectives* 105, 802-811.
- Jacobsen, P.R., Christiansen, S., Boberg, J., Nellemann, C., Hass, U., 2010. Combined exposure to endocrine disrupting pesticides impairs parturition, causes pup mortality and affects sexual differentiation in rats. *International Journal of Andrology* 33, 434-442.
- Jobling, S., Reynolds, T., White, R., Parker, M.G., Sumpter, J.P., 1995. A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly estrogenic. *Environmental Health Perspectives* 103, 582.
- Johnson-Restrepo, B., Kannan, K., 2009. An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere* 76, 542-548.
- Kang, Y., Wang, H.S., Cheung, W.C., Wong, M.H., 2011. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in indoor dust and human hair. *Atmospheric Environment* 45, 2386-2393.
- Kato, K., Calafat, A.M., Needham, L.L., 2009. Polyfluoroalkyl chemicals in house dust. *Environmental Research* 109, 518-523.
- Kim, N., Fergusson, J., 1993. Concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in house dust in Christchurch, New Zealand. *The Science of the Total Environment* 138, 1-21.
- Koch, H.M., Wittassek, M., Brüning, T., Angerer, J., Heudorf, U., 2011. Exposure to phthalates in 5-6 years old primary school starters in Germany - a human biomonitoring study and a cumulative risk assessment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214, 188-195.
- Kuriyama, S.N., Wanner, A., Fidalgo-Neto, A.A., Talsness, C.E., Koerner, W., Chahoud, U., 2007. Developmental exposure to low dose PBDE-99: Tissue distribution and thyroid hormone levels. *Toxicology* 242, 80-90.
- Legler, J., Brouwer, A., 2003. Are brominated flame retardants endocrine disruptors? *Environment International* 29, 879-885.
- Lilienthal, H., Hack, A., Roth-Härer, A., Wichert Grande, S., Talsness, C.E., 2006. Effects of Developmental Exposure to 2,2', 4,4', 5-pentabromodiphenyl ether (PBDE-99) on sex steroids, sexual development, and sexually dimorphic behavior in rats. *Environmental Health Perspectives* 114, 194-200.
- Liney, K.E., Jobling, S., Shears, J.A., Simpson, P., Tyler, C.R., 2005. Assessing the sensitivity of different life stages for the sexual disruption in roach (*Rutilus rutilus*) exposed to effluents from wastewater treatment works. *Environmental Health Perspectives* 113, 1299-1307.
- Liu, H., Hu, W., Sun, H., Shen, O., Wang, X., Lam, M.H.W., Giesy, J.P., Zhang, X., Yu, H., 2011. In vitro profiling of endocrine disrupting potency of 2,2', 4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) and related hydroxylated analogs (HO-PDEs). *Marine Pollution Bulletin* 63, 28.
- Loganathan, S.N., Kannan, K., 2011. Occurrence of bisphenol A in indoor dust from two locations in the eastern United States and implications for human exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 61, 68-73.
- Lorber, M., 2008. Exposure of Americans to polybrominated diphenyl ethers. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 18, 2-19.
- Matthiessen, P., Johnson, I., 2007. Implications of research on endocrine disruption for environmental risk assessment, regulation and monitoring in the European Union. *Environmental Pollution* 146, 9-18.
- Messer, A., 2010. Mini-review: Polybrominated diphenyl ether (PBE) flame retardants as potential autism risk factors. *Physiology and Behavior* 100, 245-249.
- Moriwaki, H.Y., Takahashi, Y., Arakawa, R., 2003. Concentrations of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in vacuum cleaner dust collected in Japanese homes. *Journal of Environmental Monitoring* 5, 753-757.
- Mølhave, L., Clausen, G., Berglund, B., De Ceaurriz, J., Kettrup, A., Lindvall, T., Maroni, A., Pickering, A.C., Risse, Y., Rothweiler, H., Seifert, B., Younes, M., 1997. Total volatile organic compounds (TVOC) in indoor air quality investigations. *Indoor Air* 7, 225-240.6, 597-603.
- Møller, N., Vendelbo, M.H., Kampmann, U., Christensen, B., Madsen, M., Norrelund, H., Jørgensen, J.O., 2009. Growth hormone and protein metabolism. *Clinical Nutrition* 28, 597-603.
- Mylchreest, E., Sar, M., Cattley, R.C., Foster, P.M., 1999. Disruption of androgen-regulated male reproductive development by di(n-butyl) phthalate during late gestation in rats is different from flutamide. *Toxicological Applied Pharmacology* 156, 81-95.
- Nagorka, R., Conrad, A., Scheller, C., Süßenbach, B., Moriske, H.-J., Diisononyl 1,2-cyclohexanedicarboxylic acid (DINCH) and Di(2-ethylhexyl)terephthalate (DEHT) in indoor dust samples: Concentration and analytical problems. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214, 26-35.
- Naturskyddsforeningen, 2011. Rädda mannen – miljögifter påverkar fertilitet och utveckling.
- Nielsen, E., Ostergaard, G., Thorup, I., Ladefoged, O., Jelnes, O. and Jelnes, J.E., 2000. Toxicological evaluation and limit values for Nonylphenol, Nonylphenol ethoxylates, tricresyl, phosphates and benzoic acid. The Institute of Food Safety and Toxicology, Danish Veterinary and Food Administration. Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project No. 512, 2000.
- Nunez, J., Celi, F.S., Ngand, L., Forrest, D., 2008. Multigenic control of thyroid hormone functions in the nervous system. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 287, 1-12.
- O'Connor, J.C., Chapin, R.E., 2003. Critical evaluation of observed adverse effects of endocrine active substances on reproduction and development, the immune system, and the nervous system, In; Miyamoto, J., Burger, J. (Eds.), *Implication of Endocrine Active Substances for Human and Wildlife*, Pure and Applied Chemistry, 75, pp. 2099-2123.
- Oomen, A.G., Janssen, P.J.C.M., Dusseldorp, A., Noorlander, C.W., 2008. Exposure to chemicals via house dust. *Centre for Substances and Integrated Risk Assessment*, 89 pp.
- Plankett, L.M., Turnbull, D., Rodricks, J.V. Differences between adults and children affecting exposure assessment. In: Guzelian, P., Henry, C., Ollin, S. (eds.), *Similarities and differences between children and adults: implications for risk assessment*. ILSI Press 1992, Washington DC., pp. 79-94.
- Paustenbach, D.J., Finley, B.L., Long, T.F., 1997. The critical role of house dust in understanding the hazards posed by contaminated soils. *International Journal of Toxicology* 16, 339-362.

- Rasmussen, P.E., Subramanian, K.S., Jessiman, B.J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267, 125-140.
- Rider, C.V., Furr, J.R., Wilson, V.S., Gray, L.E., Jr., 2010. Cumulative effects of in utero administration of mixtures of reproductive toxicants that disrupt common target tissues via diverse mechanisms of toxicity. *International Journal of Andrology* 33, 443-462.
- Roberts, J.W., Wallace, L.A., Camann, D.E., Dickey, P., Gillbert, S.G., Lewis, R.G., Takaro, T.K., 2009. Monitoring and reducing exposure of infants to pollutants in house dust. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 201, 1-39.
- Ryoko, K.-N., Ryushi, N., Takashi, M., Tatsushi, S., Yoshiyasu, T., 200. Estrogenic activity of alkylphenols, bispheno S and their chlorinated derivatives using a GFP expression system. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 19, 121-130.
- Rudel, R., Camann, D., Spengler, J., Korn, L., Brody, J., 2003. Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers and other endocrine disrupting compounds in indoor air and dust. *Environmental Science and Technology* 37, 4543-4553.
- Santillo, D., Labunska, I., Davidsson, H., Johnston, P., Strutt, M., Knowels, O., 2003. Consuming chemicals – hazardous chemicals in house dust as an indicator of chemical exposure in the home #2, Greenpeace, 104 pp.
- Satsoh, K., Ohyama, K., Aokia, N., Lidab, M., Nagaia, F., 2004. Study on anti-androgenic effects of bisphenol A diglycidyl ether (BADGE), bisphenol F diglycidyl ether (BFDGE) and their derivatives using cells stably transfected with human androgen receptor, AR-Eco Screen. *Food and Chemical Toxicology* 42, 983-993.
- Shukla, S.J., Huang, R., Austin, C.P., Xia, M., 2010. The future of toxicity testing: a focus on in vitro methods using a quantitative high throughput screening platform. *Drug Discovery Today* 15, 997-1007.
- Smith, K., 1988. Air pollution: assessing total exposure in the United States. *Environment* 30, 10-38.
- Stoker, T.E., Cooper, R.L., Lambright, C.S., Wilson, V.S., Furr, J., Gray, L.E., 2005. In vivo and in vitro anti-androgenic effects of DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether (PBDE) mixture. *Toxicology and Applied Pharmacology* 207, 78-88.
- Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S.-I., 2009. Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan. *Chemosphere* 76, 270-277.
- ¹Tan, J., Cheng, S.M., Loganath, A., Chong, Y.S., Obbard, J. P., 2007. Polybrominated diphenyl ethers in house dust in Singapore. *Environmental International* 37, 592-596.
- ²Tan, J., Cheng, S.M., Loganath, A., Chong, Y.S., Obbard, J. P., 2007. Selected organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in house dust in Singapore. *Chemosphere* 68, 1675-1682.
- Teseng, L.-H., Li, M.-H., Tsai, S.-S., Lee, C.-W., Pan, M.-H., Yao, W.-J., Hsu, P.-C., 2008. Developmental exposure to decabromodiphenyl ether (PBDE 209): Effects on thyroid hormone and hepatic enzyme activity in male mouse offspring. *Chemosphere* 70, 640-647.
- Quirós- Alcalá, L., Bradman, A., Nishioka, M., Harnly, M.E., Hubbard, A., McKone, T.E., Eskenazi, B., 2011. Concentrations and loadings of polybrominated diphenyl ethers in dust from low-income households in California. *Environment International* 37, 592-596.
- Vandenberg, L.N., Wadia, P.R., Schaeberle, C.M., Rubin, B.S., Sonnenschein, C., Sotho, A.M., 2006. The mammary gland, response to estradiol: monotonic at the cellular level, non-monotonic at the tissue-level of organization? *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology* 101, 263-274.
- Vettorazzi, G., 1987. Advances in the safety evaluation of food additives. A conceptual and historical overview if the acceptable daily intake (ADI) and acceptable daily intake "not specified". *Food Additives Contamination* 4, 331-356.
- Vorhees, D.J. Polychlorinated biphenyls. In: Spengler, J.D., Samet, J.M., McCarthy, J.F. (eds.), *Indoor Air Quality Handbook*. McGraw-Hill, New York 2001, pp. 36.1-36.24.
- Vijayakumar, A., Novosyadlyy, R., Wu, Y.J., Yakar, S., LeRoith, D., 2010. Biological effects of growth hormone on carbohydrate and lipid metabolism. *Growth hormone and IGF Research* 20, 1-7.
- Wadia, P.R., Vandenberg, L.N., Schaeberle, C.M., Rubin, B.S., Sonnenschein, C., Soto, A.M., 2007. Perinatal Bisphenol A exposure increases estrogen sensitivity of the mammary gland in diverse mouse strains. *Environmental Health Perspectives* 115, 592-598.
- Wenzel, A., Franz, C., Breous, E., Loos, U., 2005. Modulation of iodide uptake by dialkyl phthalate plasticisers in FRTL-5 rat thyroid follicular cells. *Molecular and Cellular Endocrinology* 244, 63-71.
- Weschler, C.J., Nazaroff, W.W., 2008. Semivolatile organic compounds in indoor environments. *Atmospheric Environment* 42, 9018-9040.
- Wormuth, M., Scheringer, M., Wollenweider, M., Ungerbühler, K., 2006. What are the sources to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans? *Risk analysis* 26, 803-823.
- Zacharewski, T.R., Meek, M.D., Clemons, J.H., Wu, Z.F., Fielden, M.R., Matthews, J.B., 1998. Examination of the in vitro and in vivo estrogenic activities of eight commercial phthalate esters. *Toxicological Science* 46, 282-293.

Bilagor

Bilaga I

Här finns en sammanställning av publicerade mediankoncentrationer i hushållsdamm av de kemikalier som Naturskyddsföreningen undersökte.

Tabell: Kemikalie, koncentration (ng/g), land och referens.

Kemikalie	Mediankoncentration, om inget annat anges (ng/g)	Land	Referenser
Bromerade difenyletrar			
PBDE 100	0,54 ²⁷ 84,9 (n=23)	Japan Kina	Takigami <i>et al.</i> , 2009 Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 119	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PBDE 126	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PBDE 138	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PBDE 153	6,9 (n=31) 2,01 ²⁸	Singapore Japan	¹ Tan <i>et al.</i> , 2007 Takigami <i>et al.</i> , 2009
PBDE 154	3,50 (n=31) 0,99 ²⁹	Singapore Japan	¹ Tan <i>et al.</i> , 2007 Takigami <i>et al.</i> , 2009
PBDE 156	22,5 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 17	9,2 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 183	18,0 (n=31)	Singapore	¹ Tan <i>et al.</i> , 2007
PBDE 184	75,4 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 191	2,8 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE196	2,30 (n=45)	Belgium	D'Hollander <i>et al.</i> , 2010
PBDE 197	1,4 (n=39) 15,0 (n=23)	Belgium Kina	Ali <i>et al.</i> , 2011 Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 206	50,5 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 207	47,3 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 209	425,00 (n=22) 420,00 (n=58) 7100 (n=100) 1000 (n=31) 390,0 ³⁰ 1401,0 (n=23)	Spanien Frankrike Storbritannien Singapore Japan Kina	Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 ¹ Tan <i>et al.</i> , 2007 Takigami <i>et al.</i> , 2009 Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 28	0,28 (n=58) 0,35 (n=100) 0,60 (n=31) 37,60 (n=23)	Frankrike Storbritannien Singapore Kina	Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 ¹ Tan <i>et al.</i> , 2007 Kang <i>et al.</i> , 2011

27 Medelvärde av prover från två hus.

28 Medelvärde av prover från två hus.

29 Medelvärde av prover från två hus.

30 Medelvärde av prover från två hus.

PBDE 47	13,00 (n=22)	Spanien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	24,00 (n=58)	Frankrike	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	1,60 (n=100)	Storbritannien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	20,00 (n=31)	Singapore	¹ Tan <i>et al.</i> , 2007
	102,00 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 49	10,1 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 66	8,6 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 71	31,9 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 77	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PBDE 85	30,60 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
PBDE 99	17,50 (n=22)	Spanien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	28,50 (n=23)	Frankrike	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	44,00 (n=100)	Storbritannien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	4,2 (n=31)	Singapore	¹ Tan <i>et al.</i> , 2007
	5,4 (n=23)	Kina	Kang <i>et al.</i> , 2011
Polyklorerade bifenyletrar			
PCB 28	0,2 (n=31)	Singapore	² Tan <i>et al.</i> , 2007
	7,3 (n=10)	Kanada	Harrad <i>et al.</i> , 2009
	3,4 (n=20)	Storbritannien	Harrad <i>et al.</i> , 2009
PCB 52	7,2 (n=10)	Kanada	Harrad <i>et al.</i> , 2009
	1,8 (n=20)	Storbritannien	Harrad <i>et al.</i> , 2009
PCB101	0,5 (n=31)	Singapore	² Tan <i>et al.</i> , 2007
	8,8 (n=10)	Kanada	Harrad <i>et al.</i> , 2009
	1,2 (n=20)	Storbritannien	Harrad <i>et al.</i> , 2009
PCB 118	0,3 (n=31)	Singapore	² Tan <i>et al.</i> , 2007
	8,7 (n=10)	Kanada	Harrad <i>et al.</i> , 2009
	0,92 (n=20)	Storbritannien	Harrad <i>et al.</i> , 2009
PCB 138	9,5 (n=10)	Kanada	Harrad <i>et al.</i> , 2009
	1,1 (n=20)	Storbritannien	Harrad <i>et al.</i> , 2009
PCB 152	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PCB 180	0,1 (n=31)	Singapore	² Tan <i>et al.</i> , 2007
	6,8 (n=10)	Kanada	Harrad <i>et al.</i> , 2009
	0,89 (n=20)	Storbritannien	Harrad <i>et al.</i> , 2009

Ftalater			
BBP	82 200 (n=5)	Tyskland	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	4540 (n=22)	Spanien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	28 200 (n=58)	Frankrike	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	23 600 (n=5)	Italien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	24 500 (n=100)	Storbritannien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	97 560 (n=51)	Belgien	Al Bitar, 2004
	135 000 (n=346)	Sverige	Bornehag <i>et al.</i> , 2005
	15 200 (n=30)	Tyskland	Abb <i>et al.</i> , 2009
DIBP	36 500 (n=5)	Tyskland	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	148 999 (n=22)	Spanien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	118 800 (n=58)	Frankrike	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	180 100 (n=5)	Italien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	43 200 (n=100)	Storbritannien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	56 820 (n=51)	Belgien	Al Bitar, 2004
	45 000 (n=346)	Sverige	Bornehag <i>et al.</i> , 2005
Di-isobutyladipat	Ingen information	Ingen information	Ingen information
DNOP	Ingen information	Ingen information	Ingen information
DBP	44 100 (n=5)	Tyskland	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	79 400 (n=22)	Spanien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	55 300 (n=58)	Frankrike	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	42 800 (n=5)	Italien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	52 000 (n=100)	Storbritannien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	97 560 (n=51)	Belgien	Al Bitar, 2004
	150 000 (n=346)	Sverige	Bornehag <i>et al.</i> , 2005
	87 400 (n=30)	Tyskland	Abb <i>et al.</i> , 2009
Dibutyladipat	Ingen information	Ingen information	Ingen information
DEHP	996 000 (n=5)	Tyskland	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	317 200 (n=22)	Spanien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	504 600 (n=58)	Frankrike	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	434 300 (n=5)	Italien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	195 400 (n=100)	Storbritannien	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	244 990 (n=51)	Belgien	Al Bitar, 2004
	770 000 (n=346)	Sverige	Bornehag <i>et al.</i> , 2005
	604 000 (n=30)	Tyskland	Abb <i>et al.</i> , 2009

Diethyladipat	Ingen information	Ingen information	Ingen information
DEHA	Ingen information	Ingen information	Ingen information
DEP	12 900 (n=5) 5330 (n=22) 6870 (n=58) 6780 (n=5) 3500 (n=100) 3770 (n=51)	Tyskland Spanien Frankrike Italien Storbritannien Belgien	Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 Al Bitar, 2004
DIDP	61 150 (n=51) 33 600 (n=30)	Belgien Tyskland	Al Bitar, 2004 Abb <i>et al.</i> , 2009
DIHP	Ingen information	Ingen information	Ingen information
DINP	113 000 (n=5) 115 300 (n=58) 102 910 (n=51) 41 000 (n=346) 129 000 (n=30)	Tyskland Frankrike Belgien Sverige Tyskland	Santillo <i>et al.</i> , 2003 Santillo <i>et al.</i> , 2003 Al Bitar, 2004 Bornehag <i>et al.</i> , 2005 Abb <i>et al.</i> , 2009
DMP	1420 (n=5)	Tyskland	Santillo <i>et al.</i> , 2003
	610 (n=51)	Belgien	Al Bitar, 2004
DINCH	120 000000 ³¹	Tyskland	Nagorka <i>et al.</i> , 2011
TBP	Ingen information	Ingen information	Ingen information
Alkylfenoler			
Nonylphenol	2580 (n=118)	USA	Rudel <i>et al.</i> , 2003
Nonylphenolmonoethoxylater	3360 (n=118)	USA	Rudel <i>et al.</i> , 2003
Nonylphenoldiethoxylate	5330 (n=118)	USA	Rudel <i>et al.</i> , 2003
Octylphenol	130 (n=118)	USA	Rudel <i>et al.</i> , 2003
Bisfenoler			
Bisfenol A	2001 ³²	Belgien	Geens <i>et al.</i> , 2009
Perfluorerade föreningar			
PFBS	359,00 (n=39)	Australien, Storbritannien, Tyskland och USA	Kato <i>et al.</i> , 2009
PFDA	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PFHpA	97,3 (n=39)	Australien, Storbritannien, Tyskland och USA	Kato <i>et al.</i> , 2009
PFDS	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PFDoA	Ingen information	Ingen information	Ingen information

31 Medelvärde av 36 hushåll.

32 Medelvärde av 18 prover.

PFHxS	210 (n=45)	Storbritannien	D'Hollander <i>et al.</i> , 2010
	180 (n=20)	Australien	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	120 (n=19)	Kanada	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	77 (n=10)	Frankrike	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	150 (n=10)	Tyskland	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	120 (n=9)	Kazakstan	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	16 (n=20)	Thailand	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	240 (n=10)	USA	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	0,1 (n=45)	Belgien	D'Hollander <i>et al.</i> , 2010
PFHxA	0,3 (n=45)	Belgien	D'Hollander <i>et al.</i> , 2010
PFNA	0,1 (n=45)	Belgien	D'Hollander <i>et al.</i> , 2010
PFOS	25 (n=16)	Japan	Moriwaki <i>et al.</i> , 2003.
	49 (n=48)	Sverige	Bjorklund <i>et al.</i> , 2009
	140 (n=45)	Storbritannien	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	170 (n=20)	Australien	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	140 (n=19)	Kanada	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	160 (n=10)	Frankrike	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	170 (n=10)	Tyskland	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	59 (n=9)	Kazakstan	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	16 (n=20)	Thailand	Goosey <i>et al.</i> , 2010
310 (n=10)	USA	Goosey <i>et al.</i> , 2010	
PFOSA	Ingen information	Ingen information	Ingen information
PFOA	165	Japan	Moriwaki <i>et al.</i> , 2003.
	55	Sverige	Bjorklund <i>et al.</i> , 2009
	190 (n=45)	Storbritannien	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	180 (n=20)	Australien	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	69 (n=19)	Kanada	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	31 (n=10)	Frankrike	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	300 (n=10)	Tyskland	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	18 (n=20)	Thailand	Goosey <i>et al.</i> , 2010
	240 (n=10)	USA	Goosey <i>et al.</i> , 2010
Bekämpningsmedel			
Vinclozolin	Ingen information	Ingen information	Ingen information
Prochloraz	Ingen information	Ingen information	Ingen information
Metoxychlor	240 (n=119)	USA	Rudel <i>et al.</i> , 2003

Parabener			
Butylparaben	116 ³³	Spanien	Canosa <i>et al.</i> , 2007
Propylparaben	404 ³⁴	Spanien	Canosa <i>et al.</i> , 2007
Metaller och metallföreningar			
Bly	573 000 ³⁵ 232 610 ³⁶ 85 200 ³⁷	Nya Zeeland Kanada Australien	Kim Et Fergusson, 1993 Rasmussen <i>et al.</i> , 2001 Chattopadhyay <i>et al.</i> , 2005
Kadmium	4240 ³⁸	Nya Zeeland	Kim Et Fergusson, 1993
	4420 ³⁹	Kanada	Rasmussen <i>et al.</i> , 2001
	1900 ⁴⁰	Australien	Chattopadhyay <i>et al.</i> , 2005
Kvicksilver	5000 ⁴¹	Kanada	Rasmussen <i>et al.</i> , 2001
Metylkvicksilver	Ingen information	Ingen information	Ingen information

33 Medelvärde av 4 prover.

34 Medelvärde av 4 prover.

35 Medelvärde av 120 prover.

36 Medelvärde av 48 prover.

37 Medelvärde av 82 prover.

38 Medelvärde av 120 prover.

39 Medelvärde av 48 prover.

40 Medelvärde av 82 prover.

41 Medelvärde av 48 prover.

Bilaga II

Här finns en sammanställning av officiella TDI-värden för de kemikalier som Naturskyddsföreningen undersökte.

Tabell: Tolerabelt dagsintag (mg/dag/kg kroppsvikt) för de analyserade ämnena och referenser.

Kemikalie	TDI (mg/dag/kg kroppsvikt)	Referens
Bromerade difenyletrar		
PBDE 17	Ingen uppgift	
PBDE 28	Ingen uppgift	
PBDE 47	Ingen uppgift	
PBDE 49	Ingen uppgift	
PBDE 66	Ingen uppgift	
PBDE 71	Ingen uppgift	
PBDE 77	Ingen uppgift	
PBDE 85	Ingen uppgift	
PBDE 99	Ingen uppgift	
PBDE 100	Ingen uppgift	
PBDE 119	Ingen uppgift	
PBDE 126	Ingen uppgift	
PBDE 138	Ingen uppgift	
PBDE 153	Ingen uppgift	
PBDE 154	Ingen uppgift	
PBDE 156	Ingen uppgift	
PBDE 183	Ingen uppgift	
PBDE 184	Ingen uppgift	
PBDE 191	Ingen uppgift	
PBDE196	Ingen uppgift	
PBDE 197	Ingen uppgift	
PBDE 206	Ingen uppgift	
PBDE 207	Ingen uppgift	
PBDE 209	Ingen uppgift	
Polyklorerade bifenyletrar		
PCB 28	0,00002	EFSA
PCB 52	0,00002	EFSA
PCB101	0,00002	EFSA
PCB 118	0,00002	EFSA
PCB 153	0,00002	EFSA
PCB 138	0,00002	EFSA
PCB 180	0,00002	EFSA

Ftalater		
BBP	0,5	EFSA
DEHA	0,3	EFSA
DEHP	0,05	EFSA
Di-isobutyladipat	Ingen uppgift	
DIDP	0,15	EFSA
DIHP	Ingen information	
DINP	0,15	EFSA
DOP	0,037	CSTEE ⁴³
Dibutyladipat	Ingen uppgift	
DNOP	Ingen uppgift	
DBP	0,01	EFSA
Diethyladipat	Ingen uppgift	
DEP	0,037	SCTEE ⁴⁴
DMP	Ingen information	
DINCH	1	EFAS
TBP	Ingen information	
Alkylfenoler		
Nonylphenol	0,005	Nielsen <i>et al.</i> , 2000
Nonylphenolmonoethoxylater	Ingen uppgift	
Nonylphenoldiethoxylate	Ingen uppgift	
Octylphenol	Ingen uppgift	
Bisfenoler		
Bisfenol A	0,05	EFSA
Perflourerade ämnen		
PFBS	Ingen uppgift	
PFDA	Ingen uppgift	
PFHpA	Ingen uppgift	
PFDS	Ingen uppgift	
PFDoA	Ingen uppgift	
PFHxS	Ingen uppgift	
PFHxA	Ingen uppgift	
PFNA	Ingen uppgift	
PFOS	Ingen uppgift	
PFOSA	0,00015	EFSA
PFOA	0,015	EFSA

⁴² Council of State and Territorial Epidemiologists

⁴³ Scientific Committee on Toxicology Ecotoxicology and Environment

Bekämpningsmedel		
Vinclozolin	0,01	WHO
Prochloraz	0,01	WHO
Metoxychlor	0,1	WHO
Parabener		
Butylparaben	Ingen uppgift	
Propylparaben	10 mg ⁴⁵	EFSA
Metaller och metallföreningar		
Bly	0,0036	De Winter-Sorkina <i>et al.</i> , 2003
Kadmium	0,0005	De Winter-Sorkina <i>et al.</i> , 2003
Kvicksilver	0,002	De Winter-Sorkina <i>et al.</i> , 2003
Metylkvicksilver	0,0001	De Winter-Sorkina <i>et al.</i> , 2003

⁴⁴ Temporärt grupp-TDI för summan av metyl-, etyl-, propylparaben och deras salter satt 1994 av EFSAs föregångare. Utdaterad.

Bilaga III

Här finns beskrivning av provtagningslokalerna och deras omgivning.

Tabell 1: Provtagningsland, ort, övrig information.

Provtagningsland	Ort	Övrig information
Sydafrika	Durban	Lägenhet på andra våningen i förorten Merebank. Inga barn finns i hushållet. Inomhusmiljö: Golvbeläggning av klinkers, målade väggar, trämöbler. Utomhusmiljö: flera industrier in på bostadsområdet, däribland två oljeraffinaderier och kemikalieproduktion.
Tanzania	Dar-es-Salaam	Rum bebott av två personer i hyresfastighet i förorten Kinondoni. Inomhusmiljö: Plastgolv, målade väggar, trämöbler och textilier. Utomhusmiljö: En större väg utanför, nära flera åkrar.
Kenya	Nairobi	Dammprovet består av tre delprover Första delprovet kom från en lägenhet med fyra personer, från ett rum bebott av en person. Lägenheten ligger på bottenvåningen. Utemiljö: Stort bostadsområde, nära järnvägslinje och en större motorväg finns en bit bort. Andra delprovet kom från ett rum bebott av två personer, i ett hushåll på sex, i lägenhet på tredje våningen. Utemiljö: Cirka 15 km från Nairobis centrum, i område där jordbruk bedrivs. Det tredje delprovet togs i ett rum bebott av två personer, i ett hushåll på fyra personer, på första våningen. Utemiljö: Huset ligger cirka 20 km från Nairobis centrum, nära ett garage, ett köpcentrum och kyrka.
Uganda	Kampala	Rum bebott av två personer i ett nio personer stort hushåll i förorten Najjanankumbi. Inomhusmiljö: Stengolv, målade väggar, golvmatta, trämöbler, textilier, hygienprodukter och böcker. Utomhusmiljö: Nära mindre väg i småhusområde.
Malaysia	George Town	Rum bebodd av en person på femte våningen, i utkanten av Georgetown City. I hushållet finns både barn och hund. Inomhusmiljö: Golvbeläggning av klinker, målade väggar, trämöbler, textilier, myggnät och hygienprodukter. Utomhusmiljö: Hyresfastigheten invid högt trafikerad väg, mittemot en skola, samt nära en bilverkstad.
Filippinerna	Manilla	Rum bebott av tre personer, lägenhet med sex personer på 3:e våningen, i stadsdelen Malabon City. Inomhusmiljö: Både vägg- och golvbeläggning av plast, trämöbler, textilier, elektriska apparater, leksaker, dator, skrivare, tv, och hygienprodukter. Ingen ventilation. Utomhusmiljö: tätbefolkad förort med hyreshus, mittemot basketplan och vid en terminal för trehjuliga mopetaxis.

Sverige	Stockholm	<p>Lägenhet med barnfamilj, på 2:a våningen i centrala Stockholm (Hammarby Sjöstad), byggd 2006.</p> <p>Inomhusmiljö: Träparkett, målade gips- och betongväggar, textilier och dator.</p> <p>Utomhusmiljö: Närhet till Värmdöleden, grävningssarbeten i gamla sjösediment precis utanför, i ett större område med lägenheter och enstaka parker.</p>
Tyskland	Frankfurt	<p>Lägenhet bebodd av ett par, på 2:a våningen.</p> <p>Inomhusmiljö: Trägol, trä- och rotting möbler, textilier, böcker och stereo, textilier. Sovrummet har balkong.</p> <p>Utomhusmiljö: Närhet till kyrka och sjukhus i ett område med lägenheter.</p>
Belgien	Bryssel	<p>Rum på andra våningen i radhus bebott av ungt par i centrala Bryssel (Ixelles).</p> <p>Inomhusmiljö: Trägol, målade väggar, trämöbler och textilier.</p> <p>Utomhusmiljö: Huset ligger invid en väg, granne med dagis och skola. Området domineras av radhus och lägenheter.</p>
Tjeckien	Pilsen	<p>Lägenhet bebodd av två personer, på 3:e våningen i staden.</p> <p>Inomhusmiljö: Målade väggar, textilier, plastmatta, leksaker, och hygienprodukter.</p> <p>Utomhusmiljö: Hyreshusområde i industristad, och metallverkstad. Fabrik där lok, turbiner och spårvagnar etc., produceras.</p>
Ungern	Budapest	<p>Rum med två personer i lägenhet bebodd av fyra personer, på 2:a våningen, i förorten Törökbálint.</p> <p>Inomhusmiljö: Golvbeläggning av plast, tapeter och trämöbler.</p> <p>Utomhusmiljö: Stor motorväg ca 1 km från huset, glest befolkad välbärgad förort.</p>
Italien	Rom	<p>Lägenhet bebodd av en vuxen, på första våningen</p> <p>Inomhusmiljö: Golvbeläggning av klinkers, möbler av melanin och polyuretanskum, bokhyllor, textilier, tv och stereo. Sovrum med balkong.</p> <p>Utomhusmiljö: Vid torg mittemot en tågstation, bilparkering och med en bilverkstad under lägenheten.</p>

Bilaga IV

Här finns bilder från provtagningslokalerna.



Bund, Tyskland



Bund, Tyskland



CAP, Malaysia



NAPE, Uganda



Envirocare, Tanzania



SSL, Tjeckien,



iLima, Kenya



Levego, Ungern



Levego, Ungern



Amica, Italien



Amica, Italien



Heal/EPHA, Belgien



Heal/EPHA, Belgien



groundWork, Sydafrika



groundWork, Sydafrika



EcoWaste, Filippinerna



EcoWaste, Filippinerna



Naturskyddföreningen, Sverige

Bilaga V

Halterna av de analyserade kemikalierna varierade i de olika proverna. Nedan redogörs med löptext och sammanställning av mätvärden i tabell för resultaten för de analyserade kemikaliegrupperna.

Flamskyddsmedel

En av kemikaliegrupperna som avviker jämfört med andra undersökningar är bromerade difenyletrar (flamskyddsmedel) och de största avvikelserna finns i dammprover från Syd, speciellt i provet från Filippinerna, men även i provet från Uganda (se tabellen nedan).

Medelkoncentrationen (från bilaga V) för de studerade flamskyddsmedlen i dammproverna från de sex länderna från Syd var 349,4 µg/kg; 60,2 µg/kg i dammproverna från de sex EU-länderna.

Summerade koncentrationer för de undersökta bromerade flamskyddsmedlen, beräknades för varje prov och presenteras i graf 1A som relativa värden, normaliserade mot proverna med de lägsta kumulativa koncentrationerna (provet från Malaysia). Den kumulativa koncentrationen av bromerade flamskyddsmedel i provet på Filippinerna var mer än 10 000 gånger högre än i provet från Malaysia.

Ftalater

En annan av kemikaliegrupperna som avviker jämfört med andra undersökningar är ftalater (mjukgörare av plaster, främst PVC) och de största avvikelserna finns i dammprover från Syd, speciellt i provet från Filippinerna. I provet från Ungern var DINP anmärkningsvärt högt.

För de studerade ftalaterna var medelkoncentrationen i dammproverna från de sex länderna från Syd 684,8 mg/kg; 934,8 mg/kg i dammproverna från de sex EU-länderna.

Summerade koncentrationer för de undersökta ftalaterna, beräknades för varje prov och presenteras i graf 1B som relativa värden, normaliserade mot proverna med de lägsta kumulativa koncentrationerna (provet från Kenya).

Alkylfenoler

Summan av alkylfenolhalterna var till storleksordningen jämförbar i de flesta dammprover (se tabellen nedan). Dammprovet från Belgien hade den högsta summan;

dammprovet från Malaysia det lägsta.

Bisfenoler

Koncentrationen av bisfenol A var högst i det filippinska dammprovet (se tabellen nedan). Det var mer än fem gånger så högt som koncentrationen i det italienska dammprovet, och 15-16 gånger högre än i proverna från Sverige, Sydafrika och Tjeckien.

Parabener

Enbart propylparaben detekterades i ett dammprov (provet från Sydafrika, se tabellen nedan) och i låg koncentration.

Perfluorerade föreningar

De summerade halterna för perfluorerade föreningar var generellt högst i länderna i Syd (Filippinerna, Sydafrika, Tanzania) (se tabellen nedan).

Polyklorerade bifenyletrar

Inga av de analyserade PCBerna kunde detekteras i dammproverna.

Bekämpningsmedel

Inga av de analyserade bekämpningsmedlen kunde detekteras i dammproverna.

Metaller

Blyhalterna varierade, men höga i vissa dammprover (Belgien, Filippinerna, Italien, Kenya, Tanzania och Tjeckien) relativt de övriga dammproverna i denna undersökning (se tabellen nedan).

Kvicksilver hittades endast i dammprovet från Tanzania och metylerat kvicksilver generellt i högre halter i de europeiska dammproverna än i dammproverna från Syd (se tabellen nedan). Högsta metylkvicksilverhalten hittades i det svenska dammprovet.

Kadmiumhalterna varierade och var högst i Tyskland (se tabellen nedan).

Inget enskilt dagligt exponeringsvärde via ofrivillig förtäring av damm överskrider officiella TDI-värden (se tabeller i bilagorna II och VI).

Tabell: Kemikalie, koncentration i prover från Sydafrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerna, Malaysia, Sverige, Tyskland, Belgien, Tjeckien, Ungern och Italien. Minustecken (-) betecknar värden som ligger under säker kvantifierings- eller detektionsnivå. Dessa värden har utslutits från beräkningar av daglig exponering.¹

Kemikalie	Prov, Sydafrika (µg/kg)	Prov, Tanzania (µg/kg)	Prov, Kenya (µg/kg)	Prov, Uganda (µg/kg)	Prov, Filippinerna (µg/kg)	Prov, Malaysia (µg/kg)	Prov, Sverige (µg/kg)	Prov, Tyskland (µg/kg)	Prov, Belgien (µg/kg)	Prov, Tjeckien (µg/kg)	Prov, Ungern (µg/kg)	Prov, Italien (µg/kg)
Bromerade difenyletrar												
PBDE 17	-	-	-	5,4	3,4	-	-	-	-	0,25	-	-
PBDE 28	-	0,14	0,29	16,9	13,1	-	-	-	-	0,5	-	-
PBDE 47	1,0	2,4	1,3	60,4	2400,0	-	10,9	1,4	5,5	3,4	1,5	3,4
PBDE 49	-	0,1	-	10,8	60,1	-	-	-	-	0,3	-	-
PBDE 66	-	0,1	-	13,3	59,4	-	-	-	-	0,3	-	-
PBDE 71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 77	-	-	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 85	-	-	-	1,7	266,0	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 99	0,9	2,2	1,2	30,4	4330,0	-	13,6	3,8	9,3	4,1	3,4	2,5
PDE 100	-	0,5	-	2,2	897,0	-	2,2	-	1,8	0,8	-	-
PBDE 119	-	-	-	6,0	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 126	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 138	-	-	-	-	64,6	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 153	1,4	0,4	2,5	10,9	474	-	1,7	-	-	-	-	-
PBDE 154	-	-	-	2,1	369	-	0,9	-	-	-	-	-
PBDE 156	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 183	4,5	0,7	43,4	2,9	17,3	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 184	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 191	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE196	6,7	-	4,7	3,1	-	-	3,9	-	-	-	-	-
PBDE 197	3,8	-	10,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 206	50,4	2,8	-	34,9	31,8	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 207	59,6	2,5	-	33,1	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 209	660,0	29,8	51,4	567,0	1180,0	-	-	45,1	92,9	80,0	-	67,4
Polyklorerade bifenyletrar⁴⁶												
PCB 28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

⁴⁶ Att PCBer inte kunde detekteras i denna undersökning beror sannolikt på att mätmetoden hade för låg känslighet. Andra undersökningar har visat att PCB är en kemikaligrupp som ofta hittas i damm.

PCB101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 118	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 152	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 138	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 180	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ftalater																					
BBP	1000,0	350,0	1600,0	25000,0	27000,0	1400,0	76000,0	2000,0	7100,0	480,0	-	-	1700,0	-	-	-	-	-	-	-	-
DEHA	4100,0	15000,0	-	16000,0	5000,0	34000,0	5800,0	3900,0	-	-	1800,0	-	3700,0	-	-	-	-	-	-	-	-
DEHP	120000,0	289000,0	650000,0	720000,0	1670000,0	15000,0	121000,0	146000,0	213000,0	470000,0	37000,0	-	203000,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Di-isobutyradipat	-	-	-	-	-	-	11000,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIDP	10000,0	-	-	-	-	-	60000,0	-	24000,0	-	11000,0	-	82000,0	-	-	-	-	-	-	-	-
DIHP	-	-	-	-	-	-	-	146000,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DINP	33000,0	21000,0	-	460000,0	550000,0	5600,0	102000,0	59000,0	124000,0	-	879000,0	-	6000,0	-	-	-	-	-	-	-	-
DOP	-	-	-	-	-	-	390,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dioutyladipat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DBP	8000,0	3700,0	15000,0	3900,0	17000,0	1000,0	9200,0	4900,0	41000,0	290000,0	1900,0	-	2400,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Diethyladipat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DEP	-	-	520,0	650,0	940,0	-	-	8400,0	3300,0	660,0	840,0	-	320,0	-	-	-	-	-	-	-	-
DMP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DINCH	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TBP	140,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alkyfenoler																					
Nonylphenol	1000,0	450,0	2100,0	1000,0	3800,0	150,0	980,0	770,0	1500,0	1600,0	2100,0	-	2200,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Nonylphenolmonoethoxylater	1300	-	-	690	330	-	-	1300	2800	-	-	350	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nonylphenoldiethoxylate	2900	200,0	-	710,0	540,0	58,0	240,0	1200,0	1100,0	470,0	-	430,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Octylphenol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bisfenoler																					
Bisfenol A	1520,0	35,7	5610	2710	24700,0	67,0	1720,0	422,0	402,0	1490,0	875,0	-	4610,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorerade föreningar																					
PFBS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PFDA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PFHpA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PFDS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Bilaga VI

Tabell A: Kemikalie och daglig exponering ($\mu\text{g}/\text{kg}$ och dag) (9 månaders bebis på 7 kg) i Sydafrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerna, Malaysia, Sverige, Tyskland, Belgien, Tjeckien, Ungern och Italien.

	Sydafrika, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Tanzania, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Kenya, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Uganda, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Filippiner, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Malaysia, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Sverige, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Tyskland, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Belgien, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Tjeckien, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Ungern, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)	Italien, barn, dagligt upptag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ * dag)
Bromerade difenyletrar												
PBDE 28	-	-	-	$1,5*10^{-3}$	$9,7*10^{-5}$	-	-	-	-	$7,1*10^{-6}$	-	-
PBDE 47	-	$193,0*10^{-7}$	$8,3*10^{-6}$	$482,9*10^{-6}$	$1,9*10^{-7}$	-	-	-	-	$14,0*10^{-6}$	-	-
PBDE 49	$27,2*10^{-6}$	$6,9*10^{-5}$	$3,8*10^{-5}$	$1,7*10^{-3}$	$68,6*10^{-3}$	-	$311,4*10^{-6}$	$3,9*10^{-5}$	$1,6*10^{-3}$	$9,6*10^{-5}$	$4,2*10^{-5}$	$9,7*10^{-5}$
PBDE 66	-	$3,1*10^{-5}$	-	$308,6*10^{-6}$	$1,7*10^{-3}$	-	-	-	-	$8,9*10^{-6}$	-	-
PBDE 71	-	-	-	$380*10^{-6}$	$1,7*10^{-3}$	-	-	-	-	$9,1*10^{-6}$	-	-
PBDE 77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 85	-	-	-	$3,7*10^{-5}$	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 99	-	-	-	$4,9*10^{-5}$	$7,6*10^{-3}$	-	-	-	-	-	-	-
PDE 100	$2,6*10^{-5}$	$3,4*10^{-5}$	$6,3*10^{-5}$	$868,6*10^{-6}$	0,1	-	$388,6*10^{-6}$	$108,3*10^{-6}$	$265,4*10^{-6}$	$116,6*10^{-6}$	$9,7*10^{-5}$	$7,0*10^{-5}$
PBDE 119	-	$1,37*10^{-5}$	-	$62,0*10^{-6}$	$25,6*10^{-3}$	-	$7,7*10^{-5}$	-	$5,1*10^{-5}$	$2,4*10^{-5}$	-	-
PBDE 126	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 138	-	-	-	-	$1,8*10^{-3}$	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 153	$40,0*10^{-6}$	$12*10^{-6}$	$7,1*10^{-5}$	$310*10^{-6}$	$13,5*10^{-3}$	-	$4,8*10^{-5}$	-	-	-	-	-
PBDE 154	-	-	-	$5,9*10^{-5}$	$10,5*10^{-3}$	-	$2,6*10^{-5}$	-	-	-	-	-
PBDE 156	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 183	$129,4*10^{-6}$	$20,0*10^{-6}$	$1,24*10^{-3}$	$82,0*10^{-6}$	$494,3*10^{-6}$	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 184	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 191	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE196	$190,9*10^{-6}$	-	$132,8*10^{-6}$	$9,0*10^{-5}$	-	-	$112,0*10^{-6}$	-	-	-	-	-
PBDE 197	$108,6*10^{-6}$	-	$291,4*10^{-6}$	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 206	$1,4*10^{-3}$	$997,1*10^{-6}$	-	$991,1*10^{-6}$	$908,6*10^{-6}$	-	-	-	-	-	-	-

PBDE 207	1,7*10 ⁻³	1,5*10 ⁻³	-	945,7*10 ⁻⁶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PBDE 209	18,9*10 ⁻³	1,5*10 ⁻³	851,4*10 ⁻⁶	16,2*10 ⁻³	33,7*10 ⁻³	-	-	-	1,3*10 ⁻³	2,7*10 ⁻³	2,3*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19,3*10 ⁻³
Ftalater																						
BBP	28,6*10 ⁻³	10,0*10 ⁻³	45,7*10 ⁻³	71,4*10 ⁻³	771,4*10 ⁻³	40,0*10 ⁻³	0,2	57,1*10 ⁻³	0,2	13,7*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	48,6*10 ⁻³
DEHA	0,1	0,4	-	0,5	0,1	1,0	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	51,4*10 ⁻³
DEHP	3,4	8,3	1,9	20,6	47,7	0,4	3,5	4,2	6,1	13,4	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,8
Di-isobutyldipat	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIDP	0,3	-	-	-	-	-	1,7	-	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,3
DIHP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DINP	0,9	0,6	-	13,1	15,7	0,2	2,9	1,7	3,5	-	25,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7
DOP	-	-	-	-	-	-	11,1*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibutyldipat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DBP	0,2	0,1	0,4	0,1	0,5	28,6*10 ⁻³	0,3	0,1	1,17	8,3	54,3*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68,6*10 ⁻³
Diethyldipat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DEP	-	-	14,9*10 ⁻³	18,6*10 ⁻³	26,9*10 ⁻³	-	-	0,2	94,3*10 ⁻³	18,9*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,1*10 ⁻³
DMP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DINCH	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TBP	4,0*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alkyfenoler																						
Iso-nonyfenol	28,6*10 ⁻³	12,6*10 ⁻³	60,0*10 ⁻³	27,7*10 ⁻³	0,1	4,3*10 ⁻³	28,0*10 ⁻³	22,0*10 ⁻³	42,9*10 ⁻³	45,7*10 ⁻³	60,0*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	62,9*10 ⁻³
Nonylphenolmonoethoxylater	37,1*10 ⁻³	-	-	19,7*10 ⁻³	9,4*10 ⁻³	-	-	37,14*10 ⁻³	80,0*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,0*10 ⁻³
Nonylphenoldiethoxylater	82,9*10 ⁻³	5,7*10 ⁻³	-	20,2*10 ⁻³	15,4*10 ⁻³	1,7*10 ⁻³	6,9*10 ⁻³	34,2*10 ⁻³	31,4*10 ⁻³	13,4*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12,3*10 ⁻³
Octylphenol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bisfenoler																						
Bisfenol A	43,4*10 ⁻³	1,0*10 ⁻³	16,0*10 ⁻³	7,7*10 ⁻³	0,7*10 ⁻³	1,9*10 ⁻³	49,0*10 ⁻³	12,0*10 ⁻³	11,5*10 ⁻³	42,5*10 ⁻³	25,0 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Perfluorerede föreningar																						
PFOs	205,7*10 ⁻⁶	4,3*10 ⁻⁵	-	20,0*10 ⁻⁶	-	21,7*10 ⁻⁶	4,6*10 ⁻⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PFOA	-	9,7*10 ⁻⁵	-	-	3,1*10 ⁻⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Parabener																						
Propylparaben	4,3*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Metaller och metallföreningar																						
Bly	1,0	4,9	3,4	0,2	0,8	14,6*10 ⁻³	22,3*10 ⁻³	94,3*10 ⁻³	0,3	0,3	0,1	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6
Kadmium	4,9*10 ⁻³	11,0*10 ⁻³	2,3*10 ⁻³	8,9*10 ⁻³	14,3*10 ⁻³	-	-	1,9*10 ⁻³	4,9*10 ⁻³	8,3*10 ⁻³	2,2*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5*10 ⁻³
Kvicksilver	-	8,9*10 ⁻³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Metylkvicksilver	140,0*10 ⁻⁶	4,3*10 ⁻⁵	8,6*10 ⁻⁶	3,4*10 ⁻⁶	285,7*10 ⁻⁶	-	714,3*10 ⁻⁶	285,7*10 ⁻⁶	1,1*10 ⁻⁶	5,4*10 ⁻⁵	371,4*10 ⁻⁶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	342,9*10 ⁻⁶

Bilaga VII

Här finns en sammanställning av de provvärden som avviker från publicerad data från andra undersökningar.

Tabell: Kemikalie, tidigare rapporterat koncentrationsspann och värden i prover (Sydafrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerna, Malaysia, Sverige, Tyskland, Belgien, Tjeckien, Ungern och Italien) som avviker.

Kemikalie	Tidigare rapporterat koncentrationsspann (µg/kg)	Prov, Sydafrika (µg/kg)	Prov, Tanzania (µg/kg)	Prov, Kenya (µg/kg)	Prov, Uganda (µg/kg)	Prov, Filippinerna (µg/kg)	Prov, Malaysia (µg/kg)	Prov, Sverige (µg/kg)	Prov, Tyskland (µg/kg)	Prov, Belgien (µg/kg)	Prov, Tjeckien (µg/kg)	Prov, Ungern (µg/kg)	Prov, Italien (µg/kg)
Bromerade difenyletrar													
PBDE 17	9,2												
PBDE 28	37,6												
PBDE 47	13,0 – 102,0					2400,0							
PBDE 49	10,1				10,8	60,1							
PBDE 66	8,7				13,3								
PBDE 71	31,9												
PBDE 77	Ingen info.												
PBDE 85	30,6					266,0							
PBDE 99	5,4 – 44,0					4330,0							
PDE 100	0,5 – 84,9					897,0							
PBDE 119	Ingen info.												
PBDE 126	Ingen info.												
PBDE 138	Ingen info.												
PBDE 153	2,0 – 6,9				10,9	474,0							
PBDE 154	1,0 – 3,6					369,0							
PBDE 156	22,5												
PBDE 183	18,0				43,4								
PBDE 184	75,4												
PBDE 191	2,8												

PBDE196	2,3	6,7		4,7	3,1				3,9			
PBDE 197	1,4 - 15,0											
PBDE 206	50,5	50,4										
PBDE 207	47,3	59,6										
PBDE 209	390,0 – 7100,0											
Ftalater												
BBP	15 200,0 – 135 000,0											
DEHA	Ingen info.											
DEHP	195 400 – 996 000		1670 000,0									
Di-isobutyladipat	Ingen info.										82 000,0	
DIDP	33 600 – 61 150											
DIHP	Ingen info											
DINP	41 000 – 129 000			460 000,0	550 000,0				879 000,0		124 000,0	
DOP	Ingen info.											
Dibutyladipat	Ingen info.											
DBP	Ingen info.											
Diethyladipat	Ingen info.											
DEP	3770 – 12 900											
DMP	610 – 1420								8,4			
DINCH	12000 000											
TBP	Ingen info.											
Alkylfenoler												
Nonylphenol	2580,0 – 7500,0											
Nonylphenolmonoethoxylater	3360,0											
Nonylphenoldiethoxylate	5330,0											
Octylphenol	130,0											
Bisfenoler												
Bisfenol A	7200,0											
Perfluorerade föreningar												
PFOS	Ingen info.											
PFOA	300,0											
Parabener												

Butylparaben	76,0																				
Propylparaben	406,0																				
Metaller och metallföreningar																					
Bly	85 200,0 - 573 000,0																				
Kadmium	1900,0 - 4400,0																				
Kvicksilver	5000,0																				
Metylkvicksilver	Ingen info.																				



Naturskyddsföreningen

Ge oss kraft
att förändra.
Pg.90 1909-2

Naturskyddsföreningen. Box 4625, 11691 Stockholm.
Tel 08-702 65 00. info@naturskyddsforeningen.se

Naturskyddsföreningen är en ideell miljöorganisation med kraft att förändra. Vi sprider kunskap, kartlägger miljöhot, skapar lösningar samt påverkar politiker och myndigheter såväl nationellt som internationellt.

Föreningen har ca 190 000 medlemmar och finns i lokalföreningar och länsförbund över hela landet. Vi står bakom världens tuffaste miljömärkning Bra Miljöval.

www.naturskyddsforeningen.se



Bra Miljöval