

# Samlet sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i indeklimaet fra udvalgte forbrugerprodukter

Allan Astrup Jensen  
FORCE Technology

Henrik N. Knudsen  
SBI-Statens Byggeforskningsinstitut

Kortlægning af kemiske stoffer  
i forbrugerprodukter, **Nr. 75** 2006

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

INDHOLD	3
FORORD	5
LISTE OVER FORKORTELSER	6
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
1.1 MILJØSTYRELSENS RAPPORTER OM KEMISKE STOFFER I FORBRUGERPRODUKTER	7
1.2 FORUDSÆTNINGER FOR MODELBEREGNINGER	8
1.3 VURDERING AF ENKELTSTOFFER	9
1.4 BLANDINGSEKSPONERING OG ANDET	12
1.5 ANBEFALINGER	13
SUMMARY AND CONCLUSIONS	15
1.6 THE DEPA REPORTS ON CHEMICALS IN CONSUMER PRODUCTS/ARTICLES	15
1.7 ASSUMPTIONS IN MODEL CALCULATIONS	16
1.8 ASSESSMENT OF PRIORITIZED CHEMICALS	17
1.9 MIXED EXPOSURE	20
1.10 RECOMMENDATIONS	21
2 INDLEDNING OG BAGGRUND	23
3 GENNEMGANG AF MILJØSTYRELSENS FORBRUGERPRODUKTRAPPORTER OG ANDRE UNDERSØGELSER	25
3.1 MILJØSTYRELSENS FORBRUGERPRODUKTRAPPORTER	25
<b>3.1.1 Rapporter med indeklimatekstinformationer:</b>	<b>25</b>
3.2 RESUMÉER AF ANDRE RELEVANTE UNDERSØGELSER	26
4 KRITERIER FOR UDVÆLGELSE AF STOFFER, PRODUKTER OG BOLIGRUM TIL MODELBEREGNINGER	27
4.1 BAGGRUND FOR PRIORITERING AF STOFFER, PRODUKTER/ARTIKLER, BOLIGRUM ETC.	27
4.2 UDVÆLGELSE AF STOFFER	28
4.3 PRIORITERING AF BOLIGRUM	30
5 MODELBEREGNINGER AF POTENTIELLE INDEKLIMAKONCENTRATIONER AF UDVALGTE FLYGTIGE STOFFER OG SUNDHEDSMÆSSIG VURDERING AF MODELRESULTATERNE	31
5.1 FORUDSÆTNINGER FOR BEREGNINGER	31
<b>5.1.1 Modelrum</b>	<b>31</b>
<b>5.1.2 Forbrugerprodukter</b>	<b>32</b>
<b>5.1.3 Kemiske stoffer</b>	<b>34</b>
<b>5.1.4 Tilgængelige data og antagelser for beregninger</b>	<b>35</b>
<b>5.1.5 Særlige forhold ved de enkelte produkter</b>	<b>37</b>
5.2 BEREGNEDE INDEKLIMAKONCENTRATIONER	38
<b>5.2.1 Phenol</b>	<b>38</b>

5.2.2	<b>Formaldehyd</b>	<b>40</b>
5.2.3	<b>Acetaldehyd</b>	<b>43</b>
5.2.4	<b>Benzen</b>	<b>44</b>
5.2.5	<b>Toluen</b>	<b>45</b>
5.2.6	<b>Xylen(er)</b>	<b>47</b>
5.2.7	<b>Styren</b>	<b>49</b>
5.2.8	<b>Limonen</b>	<b>51</b>
6	<b>VURDERING AF UDSÆTTELSE FOR DE MINDRE FLYGTIGE STOFFER</b>	<b>53</b>
6.1	UDSÆTTELSE AF BØRN FOR STØV	53
6.2	EKSPONERING FOR PHTHALATER FRA FORBRUGERVARE	53
6.2.1	<b>Phthalater i PVC produkter (Rapport nr. 1)</b>	<b>54</b>
6.2.2	<b>Phthalater i rørperler (Rapport nr. 7)</b>	<b>54</b>
6.2.3	<b>Modellervoks (Rapport nr. 14)</b>	<b>54</b>
6.2.4	<b>DEHP i tekstilmetervarer (Rapport nr. 23)</b>	<b>54</b>
6.2.5	<b>Hobbylime (Rapport nr. 29)</b>	<b>54</b>
6.2.6	<b>Fugemasser (Rapport nr. 38)</b>	<b>55</b>
6.2.7	<b>Dibutylphthalat (DBP) i pletfjerner (Rapport nr. 43)</b>	<b>55</b>
6.3	BROMEREDE FLAMMEHÆMMERE	55
6.4	PERFLUORALKYLFORBINDELSER	55
6.4.1	<b>PFAS i imprægneringsmidler og gulvvoks/polish (Rapport nr. 17)</b>	<b>55</b>
6.4.2	<b>PFAS i imprægneringsmidler (Rapport nr. 50)</b>	<b>56</b>
6.4.3	<b>Skoplejemidler (Rapport nr. 52)</b>	<b>56</b>
6.4.4	<b>Elektroniske produkter (Rapport nr. 66)</b>	<b>56</b>
6.5	VURDERING AF ET KRAVLEBARN'S INDTAGELSE AF PHTHALATER, PBDE OG PFAS MED HUSSTØV	56
6.5.1	<b>Phthalater</b>	<b>56</b>
6.5.2	<b>Polybromerede diphenylethere (PBDE)</b>	<b>57</b>
6.5.3	<b>Perfluoralkylforbindelser (PFAS)</b>	<b>58</b>
7	<b>DISKUSSION, KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER</b>	<b>61</b>
7.1	DISKUSSION OG KONKLUSIONER	61
7.2	ANBEFALINGER AF AFKLARENDE UNDERSØGELSER OG TILTAG	66
8	<b>PRAKTISKE RÅD OM HVORDAN RISICI KAN REDUCERES</b>	<b>69</b>
8.1	KILDER DER KAN FORURENE LUFTEN	70
8.2	VENTILATION	71
8.3	RENGØRING	71

Bilag A: Resuméer af andre indeklimatelevante undersøgelser end Miljøstyrelsens rapporter.

Bilag B: Sundhedsresuméer for de udvalgte stoffer/stofgrupper.

# Forord

Miljøstyrelsen har i de senere år iværksat en særlig indsats for at kortlægge kemiske stoffer i forbrugerprodukter med henblik på at belyse befolkningens udsættelse for kemiske stoffer og eventuelle risici i den forbindelse. En stor del af disse forbrugerprodukter bruges indendørs.

Indeklimaet har stor betydning for folkesundheden, da langt den største del af livet leves inden døre. Samlet set regner man med, at danskere tilbringer mellem 80 og 90 % af deres samlede tid i indeklimaet. Påvirkningerne i indeklimaet har derfor stor betydning for befolkningens sundhed og komfort. I regeringens strategi for miljø og sundhed er indeklima et prioriteret indsatsområde.

Mange af de hidtidige rapporter om forbrugerprodukter udgivet af Miljøstyrelsen viser, at afgivelsen af kemiske stoffer fra de enkelte produkter ikke umiddelbart giver grund til bekymring, men at der kan være mulighed for, at den samlede belastning med og akkumulering af kemiske stoffer fra alle forbrugerprodukter fx i soveværelset, i stuen, i børneværelset, i køkkenet eller på badeværelset, kan være problematisk.

Projektet havde til formål at

- Kortlægge hvilke kemiske stoffer, der potentielt kan afgives til indeklimaet fra normal anvendelse af forbrugerprodukter i hjemmet. Afgivelse er afgang, slid, afsmitning samt primær og sekundær dannelse.
- Anslå forbrugerprodukternes betydning som kilde til kemisk forurening indendørs og for beboernes eksponering.
- Beskrive hvilken kemisk påvirkning fra indeklimaet, man samlet set kan udsættes for forskellige steder i hjemmet.
- Vurdere eventuelle sundhedsmæssige konsekvenser og gener af denne udsættelse og give gode råd om hvordan risici kan reduceres.

Projektets følgegruppe bestod af Frank Jensen (formand) og Shima Dobel fra Miljøstyrelsen samt de to forfattere Allan Astrup Jensen, FORCE Technology og Henrik N. Knudsen, SBI - Statens Byggeforskningsinstitut. Kvalitetskontrollen blev varetaget af Anders C. Schmidt, FORCE Technology, og Lars Gunnarsen, SBI - Statens Byggeforskningsinstitut.

# Liste over forkortelser

ADI	Acceptabel daglig dosis
BBP	Benzylbutylphthalat
DBP	Dibutylphthalat
DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalat
DEPA	Danish Environmental Protection Agency, Miljøstyrelsen
DIBP	Diisobutylphthalat
DIDP	Diisodecylphthalat
DINP	Diisononylphthalat
EtFOSA	Ethylperfluoroctansulfonamid
EtFOSA	<b>N</b> -Ethylperfluoroctansulfonamid
NOAEL	Koncentration uden skadevirkning
PAH	Polycykliske aromatiske carbonhydrider
PBDE	Polybromerede diphenylethere
PCB	Polychlorerede biphenyler
PFAS	Perfluoralkylforbindelser
PFHpA	Perfluorheptansyre
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre
PFOA	Perfluoroctansyre
PFOS	Perfluoroctansulfonat
PFOSA	Perfluoroctansulfonamid
PVC	Polyvinylchlorid
RfC	Referencekoncentration
RfD	Referencedosis
TDI	Tolerabel daglig dosis
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VOC	Flygtige organiske stoffer
WHO	Verdenssundhedsorganisationen

# Sammenfatning og konklusioner

Indeklimaet har stor betydning for folkesundheden, da langt den største del af livet leves inden døre. Samlet set regner man med, at danskere tilbringer mellem 80 og 90 % af deres samlede tid i indeklimaet. Desuden viser målinger, at forureningsniveauerne for de fleste stoffer er højere inden døre end udendørs. I regeringens strategi for miljø og sundhed er indeklima et prioriteret indsatsområde.

## 1.1 Miljøstyrelsens rapporter om kemiske stoffer i forbrugerprodukter

Miljøstyrelsen har i årene 2002-2005 udsendt lidt over 60 rapporter med undersøgelser af kemiske stoffer i forskellige forbrugerprodukter. Heraf indeholder godt halvdelen indeklimarelevante oplysninger. Data i de forskellige rapporter har forskellig karakter og mål. I nogle rapporter fokuseres på indhold i produkter frem for at se på afgivelse til luften, der er mest relevant for dette projekt.

I Miljøstyrelsens forbrugerproduktrapporter er der taget udgangspunkt i forbrugerprodukterne enkeltvis. I en virkelig bolig, hvor mange produkter må forventes at blive anvendt samtidigt, er det mere komplekst.

De hidtidige rapporter viser, at afgivelsen af kemiske stoffer fra de enkelte produkter normalt ikke isoleret set giver grund til bekymring. Imidlertid kunne der være en mulighed for, at den samlede belastning med og akkumulering af kemiske stoffer fra alle forbrugerprodukter fx i soveværelset, i stuen, i børneværelset, i køkkenet eller på badeværelset kan være problematisk.

Projektet har til formål at

- Kortlægge hvilke kemiske stoffer, der potentielt kan afgives til indeklimaet fra normal anvendelse af forbrugerprodukter i hjemmet.
- Anslå forbrugerprodukternes betydning som kilde til kemisk forurening indendørs og for beboernes eksponering.
- Beskrive hvilken kemisk påvirkning fra indeklimaet, man samlet set kan udsættes for forskellige steder i hjemmet.
- Vurdere eventuelle sundhedsmæssige konsekvenser og gener af denne udsættelse og give gode råd om hvordan risici kan reduceres.

I projektet er hovedparten af Miljøstyrelsens forbrugerproduktrapporter gennemgået, og for dem, som er relevante for indeklimaet, blev der i første fase af projektet udarbejdet et resume. Derudover er der udarbejdet en Excel fil med en Stof-Produkt-Matrice over stoffer i forskellige produkter og markering af, om der er kvantitative emissionsdata og om eksponeringen er vedvarende eller kortvarig. Denne fil forekommer kun i elektronisk form.

Der er desuden foretaget en gennemgang af udvalgte publicerede undersøgelser om afgivelse af kemiske stoffer fra forbrugerprodukter og udsættelse af forbrugere for kemiske stoffer i indeklimaet fra husstøv med oprindelse fra forbrugerprodukter. Gennemgangen findes som Bilag A, hvor der er fokus på de mindre flygtige stoffer så som bromerede flammehæmmere, der ofte bruges i elektroniske produkter, tekstiler og møbelskum, phthalat-blødgørere, der bl.a. findes i vinylgulve, vinyltapeter og

legetøj samt de smudsafvisende perfluoralkylforbindelser, der bl.a. findes i tæpper, tekstiler og tøj. Disse stoffer er kun i få tilfælde fundet eller medtaget i Miljøstyrelsens forbrugerprodukt-rapporter, da de ikke afgasser så let.

I undersøgelsen beregnes de potentielle indeklimakoncentrationer for 8 udvalgte flygtige organiske stoffer (**phenol, formaldehyd, acetaldehyd, benzen, toluen, xylener, styren and limonen**) i et børneværelse, et køkken/alrum og en entre/bryggers ved en pragmatisk fremgangsmåde med en række antagelser og simplificeringer.

Dette har været nødvendigt, da de tilgængelige data i rapporterne fra Miljøstyrelsen har forskellig karakter og mål og ikke nødvendigvis er frembragt med henblik på at foretage en vurdering af indeklimakoncentrationer. Desuden er resultaterne af de kemiske analyser ikke altid særligt specifikke og sikre. De kan have været gode nok til det specifikke formål i den aktuelle rapport, men hvis formålet fra starten havde været, at belyse den samlede betydning for indeklimakoncentrationer, havde man nok valgt en anden procedure.

Det er antaget, at de undersøgte produkter er repræsentative og dækkende for, hvad der kan være indeklimarelevant. Data antyder imidlertid en stor variation inden for visse produktgrupper. De målte emissioner kan derfor ikke betragtes som dækkende for alle de undersøgte produkter, specielt hvor der kun er undersøgt et produkt. De faktiske måleresultater er udelukkende gældende for de analyserede produkter. De må derfor betragtes mere som eksempler end som værende repræsentative for en produktgruppe.

## 1.2 Forudsætninger for modelberegninger

Baggrunden for at foretage en modelberegning baseret på forbrugerrapporterne fra Miljøstyrelsen har også været, at disse rapporter repræsenterer de potentielt vigtigste kilder til forurening inden døre fra forbrugerprodukter. Det skal imidlertid påpeges, at der naturligvis i praksis kan forekomme andre betydelige kilder, end de undersøgte. Det er ikke muligt at forudsige menneskers adfærd i deres privatbolig. Der kan opstå situationer, hvor produkter bruges inden døre, selv om andet anbefales. På visse tider af året, fx i julemåneden, vil visse aktiviteter afvige fra, hvad der er normalt resten af året. I den mørke tid vil brugen af stearinlys øges, og i den kolde tid kan der i mange boliger være et lavt luftskifte på grund af ønsket om at spare energi, mens det modsatte kan være tilfældet i ældre utætte boliger. Byggetekniske forhold kan også have betydning for den sundhedsmæssige situation i en bolig, fx hvis der opstår en vandskade, der medfører problemer med skimmelsvamp.

Indendørs luftkvalitet er afhængig af mange faktorer (ventilation, temperatur, osv.) udover hvilke forureningskilder, der er til stede. I denne rapport er der fokuseret på bidraget fra forbrugerprodukter, men det bør erindres, at der kan være andre kilder til samme eller andre kemiske stoffer i boligen, fx fra tobaksrygning, madlavning og afdampninger fra byggematerialer (maling, lak, fugematerialer, faste tæpper, osv.). Der er et stort antal potentielle kilder.

Koncentrationen (eksponeringen) af forureninger i indeluften afhænger hovedsagelig af balancen mellem forureningskilderne og hvor meget renere luft, der tilføres bygningen (ventilation) for at fortynde forureningen.



Koncentrationen afhænger desuden af hvor meget forurening, der sætter sig på overflader (adsorption) eller afgives fra overflader (desorption).

Herudover afhænger koncentrationen af forureninger og den kemiske sammensætning i indeluften af hvilke kemiske reaktioner, der sker ved kontakt med materialeoverflader og i luften. I rapporterne fra Miljøstyrelsen og i nærværende rapport er der ikke taget højde for en mulig betydning af sådanne reaktioner. Hvor der tidligere var fokus på den såkaldte primære afgangning fra materialer, er fokus nu også rettet mod den sekundære afgangning.

Primær afgangning er afgivelsen af løst bundne stoffer, fx flygtige organiske forbindelser, der anvendes eller dannes i forbindelse med fremstillingen af materialet eller stoffer. Den primære afgangning forekommer hovedsageligt, mens materialet er nyt.

Sekundær afgangning består af flygtige organiske forbindelser dannet efter, at materialet er produceret. Det kan fx stamme fra nedbrydningsprocesser ved oxidation af stoffer i materialeoverfladen med ozon. Nyere forskning har vist, at sekundær afgangning i særlig grad kan forringe kvaliteten af indeluften, og derved have en sundhedsmæssig betydning for bygningsbrugerne. For nogle materialer kan denne type afgangning tilsyneladende fortsætte i hele materialets levetid.

Det er ligeledes en klar tendens at nye produkter afgiver mere forurening til luften end ældre brugte materialer. Produkterne afviger også fra hinanden ved at have forskellige emissionsprofiler. Nogle afgiver forurening over lang tid mens andre har en mere kortvarig afgivelse. Røgelse og flere sprayprodukter er de mest forurenende af de undersøgte produkter, og disse udsender betydelige mængder af sundhedsfarlige stoffer.

På trods af ovenstående reservationer i forhold til de gennemførte modelberegninger vurderes det, at de højeste koncentrationer af flygtige stoffer sandsynligvis vil forekomme i boligens børneværelse. Det skyldes, at rummet er lille i forhold til boligens øvrige rum, og at der er mange produkter samtidigt tilstede, der afgiver kemiske stoffer til luften.

### 1.3 Vurdering af enkeltstoffer

Den maksimale eksponering for phenol, der skyldes forbrugerprodukter, er beregnet til  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne koncentration er meget lavere end en indemiljø grænseværdi på  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  baseret på lugtgener. Omregnet vil et barn udsættes for  $90 \mu\text{g}$  phenol/kg lgv/dag, der kun er lidt under "Referencedosis (RfD)" på  $0,1 \text{ mg}/\text{kg}$  lgv/dag med indbygget sikkerhedsfaktorer.<sup>1</sup> Dette viser, at i et børneværelse, hvor hver enkelt forureningskilde ikke betyder noget særligt, kan den samlede belastning for phenol i værste tilfælde nærme sig det højest tolerable.

Under normale forhold anslås formaldehydniveauet i indeluften i en bolig til 10 til  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , afhængigt af hvilke kilder der findes. Den maksimale

---

<sup>1</sup>En "Referencedosis" er den højeste daglige indtagelse af et stof, der vurderes til ikke at kunne forårsage helbredseffekter. Bruges kun til stoffer med en tærskelværdi. Gælder også for følsomme grupper. Er baseret på NOAEL bestemt ved dyreforsøg og sikkerhedsfaktorer. Svarer nærmest til ADI eller TDI.

beregnete koncentration (værste tilfælde) af formaldehyd i indeluften i dette projekt var omkring  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men koncentrationen vil under normale omstændigheder være under  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der er anbefalet en maksimal indeklimagrænseværdi på  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for formaldehyd, som hermed er overholdt ved den typiske koncentration, men ikke i det værst tænkelige (og usædvanlige) tilfælde.

Et barn vil indånde  $72 \mu\text{g}$  formaldehyd/kg lgv/dag under normale omstændigheder og  $700 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag i det værst tænkelige tilfælde. Reference dosis (RfD) på  $200 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$  vil derfor være overholdt for et barn under normale omstændigheder, men ikke i værst tænkelige tilfælde, hvor alle kilder er til stede på samme tid. Da formaldehyd er kræftfremkaldende, og der ikke kan fastsættes en sikker grænse for denne effekt, gælder RfD for formaldehyd ikke og al unødvendig eksponering for dette stof bør undgås.

I værste tilfælde med mange samtidige kilder vil den totale koncentration af acetaldehyd være  $265 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men normalt vil denne være mindre end  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , dvs. tæt på Referencekoncentrationen (RfC) på  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der bygger på dyreforsøg og ikke-effekt niveauet (NOAEL) for effekter på næseslimhinden med en sikkerhedsfaktor på 1000.<sup>2</sup> Da acetaldehyd er kræftfremkaldende, og der ikke kan fastsættes en sikker grænse for denne effekt, gælder RfC ikke og al unødvendig eksponering bør undgås.

Bidrag af benzen til indeklimaet fra de få produkter, der er undersøgt i Miljøstyrelsens rapporter, er  $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det er mindre end de mere almindelige koncentrationer af benzen på  $3 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  målt indendørs i boliger af bl.a. Teknologisk Institut. Med anvendelse af røgelse kan der dog opstå ekstreme koncentrationer på helt op til  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Referencekoncentrationen (RfC) for benzen angives til  $9-30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og en forøget risiko for kræft er sandsynliggjort ved koncentrationer over  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . For modellervoks alene er der en tilstrækkelig sikkerhedsfaktor, men dette er ikke tilfælde for en samlet vurdering. Dertil kommer brug af røgelse, der kortvarigt giver direkte sundhedsfarlige benzenkoncentrationer på  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Referencedosis (RfD) for benzen er  $4 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Normalt vil et barn indånde  $< 1 \mu\text{g}$  benzen/kg lgv i løbet af 24 timer, men ved anvendelse af røgelse vil alene indtagelsen i løbet af én times eksponering beløbe sig til op til  $21 \mu\text{g}$  benzen/kg lgv/dag. Dette må betragtes som fuldkommen uacceptabelt rent sundhedsmæssigt for et stof, der er erkendt leukæmifremkaldende i mennesker. Desuden gælder RfD og RfC ikke for kræftfremkaldende stoffer, hvor der ikke er tærskelværdi.

De højeste koncentrationer af toluen på ca.  $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter og ca.  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter blev beregnet i børneværelset. Bidraget kommer hovedsageligt fra en enkelt PC monitor. Hertil skal lægges mulige bidrag fra andre forbrugerprodukter på op til ca.  $900 \mu\text{g}/\text{m}^3$  - dog i alt ca.  $2.980 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med tryksager og  $39.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med brug af spraymaling. Referencedosis for toluen er  $223 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag, og Referencekoncentrationen er  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Med en toluenkoncentration på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra en monitor, der kører 6 timer dagligt vil et barn indtage  $12 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag, dvs. der er tilstrækkelig sikkerhedsmargen. Dette er imidlertid ikke tilfældet, hvis

---

<sup>2</sup>Referencekoncentrationen af et stof er den luftkoncentration, som vurderes til ikke at kunne forårsage skadelige effekter ved en livslang udsættelse. Bruges kun til stoffer med en tærskelværdi. Gælder også for følsomme grupper. Er baseret på NOAEL/NOAEC bestemt ved dyreforsøg og sikkerhedsfaktorer.

bidragene fra andre kilder lægges til. Selv uden bidrag fra tryksager og spraymaling er indtagelsen med 1.800 µg/dag eller 180 µg/kg lgv/dag meget tæt på grænsen for det tolerable.

De højeste koncentrationer af xylener findes i børneværelset, hvor koncentrationen er 105 µg/m<sup>3</sup> for nye elektroniske produkter og 44 µg/m<sup>3</sup> for brugte produkter. I bryggers/entre er koncentrationen 47 µg/m<sup>3</sup> for nye produkter. Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt 476 µg/m<sup>3</sup> (eller 51.000 µg/m<sup>3</sup> ved brug af spraymaling). Referencekoncentrationen (RfC) er på 100 µg/m<sup>3</sup>, der alene svarer til bidraget fra de elektroniske produkter i børneværelset. I tilfældet med spraymaling er koncentrationerne mere end 10 gange grænseværdien for daglig arbejdsmiljøeksponering, og der er mulighed for direkte sundhedsskader. Referencedosis for xylener er 200 µg/kg lgv/dag. Udsættelse for 100 µg/m<sup>3</sup> i 6 timer giver et barn en indtagelse af xylen på 360 µg/kg lgv/dag. Dvs. at alene de elektroniske apparater giver for høj en udsættelse i forhold til Reference dosis. En yderligere 10-100 gange forøget eksponering, som kan opnås med bidrag fra andre kilder, må betragtes som helt uacceptabel.

I børneværelset er koncentrationen af styren 22 µg/m<sup>3</sup> for nye elektroniske produkter og ca. 8 µg/m<sup>3</sup> for brugte produkter. Hertil skal evt. lægges mulige bidrag på op til i alt ca. 772 µg/m<sup>3</sup> fra røgelse, telte til børn og rørperler. Dette er tæt på den vejledende WHO luftkvalitetsværdi på 800 µg/m<sup>3</sup>, men under Referencekoncentrationen (RfC) på 1 mg/m<sup>3</sup>, der er fastsat på basis af effekter på centralnervesystemet. Referencedosis (RfD) er 200 µg/kg lgv/dag, der er lidt højere end en hollandsk Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) på 120 µg/kg lgv/dag. Ved udsættelse for en koncentration på 20 µg/m<sup>3</sup> i 6 timer dagligt bliver et barns indtagelse af styren 7 µg/kg lgv/dag. Dette er langt under grænsen for det tolerable og uden sundhedsmæssige problemer. Men i det værste scenarium for børneværelset med røgelse etc. vil der være en 20% overskridelse af Referencedosis.

De højeste koncentrationer af limonen findes i børneværelset, hvor koncentrationen er ca. 4 µg/m<sup>3</sup> for nye elektroniske produkter. Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca. 341 µg/m<sup>3</sup> fra tryksager og røgelse mv. Der vil også være mulighed for eksponering fra opbevaring og konsumering af citrusfrugter. Limonen har en tolerabel daglig indtagelse (TDI) på 100 µg/kg lgv/dag.<sup>3</sup> Ved udsættelse for en koncentration på 4 µg/m<sup>3</sup> i 6 timer bliver et barns indtagelse 1,5 µg/kg lgv/dag. Denne indtagelse er fuldstændig uden sundhedsmæssig betydning for et normalt barn. I det værste scenarium kan indtagelsen dog nå op omkring TDI. I tilfælde af allergi eller intolerance kan selv små mængder have betydning, men dette vil ikke specielt være et indeklimaet i relation til limonen.

De data, der foreligger i Miljøstyrelsens forbrugerprodukt rapporter om de svagt flygtige phthalater, bromerede flammehæmmere og perfluoralkylforbindelser, er meget spredte, begrænsede og vanskelige at bruge til en eksponerings og risikovurdering. I stedet er danske og udenlandske undersøgelser af husstøvet indhold benyttet til at anslå børnenes eksponering for disse ikke-flygtige stoffer fra forskellige kilder indendørs.

Den phthalat, som forekommer mest i indeklimaet, er di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). En typisk daglig optagelse af DEHP i dampform og bundet til støv for et barn fra alle indendørs kilder vil normalt

---

<sup>3</sup> Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) anses for at være uden helbredseffekter.

andrage 10-20 µg/kg lgv/dag eller 100-200 µg/dag. For et meget udsat kravlebarn på et PVC-gulv vil indtagelsen i værste fald formentlig andrage 50-250 µg/kg lgv/dag eller 500-2.500 µg/dag. Dertil kommer indtagelse af DEHP med føden som er vurderet til 18 µg/kg lgv/d for et barn eller 180 µg/dag dvs. i samme størrelsesorden som den "normale" indemiljøeksponering. Dette skal sammenlignes med, at den højeste eksponering i langtidsforsøg med rotter, hvor der ikke er konstateret effekter af DEHP i føden, er 3.700 µg/kg lgv/dag svarende 37 mg/dag for et barn. Hvis der forudsættes samme følsomhed for DEHP i rotter og i kravlebørn, er der derfor en lille sikkerhedsfaktor for de mest eksponerede børn. Dertil kommer en mulig eksponering for de øvrige phthalater.

Der er store variationer i indholdet af bromerede flammehæmmere (PBDE) i husstøv, men generelt forekommer de i en størrelsesorden mindre end for phthalater. Maksimale koncentrationer kan være >20.000 ng PBDE/g støv. Eksponeringen via husstøv er i samme størrelsesorden som i maden, hvad der er overraskende for persistente organisk forureninger, hvor føden normalt andrager omkring 90% af befolkningens eksponering. Med en anslået støvindtagelse på 100 mg/dag kan et barn hermed indtage fra 30 og i sjældne tilfælde op til 2.000 ng PBDE/dag. Dette skal sammenlignes med en gennemsnitlig indtagelse med maden på 40-150 ng/dag og omkring 2.000 ng/dag for brystbørn, idet modermælken indeholder meget høje koncentrationer af PBDE. Det maksimale et barn kan indtage er på denne baggrund <5 µg/dag.

Referencedosis (RfD), som indeholder sikkerhedsfaktorer, er på 2, 3 og 10 µg/kg/dag for henholdsvis deca-, octa- og penta-BDE. Kun brystbørn kan nå op i nærheden af referencedoserne. Derfor er der med den nuværende viden ikke sundhedsmæssige problemer for barnet ved indeklimaeksponeringen, men denne eksponering er formentlig den vigtigste kilde til moderens udsættelse og dermed modermælken indhold.

Da perfluoralkylforbindelserne (PFAS) ikke er lipophile, vil indtagelse af animalsk fedt og fødevarer generelt ikke være så vigtig en eksponeringskilde, som det er for lipophile persistente organiske forureninger. Indemiljøet ser ud til at være den væsentligste kilde til indtagelse af disse stoffer. Med en støvindtagelse på 100 mg/dag vil den daglige eksponering af et barn gennemsnitligt være 200-2.000 ng PFAS/dag og maksimalt 8-50 µg PFAS/dag eller 0,8-5 µg PFAS/kg lgv/dag. Det svarer ret godt til eksponeringsscenerierne i Miljøstyrelsens Forbrugerrapport nr. 50 om imprægneringsmidler. Den Acceptable Daglige Indtagelse (ADI) for perfluoralkylforbindelser er 3 µg/kg lgv/dag svarende til ikke-effekt niveauet for reproduktionsskadelige effekter med en sikkerhedsfaktor på 1.000. Kun i tilfælde med maksimal eksponering vil indtagelsen være uacceptabel. Vor viden om PFAS stoffernes toksikologiske egenskaber er imidlertid begrænset på nuværende tidspunkt.

#### 1.4 Blandingseksponering og andet

I en bolig er der mange forskellige forbrugerprodukter og fx byggematerialer, der tilsammen afgiver mange forskellige stoffer i en kompleks blanding. Børn er derfor i indemiljøet udsat for mange flygtige og mindre flygtige stoffer samtidigt. Det betyder mulighed for samvirkende effekter og dannelse af sekundære forureninger.

I den klassiske risikovurdering vurderes stoffer eller stofgrupper hver for sig uden hensyn til, at disse samvirkninger kan ændre billedet totalt. Der mangler simpelthen viden om disse "cocktail effekter".

I rapporterne fra Miljøstyrelsen og i denne rapport er de sundhedsmæssige vurderinger hovedsageligt foretaget på baggrund af et stof ad gangen. Der er ikke foretaget en undersøgelse af den samlede virkning flere/mange stoffer sammen.

Der er i rapporterne fra Miljøstyrelsen fokuseret på mulige, direkte sundhedsmæssige effekter af afgasning fra de enkelte produkter. I et bredere sundhedsmæssigt perspektiv bør forhold som komfort og velvære, herunder oplevet luftkvalitet inddrages. Jævnfør fx WHO's definition på sundhed: "Sundhed er ikke blot fravær af sygdom og svaghed, men også en tilstand med fuldstændig fysisk, psykisk og social velvære". Mange forureningskilder inden døre, herunder forbrugerprodukter og byggematerialer, afgiver lugtende stoffer. Disse påvirker ofte den oplevede luftkvalitet i negativ retning.

Både ud fra sundhedsmæssige overvejelser og hensynet til hvordan luftkvaliteten opleves inden døre, er det vigtigt at afpasse mængden af tilført udeluft til boligen, dvs. opfylde kravet til ventilationsbehov. Ventilationen kan i mange rum i boligen være begrænset. I nyere, velisolerede og tætte boliger er der i nogle situationer konstateret lavere luftskifter end de  $0,5 \text{ h}^{-1}$ , som foreskrives i Bygningsreglementet, og som ligger til grund for modelberegningerne i denne rapport. Der er fx fundet boliger med et luftskifte på kun  $0,25 \text{ h}^{-1}$ . Det vil alt andet lige kunne resultere i koncentrationer, der er dobbelt så høje.

I den forbindelse er det vigtigt at fokusere på kildekontrol, dvs. at begrænse emissionen fra kilder til indendørs forurening, mest muligt, så ventilationsbehovet ikke bliver for stort med deraf unødigt stort energiforbrug. Det er derfor vigtigt at være opmærksom på, at placering af computere og andre forureningskilder i sådanne rum kan medføre et betydeligt behov for forøget ventilation. Noget der er særligt aktuelt med de skærpede krav i det nye Bygningsreglement. I en bolig vil der desuden ofte være udveksling af luft mellem rum og mellem naboledigheder, hvorved kilder kan forurene luften i andre rum end der, hvor de er.

Der er således mange forhold, der er bestemmende for, hvordan den sundhedsmæssige status af en bolig er, og der vil ofte være utilstrækkelige/manglende data til at foretage en total og sikker vurdering. På den baggrund kan der gives nedenstående anbefalinger.

## 1.5 Anbefalinger

For at få et mere retvisende/troværdigt grundlag for at vurdere sundhedstilstanden i en dansk bolig med mange forbrugerprodukter anbefales det at foretage følgende undersøgelser:

- I et større antal tilfældigt udvalgte, beboede boliger bør der udføres konkrete målinger af udvalgte indikatorstoffer for forbrugerprodukter i indeluften og støvet, evt. over et længere tidsrum, for at få bestemt de aktuelle koncentrationer, som befolkningen er udsat for.
- Der bør gennemføres feltmålinger af indeluften i en bolig, hvor et rum, fx et børneværelse, indrettes realistisk under relevante "worst-

case” betingelser. En vigtig situation at undersøge kunne fx være et nyindrettet børneværelse, dvs. med en række nye byggematerialer, inventar og forbrugerprodukter. Det vil fx være interessant at foretage undersøgelsen ved en lav ventilationsrate, som kan forekomme om vinteren. Der foretages målinger af udvalgte stoffer, der mistænkes for at have sundhedsmæssig og komfortmæssig betydning, herunder stoffer der stammer fra mulige sekundære kemiske reaktioner.

Desuden anbefales følgende tiltag:

- Anvendelsen af særligt farlige stoffer, der indgår i forbrugerprodukter, og som kan frigøres i indemiljøet og udsætte især børn for en risiko, bør ophøre ved frivillige aftaler eller lovgivning.
- Byggematerialer og forbrugerprodukter med phthalater, specielt DEHP, bør så vidt muligt ikke benyttes ved indretning af børneværelser.
- Anvendelse af røgelse indendørs er den mest forurenende og sundhedsfarlige af de undersøgte aktiviteter, og den bør mindskes eller undgås.
- Anvendelse af sprayprodukter, fx spraymaling, indendørs er ligeledes en ekstrem forureningskilde, som bør begrænses mest muligt. Eventuelt bør benyttes åndedrætsværn og ekstra ventilation.
- Børns udsættelse for farlige kemiske stoffer i indemiljøet bør mindskes mest muligt ved hyppig rengøring og tilstrækkelig udluftning.

# Summary and conclusions

The indoor climate is important for the public health, because we reside for the greatest part of our life's indoor. Taken together it is expected that Danes spend between 80 and 90 % of their life indoor. In addition, many studies show that the level of air pollution indoor is much higher than outdoor. Therefore, in the Danish National Strategy for Environment and Health indoor climate is a high-priority area.

## 1.6 The DEPA reports on chemicals in consumer products/articles

In the years 2002 to 2005 the Danish Environmental Protection Agency (DEPA) has published more than 60 reports on the study of chemicals in various consumer products. About half of these reports contain data and information relevant for the indoor climate but of different aim and character. In some report the focus is on the content of chemicals in the products, in others release to indoor air is included, which is most relevant for this project.

The DEPA-reports focus on each consumer product separately. It is more complex in the real dwelling, where many products may be used simultaneously.

Most of the reports on consumer products so far published by DEPA conclude that the release of chemicals from one single product does not give rise to concern. However, the collective burden of chemicals from all products used indoor e.g. in the bed room, in the living room, the kitchen or the children's room, may be a problem.

The project had the aim of

- Mapping which chemicals could be released to the indoor climate from normal use of consumer products at home. Release is meant as evaporation, wearing, migration, and primary and secondary formation.
- Assess the importance of consumer products as source of chemical pollution indoor and the exposure of the residents.
- Describe the total chemical impacts of consumer products on the indoor climate various places in the dwelling.
- Evaluate potential health impacts and nuisances from these exposures and advice how risks could be reduced.

In phase 1 of the project all the DEPA reports on consumer products were reviewed, and a short summary in Danish was produced for each report relevant for the indoor environment.. In addition, Excel files containing a substance/product-matrice with indication, if quantitative emission data exist, and if the exposure is short or persistent, was developed, and it is available electronically on [www.mst.dk](http://www.mst.dk).

Furthermore, selected relevant studies in the open literature on release of chemicals from consumer products and contamination of house dusts are reviewed in Appendix A (only in Danish). In this review the focus is on the

less volatile brominated flame retardants (PBDE) often used in electronics, textiles and furniture foam, phthalate plasticizers (phthalates) occurring in vinyl floors, vinyl wallpaper and toys, and the water-oil-dirt repellent perfluoroalkylated compounds (PFAS) added to carpets, textiles and outdoor clothes. It is all substances, which have been included in only few of the DEPA reports.

Potential indoor concentrations of 8 selected volatile chemicals have been estimated in three model rooms: **a hall/utility room, a kitchen/family room and a children's room**, based on pragmatic model calculations with some assumptions and simplifications. This is necessary, because the available data in the DEPA reports have different character and aim, and not necessarily produced with the purpose assessing indoor climate. Further, the determinations of the released chemicals were not always specific and reliable, since screening methods were applied. That could have been fine enough for the purpose of the particular report but if the aim from the start had been to look at the importance of indoor concentrations other procedures may have been selected.

It has been presumed that the studied consumer products were representative, adequate and relevant for indoor climate. However, data suggest a large variation within certain product groups. Thus the measured emissions may not be typical for all investigated products, especially if only one product was studied. The products are more likely indicators for the emission from the investigated product type.

### 1.7 Assumptions in model calculations

The background for model calculations based on the DEPA consumer product reports has also been that these reports represent the potential most important sources of pollution indoor from consumer products.

It should, however, be emphasized that in practice there may exist other important sources than the studied. It is not possible to predict human behavior at home. Situations may develop, where consumer products are used indoor, although others are recommended. Certain times of the year, e.g. at Christmas time, some activities differ from what is normal the rest of the year. In the dark time the use of candle lights increases, and in the cold time many dwellings will have less ventilation applied because of a wish to save energy. However, the opposite may be the case in older draughty buildings. Building technology may also have influence on the healthy conditions in a home, e.g. if water damage occurs and mould grows.

Indoor air quality depends on ventilation, temperature and other factors, besides which pollution sources are present.

In this report the focus is on the contribution from consumer products but it has to be kept in mind that there may be other sources of the same chemicals in the home, e.g. from tobacco smoking, food preparation and evaporations from building materials (paint and varnishes, integrated carpets etc.). There are a great number of potential sources.

The concentration (exposure) of pollutants in indoor air depends mainly on the balance between the pollution sources, and how much cleaner air is supplied to the building (ventilation) to dilute the pollution. Further, the



concentration depends on how much pollution is deposited on surfaces (adsorption) or released from surfaces (desorption).

In addition, the concentration and composition depend on any secondary chemical reaction occurring in the air or at contact with material surfaces. In the reports from the DEPA, and in this report, the importance of such reactions is not taken into account. Where the focus earlier was solely on the so-called primary evaporation of chemicals from materials, the research focus is nowadays directed at the secondary evaporation. Primary evaporation is release of weakly bound substances, e.g. volatile organic compounds (VOC), used or formed in connection with the manufacture and the material or substances. The primary evaporation occurs mainly, when the material is new.

Secondary evaporation consists of VOC formed after the manufacture of the material. The origin may be degradation processes at oxidation of substances in the material surface by ozone. Newly research has shown that secondary evaporation particularly can diminish the quality of indoor air, and in this way have adverse health effects on building users. For some materials this type of evaporation seems to continue in the whole lifetime of the materials.

In spite of these reservations regards the performed model calculations, it is concluded that the highest concentrations in a home are likely to occur in the children's room. The reason is that that particular room normally is smaller than most other rooms in the home, and it contains many products, which may release chemicals to the air.

There is a clear tendency that new product release more chemicals to the air than older used products. The products also differ from each other by having different emission patterns. Some release substances over long time, others have a more brief release. Use of incense and some spray products indoor are the most polluting of the studied products and activities, and it emits considerable amounts of hazardous chemicals.

## 1.8 Assessment of prioritized chemicals

The maximal exposure to phenol from all sources is calculated to  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . This concentration is much lower than an indoor limit value of  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  based on odor nuisance. The calculated daily intake for a maximum exposed child is then  $90 \mu\text{g}$  phenol/kg, or somewhat below the USEPA "Reference dose (RfD)" of  $0.1 \text{ mg}/\text{kg}$  bw/d, which has built-in safety factors. This shows that in a children's room, where a single pollution source may not be important, the total burden to phenol from all sources in the worst case may approach the highest tolerable for children.

Normally, formaldehyde levels in indoor air are estimated to  $10\text{-}200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , depending on which sources exist. In this project the calculated maximum concentration of formaldehyde in indoor air was about  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , however, typically the concentration will be below  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Thus, the recommended indoor air limit value for formaldehyde of  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  is complied with at the typical concentration but not in the worst, however unlikely, case. A child will typically daily inhale  $72 \mu\text{g}$  formaldehyde/kg bw but  $0.7 \text{ mg}/\text{kg}$  bw in the worst case. Thus, the "Reference dose" of  $0.2 \text{ mg}/\text{kg}$  bw/d will be easily complied with for a child in the typical case but not in the worst case adding up all sources working simultaneously in the children's room. Formaldehyde is a potent carcinogen, and since there is no complete safe limit for carcinogens,

all unnecessary exposure to formaldehyde, e.g. from incense, should be avoided.

The worst case total exposure to acetaldehyde from many sources will be 265  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - but normally it is lower than 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; thus close to the USEPA Reference Concentration (RfC) of 9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . This RfC is based on the no-adverse-effect-level (NOAEL) for degeneration of the olfactory epithelium in animal studies and with a safety factor of 1000 applied. Since acetaldehyde is a carcinogen, and there is no complete safe limit for carcinogens, all unnecessary exposure to acetaldehyde, e.g. from incense, should be avoided

Only two products did release benzene to the indoor climate. The contribution of benzene from plasticine products investigated in the DEPA reports was <1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . This is less than the typical benzene concentrations measured indoor in Danish buildings. During use of incense extreme benzene concentrations up to 350  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  may develop. The Reference concentration for benzene is reported to be between 9 and 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , and an increased cancer risk is reported at concentrations above 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . For plasticine alone the safety factor is sufficient but that is not the case regards use of incense that generates short-term benzene concentrations of 350  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , which are a direct health hazard. The USEPA Reference Dose for benzene is 4  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d. Normally, a child will inhale <1  $\mu\text{g}$  benzene/kg bw during 24 hours, however, during use of incense alone the intake during one hours exposure account up to 21  $\mu\text{g}$  benzene/kg bw/d. Such high exposure is completely unacceptable regards a substance proved to induce leukemia in humans.

The highest calculated concentrations of toluene were found in the children's room with a concentration of about 49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for new electronic products and about 19  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for used products. The contribution mainly came from one particular PC monitor. To this should be added potential contributions from other consumer products of up to 900  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , and about 2,980  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  with printed matters and 39,000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  from spray paint included. Tolerable Daily Intake (TDI) and Reference Dose for toluene are 223  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d, and the Reference Concentration is 0.4  $\text{mg}/\text{m}^3$ . An indoor climate limit for toluene of 8  $\text{mg}/\text{m}^3$  has been suggested. With a toluene concentration of 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  from a monitor working 6 hours a day a child will have a daily intake of 12  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d, thus sufficient safety margin. However, this is certainly not the case, if the contributions from other sources are added on. Even without contributions from printed matters and spray paint the intake will be 1,800  $\mu\text{g}/\text{d}$  or 180  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d and very close to TDI.

The highest concentrations of xylenes occur also in the children's room, where the concentrations were 105  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for new electronic products and 44  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for used products. In the hall/utility room the concentration was 47  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for new products. To this should be added a possible contribution of up to 476  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (or 51,000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  with spray paint). The Reference Concentration (RfC) is 0.1  $\text{mg}/\text{m}^3$ , which alone compare to the contribution from electronics in the children room. In case of spray painting the concentrations are so high that direct health damage may be possible. The Reference Dose for xylenes is 0.2  $\text{mg}/\text{kg}$  bw/d. Six hours exposures to 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  will correspond to a child intake of xylenes of 360  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d. Thus, alone the electronics make too high exposure compared to Reference Dose. A further 10-100 times enhanced exposure, which is likely with contributions from other sources, may be seen as completely unacceptable.

In the children's room the calculated concentrations of styrene are 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for new electronic products and about 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for used products. To this should be added possible contributions of about 772  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  from incense, tents to children and tubular pearls. The last figure is close to the WHO Air Quality value of 800  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  but below the Reference Concentration of 1  $\text{mg}/\text{m}^3$ , which is based on effects on the central nervous system. The Reference dose is 0.2  $\text{mg}/\text{kg}$  bw/d, which is somewhat above a Dutch Tolerable Daily Intake (TDI) of 120  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d. Child exposure to a concentration of 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in 6 hours a day result in an intake of 7  $\mu\text{g}$  styrene/kg bw/d. This is far below various danger limits and without health effects. However, in the worst scenario for the children room with use of incense etc. there will be a 20% excess of the Reference dose.

The highest concentrations of limonene were calculated for the children room, where the concentration will be around 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for new electronic products. Potential contributions from printed matters and incense of around 341  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in total should be added. By-exposure to limonene by storage and consumption of citrus fruits is also possible. Limonene has a Tolerable Daily Intake (TDI) of 0.1  $\text{mg}/\text{kg}$  bw/d. A child exposed to a concentration of 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in 6 hours will have an intake of 1.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d. This level of exposure is completely without health risks for a normal child. However, in the worst case scenario the intake may approach the TDI. In case of allergy or intolerance even very small concentrations of limonene may be of importance, however, this will not be a specific problem in relation to limonene in the indoor environment.

The available data in the Danish EPA's consumer product reports on the less volatile phthalates, brominated flame retardants and perfluoroalkylated compounds are very scattered, limited and insufficient to use for an exposure/risk assessment. Therefore, in order to estimate the exposure of the floor crawling children from various sources, these data is complemented with data from other Danish and foreign studies of these chemicals as contaminants in house dust.

The most abundant phthalate indoors is di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP). The typical daily child intake of DEHP from all indoor sources will be 10-20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d or 100-200  $\mu\text{g}/\text{day}$ , however, in the worst case it likely will amount to 50-250  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d or 0.5-2.5  $\text{mg}/\text{day}$  for a very exposed child playing on a PVC floor. To be added is intake of DEHP with the food, which is estimated to 18  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bw/d or 180  $\mu\text{g}/\text{day}$  for a child. That is in the same order of magnitude as the "normal" indoor exposure. This can be compared with the no-adverse-effect level of DEHP in animal feeding experiments with rats, which is 3.7  $\text{mg}/\text{kg}$  bw/d or 37  $\text{mg}/\text{day}$  for a child. If rats and crawling children do have a similar susceptibility for DEHP, the safety factor is rather narrow for the mostly exposed children, and that is even without including possible exposure to other phthalates.

The levels of brominated flame retardants (PBDE) in house dusts are very variable but, generally, PBDE occur in concentrations one order of magnitude lower than for phthalates. Maximum concentration may be >20,000 ng PBDE/g dust. The exposure to PBDE via house dust is in the same order of magnitude as in food. This is surprising for persistent organic pollutants, for which the food normally account for approximately 90% of human exposure. If the estimated intake of dust is 100  $\text{mg}/\text{day}$  a child can have an intake of 30 and in seldom cases up to 2000 ng PBDE/day. This should be compared with

an average intake from the food of 40-150 ng/day and about 2000 ng/day for nursing infants, because human milk contains relatively high levels of PBDE. Based hereupon the maximum child intake will be <5 µg/day. Comparison with the Reference Dose (RfD) of 2, 3 and 10 µg/kg bw/d for penta-, octa- and deca-BDEs, respectively, which includes sufficient safety factors, shows that only nursing infants may come close to the Reference dose. Therefore, with the present knowledge, the indoor exposure alone will have no health risks.

Perfluoroalkylated compounds (PFAS) are not lipophile. Thus intake of animal fat and food in general will not be so important an exposure source as for the lipophile persistent organic pollutants (POP). Indoor climate seems to be the major source of exposure to these substances. If the daily intakes of house dust are set to 100 mg/day, the daily average exposure of a child be 200-2,000 ng PFAS and the maximum 8-50 µg PFAS/day or 0.8-5 µg PFAS/kg bw/d. This corresponds very well to the exposure scenarios in DEPA consumer report no. 50 about impregnation agents. The acceptable daily intake for perfluoroalkylated compounds is 3 µg/kg bw/day; that corresponds to the no-effect level for reproductive effects with a safety factor of 1,000. Only in the case of maximum exposure the intake will be unacceptable. However, the present knowledge about the toxicology of PFAS is limited.

### 1.9 Mixed exposure

In a home there may be many different consumer products and e.g. building materials which altogether may release many different substances in a complex mixture. In the reports from the DEPA and in this report the health assessments are mainly based on one substance a time. The combined impacts of more/many substances present in the same time are not evaluated.

Children staying indoors are exposed to many substances simultaneously. That means possibility of additive effects, and formation of secondary pollutants. In the classical risk assessment paradigm both substances and group of substances are treated separately ignoring that these combined effects may change the picture completely. Knowledge of such cocktail effects is simply lacking.

In the DEPA reports the focus is on direct adverse health effects from degassing from particular products. In a broader health perspective issues such as comfort and well-being, including experience of air quality should be taken into account. According to the World Health Organization (WHO), health is not only absence of disease and weaknesses but also a state of complete physical, mental and social well-being. Many pollution sources indoors, including consumer products and building materials, contribute with bad-smelling substances and may affect the perceived air quality (PAQ).

Both from a health viewpoint and regards how the air quality is experienced indoor, it is important that adjust the amount of supplied outdoor air to the home, thus meet the demand of ventilation. Ventilation may be limited in many rooms in the dwelling. In some occasions in newer, well-insulated and sealed dwellings air flows less than 0.5 h<sup>-1</sup>, which is required according to current building legislation, and is used in model calculations in this report. There are for instances found dwellings with an air flow of only 0.25 h<sup>-1</sup>. If everything else was equal that would result in twice as high concentrations.

In this connection it is important to focus on source emission control, thus limit emissions from indoor pollution sources as much as possible. Thus it is important to take into account that placement of computers and other pollution sources in such rooms may introduce an increased need for ventilation. Then the need of ventilation will be less and energy be saved. That is especially relevant with the tighten energy requirements in the new building legislation. In a dwelling there will often be an exchange of air between rooms and between neighbors apartments, in this way a source may pollute the air inside other rooms than, where the source is located.

#### 1.10 Recommendations

In order to establish a more true/credible basis for assessing the state of health in a Danish dwelling, the following studies are recommended:

- At a large number of randomly chosen occupied dwellings, actual measurements of selected indicator substances, released from consumer products into indoor air and dust, should be initiated; eventually, for a longer time period for determining the actual exposure level of the general population.
- Initiation of field measurements of indoor air in a dwelling, where a room is furnished as a realistic worst-case condition. An important situation to study could e.g. be a newly furnished children's room with a selection of new building materials, equipments and consumer products. It could be interesting to make the study at low ventilation rate, as occurring at winter time. The selected chemicals to be analyzed should have potential adverse effects on health or comfort, including substances originated from secondary chemical reactions.

In addition the following initiatives are recommended:

- Use of dangerous substances in consumer products, which may be released indoors and expose children for a risk, should be terminated by voluntary agreements or bans.
- If feasible, building materials and consumer products containing phthalate plasticizers, especially DEHP, should not be used in a children room.
- Indoor use of incense is the most polluting and dangerous of all studied activities, and it should be diminished or avoided.
- Use of spray products indoors is also an extreme pollution source, which should be avoided or at least be limited as much as possible. As a minimum breathing mask and extra ventilation should be applied.
- It is prudent to prevent children exposure to dangerous chemicals in the indoor climate by frequent cleaning and sufficient ventilation.



## 2 Indledning og baggrund

Langt den største del af livet leves inden døre. Danskere tilbringer i gennemsnit mere end 16 timer i egen bolig på et hverdagsdøgn.<sup>4</sup> Derudover foregår megen tid i kontorer, skoler, institutioner og lignende. Samlet set regner man med at danskere tilbringer mellem 80 og 90 % af deres samlede tid inden døre. Påvirkningerne i indeklimaet har derfor stor betydning for befolkningens sundhed og komfort, herunder den samlede eksponering til kemiske stoffer afgivet fra indendørs kilder. Der er fare for at denne eksponering øges/forstærkes af, at der hele tiden tages mange nye materialer og produkter i brug, samtidig med at mange bygninger, pga. ønsket om at opnå energibesparelser, er blevet mere tætte og ventileres mindre.

Indeluften er typisk forurenede med hundredvis af kemiske stoffer i varierende koncentrationer. Derfor viser målinger oftest, at forureningsniveauerne for relevante stoffer i luft og støv er højere inden døre end udendørs.<sup>5</sup>

Traditionelt har der været fokuseret på afgivelse af stoffer fra byggematerialer, herunder afgang af flygtige organiske forbindelser (VOC, "Volatile Organic Compounds") til luften. Disse stoffer kan påvirke bygningsbrugernes sundhed og komfort.<sup>6</sup> Mulige kilder kan fx være træ, maling og lak. Den mest almindelige genevolder blandt VOC'erne er formaldehyd.

Der kan også afgives andre stoffer til indeklimaet fra materialer, fx isolering (fibre), fugemasser (PCB) og gulve (phthalat-blødgørere). Herudover dannes der forureninger ved diverse forbrændingsprocesser i cigaretter, stearinlys, fyringsanlæg, ovne og komfurer (partikler, carbonmonoxid, nitrogendioxid, PAH, dioxin etc.). De dannede forureninger kan i nogle tilfælde (fx ozon og terpener) reagere med hinanden og danne sekundære forureninger.

Luftkvaliteten i indeklimaet bliver desuden påvirket af:

- Afgivelse ved afgang og støvdannelse af stoffer fra møbler (formaldehyd, VOC, flammehæmmere etc.), tæpper (perfluoralkyl-baserede smudsafvisere og flammehæmmere etc.) og andet boligudstyr samt tekstiler, læder, papir og beklædning.
- Afgasning fra TV, computer og andre elektroniske/elektriske apparater indendørs (VOC, ozon, flammehæmmere, stabilisatorer, blødgørere, etc.).
- Afgasning af stoffer fra legetøj/badeudstyr (blødgørere og flammehæmmere etc.) til børn og hobbyaktiviteter (VOC etc.).  
Direkte eksponering ved afsmitning kommer oven i.

---

<sup>4</sup> Keiding L, Gunnarsen L, Rosdal N, Machon M, Møller R, Valbjørn O. Miljøfaktorer i danskernes hverdag – med særligt fokus på boligmiljø. København: Statens Institut for Folkesundhed, 2003.

<sup>5</sup> Gunnarsen L, Sigsgaard T, Andersen NT, Linneberg A, Knudsen HK, Afshari A, Pedersen CM, Larsen JC, Nielsen E. Status og perspektiver på indeklimaområdet. Miljøprojekt nr. 1097, 2006. København: Miljøstyrelsen, 2006.

<sup>6</sup> ECA-IAQ (European Collaborative Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man"). "Evaluation of VOC emissions from building products - solid flooring materials". Report 18. EUR 17334 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 1997.

- Diverse aktiviteter i dagligdagen som fx brug af rengøringsmidler (parfume etc.), imprægnering (VOC, PFAS, organotin etc.), kosmetik (hårspray etc.) samt produkter som duftfriskere (parfume).

Luftkvaliteten er naturligvis også påvirket af rummenes størrelse, temperaturen og luftsiftet. Der markedsføres apparater til luftrensning indendørs, men effekten er tvivlsom.<sup>7</sup> Desuden vil disse apparater ligesom andre elektriske apparater kunne afgive kemiske stoffer.

---

<sup>7</sup> Overgaard NS. Bedre luftrensere, men værdien stadig tvivlsom. Arbejdsmiljø 2003;3:51.



# 3 Gennemgang af Miljøstyrelsens forbrugerproduktrapporter og andre undersøgelser

## 3.1 Miljøstyrelsens forbrugerproduktrapporter

Miljøstyrelsen har i årene 2002-2005 udsendt lidt over 60 rapporter med undersøgelser af kemiske stoffer i forbrugerprodukter.<sup>8</sup> Heraf indeholder godt halvdelen indeklimatelevante oplysninger.

Data i de forskellige rapporter har forskellig karakter og mål. I nogle rapporter fokuseres på indhold i produkter, frem for se på afgivelse til luften, der er mest relevant for dette projekt. Selv de rapporter, som omhandler produkter, der er relevante for indeklimaet, indeholder ikke altid tilstrækkelige data til at lave en eksponeringsvurdering. Desuden er resultaterne af de kemiske analyser ikke altid særligt specifikke og sikre, da det oftest er screeningsundersøgelser, og der bruges fx toluen-ækvivalenter til kvantificering.

De relevante rapporter er listet nedenfor med rapport nr. De mest relevante rapporter, hvor der er emissionsdata, er markeret med et ”+”, mens rapporter kun med indholdsdata for produkter, der er beregnet på at bruges indendørs, er markeret med ”(+)

### 3.1.1 Rapporter med indeklimatelevante oplysninger:

- (+) 1: Phthalater i produkter med PVC
- + 6: Lys (levende)
- + 7: Rørperler
- (+) 8: Duftstoffer i rengøringsprodukter og andre forbrugerprodukter der afgiver duft
- + 14: Modellervoks
- (+) 15: Gulvtæpper
- (+) 16: Rense- og pudsemidler til metal
- (+) 17: Imprægneringsmidler, voks og anden polish til gulve
- (+) 18: Hårstylingsprodukter
- (+) 19.: Julespray
- (+) 21: Renset tøj
- (+) 23: Tekstilmetervarer
- (+) 29: Kemiske stoffer i hobbylime
- (+) 30: Duftkugler/luftfriskere og andre produkter
- + 32: Elektriske og elektroniske produkter
- (+) 33: Naturlegetøj
- + 36: Kortlægning, afgivelse og vurdering af flygtige kemiske stoffer i tryksager
- (+) 38: Kortlægning og afgivelse af kemiske stoffer i fugemasser
- + 39: Afgivelse af kemiske stoffer i røgelse

---

<sup>8</sup> [www.mst.dk/kemi/02050100.htm](http://www.mst.dk/kemi/02050100.htm)

- (+) 43: Pletfjernere
- + 45: Spraymaling
- + 46: Telte og tunneler til børn
- (+) 48: Vinduesfarver
- + 49: Afgivelse af kemiske stoffer fra produkter af eksotisk træ
- + 50: Eksponering af kemiske stoffer i imprægneringsmidler
- + 51: Afgivelse af stoffer fra produkter af chloropren
- (+) 52: Kemiske stoffer i skoplejemidler
- (+) 57: Screening af sundhedseffekter fra kemiske stoffer i tekstilfarver
- (+) 58: Kortlægning af kemiske stoffer i tekstilfarver
- (+) 59: Kortlægning og vurdering af kemiske stoffer i glas- og porcelænsfarver
- + 66: Afgivelse og vurdering af kemiske stoffer fra udvalgte elektriske og elektroniske produkter - del 2

For hver af disse rapporter blev der udarbejdet et resume. Derudover blev der udarbejdet en Excel fil med en Stof-Produkt-Matrice over stoffer i forskellige produkter og markering af, om der er kvantitative emissionsdata og om eksponeringen er vedvarende eller kortvarig.

### 3.2 Resuméer af andre relevante undersøgelser

Udover en gennemgang af Miljøstyrelsens forbrugerprodukt rapporter er der foretaget en gennemgang af udvalgte publicerede undersøgelser af afgivelse af kemiske stoffer fra forbrugerprodukter og udsættelse af forbrugere for kemiske stoffer i indeklimaet fra husstøv, med oprindelse fra forbrugerprodukter. Gennemgangen findes som Bilag A.

Der er i Bilag A megen fokus på de nyere problemer med de ikke så flygtige bromerede flammehæmmere, der ofte bruges i elektroniske produkter, tekstiler og møbelskum, phthalat blødgørere, der findes i vinylgulve, vinyltapeter og legetøj samt de smudsafvisende perfluoralkylforbindelser, der findes i tæpper og tøj. Disse mindre flygtige stoffer afgasser ikke så let, og de er kun i få tilfælde fundet og diskuteret i Miljøstyrelsens forbrugerprodukt rapporter.

# 4 Kriterier for udvælgelse af stoffer, produkter og boligrum til modelberegninger

## 4.1 Baggrund for prioritering af stoffer, produkter/artikler, boligrum etc.

En central opgave i projektet er at modellere den samlede eksponering af kemiske stoffer, som beboerne kan blive udsat for fra forbrugerprodukter anvendt forskellige steder i boligen. Da det vil være umuligt at gennemregne alle mulige scenarier er det nødvendigt at vælge de mest kritiske situationer og vigtigste stoffer og produkter. Prioriteringen kan ske ud fra følgende kriterier:

1. De vigtigste rum at prioritere i boligen ud fra en eksponeringssynsvinkel er:
  - Rum hvor beboerne opholder sig meget/mest,
  - Rum som findes i alle/mange boliger dvs. en stor del af befolkningen er udsat,
  - Rum hvor der er eller bruges mange husholdningsartikler,
  - Små rum
  - Rum hvor der er lavt luftskifte med (den renere) udeluft
  - Rum hvor der er andre materialer/processer, som kan bidrage til en yderligere eksponering (byggematerialer, madlavning, opvarmning).
2. De forbrugerprodukter der potentielt bidrager mest til forurening af indeklimaet er:
  - Produkter der findes i mange rum
  - Produkter, der bruges ofte og af mange
  - Produkter, der afgiver/indeholder mange farlige stoffer
  - Produkter med særligt høj afgivelse og indhold af farlige stoffer
3. Forureningen fra forbrugerprodukter kan opstå ved:
  - Afdampning som gas
  - Dannelse af aerosoler og partikler, forstøvning
  - Afsmitning fra genstande
  - Støvdannelse på grund af slid, husstøv og aflejring af partikler og husstøv på overflader
4. Ved eksponering af personer skal vurderes:
  - Kortvarig og vedvarende/langvarig eksponering
  - Eksponeringsruter, inhalering, indtagelse, hudkontakt
  - Eksponering i høje koncentrationer
  - Eksponering for flere stoffer med samme effekt
  - Eksponering af samme stoffer fra flere produkter
  - Eksponering som er betydelig i forhold til andre kilder

- Eksponering af følsomme gruppe (syge, børn, gravide, ældre)
5. Blandt stofferne bør de særligt farlige persistente, bioaccumulerende og toksiske stoffer prioriteres:
- Persistente organiske forureninger (POPs)
  - Metaller
  - Akut giftige stoffer
  - Cancerstoffer
  - Fosterskadende stoffer
  - Hormonstoffer
  - Allergi/astmafremkaldende stoffer
  - Nerveskadende stoffer

#### 4.2 Udvalgelse af stoffer

Elleve stoffer/stofgrupper blev i samråd med Miljøstyrelsen udvalgt til modelberegninger og nærmere vurdering. Se Tabel 4.1:

Tabel 4.1: Prioriterede stoffer.

Stof	Effekt	Forekomst/afgivelse i Miljøstyrelsens rapporter
Formaldehyd	Carcinogen, irriterant	Computer, printer, monitor, spillekonsol, husholdningsovn, strygejern, dekorativ lampe, hårtørrer, mobiltelefon, TV-apparat, opladere, el-panel, el-radiator, genopladelige batterier, gulvtæpper, tekstilmetervarer, tryksager, røgelse, telte til børn, produkter af eksotisk træ, midler til metal, hobbylime
Acetaldehyd	Carcinogen, irriterant	Computer, monitor, husholdningsovn, strygejern, dekorativ lampe, mobiltelefon, TV-apparat, opladere, el-radiator, genopladelige batterier, tryksager, røgelse, telte til børn, hobbylime
Phenol	Akut giftigt, neurotoksisk	Computer, Monitor, spillekonsol, husholdningsovn, strygejern, TV-apparat, opladere, chloropren produkter
Benzen	Cancer	Monitor, husholdningsovn, røgelse, modellervoks
Toluen	Neurotoksisk	Monitor, strygejern, dekorativ lampe, mobiltelefon, TV-apparat, genopladelige batterier, tryksager, røgelse, telte til børn, produkter af eksotisk træ, rørperler
Xylen	Neurotoksisk	Computer, monitor, opladere, spillekonsol, husholdningsovn, hårtørrer, dekorativ lampe, mobiltelefon, TV-apparat, genopladelige batterier, tryksager, røgelse, telte til børn, rørperler, julespray
Styren	Cancer, reprotoksisk	Computer, monitor, spillekonsol, husholdningsovn, hårtørrer, dekorativ lampe, TV-apparat, genopladelige batterier, telte til børn, rørperler
Limonen	Allergi	Printer, husholdningsovn, hårtørrer, TV-apparat, genopladelige batterier, duftkugler, tryksager, rengøringsmidler, pletfjerner
Phthalater	Hormoneffekter	Husholdningsovn, hårtørrer, TV-apparat, Badeforhæng, vinylgulve, tæppefliser, vinyltapet, tekstilmetervarer, fugemasser, rørperler, modellervoks, hobbylime, pletfjernere
Bromerede flammehæmmere	Persistente, visse hormoneffekter	Strygejern
Perfluoralkylforbindelser	Persistente, visse cancer	Imprægneringsmidler, skoplejemidler

Worst-case modelberegning kan imidlertid kun udføres for de 8 flygtige stoffer (VOC): Formaldehyd, acetaldehyd, phenol, benzen, toluen, xylen, styren og limonen, hvor der er tilgængelige og relevante emissionsdata. Med hensyn til de mindre flygtige stoffer (phthalater, bromerede flammehæmmere

og perfluorforbindelser) uden afgasningsdata kan eksponeringen bedst vurderes for afsmitning fra forbrugerprodukter og for indtagelse af husstøv genereret i et børneværelse scenarium som beskrevet i Kapitel 6.

### 4.3 Prioritering af boligrum

De udvalgte boligrum, der er mest relevante for eksponering til VOC, vurderes til at være:

1. Et børneværelse, der ofte er et relativt lille rum, hvor de særligt følsomme beboere opholder sig mest, og hvor der er mange produkter, der kan afgive stoffer,
2. Et køkken/alrum, der er et rum, hvori der foregår mange forskellige aktiviteter, og
3. Et bryggers/entre, der er rum, hvori der normalt foregår mere forurenende aktiviteter som fx skopudsning.

Modelberegningerne beskrives i Kapitel 5.

# 5 Modelberegninger af potentielle indeklimakoncentrationer af udvalgte flygtige stoffer og sundhedsmæssig vurdering af modelresultaterne

Det er formålet at tilvejebringe et overslag over hvilken kemisk påvirkning i form af koncentrationer i indeluften, man samlet set kan blive udsat for forskellige steder i hjemmet. På baggrund heraf foretages en sundhedsmæssig vurdering.

## 5.1 Forudsætninger for beregninger

På baggrund af den udarbejdede stof-produkt matrice (findes i elektronisk form på [www.mst.dk](http://www.mst.dk)) og den prioriterede liste over stoffer og forbrugerprodukter (se Kapitel 4), blev der i samarbejde med Miljøstyrelsen foretaget en udvælgelse af hvilke modelrum, hvilke forbrugerprodukter og hvilke kemiske stoffer i indeklimaet, der skulle medtages i modelberegninger og vurderinger.

### 5.1.1 Modelrum

Modelberegningerne gennemføres for tre typer rum, hvor belastningen må forventes at være størst og mest relevant for eksponering til VOC, nemlig børneværelse, køkken/alrum og bryggers/entre.

#### 5.1.1.1 Børneværelse

I et børneværelse opholder der sig børn og unge, som udgør særligt følsomme individer. Her opholder de sig i lang tid, når de sover, leger eller laver lektier. Hertil kommer, at rummet ofte er lille i forhold til boligens øvrige rum, og at der er mange produkter tilstede, som kan afgive kemiske stoffer til luften.

Det valgte rums volumen er  $17,4 \text{ m}^3$  svarende til et typisk børneværelse i et velisoleret parcelhus. Denne størrelse svarer nogenlunde til betingelserne for det modelrum med gulvareal  $7 \text{ m}^2$  og loftshøjde  $2,5 \text{ m}$ , der normalt anvendes ved emissionsmålinger.<sup>9,10</sup> Her anvendes også typisk et luftskifte på  $0,5 \text{ h}^{-1}$ .

Størrelsen af rummet og luftskiftet svarer til de betingelser, der er brugt ved scenarieberegninger i flere af Miljøstyrelsens forbrugerrapporter. Det skal dog bemærkes, at børneværelser kan have et mindre luftskifte end  $0,5 \text{ h}^{-1}$ , fx når døre og vinduer holdes lukket.

---

<sup>9</sup> Anvisning for bestemmelse og vurdering af afgangning fra byggevarer. DS/INF 90. Dansk Standard, København, 1994.

<sup>10</sup> NT Building Materials 358: Emission of Volatile Compounds, Chamber Method. Espoo, Finland: Nordtest, 1990.

### **5.1.1.2 Køkken/alrum**

I et køkken/alrum kan der ud over køkkenaktiviteter også foregå forskellige hobby prægede aktiviteter, der kan lede til forurening af luften.

Rummets volumen vælges til  $52,2 \text{ m}^3$ , svarende til et rum med et gulvareal på  $21 \text{ m}^2$  (3 gange arealet af børneværelset) og en loftshøjde på 2,5 m. Luftskiftet er sat til  $0,5 \text{ h}^{-1}$ . Det bemærkes, at det i Bygningsreglementet kræves, at der udsuges 20 liter/s eller  $72 \text{ m}^3/\text{time}$  fra et køkken. Dette giver et luftskifte på over  $1 \text{ h}^{-1}$  i modelkøkken fra nyere byggeri.

### **5.1.1.3 Bryggers/entre**

I et bryggers eller i en entre kan der foregår aktiviteter, der kan lede til forurening af luften. Det er de steder, som beboere og gæster træder ind med snavs udefra.

Rummets volumen vælges til  $17,4 \text{ m}^3$ , svarende til et gulvareal på  $7 \text{ m}^2$  og en loftshøjde på 2,5 m. Luftskiftet er igen sat til  $0,5 \text{ h}^{-1}$ .

## **5.1.2 Forbrugerprodukter**

Der blev udvalgt 46 forbrugerprodukter/typer med skønnet relevans for indeklimaet, og som er undersøgt i Miljøstyrelsens forbrugerproduktrapporter. De tre modelrum indrettes med disse produkter, som det fremgår af Tabel 5.1.



Tabel 5.1: Produkter fra Miljøstyrelsens rapporter der kan have betydning for indeklimaet. Tallene angiver hvor mange emner af det pågældende produkt, der er i hvert af de tre modelrum. Et "+" angiver at det pågældende produkt er til stede, fx i mængder svarende til scenarieberegninger i rapport, eller at et produkt anvendes i det pågældende modelrum. Det er angivet om et af de otte udvalgte stoffer er konstateret for det pågældende produkt, enten som indholdsstof eller som afgasning.

Produkter	Modelrum			Stoffer blandt 8 udvalgte?
	Børneværelse	Køkken/alrum	Bryggers/entre	
Computer	1			ja
Printer	1			ja
Monitor	1			ja
Spillekonsol	1			ja
Husholdningssovn		1		ja
Hårtørrer			1	ja
Strygejern		1	1	ja
Dekorativ lampe	1			ja
Mobiltelefon u. oplader				ja
Mobiltelefon m. oplader	1	1	1	ja
TV-apparat	1	1		ja
Opladere og omformere	1	1	1	ja
El-panel (multi-stikdåser)	2	2	1	ja
El-radiator	1	1	1	ja
Genopladelige batterier	1	1	1	ja
Badeforhæng				Nej
Vinylgulve		+	+	Nej
Tæppefliser	+	+	+	Nej
Vinyltapeter	+	+	+	Nej
Stearinlys		+	+	Nej
Gulvtæpper	+	+, delvist	+	ja
Gulvoks		+		Nej
Renset tøj			+	Nej
Tekstilmetervarer	+, gardiner, sengetøj	+, gardiner, duge	+, gardiner	ja
Duftkugler		+	+	ja
Tryksager	+	+	+	ja
Fugemasser	+	+	+	ja
Røgelse	+	+	+	ja
Telte til børn	1	1		ja
Produkter af eksotisk træ	+	+	+	ja
Imprægneringsmidler			+	Nej
Skoplejemidler		+	+	ja
Rørperler	+	+		ja
Rengøringsmidler	+	+	+	ja
Modellervoks	+ formes	+ brændes		ja
Midler til metal		+	+	ja
Hårstyling	+		+	Nej
Julespray	+	+	+	ja
Hobbylime	+	+	+	ja
Naturlegetøj	+	+		Nej
Pletfjernere		+	+	ja
Spraymaling			+	ja
Vinduesfarver	+	+	+	Nej
Chloropren produkter			+	ja
Tekstilfarver		+	+	Nej
Glas og porcelænsfarver		+	+	Nej

### 5.1.3 Kemiske stoffer

Der foretages modelberegning for de otte udvalgte flygtige stoffer: Phenol, formaldehyd, acetaldehyd, benzen, toluen, xylene, styren og limonen.

Tabel 5.2 viser et "udtræk" af den store stof-produkt-matrice for de forbrugerprodukter, der indeholder mindst et af de otte udvalgte stoffer. I de 33 produkter eller produkttyper er de 8 stoffer konstateret 107 gange. I ca. 52 tilfælde afgives stoffet vedvarende over længere tid, i ca. 34 tilfælde afgives stoffet kortvarigt, og i ca. 26 tilfælde er stoffet kun bestemt som indholdsstof i produktet.

Tabel 5.2: Matrice med de udvalgte kemiske stoffer og de forbrugerprodukter der har vist sig at afgive eller indeholde disse stoffer. I tabellen findes nummeret på den relevante rapport fra Miljøstyrelsen. Et "+" angiver, om stoffet afgives vedvarende over længere tid, hvorimod "(+)" angiver at stoffet afgives over kortere tid. Fraværet af +er angiver, at der ikke er målt afgivelse af stoffet, det vil typisk betyde at stoffet kun er fundet som indhold i produktet.

	Phenol	Formaldehyd	Acetaldehyd	Benzen	Toluen	Xylen	Styren	Limonen
Computer	R66+	R66+	R66+			R66+	R66+	
Printer		R66+						R66(+)
Monitor	R32+	R32+	R32+	R32+	R32+	R32+	R32+	
Spillekonsol	R32+	R32+			R32+	R32(+)	R32+	
Husholdningsovn	R66(+)	R66+	R66+	R66(+)		R66(+)	R66(+)	R66(+)
Hårtørrer		R66+				R66+	R66+	R66(+)
Strygejern	R66+	R66+	R66(+)		R66+			
Dekorativ lampe		R66+	R66+		R66+	R66+	R66(+)	
Mobiltelefon u. oplader					R66(+)			
Mobiltelefon m. oplader		R66(+)	R66(+)		R66(+)	R66(+)		
TV-apparat	R66(+), R32+	R66(+), R32+	R66(+), R32+		R32+	R66(+), R32+	R66+, R32+	R66(+)
Opladere og omformere	R32+	R32+	R32+			R32+		
El-panel (multi-stikdåser)		R66+	R66(+)					
El-radiator		R66+	R66(+)					
Genopladelige batterier		R66+	R66(+)		R66+	R66+	R66+	R66(+)
Gulvtæpper		R15						
Tekstilmetervarer		R23						
Duftkugler								R30
Tryksager		R36+	R36+		R36+	R36+		R36+
Fugemasser					R38	R38		
Røgelse		R39	R39	R39	R39	R39	R39	
Telte til børn	R46(+)	R46(+)	R46(+)		R46(+)	R46(+)	R46(+)	
Produkter af eksotisk træ		R49+	R49+		R49+			
Skoplejemidler					R52	R52		R52
Rørperler					R7(+)	R7(+)	R7(+)	
Rengøringsmidler								R8
Modellervoks				R14(+)				
Midler til metal		R16						
Julespray					R19	R19		
Hobbylime		R29	R29					
Pletfjernere								R43(+)
Spraymaling					R45	R45		
Chloropren produkter	R51				R51			

#### 5.1.4 Tilgængelige data og antagelser for beregninger

Gennemgangen af Miljøstyrelsens rapporter om forbrugerprodukter viste, at data i de forskellige rapporter har forskellig karakter og mål. I nogle rapporter fokuseres der på indhold af stoffer i produkterne, frem for at se på afgivelse af stoffer til luften, som er det, der er relevant for at bestemme koncentrationer i

indeluft. Selv i nogle af de rapporter, der omhandler produkter, som er relevante for indeklimaet, er der ikke altid tilstrækkelige data til at beregne en indeklimakoncentration. Desuden er resultaterne af de kemiske analyser ikke altid særligt specifikke og sikre, da der ofte er tale om screeningsundersøgelser; der bruges fx toluen-ækvivalenter til kvantificering af nogle VOC stoffer. For specifikke detaljer henvises til Miljøstyrelsens forskellige rapporter.

For de produkter, hvor afgivelsen af stoffer til luften er målt og kildestyrken beregnet, er resultaterne typisk omregnet til potentielle indeklimakoncentrationer i et modelrum på baggrund af en simpel model. Til omregning af resultaterne fra forsøg i et klimakammer til koncentrationer i et modelrum tages der typisk udgangspunkt i følgende standardbetingelser: Det antages, at de testede forbrugerprodukter bruges i et rum med et rumfang på 17,4 m<sup>3</sup> og et luftskifte på 0,5 gange pr. time. Dette svarer til et typisk børneværelse i et velisoleret parcelhus. Ved et givent luftskifte vil den højeste forureningskoncentration, alt andet lige, forekomme i et børneværelse, da det er det mindste tilladte rum ifølge Bygningsreglementet.

For at kunne gennemføre scenarie-/modelberegninger indenfor dette projekts rammer for det forekommende antal kemiske stoffer og produkter i de tre typer modelrum, har det været nødvendigt med en pragmatisk fremgangsmåde, hvor de tilgængelige data udnyttes på en så simpel og direkte måde som muligt. Det betyder at de tilgængelige/udførte scenarieberegninger i rapporterne fra Miljøstyrelsen benyttes i størst muligt omfang. I de tilfælde hvor scenarieberegningerne fra rapporterne ikke svarer til betingelserne for de tre ovenstående scenarier, er der foretaget nogle simple beregninger hvor det antages at der eksisterer proportionalitet mellem variationer for ventilation og rumstørrelse. Det betyder fx, at hvis rummet er tre gange så stort som i den oprindelige beregning, så er koncentrationen også en tredjedel. Der er givet et beregningseksempel for phenol i afsnit 5.2.1.

Der skelnes mellem to typer af kilder:

1. Kilder der afgiver stoffer over kortere tid, og
2. Kilder der afgiver stoffer til luften vedvarende over længere tid.

Kortvarige og vedvarende kilder defineres her ud fra de målinger, der er tilgængelige i størst omfang i Miljøstyrelsens rapporter for elektronikprodukterne, efter henholdsvis 7 timer (nye produkter) og 9 døgn (brugte produkter).

Der arbejdes kvantitativt med en "normal" worst-case situation, hvor der ses på indeklimakoncentrationer som ovenfor efter henholdsvis 7 timer (nye produkter) og 9 døgn (brugte produkter). De tilgængelige indeklimakoncentrationer for de enkelte produkter, relateret til betingelserne for de tre modelrum, listes i tabeller, og koncentrationerne lægges sammen for at beregne potentielle indeklimakoncentrationer efter henholdsvis 7 timer og 9 døgn.

I modsætning til disse mere vedvarende forureningskilder optræder der også kilder med en mere ekstrem og kortvarig karakter, fx påføring af spraymaling. Disse kilder behandles separat og antages at påvirke koncentrationen med et bidrag, der skal lægges til de mere vedvarende (nye eller brugte) kilder, for at bestemme de højeste kortvarige koncentrationer.

For nogle produkter, fx TV-apparater og røgelse, er der foretaget målinger på flere forskellige produkter. I de tilfælde er produktet med den største koncentration benyttet i scenarieberegningen. For transformere til halogenlamper er der anvendt et middeltal for 5 transformere.

### 5.1.5 Særlige forhold ved de enkelte produkter

For tryksager er der fokuseret på den situation, hvor den højeste eksponering forventes, dvs. kikke- og læsesituationen, hvor forbrugeren bladrer i tryksagen (reklamekatalog, ugeblad). Til at vurdere eksponeringen på en standardiseret måde er der derfor opstillet teoretiske eksponeringsscenarioer, der skal illustrere værst tænkelige, men dog realistiske eksponeringer. Den direkte eksponering af forbrugere er antaget at foregå, når tryksagen når frem til forbrugeren efter 2-15 dage (3. måleperiode), og forbrugeren bladrer i tryksagen. De mulige koncentrationer er beregnet i et modelrum med et volumen på 10 m<sup>3</sup> med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Resultaterne herfra benyttes til at beregne mulige koncentrationer i de 2 mindste af de 3 scenarier. Der er derfor anvendt et "worst-case" scenarium, hvor der bladres i tre dybtryksager (fx udsalgskataloger), der ankommer samtidigt, dvs. 498 g dybtryk og 677 g offset, i alt 1,175 kg tryksager i børneværelse og bryggers/entre. Afgivelsen af kemiske stoffer er væsentlig lavere, når der ikke bladres i tryksagen.

For røgelse er der anvendt et forbrugsscenario, hvor der kontinuert er afbrændt en røgelsespind i en time i et lokale med et rumvolumen på 20 m<sup>3</sup> og med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Røgelsespindenes brændetid varierer mellem 25 -50 minutter. Til vurdering af indeklimakoncentrationens størrelse, er der ud fra de målte emissioner opstillet forskellige scenarier ved hjælp af en boksmodel. Det er her valgt at benytte resultater fra ventilerede rum frem for lukkede (uventilerede) rum, da det er mere realistisk. Rumstørrelsen er bevidst antaget lille af hensyn til realistisk "worst-case", med et luftskifte på 0,5 gange i timen.

For telte til børn blev prøveemnet, hvis emission skulle undersøges, placeret i et klimakammer ved standardprøvningsbetingelser. Der blev foretaget en vurdering ud fra den højeste **målte** koncentration (og ikke omregnet til et modelrum scenarium), der forekommer tre timer efter udpakning af produktet. Giver denne anledning til betænkeligheder, inddrages de øvrige analyseresultater, der er målt 3, 10 og 28 døgn efter udpakning af produktet.

For produkter af eksotisk træ blev koncentrationer af stofferne målt i klimakammer og omregnet til, hvad der er relevant i relation til indeklimasammenhænge. Beregningerne er foretaget for et standardrum med et volumen på 17,4 m<sup>3</sup> og et luftskifte på 0,5 gange pr time. Der blev for alle produkter anvendt en materialebelastning, på 0,4 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (0,4 m<sup>2</sup> materiale pr. m<sup>3</sup> luft), hvilket antages at modsvarer for eksempel et bord og 6 stole eller et gulvareal på 7 m<sup>2</sup>. Det er simpelthen antaget, at et bord med 6 stole udgør samme overflade som gulvet i standardrummet. Ved at benytte samme materialebelastning for alle produkterne er der altså for de fleste materialer tale om worst-case beregninger. For alle de ved klimakammertalingerne identificerede stoffer blev der foretaget en beregning for dag 3, dag 10 og dag 28.

For julespray blev der indhentet oplysninger om produkternes sammensætning gennem sikkerhedsdatablade og recepter, dvs. at der er oplysninger om produkternes indhold. For at kunne vurdere eksponeringen af mennesker ved indånding er der i rapporten fastsat en række

standardbetingelser. Disse betingelser tager udgangspunkt i de forskellige måder at anvende produkterne på. Beregningerne er derfor gennemført ved 2 scenarier, nemlig ved anvendelse af en hel dåse i et relativt lille tidsrum og brug af mindre doser. I rapporten er en mindre dosis defineret som 1/25 af en 150 ml dåse. Når sprayprodukterne anvendes, kan det ske i forskellige typer af rum. Da flere af produkterne ikke må anvendes inden døre, medtages 2 forskellige forhold, hvorunder produkterne kan anvendes: Garage eller lignende (3m x 6m x 2,5m) med et luftskifte på 2 gange i timen og indendørs fx i køkken (3m x 4m x 2,5m) med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Det forudsættes, at der kun sprøjtes en gang indenfor en periode, og at alle opløsningsmidler fordampes med det samme. Der bruges den almindelige formel for henfald til at følge koncentrationen i luften over tiden. Herved kan man få en fornemmelse af, hvordan forholdene vil være under de forskellige anvendelsesbetingelser.

For spraymaling er der foretaget eksponeringsberegninger, der omfatter en række tænkte situationer, hvor en forbruger og dennes familie kan blive udsat for indholdsstoffer i spraymaling. Beregningerne er opbygget over følgende scenarium: En voksen person maler i et lukket rum ved stuetemperatur et emne med spraymaling. Fra spraymalingsbeholderen sprøjtes indholdet ud i luften mod emnet. En del af indholdet rammer emnet, mens resten af indholdet frigives til luften omkring spraymalingsbeholderen. Under påføring af spraymalingen har brugeren stor risiko for at indånde indholdsstoffer som gas eller på dampform (drivmidler og opløsningsmidler) og på partikelform. Det er antaget, at brugeren benytter et simpelt engangs-partikelfilter for mund og næse, hvorfor der kun er regnet på indånding af gasser og dampe. Derfor er indholdet i partikler ikke undersøgt. Eksponering gennem indånding beregnes ved scenarier for påføring og tørring. Scenarier for påføring tager udgangspunkt i stofkoncentrationer bestemt under de kemiske analyser, mens scenarier for tørring tager udgangspunkt i de bestemte stofmængder. For hvert af fokusstofferne er den højeste koncentration/mængde bestemt under de kemiske analyser udtaget til eksponeringsscenerierne. Scenerierne vil derfor angive den værst tænkelige eksponering for hvert enkelt fokusstof, som der realistisk kan forventes på baggrund af de målte og beregnede værdier.

For nogle produkter kan der opstå unormale eller "ulovlige" situationer, der kan give anledning til sundhedsmæssige problemer fx ved visse forkerte anvendelser af sprayprodukter inden døre. Disse produkter behandles selvstændigt som problem, men skal naturligvis vurderes sammen med andre produkter og andre kilder der bidrager med det samme stof, fx byggematerialer.

Hvor der er data fra mere end et produkt for samme type produkt er produktet med den højeste afgivelse af et stof benyttet i beregningerne.

## 5.2 Beregnede indeklimakoncentrationer

I det følgende vises resultaterne af worst-case modelberegninger af indeklimakoncentrationer baseret på ovenstående forudsætninger for hvert af de otte udvalgte flygtige stoffer ved tilstedeværelse af de enkelte produkter, og når produkterne er til stede samtidigt i de tre modelrum scenarier.

### 5.2.1 Phenol

De beregnede koncentrationer for phenol er opført i Tabel 5.4.

Eksempel på beregning af indeklimakoncentrationer:

I Miljøstyrelsens rapporter er de målte kildestyrker typisk omregnet til potentielle indeklimakoncentrationer. Til brug for beregningerne er det antaget, at de testede produkter anvendes i et lokale med et volumen på 17,4 m<sup>3</sup> og et luftskifte på 0,5 gange pr. time.

Disse betingelser svarer direkte til forholdene for de valgte scenarier for børneværelse og bryggers/entre, hvorfor det er muligt umiddelbart at overføre indeklimakoncentrationer fra Miljøstyrelsens rapporter til disse rum. Da volumen af køkken/alrum er valgt til at være 3 gange større, vil indeklimakoncentrationen derfor for den samme forureningskilde, alt andet lige, kun være en tredjedel i køkken/alrum i forhold til børneværelset.

For phenol og strygejern angives indeklimakoncentrationen i Miljøstyrelsens Rapport nr. 66 til at være 1,4 µg/m<sup>3</sup> (efter 7 timer) og 0,2 µg/m<sup>3</sup> (efter 9 dage) i et lokale med et volumen på 17,4 m<sup>3</sup> og et luftskifte på 0,5 gange pr. time. Det svarer til brygger/entre scenariet, se Tabel 5.3. For køkken/alrum er koncentrationen en tredjedel, dvs. henholdsvis 0,47 µg/m<sup>3</sup> og 0,07 µg/m<sup>3</sup> (afrundet til 0,5 µg/m<sup>3</sup> og 0,1 µg/m<sup>3</sup> i Tabel 5.3).

Tabel 5.3: Koncentration af phenol ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
Computer	16,1	16,1				
Monitor (usikre målinger)	22,6	18,7				
Spillekonsol	1,5	0,5				
Husholdningsovn			0,3	<0,3		
Strygejern			0,5	0,1	1,4	0,2
TV-apparat	3,4	3,0	1,1	1,0		
Opladere og omformere (usikre målinger)	0,0	4,2	0,0	1,4	0,0	4,2
Telte til børn	X	X	X	X		
Chloropren-produkter					X	X
Koncentration i modelrum	43,6	42,5	1,9	2,5	1,4	4,4

Note: For monitor: Phenol + trimethylbenzen, Tenax-rør er i mindre grad overmættede. Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Fejlen vurderes i alle tilfælde mindre end en faktor 2. For opladere og omformere: Tenax-rør er en del overmættede grundet uventet høje emissioner hvilket ses af analyseresultaterne fra rørene med de to benyttede forskellige prøvetagningsvoluminer. Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.4, findes de højeste koncentrationer af phenol i børneværelset, hvor koncentrationen er ca. 43 µg/m<sup>3</sup> for både nye og brugte produkter.

Hertil skal lægges mulige bidrag på i alt 18,6 µg/m<sup>3</sup> fra telte til børn og chloropren produkter, som der kan gives følgende overslag for:

- For telte til børn er den højeste koncentration af phenol bestemt til 18 µg/m<sup>3</sup> (i klimakammer) efter tre timer. Denne værdi falder til 15 µg/m<sup>3</sup> efter tre døgn og til 7 µg/m<sup>3</sup> efter 10 døgn.

- For chloropren produkter er der fundet phenol i analyserne af handsker af chloropren, svarende til en mængde på 0,9 µg/g. Der er ingen oplysninger om afgivelse af phenol til luften, hvorfor det er nødvendigt at gøre nogle antagelser for at sige noget om en mulig worst-case koncentration af phenol i luften. Det antages, at handskerne vejer/fylder 1/20 af de waders, der afgav mest toluen, se nedenfor. En simpel beregning ud fra beregningen for waders og toluen (0,12 µg/gram og et samlet indhold af toluen på 0,029 mg) og ovenstående antagelse giver følgende samlede mængde phenol i et par handsker:  $0,9/0,12 \times 0,029 \text{ mg}/20 = 0,011 \text{ mg}$ . Hvis det antages at denne mængde fordampes momentant (urealistisk worst-case) i en entre med et volumen på 17,4 m<sup>3</sup> ville der være en koncentration på 0,63 µg/m<sup>3</sup>.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte.

### **5.2.1.1 Sundhedsvurdering**

Det fremgår ovenfor, at den maksimale phenol-eksponering i værst tænkelige tilfælde, som er i et børneværelse, er beregnet til 62 µg/m<sup>3</sup>. Denne koncentration er meget lavere end en eksisterende indemiljø grænseværdi på 400 µg/m<sup>3</sup> baseret på lugtgener.

Hvis et barn på 10 kg indånder den værst tænkelige koncentration af phenol på 62 µg/m<sup>3</sup> hele døgnet med en indåndingshastighed på 0,6 m<sup>3</sup>/time, fås en totaldosis på ca. 900 µg/dag eller 90 µg/kg/dag, der er lidt under "Referencedosis (RfD)" fastsat af USEPA med indbygget sikkerhedsfaktorer for phenol på 100 µg/kg/dag. Dette viser, at i et børneværelse, hvor hver enkelt forureningskilde ikke betyder noget særligt, kan den samlede belastning i værst tænkelige tilfælde nærme sig og måske overskride det højest tolerable for et barn.

### **5.2.2 Formaldehyd**

De beregnede koncentrationer for formaldehyd er opført i Tabel 5.4.



Tabel 5.4 Koncentration af formaldehyd ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Brugte produkter $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Nye produkter $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Brugte produkter $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Nye produkter $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Brugte produkter $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Computer	3,3	3,7				
Printer	0,4	0,9				
Monitor	3,0	2,8				
Spillekonsol	0,8	0,5				
Husholdningssovn			6,0	8,0		
Hårtørrer					0,5	0,7
Strygejern			1,1	0,0	3,3	0,0
Dekorativ lampe	19,5	4,9				
Mobiltelefon m. oplader	<0,1	<0,1	<0,03	<0,03	<0,1	<0,1
TV-apparat	1,5	0,3	0,5	0,1		
Opladere og omformere	11,1	4,3	3,7	1,4	11,1	4,3
El-panel (multi-stikdåser)	<0,1	0,2	<0,03	0,1	<0,1	0,1
El-radiator	0,4	0,4	0,1	0,1	0,4	0,4
Genopladelige batterier	<0,1	<0,1	<0,03	<0,03	<0,1	<0,1
Gulvtæpper	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold
Tekstilmetervarer	X	X	X	X	X	X
Tryksager	X	X	X	X	X	X
Røgelse	X	X	X	X	X	X
Telte til børn	X	X	X	X		
Produkter af eksotisk træ	X	X	X	X	X	X
Midler til metal			Indhold	Indhold	Indhold	Indhold
Hobbylime	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold
Koncentration i modelrum	40,0	18,0	11,4	9,7	15,3	5,5

Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor.

Som det fremgår af Tabel 5.4, findes de højeste koncentrationer af formaldehyd i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter og ca.  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter.

Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $515 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra tekstilmetervarer, tryksager, røgelse, telte til børn og produkter af eksotisk træ, som der kan gives følgende overslag for:

- I en tekstilmeter vare af 100% viskose er der fundet et indhold af formaldehyd på  $43 \text{ mg}/\text{kg}$  tekstil. Den teoretisk maksimale koncentration af stoffet i luft er beregnet ved anvendelse af loven om ideale gasser i tillempet form og antagelser om, at stoffet frigives med det samme til hele rummet og er homogent fordelt. Rumscenariet er valgt med et volumen på  $20 \text{ m}^3$ , og der er  $30 \text{ m}^2$  tekstil svarende til  $10 \text{ kg}$  i rummet. I vægten indgår bl.a. sengetøj, gardiner og tøj. På den baggrund er den teoretisk maksimale koncentration af formaldehyd i luft beregnet til  $57,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der er, som beskrevet, tale om en beregnet teoretisk maksimal koncentration af formaldehyd, som ikke er umiddelbar sammenlignelig med andre mere realistiske bestemte koncentrationer. Det skal også med i vurderingen, at formaldehyd efter en prøvevask kun blev fundet i et af tre tekstiler, og at der opnås

en betydelig reduktion i den mængde af fri formaldehyd, der afgives fra tekstilerne efter en vask.

- For tryksager er koncentrationen beregnet ud fra et scenarium, der skal illustrere værst tænkelige, men dog realistiske eksponeringer, hvor forbrugeren bladrer i friske tryksager i entreen. De mulige koncentrationer er beregnet i et modelrum med et volumen på  $10 \text{ m}^3$  med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Hvis resultatet herfra omregnes til scenarier for børneværelse og bryggers/entre bliver den potentielle indeklimakoncentration af formaldehyd  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra tryksager.
- For røgelse blev den højeste koncentration af formaldehyd beregnet til  $235 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved en times kontinuert afbrænding af en røgelsespind i et lokale med et volumen på  $20 \text{ m}^3$  og med et luftskifte på 0,5 gange i timen (baseret på boksmode). Det blev beregnet, at det vil tage op til 4 timer, før koncentrationsniveauet af formaldehyd er nået ned på et typisk indendørsniveau.
- For telte til børn er den højeste koncentration af formaldehyd bestemt til  $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (i klimakammer) efter tre timer. Denne værdi er faldet til det halve efter tre døgn. Da de målte formaldehydkoncentrationer falder over tid, vil det være i de første timers brug af teltene, at den største afgivelse vil forekomme.
- For produkter af eksotisk træ er der foretaget beregningerne for et standardrum med et volumen på  $17,4 \text{ m}^3$  og et luftskifte på 0,5 gange pr time. Der blev for alle produkter anvendt en materialebelastning, på  $0,4 \text{ m}^2/\text{m}^3$  ( $0,4 \text{ m}^2$  materiale pr.  $\text{m}^3$  luft). Den maksimale koncentration af formaldehyd i standardrummet blev beregnet til  $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (gummitræ) og antages at svare til worst-case.

Flere midler til metal indeholder konserveringsmidler herunder formaldehyd-fraspaltende stoffer, fx i mindre mængder i rens- og pudsemidler.

For gulvtæpper og hobbylime gælder at formaldehyd er fundet som indholdsstof, men der er ikke emissionsdata.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte. Typiske koncentrationsniveauer af formaldehyd målt indendørs i boliger ligger i intervallet  $30 - 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ifølge en række målinger foretaget af bl.a. Teknologisk Institut. Kilder til formaldehyd i indeluften omfatter en række lime og limede trævarer som spånplader, desuden forbrændingsprocesser og tobaksrygning. Under normale forhold anslås formaldehydniveauet i boligbebyggelse til omkring  $0,01-0,20 \text{ mg}/\text{m}^3$  indeluft, afhængigt af hvilke kilder der findes.

#### **5.2.2.1 Sundhedsvurdering**

Den maksimale beregnede koncentration af formaldehyd i indeluften er omkring  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men vil almindeligvis være under  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der er anbefalet en indeklimagrænseværdi på  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for formaldehyd, som hermed almindeligvis er overholdt, men ikke i det værst tænkelige, men usandsynlige, tilfælde.

Et barn vil indånde  $720 \mu\text{g}$  formaldehyd/dag og  $7 \text{ mg}/\text{dag}$  i det værst tænkelige tilfælde. Referencedosis (RfD) på  $200 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$  vil være overholdt for et barn i det almindelige tilfælde, men ikke i værst tænkelige tilfælde med alle kilder opererende samtidigt. Da formaldehyd er kræftfremkaldende, gælder RfD desuden ikke. Da der ikke kan fastsættes en sikker grænse for denne effekt, bør al unødvendig eksponering, fx for røgelse, undgås.

### 5.2.3 Acetaldehyd

De beregnede koncentrationer for acetaldehyd er opført i Tabel 5.5.

Tabel 5.5: Koncentration af acetaldehyd ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum:

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Computer	0,9	1,0				
Monitor	1,0	1,3				
Husholdningsovn			<0,3	4,7		
Strygejern			0,7	<0,07	2,1	<0,2
Dekorativ lampe	1,1	0,2				
Mobiltelefon m. oplader	<0,1	<0,1	<0,03	<0,03	<0,1	<0,1
TV-apparat	0,6	0,3	0,2	0,1		
Opladere og omformere	1,2	0,5	0,4	0,2	1,2	0,5
El-panel (multi-stikdåser)	<0,1	<0,1	<0,03	<0,03	<0,1	<0,1
El-radiator	0,4	<0,2	0,1	<0,07	0,4	<0,2
Genopladelige batterier	<0,1	<0,1	<0,03	<0,03	<0,1	<0,1
Tryksager	X	X	X	X	X	X
Røgelse	X	X	X	X	X	X
Telte til børn	X	X	X	X		
Produkter af eksotisk træ	X	X	X	X	X	X
Hobbylime	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold	Indhold
Koncentration i modelrum	5,2	3,3	1,4	4,9	3,7	0,5

Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.5 findes de højeste koncentrationer af acetaldehyd i børneværelset for nye produkter og i køkken/alrum for brugte produkter, hvor koncentrationen er ca.  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra tryksager, røgelse, telte til børn og produkter af eksotisk træ, for hvilke der kan gives følgende overslag for:

- For tryksager er koncentrationen beregnet ud fra et scenarium, der skal illustrere værst tænkelige, men dog realistiske eksponeringer, hvor forbrugeren bladrer i tryksagerne. De mulige koncentrationer er beregnet i et modelrum med et volumen på  $10 \text{ m}^3$  med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Hvis resultatet herfra omregnes til scenarier for børneværelse og bryggers/entre, bliver den potentielle indeklimakoncentration af acetaldehyd  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- For røgelse blev den højeste koncentration af acetaldehyd beregnet til  $198 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved en times kontinuert afbrænding af en røgelsespind i et lokale med et volumen på  $20 \text{ m}^3$  og med et luftskifte på 0,5 gange i timen (baseret på boksmode).
- For telte til børn er den højeste koncentration af acetaldehyd på  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  efter tre timer (i klimakammer). Denne værdi er faldet til  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  efter tre døgn.

- For produkter af eksotisk træ er der foretaget beregningerne for et standardrum med et volumen på 17,4 m<sup>3</sup> og et luftskifte på 0,5 gange pr time. Der blev for alle produkter anvendt en materialebelastning på 0,4 m<sup>2</sup> materiale pr. m<sup>3</sup> luft. Den maksimale koncentration af acetaldehyd i standardrummet blev beregnet til 43 µg/m<sup>3</sup> (gummitræ) og antages at svare til worst-case.

For hobbylime gælder, at acetaldehyd er fundet som indholdsstof, men der er ikke emissionsdata.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte.

### 5.2.3.1 Sundhedsvurdering

I værste tilfælde vil den totale eksponering af acetaldehyd fra mange kilder være 265 µg/m<sup>3</sup>, men normalt vil den være mindre end 10 µg/m<sup>3</sup>, dvs. tæt på Referencekoncentrationen (RfC) på 9 µg/m<sup>3</sup> fastsat af USEPA. I et 4-ugers dyreforsøg var ikke-effekt grænsen (NOAEL) for effekter på næsens slimhinde 273 mg/m<sup>3</sup>. Med en usikkerhedsfaktor på 1000 fås en tolerabel koncentration på 0,3 mg/m<sup>3</sup> = 300 µg/m<sup>3</sup>. Det er højere end værst tænkelige eksponering, men da acetaldehyd er kræftfremkaldende, og der ikke kan fastsættes en sikker grænse for denne effekt bør al unødvendig eksponering, fx via brug af røgelse, undgås. Desuden gælder RfC ikke for kræftfremkaldende stoffer.

### 5.2.4 Benzen

De beregnede koncentrationer for benzen er opført i Tabel 5.6.

Tabel 5.6: Koncentration af benzen ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
Monitor (usikre målinger)	0,8	0,7				
Husholdningsovn			0,7	<0,3		
Hårtørrer					0,0	0,0
Røgelse	X	X	X	X	X	X
Modellervoks			X	X		
Koncentration i modelrum	0,8	0,7	0,7	<0,03	0,0	0,0

Note: For monitor er Tenax-rør i mindre grad overmættede. Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Fejlen vurderes i alle tilfælde mindre end en faktor 2. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.6, findes de højeste koncentrationer af benzen i børneværelset for både nye og brugte monitorer og i køkken/alrum for ny husholdningsovn, hvor koncentrationen er ca. 0,8 µg/m<sup>3</sup>.

Hertil skal lægges mulige bidrag fra røgelse og ovnhærdet modellervoks, for hvilket der kan gives følgende overslag:

- For røgelse blev den højeste koncentration af benzen beregnet til 353 µg/m<sup>3</sup> ved en times kontinuert afbrænding af røgelsespind i et lokale med et volumen på 20 m<sup>3</sup> og med et luftskifte på 0,5 gange i timen (baseret på boksmode). Det blev beregnet, at det vil tage op til 8 timer

før, koncentrationsniveauet af benzen er nået ned på et typisk indendørsniveau.

- For ovnhærdende modellervoks blev der målt afgivelse af benzen ved 200°C, som svarer til forkert anvendelse af produktet (worst-case), da det i vejledningen anbefales at hærde produktet ved 130°C. Ved 130°C blev der ikke målt afgivelse af benzen. Ved 200°C og ved 30 minutters eksponering angiver rapporten, at der blev emitteret 170 mg benzen pr. kg prøve. Der er ikke foretaget en scenarieberegning af indeklimakoncentrationen. Der vil være tale om en relativ kortvarig og høj afgivelse af benzen, ved åbning af ovnen.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte. For eksempel må benzen forventes at kunne komme fra andre kilder som bilers udstødningsskasser, benzintanke og lagre, der ledes indendørs med ventilationsluften fra garager eller værksteder.

#### **5.2.4.1 Sundhedsvurdering**

Bidrag af benzen til indeklimaet fra de få produkter, der er undersøgt i Miljøstyrelsens rapporter, er  $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det er mindre end de typiske koncentrationsniveauer af benzen  $3 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  målt indendørs i boliger af bl.a. Teknologisk Institut. Med anvendelse af røgelse kan der dog opstå ekstreme koncentrationer på helt op til  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Reference koncentrationen (RfC) for benzen angives til  $9-30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og en forøget risiko for kræft er sandsynliggjort ved koncentrationer over  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der er i EU fastsat en kvalitetsværdi på  $5 \mu\text{g}$  benzen/ $\text{m}^3$  for udeluften, som skal opfyldes i januar 2010. For modellervoks alene er der tilstrækkelig sikkerhedsfaktor, men dette er ikke tilfældet for en samlet vurdering. Dertil kommer brug af røgelse, der kortvarigt giver direkte sundhedsfarlige benzenkoncentrationer på  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Referencedosis (RfD) for benzen er  $4 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Normalt vil et barn indånde  $< 1 \mu\text{g}$  benzen/kg lgv. i løbet af 24 timer, men ved anvendelse af røgelse vil alene indtagelsen i løbet af én times eksponering beløbe sig til op til  $21 \mu\text{g}$  benzen/kg lgv/dag. Det må betragtes som fuldkommen uacceptabelt rent sundhedsmæssigt for et stof, der er erkendt leukæmifremkaldende i mennesker. Desuden gælder RfD ikke for kræftfremkaldende stoffer.

#### **5.2.5 Toluén**

De beregnede koncentrationer for toluén er opført i Tabel 5.7.

Tabel 5.7: Koncentration af toluen ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Monitor, obs	38,3	16,0				
Spillekonsol	0,2	0,2				
Strygejern			1,0	0,0	2,9	0,1
Dekorativ lampe	6,7	1,0				
Mobiltelefon m. oplader	2,0	<0,1	0,7	<0,03	2,0	<0,1
TV-apparat	2,0	2,2	0,7	0,7		
Genopladelige batterier	<0,1	<0,1	<0,03	<0,03	<0,1	<0,1
Tryksager	X	X	X	X	X	X
Fugemasser	indhold	indhold	indhold	indhold	indhold	indhold
Røgelse	X	X	X	X	X	X
Telte til børn	X	X	X	X		
Produkter af eksotisk træ	X	X	X	X	X	X
Skoplejemidler			indhold	indhold	indhold	indhold
Rørperler	X	X	X	X	X	X
Julespray	X	X	X	X	X	X
Spraymaling					X	X
Chloroprenprodukter					X	X
Koncentration i modelrum	49,2	19,4	2,3	0,8	4,9	0,1

Note: For monitor er Tenax-rør i mindre grad overmættede. Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Fejlen vurderes i alle tilfælde mindre end en faktor 2. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.7, findes de højeste koncentrationer af toluen i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter og ca.  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter.

Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $2.980 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (eller  $39.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med spraymaling) fra tryksager, røgelse, telte til børn, produkter af eksotisk træ, rørperler, julespray, spraymaling og chloropren produkter, for hvilke der kan gives følgende overslag:

- For tryksager er koncentrationen af toluen beregnet ud fra et scenarium, der skal illustrere værste tænkelige, men dog realistiske eksponeringer, hvor forbrugeren bladrer i tryksagerne. De mulige koncentrationer er beregnet i et modelrum med et volumen på  $10 \text{ m}^3$  med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Hvis resultatet herfra omregnes til scenarier for børneværelse og bryggers/entre, så bliver den potentielle indeklimakoncentration af toluen  $2.097 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- For røgelse blev den højeste koncentration af toluen beregnet til  $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved en times kontinuert afbrænding af røgelsespind i et lokale med et volumen på  $20 \text{ m}^3$  og med et luftskifte på 0,5 gange i timen (baseret på boksmode).
- For telte til børn er den højeste koncentration af toluen bestemt til  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  efter tre timer i klimakammer. Der gøres dog opmærksom på, at blindværdierne ligger på omkring  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og at målingerne derfor må betragtes som relativt usikre.
- For produkter af eksotisk træ er der foretaget beregningerne for et standardrum med et volumen på  $17,4 \text{ m}^3$  og et luftskifte på 0,5 gange

pr time. Der blev for alle produkter anvendt en materialebelastning på 0,4 m<sup>2</sup> materiale pr. m<sup>3</sup> luft. Den maksimale koncentration af toluen i standardrummet blev beregnet til 74 µg/m<sup>3</sup> for gummitræ og antages at svare til worst-case.

- For rørperler kan der forekomme koncentrationer af toluen på 720 µg/m<sup>3</sup>. Denne koncentration vil kun optræde så længe, der stryges perleplader, og vil aftage så snart aktiviteten indstilles, da der vil ske en opblanding med den øvrige rumluft.
- For julespray er der i rapporten fra Miljøstyrelsen givet koncentrationen i luften af organiske opløsningsmidler og drivmidler, som er vurderet i relation til deres grænseværdier. Der er valgt tilfældige produkter ud, og i de enkelte tilfælde anvendt de mest præcise oplysninger, hvilket vil sige receptoplysninger, hvis de er tilgængelige. Der er således ikke adgang til luftkoncentrationer af toluen.
- For spraymaling er den højeste koncentration af toluen bestemt til 36.000 µg/m<sup>3</sup> omkring brugeren under påføring af maling. Under den efterfølgende tørring vil koncentrationen være betydeligt lavere.
- For chloropren-produkter er der fundet toluen i analyserne af waders, svarende til en koncentration på 0,12 µg/gram. Toluene findes i koncentrationer på 0,0046 µg/cm<sup>3</sup> i produktet, hvilket giver et samlet indhold af toluen på 0,029 mg. Denne mængde kan teoretisk set fordampe, da toluen er meget flygtigt. Fordamper denne mængde momentant (urealistisk worst-case) i en entre med et volumen på 17,4 m<sup>3</sup>, ville der kunne opstå en koncentration på 1,7 µg/m<sup>3</sup>.

For fugemasse og skoplejemidler gælder også, at toluen er fundet som indholdsstof, men der er ikke emissionsdata i rapporterne.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte.

### **5.2.5.1 Sundhedsvurdering**

De højeste koncentrationer af toluen blev beregnet i børneværelset med en koncentration på ca. 49 µg/m<sup>3</sup> for nye elektroniske produkter og ca. 19 µg/m<sup>3</sup> for brugte produkter. Bidraget kommer hovedsageligt fra en PC monitor. Hertil skal lægges mulige bidrag fra andre forbrugerprodukter på op til ca. 900 µg/m<sup>3</sup> - dog i alt ca. 2.980 µg/m<sup>3</sup> med tryksager og 39.000 µg/m<sup>3</sup> også med spraymaling.

Referencedosis (RfD) for toluen er på 223 µg/kg lgv/dag, og Referencekoncentration (RfC) er på 400 µg/m<sup>3</sup>.

Med en toluenkoncentration på 50 µg/m<sup>3</sup> fra en monitor, der kører 6 timer dagligt, vil et barn indtage 120 µg/dag eller 12 µg/kg lgv/dag, dvs. der er tilstrækkelig sikkerhed. Dette er imidlertid ikke tilfældet, hvis bidragene fra andre kilder lægges til. Selv uden bidrag fra tryksager og spraymaling er indtagelsen med 1.800 µg/dag eller 180 µg/kg lgv/dag meget tæt på det tolerable.

### **5.2.6 Xylen(er)**

De beregnede koncentrationer for xylen(er) er opført i Tabel 5.8.

Tabel 5.8: Koncentration af xylene(r) ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum.

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Computer	10,5	8,6				
Monitor (usikre målinger)	24,2	7,9				
Spillekonsol	0,7	0,0				
Husholdningsovn			0,3	<0,33		
Hårtørrer					1,3	1,7
Dekorativ lampe	23,0	4,7				
Mobiltelefon m. oplader	0,1	<0,1	0,0	<0,03	0,1	<0,1
TV-apparat(usikre målinger)	1,8	2,0	0,6	0,7		
Opladere og omformere (usikre målinger)	25,6	15,2	8,5	5,1	25,6	15,2
Genopladelige batterier	19,5	5,3	6,5	1,8	19,5	5,3
Tryksager	X	X	X	X	X	X
Fugemasser	indhold	indhold	indhold	indhold	indhold	indhold
Røgelse	X	X	X	X	X	X
Telte til børn	X	X	X	X		
Skoplejemidler			indhold	indhold	indhold	indhold
Rørperler	X	X	X	X		
Julespray	X	X	X	X	X	X
Spraymaling					X	X
Koncentration i modelrum	105,4	43,7	16,0	7,5	46,5	22,2

Noter: For monitor, TV-apparat og opladere og omformere er koncentrationen målt samlet for blanding af *o*-xylene og styren. Den samlede værdi anvendes (worst-case) og koncentrationen for de tre xylene *o*, *m*- og *p*-xylene er lagt sammen. For opladere og omformere er Tenax-rør en del overmættede grundet uventet høje emissioner hvilket ses af analyseresultaterne fra rørene med de to benyttede forskellige prøvetagningsvoluminer. Angivne koncentrationer er minimumskoncentrationer. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.8, findes de højeste koncentrationer af xylene i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter og ca.  $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter. I bryggers/entre var koncentrationen ca.  $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter.

Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $476 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (eller  $51.476 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med spraymaling) fra tryksager, røgelse, telte til børn og rørperler, for hvilke der kan gives følgende overslag:

- For tryksager er koncentrationen af xylene beregnet ud fra et scenarium, der skal illustrere værst tænkelige men dog realistiske eksponeringer, hvor forbrugeren bladrer i tryksagerne. De mulige koncentrationer er beregnet i et modelrum med et volumen på  $10 \text{ m}^3$  med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Hvis resultatet herfra omregnes til scenarier for børneværelse og bryggers/entre bliver den potentielle indeklimakoncentration af xylene  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- For røgelse blev den højeste koncentration af xylene beregnet til  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved en times kontinuert afbrænding af røgelsespind i et lokale med et volumen på  $20 \text{ m}^3$  og med et luftskifte på 0,5 gange i timen (baseret på boksmode).



- For telte til børn er der fundet små mængder xylen i alle prøverne. Efter tre timer er koncentrationer målt til mellem  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . For målingerne udført efter 3 og 10 døgn er koncentrationerne på samme niveau eller faldende.
- For rørperler kan der forekomme koncentrationer af xylen på  $430 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne koncentration vil kun optræde så længe, der stryges perleplader, og vil aftage så snart aktiviteten indstilles, da der vil ske en opblanding med den øvrige rumluft.
- For spraymaling er den højeste koncentration af xylener omkring brugeren under påføring af maling bestemt til  $51.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Under den efterfølgende tørring vil koncentrationen være betydeligt lavere.
- For julespray er der i rapporten fra Miljøstyrelsen givet koncentrationen i luften af organiske opløsningsmidler og drivmidler, som er vurderet i relation til deres grænseværdier. Der er valgt tilfældige produkter ud og i de enkelte tilfælde anvendt de mest præcise oplysninger, hvilket vil sige receptoplysninger, hvis de er tilgængelige. Der er således ikke adgang til luftkoncentrationer af xylener.
- For fugemasse og skoplejemidler gælder, at xylener er fundet som indholdsstof, men der er ikke emissionsdata.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte.

#### **5.2.6.1 Sundhedsvurderinger**

De højeste koncentrationer af xylener findes i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter og ca.  $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter. I bryggers/entre er koncentrationen ca.  $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter. Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt  $476 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (eller  $51.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med påføring af spraymaling).

Referencekoncentrationen (RfC) er på  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der alene svarer til bidraget fra de elektroniske produkter i børneværelset. I tilfældet med spraymaling kan koncentrationerne blive så høje, at der er mulighed for direkte sundhedsskader.

Referencedosis (RfD) for xylener er  $200 \mu\text{g}/\text{kg lgv}/\text{dag}$ . Udsættelse for  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 6 timer giver et barn en indtagelse af xylen på  $3.600 \mu\text{g}/\text{dag}$  eller  $360 \mu\text{g}/\text{kg lgv}/\text{dag}$ . Dvs. at alene de elektroniske apparater giver for høj en udsættelse i forhold til RfD. En yderligere 10-100 gange forøget eksponering, som kan opnås med bidrag fra andre kilder, må betragtes som værende uacceptabel.

#### **5.2.7 Styren**

De beregnede koncentrationer for styren er opført i Tabel 5.9.

Tabel 5.9: Koncentration af styren ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum.

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Computer	2,5	1,8				
Monitor(usikre målinger)	14,8	4,1				
Spillekonsol	1,8	0,2				
Husholdningsovn			0,3	<0,3		
Hårtørrer					<0,3	0,2
Dekorativ lampe	0,3	<0,2				
TV-apparat(usikre målinger)	1,5	1,4	0,5	0,5		
Genopladelige batterier	0,8	0,2	0,3	0,1	0,8	0,2
Røgelse	X	X	X	X	X	X
Telte til børn	X	X	X	X		
Rørperler	X	X	X	X		
Koncentration i modelrum	21,7	7,7	1,1	0,5	0,8	0,4

Note: For monitor og TV-apparat er koncentrationen målt samlet for blanding af  $\alpha$ -xylen og styren. Den samlede værdi er angivet (worst-case). Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.9, findes de højeste koncentrationer af styren i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter og ca.  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter.

Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $772 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra røgelse, telte til børn og rørperler, for hvilke der kan gives følgende overslag:

- For røgelse blev den højeste koncentration af styren i originalrapporten beregnet til  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved en times kontinuert afbrænding af en røgelsespind i et lokale med et volumen på  $20 \text{ m}^3$  og med et luftskifte på 0,5 gange i timen (baseret på boksmodel).
- For telte til børn er den højeste koncentration af styren på  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  efter tre timer i klimakammer. Styren er her ikke behandlet som potentielt problematisk stof.
- For rørperler kan der forekomme koncentrationer af styren på  $720 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne koncentration vil kun optræde så længe, der stryges perleplader, og den vil aftage så snart aktiviteten indstilles, da der vil ske en opblanding med den øvrige rumluft.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte.

### 5.2.7.1 Sundhedsvurdering

I børneværelset er koncentrationen af styren  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter og ca.  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter. Hertil skal evt. lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $772 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra røgelse, telte til børn og rørperler. Dette er tæt på den vejledende WHO luftkvalitetsgrænseværdi på  $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men under Referencekoncentrationen (RfC) på  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der er fastsat på basis af effekter på centralnervesystemet.

Referencedosis (RfD) er  $200 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Det er lidt højere end en hollandsk Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) på  $120 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Ved udsættelse for en koncentration på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 6 timer dagligt bliver et barns

indtagelse af styren 72 µg/dag eller 7 µg/kg lgv/dag. Dette er langt under diverse faregrænser og er uden sundhedsmæssige problemer. Men i det værste scenarium for børneværelset med røgelse etc. vil der være en 20% overskridelse af RfD.

## 5.2.8 Limonen

De beregnede koncentrationer for limonen er opført i Tabel 5.10.

Tabel 5.10 Koncentration af limonen ved tilstedeværelse af produkter alene og sammen i modelrum

Produkter	Modelrum					
	Børneværelse		Køkken/alrum		Bryggers/entre	
	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter	Nye produkter	Brugte produkter
	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
Printer(usikre målinger)	3,1	<0,5				
Husholdningssovn			1,0	<0,3		
Hårtørrer					0,6	<0,4
TV-apparat	1,1	<0,3	0,4	<0,1		
Genopladelige batterier	0,1	<0,1	0,0	<0,03	0,1	<0,1
Duftkugler			indhold	indhold	indhold	indhold
Tryksager	X	X	X	X	X	X
Skoplejemidler			indhold	indhold	indhold	indhold
Rørperler						
Rengøringsmidler	indhold	indhold	indhold	indhold	indhold	indhold
Pletfjernere			X	X	X	X
Koncentration i modelrum	4,3	0,0	1,4	0,0	0,7	0,0

Note: Målt som toluen-ækvivalenter for printer. Et X angiver at der for det pågældende produkt gør sig særlige forhold gældende, som er beskrevet nedenfor

Som det fremgår af Tabel 5.10 findes de højeste koncentrationer af limonen i børneværelset, hvor koncentrationen er ca. 4 µg/m<sup>3</sup> for nye produkter.

Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca. 341 µg/m<sup>3</sup> fra tryksager og røgelse mv., for hvilke der kan gives følgende overslag:

- For tryksager er koncentrationen beregnet ud fra et scenarium, der skal illustrere værst tænkelige, men dog realistiske eksponeringer, hvor forbrugeren bladrer i tryksagerne. De mulige koncentrationer er beregnet i et modelrum med et volumen på 10 m<sup>3</sup> med et luftskifte på 0,5 gange i timen. Hvis resultatet herfra omregnes til scenarier for børneværelse og bryggers/entre, bliver den potentielle indeklimakoncentration af limonen 16 µg/m<sup>3</sup>.
- For pletfjernere er det maksimale indhold af limonen i et flydende produkt bestemt til 0,44%. Der er foretaget en worst-case beregning, hvor en person bruger en pletfjerner på sprayform, der anvendes en gang per uge. Hver gang opholder personen sig 5 minutter i rummet, hvor påføringen er foregået. Forsøg med tre forskellige typer af spraydåser uden drivgas, men med håndpumpe gav et gennemsnitsforbrug på 1,3 g ved applicering på en plet af gennemsnitsstørrelse. Modelrummet, hvori pletfjernelsen foregik, havde et volumen på 15 m<sup>3</sup>, og der var ingen udluftning. Det antages, at der ved sprøjtningen opnås en fuldstændig opblanding af stofferne i luften i rummet. Koncentration i personens indåndingszone kan

beregnes ved hjælp af formel. Det gav en koncentration af limonen på  $325 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

- For duftkugler, skoplejemidler og rengøringsmidler gælder, at limonen er fundet som indholdsstof, men der er ikke emissionsdata.

Det skal påpeges, at der naturligvis kan forekomme andre kilder end de anførte. Gennemsnitsindhold på  $5\text{-}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  limonen i indeluften er rapporteret i en række undersøgelser, men luftkoncentrationer kan nå flere hundrede  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  under og lige efter brug af diverse forbrugerprodukter.<sup>11,12,13,14</sup>

#### **5.2.8.1 Sundhedsvurdering**

De højeste koncentrationer af limonen findes i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter. Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $341 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra tryksager og røgelse mv. Der vil også være mulighed for eksponering fra opbevaring og konsumering af citrusfrugter.

Limonen er ikke særligt toksisk med en Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) på  $100 \mu\text{g}/\text{kg lgv}/\text{dag}$ . Med udsættelse for en koncentration på  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 6 timer bliver et barns indtagelse  $15 \mu\text{g}/\text{dag}$  eller  $1,5 \mu\text{g}/\text{kg lgv}/\text{dag}$ . Denne indtagelse er fuldstændig uden sundhedsmæssig betydning for et normalt barn. I det værste scenarium kan indtagelsen dog nå op omkring TDI. I tilfælde af allergi eller intolerance kan selv små mængder have betydning. Limonen oxideres let af ozon, hvorved der dannes sekundære stoffer og ultrafine partikler, som kan have sundhedsmæssig betydning.

---

<sup>11</sup> Seifert B, Mailahn W, Schulz C, Ullrich D. Seasonal variation of concentrations of volatile organic compounds in selected German homes. *Environ Int* 1989;15:397-408.

<sup>12</sup> Fellin P, Otson R. Assessment of the influence of climatic factors on concentration levels of volatile organic compounds (VOCs) in Canadian homes. *Atmospheric Environment* 1994;28 (22):3581-3586.

<sup>13</sup> Wainman T, Zhang J, Weschler CJ, Liroy P. Ozone and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure. *Environ Health Perspec* 2000;108 (12):1139-1145.

<sup>14</sup> Singer BC, Destailats H, Hodgson AT, Nazaroff WW. Cleaning Products and Air Fresheners: Emissions and Resulting Concentrations of Glycol Ethers and Terpenoids. Submitted for publication, 2005.

## 6 Vurdering af udsættelse for de mindre flygtige stoffer

De fleste af de stoffer, som er undersøgt og analyseret i Miljøstyrelsens forbrugerrapporter, er flygtige stoffer (VOC) afgivet fra forbrugerprodukter til indeluften. For de flygtige stoffer er indånding af dampe den vigtigste eksponering. Selv for de mindre flygtige stoffer med lavt damptryk vil der være dampe, men de vil let kondensere på luftens partikler og sedimentere som støv med forskellig sammensætning. Aktiviteter i rummet, inklusive støvsugning, betyder mulighed for genophvirvling af støv med en diameter på 5-25 µm.

Afdampningen vil øge med temperaturen og vil normalt være størst om sommeren. Støvet kan desuden få et bidrag af stoffer fra produkter ved almindeligt slid eller afsmitning ved direkte kontakt mellem produkter og støv. Afhængig af rengøring kan støvet akkumulere stoffer over længere tid, så det kan betragtes som en "passiv sampler".

Personer vil ligeledes kunne blive udsat for afsmittende stoffer ved hudkontakt med forbrugerproduktet, fx legetøj. Indtagelse af støv vil imidlertid fortsat være den vigtigste indtagelsesrute i indeklimaet for stoffer med meget lille flygtighed som fx phthalat-blødgørere, bromerede flammehæmmere, og perfluoralkylforbindelser.

Husstøvet kan komme ind i kroppen ved indånding af ophvirvlet støv, og indtagelse af støv aflejret på fødevarer og overflader. Direkte optagelse af snavs på huden er også mulig. Problematikken omkring forureninger i husstøv er grundigt gennemgået af Butte og Heinzow.<sup>15</sup>

### 6.1 Udsættelse af børn for støv

Småbørn har en særlig høj indtagelse af støv med tungt flygtige kemikalier, fordi de kravler rundt på gulvet, putter snavsede fingre i munden og sutter på legetøj og andre genstande. Men det afhænger helt af opførsel, hygiejne og aktuelle forhold. En lille rolling kravlende rundt på gulvet er særligt udsat for støv, og i specielle tilfælde kan et sådant barn dagligt indtage indtil 10 gram støv eller jord. USEPA vurderer dog, at et 2½ års barn dagligt normalt kun indtager 100 mg husstøv om vinteren og 50 mg om sommeren, hvor barnet er mere udendørs.<sup>11</sup> I Tyskland regner man med daglig støvindtagelse på 20-100 mg for 1-6 årige børn, 5-25 mg for 7-14 årige børn og 2-10 mg for voksne. Det er estimeret, at børn dagligt indtager alene 100 µg tapetstøv.<sup>11</sup>

### 6.2 Eksponering for phthalater fra forbrugervarer

Phthalater bruges som blødgørere i mange forbrugervarer, især varer udført i PVC-plast. Den mest anvendte blødgørere er di(2-ethylhexyl)phthalat

---

<sup>15</sup> Butte W, Heinzow B. Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. Rev Environ Contam Toxicol 2002;175:1-46.

(DEHP). Blødgøreren er ikke bundet særligt stærkt til plastmaterialet, og den kan relativt nemt afgives igen ved udvaskning eller afsmitning. De kortkædede dialkylphthalater afgives lettest og er mest flygtige.

Der er oplysninger om phthalater i Miljøstyrelsens Forbrugerrapporter nr. 1, 7, 14, 23, 29, 38 og 43, men kun eksponerings- og risikovurdering i rapport nr. 23 og 43.

### **6.2.1 Phthalater i PVC produkter (Rapport nr. 1)**

Der blev undersøgt forbrugervarer af PVC såsom badeforhæng, tasker, handsker, vinylgulve, tæppefliser og vinyltapeter. Der blev fundet mindst én type af phthalater i samtlige prøver i koncentrationer varierende fra 2 til 63%. Mest forekommende var DEHP i 10 ud af 12 varer fulgt af diisononyl/diisodecylphthalat (DINP/DIDP) i halvdelen af varerne, dibutylphthalat (DBP) i en tredjedel og benzylbutylphthalat (BBP) i to produkter.

### **6.2.2 Phthalater i rørperler (Rapport nr. 7)**

I alle perlerne og perlepladerne blev der påvist enkelte phthalater.

### **6.2.3 Modellervoks (Rapport nr. 14)**

Der blev i alle produkterne beregnet til opvarmning påvist et højt indhold af phthalat-blødgørere (16-22%).

### **6.2.4 DEHP i tekstilmetervarer (Rapport nr. 23)**

Indholdet af DEHP blev bestemt til 2-8 mg/kg i 20 stikprøver af tekstiler af bomuld, uld, hør, PET og viskose.

For tekstilerne svarer en 100% dermal optagelse til en optagelse på 0,055 mg/kg lgv/dag for voksne og 0,195 mg/kg lgv/dag for børn. Men en dermal optagelse på 5% for DEHP anslås for både børn og voksne. Den maksimale hudoptagelse af DEHP beregnes derefter til 0,00275 mg/kg lgv for en voksen og 0,0096 mg/kg lgv for et barn.

I Rapport nr. 23 antages en oral optagelse af DEHP på omkring 50% for voksne og 100% for børn. Ved vurdering af indtagelsen blev der taget udgangspunkt i et barn, der sutter/tygger på tekstilet svarende til 400 cm<sup>2</sup> eller 20 gram. Barnets vægt blev sat til 10 kg og absorptionen til 100%. Herefter bliver indtagelsen 15,4 µg/kg lgv pr. gang.

Ved indånding er det antaget, at stoffet fordamper til dets maksimalt opnåelige koncentration og fordeles ens i hele rummet. Det blev desuden forudsat, at der var 10 kg tøj i rummet, at rummet var 20 m<sup>3</sup>, og at indåndingen for en voksen person skete over 24 timer. Eksponering ved indånding var, som ventet, meget lille og ubetydelig:  $6,44 \times 10^{-6}$  µg DEHP/kg lgv/dag.

### **6.2.5 Hobbylime (Rapport nr. 29)**

I flere trælime samt i en vinylim og en skolelim blev der ved analyserne konstateret et indhold af phthalat-blødgørere. Kun indholdet af diisobutylphthalat (DIBP) i skolelimen var deklareret.

### 6.2.6 Fugemasser (Rapport nr. 38)

Der forekom phthalat-blødgørere i to acryl-baserede fugemasser, henholdsvis 3 % dibutylphthalat (DBP) og 16 % diisononylphthalat (DINP). I en MS-polymer fugemasse blev bestemt 32 % diisodecylphthalat (DIDP) og 4 % di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP).

### 6.2.7 Dibutylphthalat (DBP) i pletfjerner (Rapport nr. 43)

Luftkoncentration af DBP blev beregnet med EUSES modellen til 0,0225 mg/m<sup>3</sup>, og optagelsen via luftvejene blev beregnet til 3,19 x 10<sup>-6</sup> mg/kg/dag. Det var langt under ikke-effektgrænsen (NOAEL) på 583 mg/m<sup>3</sup> eller 125 mg/kg/dag. Dette pegede på, at en minimal risiko ved anvendelse af DBP i pletfjerner.

## 6.3 Bromerede Flamme hæmmere

Bromerede diphenylethere kan anvendes som flammehæmmer i mange forbrugerprodukter, men bromerede flammehæmmer er kun fundet i Forbrugerrapport 66 om elektroniske apparater. Et enkelt produkt (et strygejern) afgav bromerede flammehæmmer i form af nona-BDE og deca-BDE. Kildestyrken var mindre end 0,05 µg/enhed pr. time for begge stoffer.

## 6.4 Perfluoralkylforbindelser

Perfluoralkylforbindelser (PFAS) er undersøgt i Miljøstyrelsens Forbrugerrapporter nr. 17, 50, 52 og 66. Desuden er stofgruppen beskrevet i andre rapporter fra Miljøstyrelsen, som ikke omfattes af dette projekt.<sup>16</sup>

### 6.4.1 PFAS i imprægneringsmidler og gulvoks/polish (Rapport nr. 17)

Der blev i 2001 indkøbt 21 forskellige forbrugerprodukter, der blev analyseret for 6 perfluorforbindelser. I 2 ud af 11 undersøgte sprayprodukter blev der fundet indhold af perfluorforbindelser.

I en aerosolspray til læder, skind og tekstil blev bestemt et indhold af perfluorooctansulfonamid (PFOSA) på 3,5 µg/mL. Resultatet passede med, at imprægneringsmidlet i produktet var deklareret til at være en fluorcarbon.

I et sprayprodukt til imprægnering af telte, soveposer m.m. var indholdet af perfluorooctansulfonat (PFOS) 212 µg/mL.

I et ud af 5 flydende gulvplejemidler med voks/polish til vinyl, kork, linoleum m.m. blev bestemt en koncentration på 10 µg/mL af *N*-ethylperfluorooctansulfonamid (EtFOSA).

---

<sup>16</sup> Havelund S. Kortlægning af perfluoroktanylsulfonat og lignende stoffer i forbrugerprodukter – fase 2, COWI Rådgivende Ingeniører A/S. Miljøprojekt nr. 691, 2002. Miljøstyrelsen. Poulsen PB, Jensen AA, Wallström E. More environmentally friendly alternatives to PFOS-compounds and PFOA. Environmental Project No. 1013. Danish Environmental Protection Agency, 2005.

De undersøgte stoffer er under udfasning, men de bliver formentlig erstattet med andre mere kortkædede perfluoralkylforbindelser.

#### **6.4.2 PFAS i imprægneringsmidler (Rapport nr. 50)**

Stofferne perfluorheptansyre (PFHpA) og perfluoroctansyre (PFOA) blev fundet i en migrationstest af imprægneringsmidlet IM-05. IM-05 er et produkt, der anvendes på væskeform i bl.a. rensierier. De to stoffer har sammenlignelige egenskaber og effekter, og de afgives fra det samme imprægneringsmiddel. Det vurderes derfor, at optaget af de to stoffer kan adderes.

Eksponeringsscenerierne for brug af imprægnerede produkter viser, at de to PFAS kan optages i niveauer fra 0,2 til 0,6 µg/kg legemsvægt/dag. Det betyder, at et barn kan optage samlet ca. 0,9 µg/kg legemsvægt/dag. Den Acceptable Daglige Indtagelse (ADI) er sat til 3 µg/kg/dag, svarende til ikke-effekt niveauet (NOAEL) for reproduktionsskadelige effekter med en sikkerhedsfaktor på 1.000.

Der er en risiko for, at den samlede eksponering med disse stoffer kan antage niveauer, hvor det kan medføre sundhedsmæssige effekter. Hvis børn udsættes for stoffet fra andre kilder, vurderes det i rapporten, at der kan være en risiko for sundhedsskadelige effekter som f.eks. skader på organer. Det må dog formodes, at brugen af imprægneret tøj foregår med en anden beklædning under, og dermed er risikoen yderligere minimeret.

#### **6.4.3 Skolejemidler (Rapport nr. 52)**

Der blev analyseret for 8 forskellige PFAS forbindelser. I et ud af de fire analyserede produkter blev der fundet meget små koncentrationer af perfluorheptansyre (PFHpA) og perfluoroctansyre (PFOA), henholdsvis 1,1 og 0,36 mg/kg.

#### **6.4.4 Elektroniske produkter (Rapport nr. 66)**

Fra husholdningsovnen blev der påvist afgivelse af en fluorholdig forbindelse. Der var sandsynligvis tale om afdampning fra den selvrensende belægning på ovnens inderside.

### **6.5 Vurdering af et kravlebarns indtagelse af phthalater, PBDE og PFAS med husstøv**

De data, der foreligger om phthalater, bromerede flammehæmmere og perfluorforbindelser i Miljøstyrelsens forbrugerprodukt rapporter, er som det ses meget spredte, begrænsede og vanskelige at bruge til en eksponerings- og risikovurdering. I stedet kan andre danske og udenlandske undersøgelser af husstøvet indhold benyttes til at anslå børnenes eksponering for disse letflygtige stoffer fra forskellige kilder indendørs. Baggrundsmateriale og referencer for dette afsnit findes i Bilag A og B.

#### **6.5.1 Phthalater**

Indholdet af phthalater i husstøv er typisk omkring 1000 mg/kg (0,1%), hvoraf DEHP andrager 60-70%. I værelser med vinylgulve/-tapeter og dårlig rengøring kan indholdet være ti gange højere.



Med en indtagelse på 100 mg støv dagligt betyder det en gennemsnitlig indtagelse på omkring 100 µg phthalater/dag eller 10 µg/kg lgv/dag, hvis der regnes med barnets legemsvægt er 10 kg. Her regnes med 100% optagelse.

Dertil kommer direkte afsmitning fra kontakt og sutning på legetøj (solgt før phthalat forbudet), tekstiler etc. I Rapport nr. 23 er for hudkontakt med DEHP behandlede tekstiler beregnet en optagelse på fra 9,6 til 195 µg/kg lgv/dag for et barn ved henholdsvis 5% og 100% hudoptagelse. Det blev også beregnet, at et barn på 10 kg, der sutter/tygger på et imprægneret tekstil svarende til 400 cm<sup>2</sup> eller 20 gram optager 15,4 µg DEHP/kg lgv pr. gang.

Eksponering ved indånding var som ventet meget lille og ubetydelig: 6,4 x 10<sup>-6</sup> µg DEHP/kg lgv/dag.

Alt i alt vil en typisk daglig optagelse for et barn af DEHP fra alle indendørs kilder derfor normalt andrage 10-20 µg/kg lgv/d eller 100-200 µg/d, men i værste fald formentlig andrage 50-250 µg/kg lgv eller 0,5-2,5 mg/dag for et meget udsat kravlebarn på et gulv af PVC.

Dertil kommer indtagelse af DEHP med føden, som i Tyskland er vurderet til 18 µg/kg lgv/d for et barn eller 180 µg/dag dvs. i samme størrelsesorden som den normale indemiljø eksponering.

Den højeste eksponering i langtidsforsøg med rotter, hvor der ikke er konstateret effekter af DEHP i føden (NOAEL) er 3,7 mg/kg lgv/dag svarende 37 mg/dag. Hvis der regnes med samme følsomhed for DEHP i rotter og i kravlebørn, er der derfor en meget lille sikkerhedsfaktor for de mest eksponerede børn. Dertil kommer eksponeringen for de øvrige phthalater. Der er ikke taget hensyn til at nye undersøgelser tyder på at visse phthalater kan være årsag til astma og allergi samt reproduktionsskader.

## **6.5.2 Polybromerede diphenylethere (PBDE)**

Der foreligger ikke danske undersøgelser, så vurderingen må baseres på udenlandske erfaringer. Disse undersøgelser er imidlertid ikke af ny dato og beskriver ikke den aktuelle situation i Europa efter diverse anvendelsesbegrænsninger.

Målte koncentrationer af bromerede flammehæmmere i mennesker er højere end forventet ud fra det, der indtages med maden, så der må være andre eksponeringskilder. Det ser ud til at være indemiljøet og bilkørsel.<sup>17,18,19</sup>

### **6.5.2.1 PBDE i luft**

Der er i kortlægninger en direkte sammenhæng mellem PBDE luftkoncentrationen indendørs og antallet af elektriske apparater og antallet af polstrede møbler i hjemmet. Blød polyurethan-skum benyttet i kontorstole,

---

<sup>17</sup> Jones-Otazo HA, Clarke JP, Diamond ML et al. Is house dust the missing exposure pathway for PBDE? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environ Sci Technol* 2005;39:5121-5130.

<sup>18</sup> Wilford BH, Shoeib M, Harner T, Zhu J, Jones KC.. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: Implication for source and exposure. *ES&T* 2004;38:5312-5318.

<sup>19</sup> Shoeib M, Harner T, Wilford BH, Jones KC, Zhu J. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoralkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers. *ES&T* 2004;38:1313-1320.

bilsæder og møbler kan afgive flere hundrede µg PBDE per dag. Koncentrationen af PBDE i indeluften er typisk 20-50 gange højere end i udeluften. Ved luftmålinger er den mindst flygtige congener BDE209 imidlertid normalt ikke målt og medtaget.

Median koncentrationer er oftest 100-200 pg PBDE/m<sup>3</sup> med maksimum koncentrationer på >15.000 pg PBDE/m<sup>3</sup>. Med en inhalationsrate på 1 m<sup>3</sup>/time, kan der indåndes op til 36 ng PBDE i døgnet, men typisk er mængden under 1 ng og dermed ikke signifikant.

#### **6.5.2.2 PBDE i husstøv**

Der er store variationer i indholdet af PBDE i støv fra de forskellige hjem, der er undersøgt. Max koncentrationer kan være >20.000 ng PBDE/g støv. BDE 47, BDE99 og BDE209 er de mest forekommende kongener i husstøv med typiske median koncentrationer på 17, 24 og 265 ng/g for disse tre kongener, der typisk andrager 95% af indholdet.

Med en anslået støvindtagelse på 100 mg/dag kan et barn hermed indtage fra 30 og i sjældne tilfælde op til 2000 ng PBDE/dag. Dette skal sammenlignes med en gennemsnitlig indtagelse på maden på 40-150 ng/dag<sup>20</sup> og omkring 2000 ng/dag for brystbørn, idet modermælken indeholder meget høje koncentrationer af PBDE. Det maksimale, som et barn kan indtage, er på denne baggrund <5 µg/dag.

For PBDE som gruppe anvendes ofte en NOAEL på 1 mg/kg/dag, der bygger på klassiske toksikologiske effekter og fx ikke på hormonforstyrrende effekter og bioakkumulering. Ud fra denne NOAEL er der en tilstrækkelig sikkerhedsfaktor med de nuværende forureningsniveauer. USEPA's Referencedosis (RfD), som bygger på den nuværende viden og indeholder sikkerhedsfaktorer, er på 2, 3 og 10 µg/kg/dag for henholdsvis penta-DBE, octa-BDE og deca-BDE. Dette viser, at kun brystbørn kan nå op i nærheden af referencedoserne.

Eksponeringen via husstøv er i samme størrelsesorden som via maden, hvad der er overraskende for persistente organisk forureninger, hvor føden normalt andrager omkring 90% af befolkningens eksponering.

#### **6.5.3 Perfluoralkylforbindelser (PFAS)**

Koncentrationen af derivater af de målte perfluoralkylforbindelser (PFAS) er i indeluften normalt 25-100 gange højere end i udeluften. Gennemsnitsværdier er typisk >3.000 ng/m<sup>3</sup> med maksimumkoncentrationer på >16.000 ng/m<sup>3</sup>. Det betyder en potentiel indånding af 60-300 µg/dag.

PFAS indholdet i husstøv varierer ekstremt meget. Der er målt indtil 13 forskellige stoffer, men mest er der normalt af perfluorhexansulfonsyre (PFHxS) og perfluoroctansulfonsyre (PFOS). Der er målt gennemsnitskoncentrationer på fra >2.000 til 20.000 ng/g og maksimumkoncentrationer på fra >80.000 til 500.000 ng/g. Med en støvindtagelse på 100 mg/dag vil den daglige eksponering gennemsnitligt være 200-2.000 ng PFAS/dag og maksimalt 8-50 µg PFAS/dag.

---

<sup>20</sup> Data fra Danmark savnes, men vi ligger nok i den lave ende, da middelindtagelsen i Sverige er 41 ng/dag med en max. værdi på 666 ng/dag (Lind Y et al. Organohalogen Compounds 2002;58:181-184).

I Miljøstyrelsens Forbrugerrapport nr. 50 om imprægneringsmidler er der opstillet eksponeringsscenerier for PFAS, der viser, at et eksponeret barn samlet kan optage ca. 0,9 µg/kg legemsvægt/dag eller 9 µg PFAS/dag. Dvs. i den høje ende af vurderingen ovenfor.

Da stofferne ikke er lipophile, vil indtagelse af animalsk fedt og fødevarer generelt ikke være en så vigtig eksponeringskilde, som det er for lipophile persistente organiske forureninger. Indemiljøet ser ud til at være den væsentligste kilde til disse stoffer.

Indånding synes at være lidt vigtigere end støvindtagelse. Men selv lagt sammen er der en meget stor sikkerhedsfaktor, idet den Acceptable Daglige Indtagelse (ADI) for perfluoralkylforbindelser ikke er overskredet. Den er sat til 3 µg/kg lgv/dag svarende til ikke-effekt niveauet (NOAEL) for reproduktionsskadelige effekter med en sikkerhedsfaktor på 1.000.

Vor viden om PFAS stoffernes toksikologiske egenskaber er imidlertid begrænset på nuværende tidspunkt.



# 7 Diskussion, konklusioner og anbefalinger

## 7.1 Diskussion og konklusioner

De foretagne modelberegninger af potentielle indeklimakoncentrationer er foretaget ud fra en pragmatisk fremgangsmåde med en række antagelser og simplificeringer. Det har været nødvendigt, da de tilgængelige data i rapporterne fra Miljøstyrelsen har forskellig karakter og mål og ikke nødvendigvis er frembragt med henblik på at foretage en vurdering af indeklimakoncentrationer. Desuden er resultaterne af de kemiske analyser ikke altid særligt specifikke og sikre. De har tjent til det specifikke formål i den aktuelle rapport, men hvis formålet fra starten havde været, at belyse betydningen for indeklimakoncentrationer, havde man nok valgt en anden procedure.

Det er implicit antaget, at de undersøgte produkter er repræsentative og dækkende for, hvad der kan være indeklimarelevant. Data antyder imidlertid en stor variation inden for visse produktgrupper. De målte emissioner kan derfor ikke betragtes som dækkende for alle de undersøgte produkter, specielt ikke hvor der kun er undersøgt et produkt. Produkterne skal mere benyttes som en indikator for emissionen fra de undersøgte typer af produkter. De faktiske måleresultater er udelukkende gældende for de analyserede produkter. De må derfor betragtes mere som eksempler end for værende repræsentative for en produktgruppe.

Baggrunden for at foretage en modelberegning baseret på forbrugerrapporterne fra Miljøstyrelsen har også været, at disse rapporter repræsenterer de potentielt vigtigste kilder til forurening inden døre fra forbrugerprodukter. Det skal imidlertid understreges, at der naturligvis i praksis kan forekomme andre betydelige og uforudsigelige kilder, end de undersøgte. Det er ikke muligt at forudsige menneskers adfærd i deres privatbolig. Der vil opstå situationer, hvor produkter bruges inden døre, selv om andet anbefales. På visse tider af året, fx i julemåneden, vil visse aktiviteter afvige fra, hvad der er normalt resten af året. I den mørke tid vil brugen af stearinlys øges, og i den kolde tid vil der i mange boliger være et lavt luftskifte på grund af ønsket om at spare energi. Bygningstekniske forhold kan også have betydning for sundhedsmæssige forhold i en bolig, fx hvis der opstår en vandskade, der medfører problemer med skimmelsvamp.

I rapporten er der taget udgangspunkt i forbrugerprodukterne enkeltvis. I en virkelig bolig er det mere komplekst med mange samtidigt aktive produkter.

Luftkvaliteten indendørs er desuden afhængig af mange faktorer (ventilation, temperatur, osv.) udover hvilke forureningskilder, der er til stede. I denne rapport er der fokuseret på bidraget fra forbrugerprodukter, men det bør erindres, at der kan være mange andre kilder til samme kemiske stof i boligen, fx fra tobaksrygning, madlavning og afdampninger fra byggematerialer (maling, lak, faste tæpper, osv.).

Koncentrationen (eksponeringen) af forurening i indeluften afhænger hovedsagelig af balancen mellem forureningskilderne og hvor meget renere luft, der tilføres bygningen (ventilation) for at fortynde forureningen. Koncentrationen afhænger desuden af hvor meget forurening, der sætter sig på overflader (adsorberer) eller afgives fra overflader (desorption).

Herudover afhænger koncentrationen og den kemiske sammensætning af hvilke kemiske reaktioner, der sker ved kontakt med materialeoverflader og i luften. I rapporter fra Miljøstyrelsen og i nærværende rapport er der ikke taget højde for en mulig betydning af sådanne reaktioner. Hvor der tidligere var fokus på den såkaldte primære afgang fra materialer, er fokus nu også rettet mod den sekundære afgang.

Primær afgang er afgivelsen af løst bundne stoffer, fx flygtige organiske forbindelser, der anvendes eller dannes i forbindelse med fremstillingen af materialet eller stoffer. Den primære afgang forekommer hovedsageligt, mens materialet er nyt.

Sekundær afgang består af flygtige organiske forbindelser dannet efter, at materialet er produceret. Den kan fx stamme fra nedbrydningsprocesser ved oxidation af materialeoverfladen med ozon. Nyere forskning har vist, at sekundær afgang i særlig grad kan forringe kvaliteten af indeluften, og derved have en sundhedsmæssig betydning for bygningsbrugerne.<sup>21</sup> For nogle materialer kan denne type afgang tilsyneladende fortsætte i hele materialets levetid.<sup>22</sup>

På trods af ovenstående reservationer i forhold til de gennemførte modelberegninger vurderes det, at det er påvist for de otte udvalgte flygtige stoffer, at de højeste koncentrationer sandsynligvis vil forekomme i børneværelset. Det skyldes, at rummet er lille i forhold til boligens øvrige rum, og at der er mange produkter tilstede, der afgiver kemiske stoffer til luften.

Det er ligeledes en klar tendens, at nye produkter afgiver mere forurening til luften end ældre brugte materialer. Produkterne afviger også fra hinanden ved at have forskellige emissionsprofiler. Nogle afgiver forurening over lang tid, mens andre har en mere ekstrem og kortvarig karakter.

I alle tilfælde er den mest massive eksponering for flygtige stoffer fra forbrugerprodukter i børneværelset, og anvendelse af røgelse inden døre er den mest forurenende af de undersøgte produkter/aktiviteter og udsender sundhedsfarlige koncentrationer.

Den maksimale phenol-eksponering er beregnet til  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne koncentration er meget lavere end en indemiljø grænseværdi på  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  baseret på lugtgener. Omregnet vil et barn udsættes for  $90 \mu\text{g}$  phenol/kg/dag, der er lidt under Referencedosis (RfD) på  $100 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$  med indbygget sikkerhedsfaktorer. Dette viser, at i et børneværelse, hvor hver enkelt

---

<sup>21</sup>Knudsen HN, Nielsen PA, Clausen PA, Wilkins CK, Wolkoff P. Sensory evaluation of emissions from selected building products exposed to ozone. *Indoor Air* 2003;13:223-231.

<sup>22</sup>Knudsen HN, Clausen PA, Shibuya H, Wilkins K, Wolkoff P. Indeklimavurdering af linolieholdige byggematerialer. By og Byg Dokumentation 054. Hørsholm: Statens Bygge-forskningsinstitut, 2004.

forureningskilde ikke betyder noget særligt, kan den samlede belastning for phenol i værste tilfælde nærme sig det højest tolerable for et barn.

Under normale forhold anslås formaldehydniveauet i boligbebyggelse til omkring 0,01-0,20 mg/m<sup>3</sup> indeluft afhængigt af, hvilke kilder der findes. Den maksimale beregnede koncentration af formaldehyd i indeluften i dette projekt er omkring 500 µg/m<sup>3</sup>, men koncentrationen vil typisk være under 50 µg/m<sup>3</sup>. Der er anbefalet en indeklima-grænseværdi på 0,12 mg/m<sup>3</sup> for formaldehyd. Denne er overholdt ved den typiske koncentration, men ikke i det værst tænkelige (og usandsynlige) tilfælde.

Et barn vil indånde 72 µg formaldehyd/kg lgv/dag ved den typiske værdi og 700 µg/kg lgv/dag i det værst tænkelige tilfælde. Referencedosis på 200 µg/kg/dag vil derfor være overholdt for et barn i det almindelige tilfælde, men ikke i værst tænkelige tilfælde med alle kilder opererende samtidigt. Da formaldehyd er kræftfremkaldende, og der ikke kan fastsættes en sikker grænse for denne effekt, bør al unødvendig eksponering, fx for røgelse, undgås.

I værste tilfælde vil den totale eksponering for acetaldehyd fra mange kilder være 265 µg/m<sup>3</sup>, men normalt vil den være mindre end 10 µg/m<sup>3</sup>, dvs. tæt på Reference koncentrationen på 9 µg/m<sup>3</sup>. I et 4-ugers dyreforsøg var ikke-effekt grænsen (NOAEL) 273 mg/m<sup>3</sup>. Da acetaldehyd er kræftfremkaldende, og der ikke kan fastsættes en sikker grænse for denne effekt, bør al unødvendig eksponering, fx via brug af røgelse, undgås.

Bidrag af benzen til indeklimaet fra de få produkter, der er undersøgt i Miljøstyrelsens rapporter, er <1 µg/m<sup>3</sup>. Det er mindre end de typiske koncentrationsniveauer af benzen 3 – 10 µg/m<sup>3</sup> målt indendørs i boliger. Med anvendelse af røgelse kan der dog opstå ekstreme koncentrationer på helt op til 350 µg/m<sup>3</sup>. Reference koncentrationen for benzen angives til 9-30 µg/m<sup>3</sup>, og en forøget risiko for kræft er sandsynliggjort ved koncentrationer over 20 µg/m<sup>3</sup>. For modellervoks alene er der en tilstrækkelig sikkerhedsfaktor, men dette er ikke tilfælde for en samlet vurdering. Dertil kommer brug af røgelse, der kortvarigt giver direkte sundhedsfarlige benzenkoncentrationer på 350 µg/m<sup>3</sup>. Referencedosis for benzen er 4 µg/kg lgv/dag. Normalt vil et barn indånde <1 µg benzen/kg lgv i løbet af 24 timer, men ved anvendelse af røgelse vil alene indtagelsen i løbet af én times eksponering beløbe sig til op til 21 µg benzen/kg lgv/dag. Dette må betragtes som fuldkomment uacceptabelt rent sundhedsmæssigt for et stof, der er erkendt leukæmifremkaldende i mennesker.

De højeste koncentrationer af toluen blev beregnet i børneværelset til en koncentration på ca. 49 µg/m<sup>3</sup> for nye elektroniske produkter og ca. 19 µg/m<sup>3</sup> for brugte produkter. Bidraget kommer hovedsageligt fra en enkelt PC monitor. Hertil skal lægges mulige bidrag fra andre forbrugerprodukter på op til ca. 900 µg/m<sup>3</sup> - dog i alt ca. 2.980 µg/m<sup>3</sup> med tryksager og 39.000 µg/m<sup>3</sup> også med spraymaling. Referencedosis for toluen er 223 µg/kg lgv/dag, og Referencekoncentrationen er 0,4 mg/m<sup>3</sup>. Med en toluenkoncentration på 50 µg/m<sup>3</sup> fra en monitor, der kører 6 timer dagligt vil et barn indtage 12 µg/kg lgv/dag, dvs. der er tilstrækkelig sikkerhed. Dette er imidlertid ikke tilfældet, hvis bidragene fra andre kilder lægges til. Selv uden bidrag fra tryksager og spraymaling er indtagelsen med 1.800 µg/dag eller 180 µg/kg lgv/dag meget tæt på grænsen for det tolerable.

De højeste koncentrationer af xylener findes også i børneværelset, hvor koncentrationen er  $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter og  $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter. I bryggers/entre er koncentrationen  $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye produkter. Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt  $476 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (eller  $51.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved brug af spraymaling). Referencekoncentrationen er på  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der alene svarer til bidraget fra de elektroniske produkter i børneværelset. I tilfældet med spraymaling er koncentrationerne så høje, at der er mulighed for direkte sundhedsskader. Referencedosis (RfD) for xylener er  $200 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Udsættelse for  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 6 timer giver et barn en indtagelse af xylen på  $360 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Dvs. alene de elektroniske apparater giver for høj en udsættelse i forhold til RfD. En yderligere 10-100 gange forøget eksponering, som kan opnås med bidrag fra andre kilder, må betragtes som helt uacceptabel.

I børneværelset er koncentrationen af styren  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter og ca.  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for brugte produkter. Hertil skal evt. lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $772 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra røgelse, telte til børn og rørperler. Dette er tæt på den vejledende WHO luftkvalitetsværdi på  $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men under Referencekoncentrationen på  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der er fastsat på basis af effekter på centralnervesystemet. Referencedosis er  $200 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag, der er lidt højere end en hollandsk Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) på  $120 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Ved udsættelse for en koncentration på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 6 timer dagligt bliver et barns indtagelse af styren  $7 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Dette er langt under diverse faregrænser og uden sundhedsmæssige problemer. Men i det værste scenarium for børneværelset med røgelse etc. vil der være en 20% overskridelse af RfD.

De højeste koncentrationer af limonen findes igen i børneværelset, hvor koncentrationen er ca.  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for nye elektroniske produkter. Hertil skal lægges mulige bidrag på op til i alt ca.  $341 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra tryksager og røgelse mv. Der vil også være mulighed for eksponering fra opbevaring og konsumering af citrusfrugter. Limonen har endnu ingen Referencedosis, men kun en Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) på  $100 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Med udsættelse for en koncentration på  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 6 timer bliver et barns indtagelse  $1,5 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag. Denne indtagelse er fuldstændig uden sundhedsmæssig betydning for et normalt barn. I det værste scenarium kan indtagelsen dog nå op omkring TDI. I tilfælde af allergi eller intolerance kan selv små mængder have betydning, men det vil ikke specielt være et problem i relation til limonen i indeklimaet.

De data, der foreligger om de svagt flygtige phthalater, bromerede flammehæmmere og perfluorforbindelser i Miljøstyrelsens forbrugerprodukt rapporter, er meget spredte, begrænsede og vanskelige til at bruge til en eksponerings og risikovurdering. I stedet er danske og udenlandske undersøgelser af husstøvet indhold benyttet til an slå børnenes eksponering for disse letflygtige stoffer fra forskellige kilder indendørs.

Den phthalat, som forekommer mest i indeklimaet, er di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). En typisk daglig optagelse af DEHP for et barn fra alle indendørs kilder vil normalt andrage  $10-20 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag eller  $100-200 \mu\text{g}/\text{dag}$ , men vil i værste fald formentlig andrage  $50-250 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/dag eller  $0,5-2,5 \text{ mg}/\text{dag}$  for et meget udsat kravlebarn på et PVC-gulv. Dertil kommer indtagelse af DEHP med føden, som er vurderet til  $18 \mu\text{g}/\text{kg}$  lgv/d for et barn



eller 180 µg/dag dvs. i samme størrelsesorden som den "normale" indemiljøeksponering. Dette skal sammenlignes med, at den højeste eksponering i langtidsforsøg med rotter, hvor der ikke er konstateret effekter af DEHP i føden, er 3,7 mg/kg lgv/dag svarende 37 mg/dag for et barn. Hvis der regnes med samme følsomhed for DEHP i rotter og i kravlebørn, er der derfor en meget lille sikkerhedsfaktor for de mest eksponerede børn. Dertil kommer eksponeringen for de øvrige phthalater.

Der er store variationer i indholdet af bromerede flammehæmmere (PBDE) i husstøv, men generelt forekommer de i en størrelsesorden mindre end for phthalater. Maksimumkoncentrationer kan være >20.000 ng PBDE/g støv. Eksponeringen via husstøv er i samme størrelsesorden som via maden, hvad der er overraskende for persistente organisk forureninger, hvor føden normalt andrager omkring 90% af befolkningens eksponering. Med en anslået støvindtagelse på 100 mg/dag kan et barn hermed indtage fra 30 og i sjældne tilfælde op til 2000 ng PBDE/dag. Dette skal sammenlignes med en gennemsnitlig indtagelse med maden på 40-150 ng/dag og omkring 2000 ng/dag for brystbørn, idet modermælken indeholder meget høje koncentrationer af PBDE. Det maksimale, et barn kan indtage, er på denne baggrund <5 µg/dag. En sammenligning med Referencedosis (RfD) på 2-10 µg/kg/dag, som indeholder sikkerhedsfaktorer, viser, at kun brystbørn kan nå op i nærheden af referencedoserne. Derfor med den nuværende viden, er der ikke sundhedsmæssige problemer ved kravlebarnets indeklimaudsættelse isoleret set, men en stor del af modermælkens indhold vil også stamme fra indeklimaet..

Da perfluoralkylforbindelserne (PFAS) ikke er lipophile, vil indtagelse af animalsk fedt og fødevarer generelt ikke være en så vigtig eksponeringskilde, som det er for lipophile persistente organiske forureninger (POP). Indemiljøet ser ud til at være det væsentligste eksponering for disse stoffer. Med en støvindtagelse på 100 mg/dag vil den daglige eksponering af et barn gennemsnitlig være 200-2.000 ng PFAS/dag og maksimalt 8-50 µg PFAS/dag eller 0,8-5 µg PFAS/kg lgv/dag. Det svarer ret godt til eksponeringsscenarierne i Miljøstyrelsens Forbrugerrapport nr. 50 om imprægneringsmidler. Den Acceptable Daglige Indtagelse for perfluoralkylforbindelser er 3 µg/kg lgv/dag svarende til ikke-effekt niveauet for reproduktionsskadelige effekter med en sikkerhedsfaktor på 1.000. Kun i tilfælde med maksimal eksponering vil indtagelsen være uacceptabel. Vor viden om PFAS stoffernes toksikologiske egenskaber er imidlertid begrænset på nuværende tidspunkt, så stofferne kan vise sig at være farligere, end undersøgelserne indtil nu har tydet på.

I en bolig er der mange forskellige forbrugerprodukter og fx byggematerialer, der tilsammen afgiver mange forskellige stoffer i en kompleks blanding. I rapporterne fra Miljøstyrelsen og i denne rapport er de sundhedsmæssige vurderinger hovedsageligt foretaget på baggrund af et stof ad gangen. Der er ikke foretaget en undersøgelse af den samlede virkning af flere/mange stoffer sammen.

Børn er i indemiljøet samtidigt udsat for mange flygtige og mindre flygtige stoffer. Det betyder mulighed for samvirkende effekter og dannelse af sekundære forureninger. Der mangler viden om disse "cocktail effekter", som kan ændre billedet totalt. Derfor er det sikrest at mindske børnenes udsættelse for kemiske stoffer i indemiljøet mest muligt, selvom der forekommer at være tilstrækkelige sikkerhedsfaktorer for enkeltstoffer.

Der er i rapporterne fra Miljøstyrelsen fokuseret på mulige, direkte sundhedsmæssige effekter af afgang fra de enkelte produkter. I et bredere sundhedsmæssigt perspektiv bør forhold som komfort og velvære, herunder oplevet luftkvalitet inddrages. Jævnfør WHO er sundhed ikke blot fravær af sygdom og svaghed, men også en tilstand med fuldstændig fysisk, psykisk og social velvære. Mange forureningskilder inden døre, herunder forbrugerprodukter og byggematerialer bidrager med lugtende stoffer og påvirker derved den oplevede luftkvalitet.

Både ud fra sundhedsmæssige overvejelser og hensynet til hvordan luftkvaliteten opleves inden døre er det vigtigt at afpasse mængden af tilført udeluft til boligen, dvs. opfylde kravet til ventilationsbehov. Ventilationen kan i mange rum i boligen være begrænset. Det er derfor vigtigt at være opmærksom på, at placering af computere og andre forureningskilder i sådanne rum kan medføre et betydeligt behov for forøget ventilation.

I nyere, velisolerede og tætte boliger er der i nogle situationer konstateret lavere luftskifter end de  $0,5 \text{ h}^{-1}$ , som foreskrives i Bygningsreglementet, og som ligger til grund for modelberegningerne i denne rapport. Der er fx fundet boliger med et luftskifte på kun  $0,25 \text{ h}^{-1}$ . Det vil alt andet lige kunne resultere i koncentrationer, der er dobbelt så høje.

I den forbindelse er det vigtigt at fokusere på kildekontrol, dvs. at begrænse emissionen fra kilder til indendørs forurening mest muligt, så ventilationsbehovet ikke bliver for stort med deraf unødigt stort energiforbrug. Noget der er særligt aktuelt med de skærpede krav i det nye Bygningsreglement. I en bolig vil der desuden ofte være udveksling af luft mellem rum og mellem naboledigheder, hvorved kilder kan forurene luften i andre rum, end der hvor den er.

## 7.2 Anbefalinger af afklarende undersøgelser og tiltag

Der er mange forhold, der er bestemmende for, hvordan den sundhedsmæssige status af en bolig er, og der vil ofte være utilstrækkelige og manglende data for at foretage en total og sikker vurdering. For at få et mere retvisende/troværdigt grundlag for at vurdere sundhedstilstanden i en dansk bolig med mange forbrugerprodukter anbefales det at foretage følgende undersøgelser:

- I et større antal tilfældigt udvalgte, beboede boliger bør der udføres konkrete målinger af udvalgte indikatorstoffer for forbrugerprodukter i indeluften og støvet, evt. over et længere tidsrum, for at få bestemt de aktuelle koncentrationer, som befolkningen er udsat for.
- Der bør gennemføres feltmålinger af indeluften i en bolig, hvor et rum, fx et børneværelse, indrettes realistisk under relevante worst-case betingelser. En vigtig situation at undersøge kunne fx være et nyindrettet børneværelse, dvs. med en række nye byggematerialer, inventar og forbrugerprodukter. Det vil fx være interessant at foretage undersøgelsen ved en lav ventilationsrate, som det kan være tilfældet om vinteren. Der foretages målinger af udvalgte stoffer, der mistænkes for at have sundhedsmæssig og komfortmæssig betydning, herunder stoffer der stammer fra mulige sekundære kemiske reaktioner.

Desuden anbefales følgende tiltag:

- Anvendelsen af særligt farlige stoffer, der indgår i forbrugerprodukter, og som kan frigøres i indemiljøet og udsætte især børn for en risiko, bør ophøre ved frivillige aftaler eller lovgivning.
- Byggematerialer og forbrugerprodukter med phthalater bør så vidt muligt ikke benyttes ved indretning af børneværelser.
- Anvendelse af røgelse indendørs bør undgås, da denne aktivitet er den mest forurenende og sundhedsfarlige af de undersøgte aktiviteter.
- Anvendelse af sprayprodukter indendørs er ligeledes en ekstrem forureningskilde, som bør undgås eller i det mindste begrænses mest muligt. Som et minimum bør benyttes åndedrætsværn og ekstra ventilation.
- Børns udsættelse for farlige kemiske stoffer i indemiljøet bør mindskes mest muligt ved hyppig rengøring og tilstrækkelig udluftning.



## 8 Praktiske råd om hvordan risici kan reduceres

I rapporterne fra Miljøstyrelsen om kemi i forbrugerprodukter er der givet en række specifikke råd om, hvordan sundhedsmæssige risici ved forskellige forbrugerprodukter kan håndteres, herunder forhold der er relateret til indeklimaet. I forbindelse hermed er der på Miljøstyrelsens hjemmeside [www.mst.dk](http://www.mst.dk) for en række forbrugere givet specifikke råd og forholdsregler om, hvordan sundhedsmæssige risici kan mindskes. Nedenfor er anført en række generelle råd om, hvad man som forbruger selv kan gøre for at reducere risici og forbedre komforten i indeklimaet.

Som forbruger og beboer kan man selv gøre meget for at mindske de sundhedsmæssige risici, der kan være i en bolig, og som er relateret til indeklimaet. Der er flere forhold, hvor man ligefrem har et medansvar for, hvordan indeklimaet bliver, og hvor ens adfærd derfor er vigtig - dels for en selv men også for sine bofæller/familie.

Som det fremgår af resultaterne i denne rapport, er der en stor risiko for, at der kan optræde høje koncentrationer af forurening og dermed uønskede sundhedseffekter i boligens børneværelse. Det skyldes, at rummet er lille, og at der er begrænset ventilation i forhold til, at der er mange produkter tilstede, der afgiver kemiske stoffer til luften. Børn udgør samtidig en særlig følsom gruppe. En vigtig situation at være opmærksom på er derfor det nyindrettede børneværelse, der ud over en række forbrugerprodukter også er belastet af en række nye byggematerialer og inventar. Specielt om vinteren, hvor der er en tendens til at reducere ventilationen for at spare på varmeregningen, skal man være opmærksom på, at ventilationen stadig er tilstrækkelig i børneværelset.

Som almindelig forbruger kan det være svært at vurdere koncentrationerne af uønskede stoffer i luften og ventilationsforholdene. Man kan imidlertid anvende sin lugtesans, som er et følsomt måleinstrument i forhold til stoffer, der lugter. Herved kan man måske få en advarsel om, at noget ikke er, som det burde være, når man stikker hoved ind i et rum. Dårlig lugt kan være en advarsel om, at der er for lidt ventilation eller for mange forureningskilder. Hvis der fx lugter af varm elektronik, eller der lugter indelukket i børneværelse, så kan det være et tegn på, at der bør luftes mere ud. Det anbefales at slukke for elektriske apparater der ikke anvendes. Det skal dog understreges, at fordi det ikke lugter ubehageligt, er der ingen garanti for, at luften er fri for sundhedsmæssige problematiske stoffer.

Som beboer bør man generelt være opmærksom på følgende forhold:

- Kilder, der kan forurene luften.
- Ventilation.
- Rengøring.

## 8.1 Kilder der kan forurene luften

En lang række forbrugerprodukter, som Miljøstyrelsen har undersøgt, kan være med til at forurene indeklimaet. Det drejer sig om følgende produkter:

Elektriske og elektroniske produkter, som fx computer, printer, monitor, spillekonsol, husholdningsovn, hårtørrer, strygejern, dekorativ lampe, mobiltelefon m. oplader, TV-apparat, opladere og omformere, el-panel (multi-stikdåser), el-radiator, genopladelige batterier, badeforhæng, vinylgulve, tæppefliser, vinyltapeter, stearinlys, gulvtæpper, gulvvoks, rensed tøj, tekstilmetervarer, duftkugler, tryksager, fugemasser, røgelse, telte til børn, produkter af eksotisk træ, imprægneringsmidler, skoplejemidler, rørperler til perleplader, rengøringsmidler, modellervoks, midler til metal, hårstyling (kosmetik), julespray, hobbylim, naturlegetøj, pletfjernere, spraymaling, vinduesfarver, chloropren-produkter, tekstilfarver, glas og porcelænsfarver.

Listen er naturligvis ikke udtømmende - bl.a. fordi der hele tiden kommer nye produkter på markedet, man skal være opmærksom på. Hertil skal lægges den forurening, der kan stamme fra selve boligen fra byggematerialer, fx fra maling, lak, gulvtæpper, møbler og inventar. Fugtskader kan også give anledning til øget forurening, fx fra skimmelsvampe.

For mange produkter findes der mindre forurenende alternativer. Derfor bør man som ansvarlig forbruger overveje mulighederne for at substituere/erstatte et produkt med et mindre forurenende. Som forbruger har man mulighed for at præge udviklingen af mere indeklimavenlige produkter ved at efterspørge de mindre forurenende produkter, fx ved at foretrække produkter, der er mærkede på den ene eller anden måde i forhold til, hvor meget de foruren indemiljøet. Det kan også anbefales at se nærmere på produkters varedeklaration.

Forkert brug af nogle produkter kan medføre sundhedsmæssige problemer. Det er derfor vigtigt at følge producenternes vejledning i korrekt brug af deres produkter. Det kan fx være råd om kun at bruge et produkt udendørs, så der ikke opstår problemer indendørs. Det kan være tilfældet for produkter, der er konserveret mod mikrobiel vækst med fx formaldehyd.

Brug af sprayprodukter indendørs frarådes generelt, da det ofte foruren indeluften mere end alternative muligheder. Det kan fx anbefales at benytte flydende rengøringsprodukter på en klud, frem for at bruge sprayflaske og at påføre maling med en pensel frem for fra spraybeholder.

Ved anvendelsen af nogle produkter opstår der forbrændingsprodukter, bl.a. som et resultat af en ufuldstændig forbrænding af organisk materiale. Disse forbrændingsprodukter kan indeholde stoffer, som kan være sundhedsskadelige. Det kan være tilfældet ved afbrænding af fx **røgelse og stearinlys**. Det frarådes derfor at bruge disse produkter i små og dårligt ventilerede rum. Skal de anvendes, anbefales det at gøre det i større rum og sørge for god udluftning både under og efter afbrændingen.

For en række produkter kan man forsøge at mindske forureningen af indeluften, ved at lade produkterne afgive en væsentlig del af deres afgang udendørs. Det gælder fx skoplejemidler og imprægneringsmidler som med fordel kan påføres og tørre udendørs. Det kan også anbefales at pakke stærkt lugtende produkter ud udendørs, inden de placeres i boligen. Det kunne fx dreje sig om nye møbler.

For at beskytte børn, som er en speciel følsom gruppe, bør forurenende aktiviteter foretages af voksne i det omfang det er muligt. Det anbefales fx at rørperler og perleplader stryges af voksne og at børn ikke står i nærheden. Undgå ligeledes at lade børn bruge spraydåser med fx maling, julesne, glimmer-, guld-, sølv- eller bronzespray.

## 8.2 Ventilation

Boligen skal ventileres med udeluft bl.a. for at fortynde den forurening, som tilføres indeluften fra forbrugerprodukter, mennesker, materialer og inventar. For at ventilationsbehovet ikke skal blive for stort, med deraf øgede energiudgifter, er det vigtigt, som beskrevet ovenfor, at reducere forureningen mest muligt. Helt afskaffe forureningen kan man imidlertid ikke, og i nogle situationer kan man have glæde af at øge ventilationen i perioder.

Da afgivelsen af forurening fra forbrugerprodukter, byggematerialer og inventar ofte er størst ved anskaffelsen, og afgivelsen derefter er aftagende over tid, kan det ofte anbefales at ventilere ekstra i timerne eller dagene efter, at produkterne er taget i brug.

## 8.3 Rengøring

I en bolig dannes der hele tiden støvpartikler, der består af mange forskellige bestanddele. Den store overflade af de små partikler betyder at forureninger tiltrækkes. Støvet kan bestå af forurening fra beboernes aktiviteter, herunder anvendelsen af visse forbrugerprodukter, fra rester af afslidt materiale, fra husstøvmider, pelsdyr, pollen, skimmelsvampe, og bakterier.

Det er derfor vigtigt med hyppige mellemrum at rengøre boligen for at reducere støvmængden. Ellers kan støvet give anledning til sundhedsmæssige problemer for særligt udsatte grupper som fx allergikere og børn. Småbørn opholder sig mere i nærheden af gulvet end voksne, hvor de er mere udsat for ophvirvlet støv.





# Bilag A: Gennemgang af undersøgelser af forbrugerprodukters påvirkning af indeklimaet. Publiceret af andre end MST.

## 1.1 Afgivelse fra gulvpolermiddel mv.

Allerede i 1980 blev der offentliggjort en undersøgelse, som påviste en række fremmedstoffer i indeluftens aerosoler i højere koncentration end i udeluften.<sup>1</sup> Noget af forklaringen blev angivet til recirkulation af indeluften ved ventilationsanlæg. Der blev kvalitativt påvist fedtsyrer, fedtsyrestere, phthalater, adipiater og organiske phosphater.

Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) var det mest forekommende. Forekomsten af tris(butoxyethyl)phosphat og tris(2-ethylhexyl)phosphat var uventet. Førstnævnte viste sig at stamme fra anvendelse af gulvpolermiddel med et indhold af 1% af stoffet. Det andet phosphat bruges som blødgører i kunstgummi produkter. En opfølgende undersøgelse bestemte koncentrationen af tris(butoxyethyl)phosphat til  $24 \text{ ng/m}^3$ .<sup>2</sup> Koncentrationen af dinonylphthalat (DNP) og didecylphthalat (DDP) var henholdsvis  $13$  og  $18 \text{ ng/m}^3$ . Der var ikke tale om isoforbindelserne.

## 1.2 Afgivelse af stoffer fra nye elektriske ovne

Afgivelse af op til 30 stoffer/grupper fra nye elektriske ovne med forskellig isolering blev målt i testkammer.<sup>3</sup> Afgivelsen fra to af ovnene var størst af formaldehyd med op til  $17.000 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  i kammeret i de første timer,  $700 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  den første dag og  $300 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  efter to dage. Formaldehyd stammer fra Rockwool isolering af ovnene, idet der ingen emission var, når isoleringsmaterialet indeholdt en acrylatbinder.

Dernæst var emissionen særlig betydelig for en række siloxaner (silicone) med op til  $7.500 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  i kammeret i de første timer og kun omkring  $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  efter 2 dage. Den maksimale afgivelse og afgivelsen efter 2 dage af TVOC, benzen, toluen og phenol var henholdsvis  $5.700$  og  $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ,  $30$  og  $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ,  $17$  og  $<1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ , samt  $110$  og  $12 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

---

<sup>1</sup> Weschler CJ. Characterization of selected organics in size-fractionated indoor aerosols. ES&T 1980;14:428-431.

<sup>2</sup> Weschler CJ. Indoor-outdoor relationships for nonpolar organic constituents of aerosol particles. ES&T 1984;18:648-652.

<sup>3</sup> Brown SK, Cheng M, Mahoney KJ. Pollutant emissions from new electric ovens. Proceedings: Indoor air 2005:2206-2211.

### 1.3 Emission fra fotokopieringsmaskiner og printere

Afgivelsen af stoffer fra 57 forskellige kopieringsanlæg er undersøgt i testkammer i Berlin.<sup>4</sup> Der var stor forskel på de enkelte apparaters funktion og emission. TVOC afgivelsen var 10x højere i "print mode" i forhold til "ready mode" For 18 af apparaterne var afgivelseshastigheden større end en grænseværdi på 10 mg/time. Blandt de bestemte stoffer var benzen, toluen, xylener, styren, og phenol med afgivelser op til 10 mg/time i print mode. Mest blev der afgivet af cyclohexan og acetophenon (13-15 mg/time). Der blev mærkeligt nok ikke målt formaldehyd.

### 1.4 Afgivelse af formaldehyd fra maling

Formaldehydemissionen fra en vandbaseret latex (gummi) maling påført en gipsplade er blevet undersøgt i kammertest, og en matematisk model til at forklare resultaterne blev udviklet.<sup>5</sup> Malingerne indeholdt 0,2-0,6 mg formaldehyd/g, som kan afgives.

### 1.5 Afgivelse fra personlige computere

En undersøgelse af computeres påvirkning af et kontormiljø viste at luftkvaliteten blev forringet.<sup>6</sup> Emissionen fra computerne blev analyseret og emissionshastigheden bestemt. Derefter blev luftkoncentrationer modelleret. Forekomsten af 2-ethylhexanol stammer formentlig fra nedbrydning af blødgørere. Se Tabel 1:

Tabel 1: Emission fra personlige computere.

Stof	Emissionshastighed per PC ( $\mu\text{g}/\text{time}$ )	Modelleret koncentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Phenol	63	1,7
Sum af C <sub>6</sub> -C <sub>10</sub> aromater	46	1,3
Sum af aromater med højt kogepunkt (toluen-eq.)	58	1,6
Sum af isomere bicycliske aromater (toluen-eq.)	41	1,1
Toluen	47	1,3
Styren	7,6	0,2
Xylener	10	0,3
Formaldehyd	5,2	0,1
2-Ethylhexanol	20	0,5
Forgrenede mono-umættede C <sub>12</sub>	22	0,6
Decan	12	0,3
Undecan	7,6	0,2
Sum af andre SVOC'er (octan-eq.)	9,4	0,3
Sum af andre VOC'er	120	3,3
TVOC'er	469	13

<sup>4</sup> Jann O, Rockstroh J, Wilke O et al. Influence of emissions from hardcopy devices to indoor air quality. Proceedings: Indoor air 2005:2123-2128.

<sup>5</sup> Chang JCS et al. Characterization and reduction of formaldehyde emissions from low-VOC latex paint. Indoor Air 2002;12:10-16.

<sup>6</sup> Bako-Biro Z et al. Effects of pollution from personal computers on perceived air quality, SBS symptoms and productivity in offices. Indoor Air 2004;14:178-187.

## 1.6 Hormonforstyrrende stoffer indendørs

I en undersøgelse fra USA (Cape Cod, MA) blev indeluft og støv fra 120 hjem analyseret for 89 hormonforstyrrende stoffer.<sup>7</sup> Luftprøverne blev taget i løbet af 24 timer i dagligstue/almrum og støvprøver blev samlet fra alle de mest brugte rum. I alt blev 52 stoffer fundet i luften og 66 stoffer i husstøvet. Antal stoffer fundet per bolig var 13-28 forskellige i luft og 6-42 forskellige stoffer i støv. De mest forekommende stoffer er vist i Tabel 2:

Tabel 2: De mest forekommende hormonforstyrrende stoffer indendørs.

Stof	% detektion i luftprøver	Koncentration i luft (Median + 90 percentil + max, ng/m <sup>3</sup> )	% detektion i støvprøver	Koncentration i støv (Median + 90 percentil + max, µg/g)
Diethylphthalat (DEP)	100	590; 1600; 4300	89	5; 11; 111
o-Phenylphenol	100	70; 440; 970	73	0,3; -; 2
Dibutylphthalat (DBP)	100	220; 430; 1100	98	20; 44; 352
p-Nonylphenol	100	110; 230; 420	80	3; -; 9
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	68	77; 210; 1000	100	340; 854; 7700
Diisobutylphthalat (DiBP)	100	61; 150; 990	95	2; -; 39
Benzylbutylphthalat (BBP)	44	-; 68; 480	100	45; 277; 1310
4- <i>tert</i> -Butylphenol	100	16; 43; 290	5	-; -; 1
Nonylphenoethoxylater	95	17; 41; 99	86	9; 27; 65
Di(2-ethylhexyl)adipat	99	9; 22; 66	100	6; 17; 391
Permethriner	3	-; -; 9	53	0,4; 23; 159
Piperonylbutoxid	6	-; -; 110	66	0,4; 15; 624

Det er typisk, at de mest flygtige stoffer forekommer mest i luft og de mindst flygtige mest i støvprøverne. De fem phthalater dominerede i forekomst og koncentrationer; der blev i øvrigt bestemt lave niveauer af to phthalater mere (dipropylphthalat og dicyclohexylphthalat) og i støv høje koncentrationer af uidentificerede højere phthalater.

For de persistente stoffer som polychlorerede biphenyler (PCB), polybromerede diphenylethere (PBDE) og polycykliske aromatiske carbonhydrider (PAH) var forekomsten også størst i støv. Kun et begrænset antal congenere blev bestemt og i et begrænset antal prøver. Se Tabel 3:

Tabel 3: PCB, PBDE og PAH i indendørsprøver.

Stof/ congener	% detektion i luftprøver	Max. koncentration i luft (ng/m <sup>3</sup> )	% detektion i støvprøver	Max. koncentration i støv (µg/g)
PCB 52	31	25	8	16
PCB 105	3	4	9	17
PCB 153	6	7	16	35
PBDE 47	-	-	45	10
PBDE 99	-	-	55	22
PBDE 100	-	-	20	3
Benz[a]anthracen	-	-	76	10
Benzo[a]pyren	-	-	85	18

Da koncentrationerne indendørs var højere end udendørs, konkluderede undersøgelsen, at disse stoffer stammer fra forbrugerprodukter og materialer anvendt i hjemmene.

<sup>7</sup> Rudel RA, Camann DE, Spengler JD, Korn LR, Brody JG. Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust. Environ Sci Technol 2003;37:4543-4553.

## 1.7 Bromerede flammehæmmere

Anvendelsen af de mindre bromerede PBDE blev forbudt i EU i 2004, men det må antages at mange ældre produkter fortsat bruges eller opbevares i hjemmene. I mange stater i USA må produkterne fortsat anvendes og de har også de højeste koncentrationer i mennesker.<sup>8</sup>

### 1.7.1 PBDE i elektronik og husstøv

Afsmitning af PBDE fra personlige computer- og skærmkabinetter samt indhold af PBDE i støv fra støvsugning af tæpper i 8 hjem i blev bestemt i en nyere undersøgelse fra Dallas (TX).<sup>9</sup> Der blev analyseret for 13 PBDE congenere. Der blev undersøgt 2 ældre PC'er fra henholdsvis 1998 og 1999 og 2 meget gamle skærme fra 1994. Der blev målt 77-1536 ng PBDE/cm<sup>2</sup>. Der var størst afsmitning af flammehæmmer fra den nyeste PC. Fra skærmene blev der næsten udelukkende afgivet (>93%) BDE209 (decabromdiphenylether). I PC'erne var kun 53% BDE209 samt 25% BDE99 (pentabromdiphenylether) og 11% PBDE47 (tetrabromdiphenylether).

Indholdet i støvprøverne varierede meget fra 700-70.000 ng PBDE/g støv. De højeste koncentrationer på over 10.000 ng/g fandtes i tre af hjemmene, hvor koncentrationsintervallerne var:

PBDE 47:	49 - 10.538 ng/g
PBDE 99:	79 - 18.841 ng/g
PBDE 100:	13 - 2.605 ng/g
PBDE 153:	7 - 1.100 ng/g
PBDE 154:	6 - 1.094 ng/g
PBDE 209:	536 - 65.770 ng/g

BDE 209 dominerede i alle undtagen i 2 prøver, hvor der var mest BDE 99. I prøven med mest PBDE bestod 95% af BDE 209.

### 1.7.2 Modelundersøgelse

Målte koncentrationer af bromerede flammehæmmere i mennesker er højere end forventet ud fra det, der indtages med maden, så der må være andre eksponeringskilder. En Canadisk modelundersøgelse bekræfter, at husstøv kan være denne kilde.<sup>10</sup> Utsigtet indtagelse af husstøv viser sig at være den største indtagelse af PBDE for både børn og voksne, bortset fra brystbørn, der får meget med modermælken. Den anslåede daglige indtagelse af PBDE med kosten for Canada er 155 ng for voksne og 1965 ng for brystbørn. Småbørn har en særlig høj indtagelse af støv, fordi de kravler rundt på gulvet, putter hænderne i munden og sutter på ting. Med en anslået støvindtagelse på 50 mg/dag (lav) indtages op til 20 µg PBDE/dag.

<sup>8</sup> Johnson, Restrepo B, Kannan K, Rapaport DP, Rodan BD. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in human adipose tissue from New York. *Environ Sci Technol* 2005;39:5177-5182.

<sup>9</sup> Schechter A, Pöpke O, Joseph JE, Tung K-C. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in U.S. computers and domestic carpet vacuum: possible source of human exposure. *J Toxicol Environ Health A* 2005;68:501-513.

<sup>10</sup> Jones-Otazo HA, Clarke JP, Diamond ML, Archibold JA, Ferguson G, Harner T, Richardson GM, Ryan JJ, Wilford B Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? Analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *ES&T* 2005;39:5121-5130.

### 1.7.3 PBDE i husstøv og nullermænd

PBDE blev målt i nullermænd og i husstøv opsamlet med støvsuger i dagligstue-alrum i 16 hjem i Washington DC.<sup>11</sup> Der blev analyseret for 22 PBDE congenere. Koncentrationerne af total PBDE i nullermænd var mellem 480 og 3.080 ng/g. Koncentrationerne af total PBDE i husstøv var mellem 780 og 30.100 ng/g. De mest forekommende congenere svarede til indholdet i handelsprodukter baseret på pentaBDE og decaBDE. I alle prøver på nær én androg BDE 209 mere end 60% af total PBDE.

PBDE 47	103-7.610 ng/g
PBDE 99	162-13.800 ng/g
PBDE 100	25-2.090 ng/g
PBDE 153	11-1.510 ng/g
PBDE 154	12-1.250 ng/g
PBDE 209	162-8.750 ng/g

Der var ingen sammenhæng med alder af huset, gulvmaterialer eller antal TV-apparater og PC'er. Dog blev fraktionen af BDE 209 mindre med øget areal af måleområde.

For småbørn (1-4 år) blev estimeret en daglig indtagelse på 120-6.000 ng PBDE.

### 1.7.4 PBDE i husstøv

Støv fra støvsugere i 40 private husholdninger er undersøgt i Tyskland.<sup>12</sup> Ti PBDE congenere blev målt. Se Tabel 4:

Tabel 4: PBDE i husstøv i Tyskland.

Stof	% detektion i støvprøver	Koncentrationsinterval i støv (ng/g)	90 percentil i støv (ng/g)	Median koncentration i støv (ng/g)
BDE 28	38	0,2-4,4	1,7	0,6
BDE 47	100	3,3-1.910	72	17
BDE 49	30	0,5-282	16	1
BDE 85	43	0,1-75	14	1,1
BDE 99	100	2,6-2.850	96	24
BDE 100	98	0,5-314	18	4,2
BDE 153	95	0,4-420	20	6
BDE 154	95	0,3-210	10	2,7
BDE 183	100	0,9-464	39	6,1
BDE 209	97	18,6-19.100	969	265

Der er stor variation mellem prøveresultaterne. Der var tre prøver hver med særligt høje koncentrationer af PBDE 99/100 og PBDE 153/154, én prøve med høj PBDE 183 og to prøver med høje PBDE 209. Den højeste koncentration på 19.100 ng PBDE-209/g blev fundet i støv fra en polyurethan madras.

I en anden undersøgelse blev støv fra støvsugerposer fra hver 10 husholdninger i Tyskland og i USA (Atlanta, GA) analyseret for 7 congenere af PBDE.<sup>13</sup> Se Tabel 5:

<sup>11</sup> Stapleton HM, Dodder NG, Offenbergh JH, Schantz, Wise S. Polybrominated diphenyl ethers in house dust and clothes dryer lint. ES&T 2005;39:925-931.

<sup>12</sup> Knoth W, Mann M, Meyer R, Nebhuth J. Brominated diphenyl ether in indoor dust. Organohalogen Compounds 2003;61:207-211.

<sup>13</sup> Sjödin A, Päpke O, McGahee E, Jones R, Focant F, Pless-Mullooli T, Toms L-M, Wrang R, Zhang Y, Needham L, Hermann T, Patterson Jr. D. Concentration of polybrominated diphenyl ethers

Tabel 5: PBDE i støvsugerstøv fra Tyskland og USA.

Stof	Koncentrationsinterval i støv (ng/g)		Median koncentration i støv (ng/g)	
	Tyskland	USA	Tyskland	USA
PBDE 47	<14-22	230-3.000	<14	430
PBDE 99	<4-38	69-3.700	10	880
PBDE 100	<6-7	<15-660	<6	150
PBDE 153	<6-22	5-650	<6	140
PBDE 154	<6	<7-260	<6	77
PBDE 183	<5-121	<8-4.000	<5	73
PBDE 209	<5-410	120-21.000	60	2.000

Koncentrationerne var meget højere i USA end i Tyskland. En beregning viste at indtagelse af 10-100 mg støv dagligt med et indhold af 4000 ng PBDE/g giver en indtagelse af op til 400 ng PBDE. Det er meget når indtagelsen med føden angives til 50-100 ng PBDE/dag.

Resultatet an en europæisk undersøgelse af PBDE i husstøv fra Spanien, Portugal, Italien og Belgien (Tabel 6):<sup>14</sup>

Tabel 6: PBDE i europæisk husstøv:

Country	Antal prøver	Koncentration af PBDE i støv (ng/g tørvægt)			
		Gennemsnit	Median	Min.	Max.
Spanien	34	238	98	19	2047
Italien	12	581	286	11	3986
Portugal	22	354	91	15	2720
Belgien	32	190	125	18	711

Mere end 60% var deca-BDE. Den højeste værdi fra Spanien var i støv fra en computer. Værdierne for Belgien stemmer rimeligt med de tyske resultater ovenfor. De højeste koncentrationer findes i Sydeuropa.

### 1.7.5 PBDE i vinduesfilm

Overfladefilmen, der efterhånden dannes på vinduesglas, tilbageholder forureninger og bruges en del til monitorering af persistente stoffer. Koncentrationen af bromerede flammehæmmere (PBDE) i en undersøgelse fra Canada var op til 20 gange større i indvendig vinduesfilm i forhold til udvendig vinduesfilm.<sup>15</sup> Koncentrationsintervaller og medianer var henholdsvis 2,5-15 ng PBDE/m<sup>2</sup> og 9 ng PBDE/m<sup>2</sup> i udvendig vinduesfilm og 19-76 ng PBDE/m<sup>2</sup> og 34 ng PBDE/m<sup>2</sup> for indvendig film.

Koncentrationen i indendørs film udenfor byområder var 10 ng PBDE/m<sup>2</sup> dvs. 3 gange lavere end i byen. Til gengæld var koncentrationerne ved en genbrugsvirksomhed for elektronik henholdsvis 39 og 755 ng PBDE/m<sup>2</sup> i udendørs og indendørs film.

Dette indikerer også en betydeligt højere koncentration inden døre i forhold til udendørs. Koncentrationen af PBDE var op til 63 gange højere end koncentrationen af PCB.

(PBDEs) in house hold dust from various countries – inhalation a potential route of exposure. Organohalogen Compounds 2004;66:3817-3822.

<sup>14</sup> Fabrellas B, Martinez A, Ramos B, Ruiz ML, Navarro I, de la Torre A. Results of an European survey based on PBDEs analysis in household dust. Proceedings Dioxin2005, Montreal, August 2005.

<sup>15</sup> Butt CM et al. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in southern Ontario as measured in indoor and outdoor window organic films. ES&T 2004;38:724-731.

### 1.7.6 PBDE i indeluft kontra udeluft

Koncentrationen af bromerede flammehæmmere (PBDE 47, 99, 100, 153 og 154) var mere end 20 gange højere i indeluften end i udeluften i England.<sup>16</sup> I 6 udendørsprøver var koncentrationsintervallet 10-33 pg PBDE/m<sup>3</sup> (median 18 pg PBDE/m<sup>3</sup>) og for 17 indendørs prøver 60-15.509 pg PBDE/m<sup>3</sup> (median 762 pg PBDE/m<sup>3</sup>). Median koncentrationen indendørs var højere i kontormiljøer (1082 pg PBDE/m<sup>3</sup>) end i boliger (128 pg PBDE/m<sup>3</sup>).

Der var desuden en direkte sammenhæng mellem luftkoncentrationen indendørs og antallet af elektriske apparater og antallet af polstrede møbler i hjemmet.

Dette betyder at beboerne får en relativ betydelig (5-20%) daglig eksponering fra indeluften i tillæg til indtagelsen med kosten. I denne undersøgelse er indtagelse af PBDE med husstøv ikke medregnet, og BDE209, der normalt forekommer mest, er heller ikke med i denne undersøgelse.

I en nyere undersøgelse fra samme forskere, hvor BDE49, BDE66, BDE85 og BDE99 var medtaget, var summen af PBDE i indeluften 5-1400 pg/m<sup>3</sup> med et gennemsnit af 148 pg/m<sup>3</sup> og en median på 38 pg/m<sup>3</sup> - altså betydeligt lavere end tidligere.<sup>17</sup> Gennemsnitsindholdet i kontorer var med 207 pg/m<sup>3</sup> højere, og højest var luften inde i en bil med 410 pg/m<sup>3</sup>. Bilkørsel kan derfor være en betydelig kilde for disse stoffer.

I Ottawa, Canada, var koncentrationen af bromerede flammehæmmere (BDE 17, 28, 47, (66), (71), (85), 99, 100, (153) og (154)) 50 gange højere i indeluften (10 congenere blev bestemt) end i udeluften (5 congenere bestemt) med anvendelse af passiv prøveopsamling.<sup>18</sup> Koncentrationsintervaller var henholdsvis <2-4,4 pg PBDE/m<sup>3</sup> (median 2,6 pg PBDE/m<sup>3</sup>) for luft syv steder udendørs, og 2-3600 pg PBDE/m<sup>3</sup> (100 pg PBDE/m<sup>3</sup>) for indendørs luft i de 74 tilfældigt valgte hjem. BDE 209, der normalt er mest forekommende, er heller ikke med i denne undersøgelse.

I Toronto, Canada, var koncentrationerne af PBDE i udeluft (2 prøver) og indeluft henholdsvis 39-48 pg/m<sup>3</sup> og 76-2088 pg/m<sup>3</sup> (4 boliger).<sup>19</sup> Der blev analyseret for 9 PBDE congenere, dog ikke BDE 209.

En nyere undersøgelse fra Grækenland bekræfter forskelle mellem inde og udeluft.<sup>20</sup> Den højeste luftkoncentration af PBDE (5.315 pg/m<sup>3</sup>) blev fundet i en ministeriebygning, hvor BDE-209 ikke blev detekteret. Udeluften indeholdt 65,3 pg/m<sup>3</sup> med BDE-209 og kun 6,4 pg/m<sup>3</sup> uden. Inde i en ny bil var koncentrationen 1.334 pg/m<sup>3</sup> medregnet BDE-209.

<sup>16</sup> Harrad S, Wijesekera R, Hunter S, Halliwell C, Baker R. Preliminary assessment of U.K. human dietary and inhalation exposure to polybrominated diphenyl ethers. *ES&T* 2004;38:2345-2350.

<sup>17</sup> Hazrati S, Harrad S. Implication of passive sampling derived concentrations of airborne PCBs and PBDEs in urban indoor environments. *Proceedings, Dioxin2005, Toronto, August 2005.*

<sup>18</sup> Wilford BH, Shoeib M, Harner T, Zhu J, Jones KC. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: Implication for source and exposure. *ES&T* 2004;38:5312-5318.

<sup>19</sup> Shoeib M, Harner T, Wilford BH, Jones KC, Zhu J. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoralkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers. *ES&T* 2004;38:1313-1320.

<sup>20</sup> Mandalakis M, Atsarou V, Sthephanou EG. Polybrominated diphenyl ethers in outdoor, indoor and car interior air in Greece. *Symposia paper, ACS Div. Environ Chem, San Francisco, CA, September 10-14, 2006.*

### 1.7.7 Afgivelse fra polyurethan skumplast

Indholdet i og afgivelsen af bromerede flammehæmmere (21 congenere - dog ikke BDE 209) fra blød polyurethan-skum benyttet i kontorstole, bilsæder og møbler er ganske betydelig i laboratorieforsøg udført i England.<sup>21</sup> I gennemsnit blev der fra forsøgskammeret afgivet 500 ng PBDE/m<sup>3</sup> per gram skumplast. Afgivelsen af flammehæmmer fra en kontorstol kan andrage flere hundrede mikrogram per dag. Med alderen af skummet frigøres mere støv. De lavere PBDE congenere afgives hurtigst. Indholdet af PBDE var op til 5,5% i PUR-skum.

## 1.8 Perfluoral kyl-forbindelser

### 1.8.1 PFOA i forbrugerartikler

Forekomsten af perfluorooctanoat (PFOA) i udvalgte fluortelomer-baserede forbrugervarer blev kortlagt, og forbrugernes eksponering blev vurderet i en ny undersøgelse baseret på ekstraktionsundersøgelser.<sup>22</sup> Analyseresultater er anført i Tabel 6:

Tabel 6: PFOA i forbrugerprodukter.

Artikeltyp	Koncentration i fluortelomer produktformulering (mg PFOA/L)	Beregnet total koncentration i færdig forbrugerartikel (mg PFOA/kg)	Resultater af ekstraktionsundersøgelser af færdigprodukt (ng PFOA/cm <sup>2</sup> )	Antal prøver N
Mølbehandlet gulvtæppe	30-80	0,2-0,6	<0,2-23	>60
Gulvtæppe behandlet med "carpet-care"	1-50	0,2-2	28-50	14
Behandlet beklædning	<1-40	<0,02-1,4	<0,01-12	>100
Behandlet indtræk	<1	<0,034	0,4-4	3
Behandlede tekstiler til hjem	<1-40	<0,02-1,4	-	-
Behandlede industritekstiler	<1	<1	-	-
Behandlede ikke-vævede medicinske klæder	<1	<1	<0,02	6
Tætningsmidler til sten, fliser og træ	<1	<1	-	-
Industriel gulv voks og voks fjerner	5-120	0,0005-0,06	-	-
Latex maling	50-150	0,02-0,08	-	-
Rengøringsmidler	50-150	0,005-0,05	-	-
Membraner til beklædning	-	-	0,008-0,07	20
Teflonbehandlet køkkenudstyr	-	-	<0,1	>40
Forseglingstape	-	-	0,02-0,08	20

Det fremgår af undersøgelsen, at selvom koncentrationen af PFOA forbindelser kan være betydelig i basispræparaterne, så sker der en fortynding i slutproduktet. Samtidig er PFOA forbindelser ofte bundet stærkt til materialet. Mindst bundet er stofferne, når de bliver påført i anvendelsesfasen.

Nyligt er perfluorforbindelser fundet i alle 6 undersøgte altvejs jakker købt i Sverige og Norge. Produkterne blev ekstraheret med opløsningsmidler. Der blev i alt analyseret for 30 forbindelser, hvoraf 20 blev kvantificeret. Indholdet var højest af de to fluortelomere: 8:2 FTOH og 10:2 FTOH.<sup>23</sup>

<sup>21</sup> Wilford BH, Thomas GO, Alcock RE, Jones KC, Anderson DR. Polyurethane foam as a source of PBDEs to the environment. *Organohalogen Compounds* 2003;61:219-223.

<sup>22</sup> Washburn ST et al. Exposure assessment and risk characterization for perfluorooctanoate in selected consumer articles. *ES&T* 2005;39:3904-3910.

<sup>23</sup> "Fluorinated pollutants in all-weather clothing. Swedish Society for Nature Conservation, 2006.



## 1.8.2 PFOS-forbindelser i indeluft

I Canada var koncentrationen af derivater af perfluoroctansulfonsyre (PFOS) i indeluften gennemsnitligt 25 gange højere end i udeluften.<sup>24</sup> Målingerne blev foretaget ved "passiv" prøveoptagning. Middelkoncentrationer for indeluft i 4 huse var 2590 pg/m<sup>3</sup> for **N**-methylperfluoroctansulfonamidoethanol (MeFOSE) og 770 pg/m<sup>3</sup> for **N**-ethylperfluoroctansulfonamidoethanol (EtFOSE), mens koncentrationerne i to udendørs prøver var henholdsvis 110 pg/m<sup>3</sup> og 85 pg/m<sup>3</sup>. I et ældre laboratorium var koncentrationerne som i boligerne, mens de i et nyere laboratorium var som udeluften.

I en opfølgingsundersøgelse af 58 hjem i Ottawa var middelkoncentrationerne af MeFOSE og EtFOSE henholdsvis 1968 pg/m<sup>3</sup> og 1033 pg/m<sup>3</sup>.<sup>25</sup> Koncentrationerne af **N**-ethylperfluoroctansulfonamid (EtFOSEA) og **N**-methylperfluoroctansulfonamidethylacrylat (MeFOSEA) i indeluften var en størrelsesorden mindre med middelkoncentrationer på 54 pg/m<sup>3</sup> henholdsvis 38 pg/m<sup>3</sup>. Der var ingen korrelation mellem forekomsten af de enkelte PFOS-derivater.

Forskellen mellem koncentrationer i indeluft og udeluft var endnu større i USA. Koncentrationen af derivater af perfluoroctansulfonsyre (PFOS) i indeluften i USA var indtil 100 gange højere end i udeluften.<sup>26</sup>

En opdatering af den canadiske undersøgelse er publiceret.<sup>27</sup> Se resultater i Tabel 7:

Tabel 7: PFOS derivater i indeklime.

	Indeluft pg/m <sup>3</sup>				Husstøv ng/g			
	Antal prøver med detektion	Range	Gen.	Median	Antal prøver med detektion	Range	Gen.	Median
MeFOSE	59	366-8190	1970	1490	66	3-8.860	412	113
EtFOSE	59	227-7740	1100	744	66	1,4-75.440	2200	138
EtFOSEA	52	6-646	59	40	0	-	-	-
MeFOSEA	10	12-109	35	29	16	0,7-44	14	8

Menneskers potentielle udsættelse for disse stoffer i indeklimaet blev også beregnet. Se Tabel 8:

Tabel 8: Beregnet udsættelse (ng/d) for PFOS derivater via indånding og indtagelse af støv.

	Eksposering	10 percentil	Median	90 percentil
Indånding (mand)	20 liter/min	17	41	127
Indånding (kvinde)	19 liter/min	16	39	119
Indånding (barn)	13 liter/min	12	27	82
Støvindtagelse (voksen)	100 mg/d	5	20	412
Støvindtagelse (barn)	200 mg/d	10	44	825

Voksne indtager mest PFOS ved indånding, mens børn får mest med støvet. Baseret på legemsvægt indtager børn langt mere (5-10 gange) end voksne.

<sup>24</sup> Shoeib M et al. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoroalkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers. ES&T 2004;38:1313-1320.

<sup>25</sup> Shoeib M et al. A survey of perfluoroalkyl sulfonamides in indoor and outdoor air using passive samplers. Organohalogen Compounds 2004;66:3999-4003. Shoeib M et al. A survey of perfluoroalkyl sulfonamides in indoor and outdoor air using passive air samplers. Poster, SETAC'04.

<sup>26</sup> Renner R. Perfluorinated sources outside and inside. EST 2004;38:80A.

<sup>27</sup> Shoeib M et al. Perfluorinated sulfonamides in indoor and outdoor air and indoor dust: Occurrence, partitioning, and human exposure. EST 2005;39:6599-6606.

### 1.8.3 PFOS og PFOA i husstøv

Høje koncentrationer af PFOS (11-2500 ng/g) og PFOA (69-3700 ng/g) er påvist i alle 16 husstøvprøver opsamlet fra støvsuger i Japan.<sup>28</sup>

Ved symposiet "Fluoros" i Toronto, Canada, i august 2005 blev der af Mahiba Shoeib fremlagt nye data fra Canada af indhold af fluortelomere, PFOS, PFOA og PFHxS i husstøv.<sup>29</sup>

Tabel 9: Perfluoralkylforbindelser i husstøv (ng/g)

Stof	Range	Gennemsnit	Median
FTOH 6:2	2-2500	156	33
FTOH 8:2	3-16.135	410	55
FTOH 10:2	2-8176	233	35
PFOS	<1-5063	443	59
PFOA	<1-234	106	18
PFHxS	<1-4305	391	46

Ved samme symposium blev af Mark Strynar og Andrew Lindstrom rapporteret resultater af perfluoralkylforbindelser i 112 støvprøver fra USEPA's arkiv.<sup>30</sup>

Tabel 10: Perfluoralkylforbindelser i husstøv (ng/g)

Stof	Max.	Gennemsnit	% prøver under detektionsgrænse
FTOH 6:2	2416	433	56
FTOH 8:2	4976	88	46
FTOH 10:2	2650	507	49
PFHxA	12.450	1202	7
PFHpA	11.500	1436	26
PFOA	19.560	3069	4
PFNA	2630	417	57
PFDA	2670	357	70
PFUA	5880	699	63
PFDoA	5200	624	81
PFOS	121.240	8040	5
PFHxS	357.030	11.230	22
PFBS	11.460	1078	67

Som det ses er der ekstremt høje koncentrationer af PFOA og PFOS i prøverne fra USA, mens niveauer for fluortelomere er sammenlignelige med de canadiske fund.

## 1.9 Phthalater

### 1.9.1 Phthalater fra PVC tapet

Afgivelsen af phthalater fra PVC vægtapet med et indhold på 30% blødgørere er målt i testkammerforsøg over 14 dage.<sup>31</sup> Koncentrationen af blødgørere i luften i kammeret holdt sig nogenlunde konstant over det meste af perioden. Kondensering på kold metalplade blev også målt. Se Tabel 11:

<sup>28</sup> Moriwaki H, Takata Y, Arakawa R. Concentrations of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in vacuum cleaner dust collected in Japanese homes. *J Environ Monit* 2003;5:753-757.

<sup>29</sup> Shoeib M, Harner T, Wilford BH, Jones KC, Zhu J. Polyfluorinated compounds in the home: levels in air and dust and human exposure. Poster, Fluoros Symposium, Toronto, August 2005.

<sup>30</sup> Strynar MJ, Lindstrom AB. Perfluorinated compounds in archived house dust samples. Poster, Fluoros Symposium, Toronto, August 2005.

<sup>31</sup> Uhde E et al. Phthalic esters in the indoor environment – test chamber studies on PVC-coated wallcoverings. *Indoor Air* 2001;11:150-155.

Tabel11: Phthalatkoncentrationer i testkammer og ved kondensering

Phthalat	Max. kammer konc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Kondensat på metalplade ( $\mu\text{g}$ )	Tolerabel daglig indtagelse ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv./d)
Dibutylphthalat (DBP)	5,1	1,3	66
Dipropylphthalat (DPP)	2,1	18	
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	0,9	60	37
Diisobutylphthalat (DIBP)	0,5	0,8	

Den gennemsnitlige mængde phthalat, der dagligt indåndes, blev beregnet til 100-120 ng/kg legemsvægt på grundlag af indånding af 22 m<sup>3</sup>, en kropsvægt på 64 kg, 20 timers ophold indendørs og en gennemsnitskoncentration på 420 ng/m<sup>3</sup>. Den maksimale indånding er omkring ti gange større.

Koncentrationsafhængigheden af temperaturen illustreres af at der inde i en ny bil blev målt 1  $\mu\text{g}$  DEHP/m<sup>3</sup> luft ved stuetemperatur, men 34  $\mu\text{g}$  DEHP/m<sup>3</sup> ved 65°C.

Data for kondensering kan bruges til at estimere mulig hud og mundoptagelse af stofferne. Disse blev anvendt til at beregne et barns eksponering i et modelrum på 17 m<sup>3</sup> og med en overflade på 24 m<sup>2</sup>. Efter 14 dage var maksimumværdierne 30  $\mu\text{g}$  for DBP og 1449  $\mu\text{g}$  for DEHP svarende til 2 og 100  $\mu\text{g}/\text{d}$  for henholdsvis DBP og DEHP. Isoleret set betyder det at der ikke sker en overskridelse af Tolerabel Daglig Indtagelse for børn fra denne kilde alene.

### 1.9.2 Phthalater i indeklime

Forekomsten af phthalater i indeluft i 59 lejligheder og 74 børnehaver i Berlin er blevet undersøgt.<sup>32</sup> Desuden blev undersøgt 30 husstøvprøver fra lejligheder. Se Tabel 12:

Tabel 12: Phthalater i indeklimaet i Berlin.

Stof	Indeluft (ng/m <sup>3</sup> )			Husstøv (mg/kg)		
	Gennemsnit	Median	Range, max.	Gennemsnit	Median	Range, max
DBP						
Bolig	1218	1083	2453	56	47	141
Børnehave	2395	1188	7376			
BBP						
Bolig	37	18	575	86	30	5-816
Børnehave	-	-	391			
DEHP						
Bolig	191	156	615	775	703	231-1763
Børnehave	599	458	2253			
DEP						
Bolig	807	643	5481	45	6,1	632
Børnehave	396	353	1263			
DMP						
Bolig	1182	436	13907	11	1,5	158
Børnehave	1034	331	13233			
DMPP/DIBP						
Bolig	697	459	5887	55	38	11-161
Børnehave	610	505	2659			

Det mere flygtige DMP og DBP dominerede i luften og DEHP dominerede i støvet. Der er ingen klar forskel på niveauer i lejligheder og børnehaver. Indtagelsen af stofferne blev beregnet for et barn på 13 kg, og det gav et betydeligt ekstrabidrag til den daglige indtagelse med føden, specielt for

<sup>32</sup> Fromme H et al. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). *Indoor Air* 2004;14:188-195.

DEHP. Bidragene var 0,06 µg/kg lgv/d med indeluft, 6 µg/kg lgv/d med husstøv og 18 µg/kg lgv/d med føden. I alt 24 µg/kg lgv/d.

En undersøgelse af 40 boliger i Berlin offentliggjort i 1991 angav indeluftskoncentrationer på 25-2200 ng/m<sup>3</sup> for DEHP og 23-2300 ng/m<sup>3</sup> for DBP.<sup>33</sup> Husstøvet fra samme boliger indeholdt 300-4000 mg DEHP/kg og 30-510 mg DBP/kg. Der var dog ingen korrelation mellem indhold i indeluft og husstøv.

En UBA undersøgelse fra 1998, der først blev offentliggjort i 2001, rapporterer maksimum- og mediankoncentrationer for DEHP på 7530 mg/kg og 416 mg/kg i 199 repræsentative prøver fra Tyskland.<sup>34</sup> Det svarer til resultaterne i Tabel 10.

### 1.9.3 Phthalat-blødgørere i husstøv

I årene 2001-2002 blev 550 private husholdninger i Berlin med børn undersøgt for 12 blødgørere i husstøv.<sup>35</sup> Der blev analyseret 518 prøver af støv med maskevidde 2 mm og 278 prøver af mindre partikler (<63 µm). De mindste partikler havde det højeste indhold af blødgørere. Kun ti af blødgørerne blev detekteret. Som forventet dominerede DEHP. Se Tabel 13:

Tabel 13: Phthalater i husstøv i Tyskland.

Phthalat	Husstøv <2 mm (mg/kg)			Husstøv <63 µm (mg/kg)		
	Prøver med indhold større end detektionsgrænsen	Median	Max.	Prøver med indhold større end detektionsgrænsen	Median	max.
Dimethylphthalat (DMP)	413 af 518	0,27	580	145 af 278	0,57	1300
Diethylphthalat (DEP)	409	2,8	730	173	4,8	1200
Benzylbutylphthalat (BBP)	498	5,8	340	275	13	460
Dibutylphthalat (DBP)	503	21	880	263	29	740
Diisobutylphthalat (DIBP)	503	17	350	278	33	310
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	516	240	3800	275	480	5100
Diisooheptylphthalat (DIHP)	355	3,5	400	177	18	530
Diisononylphthalat (DINP)	471	28	920	264	80	1400
Diisodecylphthalat (DIDP)	470	15	1100	245	60	2600
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	264	0,4	270	134	0,4	14

I Tyskland blev DEHP også analyseret i 252 støvprøver fra støvsugerposer fra almindelige boliger.<sup>36</sup> Mediankoncentrationen var 515 mg/kg med et interval på 22-5330 mg/kg og en 90 percentil på 1240 mg/kg. Der blev også målt DEHP metabolitter i urin fra børn, der boede i boligerne. Der var imidlertid ingen sammenhæng mellem koncentrationen af metabolitter og DEHP indholdet i boligens støv.

I Tyskland er ≤65 µm fraktionen af 286 husstøvprøver også blevet undersøgt for phthalater (se Tabel 14).<sup>37</sup>

<sup>33</sup> Citeret fra Fromme et al. 2004.

<sup>34</sup> Citeret fra Fromme et al. 2004

<sup>35</sup> Nagorka R et al. Weichmacher im hausstaub. Gefahrstoffe – Reinhalt Luft 2005;65:99-105.

<sup>36</sup> Becker K et al. DEHP metabolites in urine of children and DEHP in house dust. Int J Hyg Environ Health 2004;207:409-417.

<sup>37</sup> Butte W, Heinzow B. Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. Rev Environ Contam Toxicol 2002;175:1-46.

Tabel 14: Phthalater i husstøv fra Tyskland.

Stof	Koncentration (mg/kg)	
	median	95 percentil
Benzylbutylphthalat	31	320
Diisobutylphthalat	34	130
Dibutylphthalat	49	240
Di(2-ethylhexyl)phthalat	740	2600

I en anden tysk undersøgelse af 600 boliger blev der i husstøv i 2001 målt gennemsnitskoncentrationer på 1198, 98, 84 og 26 mg/kg af henholdsvis DEHP, DBP, BBP og DEP.<sup>38</sup>

I endnu en tysk undersøgelse af 272 boliger blev der i husstøv målt gennemsnitskoncentrationer på 450, 87, 24 og 3,1 mg/kg af henholdsvis DEHP, DBP, BBP og DEP.<sup>39</sup>

Phthalatkoncentrationer er bestemt i husstøv fra 38 hjem og i luftpartikler fra 6 hjem i Oslo.<sup>40</sup> Resultaterne er sammenlignelige med de tyske. Se Tabel 15:

Tabel 15: Phthalat i husstøv fra Norge.

Phthalat	Husstøv (mg/kg)		Luftpartikler (mg/kg)	
	Gennemsnit	Range	Gennemsnit	Range
DBP	100	10-1030	370	130-690
BBP	110	0-440	140	0-750
DEHP	640	100-1610	600	240-940
DEP	10	0-110	80	0-240
DMPP/DIBP	10	0-300	0	0
Tungere phthalater	100	0-1380	-	-
Total phthalater	960	130-2920	1190	-

#### 1.9.4 Emission af phthalater fra PVC-gulve

Phthalater kan forekomme i gulvstøv opsamlet i skoler i op til 1 vægtprocent, når rengøringsstandarden er dårlig.<sup>41</sup> Koncentrationen af samme stoffer i støv fra boliger er typisk ti gange lavere end i skoler.

Emission af DEHP fra PVC-gulve og optagelse i støv er undersøgt i klimakammer med forskelligt måleudstyr.<sup>42</sup> Koncentrationerne af DEHP i luft og støv øges med tiden til de efter godt en måned når omkring 0,4 µg/m<sup>3</sup> og 10 mg/g støv (= 1%). Over halvdelen af det emitterede DEHP blev afsat på indre overflader af klimakammer og måleudstyr.

Der er påvist en sammenhæng mellem astma/allergi hos børn og forekomst af phthalater i husstøv fra PVC-gulve.<sup>46</sup> Seks phthalater blev analyseret i støvprøver fra børneværelser i 346 hjem. Gennemsnits- og mediankoncentrationerne ses i Tabel 16:

<sup>38</sup> Citeret fra Fromme et al. 2004

<sup>39</sup> Citeret fra Fromme et al. 2004

<sup>40</sup> Øie L et al. Residential exposure to plasticizers and its possible role in the pathogenesis of asthma. EHP 1997;105:972-978.

<sup>41</sup> Clausen PA et al. Simultaneous extraction of di(2-ethylhexyl) phthalate and non-ionic surfactants from house dust. Concentrations in floor dust from 15 Danish Schools. J Chromatogr 2003;986:179-190.

<sup>42</sup> Clausen PA, Hansen V, Gunnarsen L, Afshari A, Wolkoff P. Emission af Di-2-ethylhexyl phthalate from PVC flooring into air and uptake in dust: emission and sorption experiments in FLEC and CLIMPAQ. Environ Sci Technol 2004;38:2561-2537.

Tabel 16: Phthalat i husstøv fra PVC gulve fra børneværelser.<sup>43</sup>

Phthalat	Antal hjem med phthalat	Phthalat i husstøv (mg/kg)	
		Gennemsnit	Median
DEP	47	31	0
DBP	308	226	150
DIBP	290	97	45
BBP	272	319	135
DEHP	343	1310	770
DINP	175	639	41

Som det ses, så dominerer DEHP. Koncentrationer af BBP og DEHP var højere i børneværelser med PVC gulve end i værelser uden denne type gulv.

En opfølgende undersøgelse af de 6 phthalater i støv fra børneværelser i 390 hjem i Sverige er senere blevet foretaget.<sup>44</sup> PVC gulve viser sig ikke at være hele forklaringen på høje phthalatkoncentrationer. PVC tapeter giver også et stort bidrag. Herudover blev der i undersøgelsen konstateret højere phthalatkoncentrationer i:

- Flerfamiliehuse
- Huse med betonfundament men uden kælder
- Huse fra før 1960 med PVC gulve
- Huse med højere luftskifte<sup>45</sup>
- Huse med vandskade

Situationen er derfor mere kompleks end som så.

#### 1.10 Muskduftstoffer i indeklimaet

Muskduftstoffer bruges i kosmetik og i visse forbrugerprodukter. Forekomsten af 6 muskduftstoffer i indeluft er analyseret i 74 børnehaver i Berlin, og forekomsten i støv er undersøgt i 59 lejligheder i Berlin.<sup>46</sup> Stofferne forekom ikke i alle prøver, og ikke alle 6 stoffer blev fundet samme sted. Specielt var der få støvprøver med måleligt indhold.

I børnehaverne var indholdet af det mest forekommende muskstof (HHCB)<sup>47</sup> op til 299 ng/m<sup>3</sup>.

I lejlighederne var indholdet i støv af HHCB indtil 11,4 mg/kg med et gennemsnit på 1,3 mg/kg. Mest var der af muskstoffet MK<sup>48</sup> (47 mg/kg), men dette forekom kun i 11 ud af 29 prøver. Betydningen af denne forekomst er uklar.

<sup>43</sup> Bornehag C-G et al. The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in house dust: a nested case-control study. *Environ Health Perspec* 2004;112:1393-1397.

<sup>44</sup> Bornehag C-G et al. Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics. *EHP* 2005 online 1 June 2005.

<sup>45</sup> Man ville forvente det modsatte.

<sup>46</sup> Fromme H et al. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). *Indoor Air* 2004;14:188-195.

<sup>47</sup> 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylcyclopenta[g]-2-benzopyran

<sup>48</sup> 4-*tert*-Butyl-2,6-dimethyl-3,5-dinitroacetophenon

### 1.11 Lineære alkylbenzensulfonater (LAS) i gulvstøv

I en dansk undersøgelse blev gulvstøv opsamlet med støvsuger i 7 forskellige offentlige bygninger og indholdet af LAS i støvet bestemt.<sup>49</sup> Partikler og fibre blev adskilt. I partikelfractionen var indholdet mellem 34 µg LAS/g og 1500 µg LAS/g, mens det var højere i fiberfraktionen med indtil 3500 µg LAS/g. Af støvets LAS indhold stammede 30% fra rester af rengøringsmidler. Den vigtigste kilde til LAS i støvet var angiveligt rester af vaskemidler i tøjet, idet en nyvasket skjorte havde et indhold af 2960 µg LAS/g tøj.

Da LAS stort set ikke anvendes mere i Danmark nu, er relevansen af denne undersøgelse begrænset.

### 1.12 Kemikalier fra forbrugerprodukter havner i husstøv

I en nyere undersøgelse blev støv opsamlet med støvsuger i 10 hjem i hver af syv delstater i USA og en samleprøve fra hver stat blev analyseret for 44 forskellige stoffer:<sup>50</sup>

- 7 phthalater
- 7 bromerede diphenylethere
- 14 pesticider
- 7 alkylphenoler
- 7 organiske tinforbindelser
- 2 perfluoralkylforbindelser

I de syv samleprøver blev 25 af de 44 stoffer fundet og kvantificeret. Som ventet dominerede phthalater. En sammenfattende Tabel 17:

Tabel 17: Sammenfatning af analyseresultater.

Stofgruppe	Totalkoncentration i µg/g = ppm		
	Max.	Min.	Gen.
Phthalater	552	294	424
Alkylphenoler	51,4	14,6	26,7
Pesticider	33,9	5,7	12,6
PBDE	12,5	3,6	8,9
Organotin	0,91	0,39	0,63

Blandt de prioriterede stoffer blev følgende enkeltstoffer bestemt i alle prøver (se Tabel 18):

Tabel 18: Koncentrationer af phthalater, PBDE og PFAS bestemt i *alle* 7 prøver:

Stof	Totalkoncentration i µg/g = ppm		
	Gen.	Min.	Max.
Diethylphthalat	1,41	0,74	3,58
Diisobutylphthalat	3,79	1,61	8,35
Dibutylphthalat	20,2	7,80	49,5
Butylbenzylphthalat	69,4	42,1	137
Di(2-ethylhexyl)phthalat	329	215	425
BDE 47	2,10	0,55	5,24
BDE 99	1,70	0,47	4,13
BDE 209	4,66	0,90	10,0
PFOA	0,08	0,02	0,21
PFOS	0,42	0,08	1,17

<sup>49</sup> Vejrup KV, Wolkoff P. Linear alkylbenzene sulfonates in indoor floor dust. *Sci Total Environ* 2002;300:51-58.

<sup>50</sup> Costner P, Thorpe B, McPherson A. Sick of dust. Chemicals in common products – a needless health risk in our homes. Safer product Project, March 2005. [www.safer-product.org](http://www.safer-product.org).

Andre phthalater og BDE congenere blev påvist i enkelte af prøverne. Resultaterne svarer til de øvrige undersøgelser. Her er enheden ppm for alle stoffer, mens det normalt for PBDE og PFAS er ppb.

Resumetabeller for udvalgte stoffer i husstøv:

Tabel 19: Maksimum koncentrationer for PBDE og PFAS i husstøv:

Stof Ppm	USA					Canada	Tyskland	
	Cape Cod	Dallas	Wash. DC					
BDE47	10	10	7,6	3			1,9	0,022
BDE-209		65	8,7	21			19,1	0,410
PFOS					121,24	5,06		
PFOA					19,56	0,234		
Reference	7	9	12	14	29	28	13	14

Tabel 20: Maksimumkoncentrationer af DEHP og DBP i husstøv.

Stof ppm	USA	Tyskland					Norge
	Cape Cod	Berlin					Oslo
DEHP	7700	1763	4000	5100	7530	5330	1610
DBP	352	141	510	880			1030
Reference	7	31	32	34	33	35	39

Tabel 21: Mediankoncentrationer i husstøv

Stof ppm	USA Cape Cod	USA	Canada	Tyskland						
	DEHP	854					703	416	515	740
DBP	44					47			49	150
BDE47		0,43		0,017	0,01					
BDE-209		2		0,265	0,06					
PFOS			0,059							
PFOA			0,018							
Reference	7	14	28	13	14	31	33	35	36	36

Tabel 22: Gennemsnitskoncentrationer i husstøv.

Stof ppm	Canada	USA	Tyskland				Norge Oslo
	DEHP			775	1310	1198	450
DBP			56	226	98	87	100
PFOS	0,44	8,04					
PFOA	0,11	3,07					
Reference	28	29	31	36	37	38	39



## Bilag B: Gennemgang af de sundhedsrelaterede egenskaber af de 11 prioriterede stoffer

# Indhold

<b>BILAG B: GENNEMGANG AF DE SUNDHEDSRELATEREDE EGENSKABER AF DE 11 PRIORITEREDE STOFFER</b>	<b>89</b>
1.1 INDLEDNING	91
1.2 FORMALDEHYD	91
1.3 ACETALDEHYD	92
1.4 PHENOL	94
1.5 BENZEN	95
1.6 TOLUEN	97
1.7 XYLEN	98
1.8 STYREN	100
1.9 LIMONEN	102
1.10 PHTHALATER	105
1.11 BROMEREDE FLAMMEHÆMMERE	110
1.12 PERFLUORALKYLFORBINDELSER	111

## 1.1 Indledning

For hvert af de prioriterede stoffer er der udarbejdet en sammenfatning af de relevante sundhedsmæssige egenskaber hovedsageligt baseret på tidligere vurderinger af stofferne i Miljøstyrelsens kortlægningsrapporter for forbrugerprodukter samt artikler i tidsskriftet "Arbejds miljø" om fokus på farlige stoffer i arbejdsmiljøet.

## 1.2 Formaldehyd

De sundhedsmæssige egenskaber af formaldehyd er bl.a. beskrevet i MST forbrugerprodukt kortlægningsrapport nr. 23, 2003, nr. 39, 2004 og nr. 46, 2004 og Fokusartikel nr. 10.

Formaldehyd er det simpleste og teknisk mest vigtige medlem af stofgruppen aldehyder. Formaldehyd er en farveløs gas med en karakteristisk skarp og stikkende lugt. Stoffet er letopløseligt i vand og opløseligt i alkoholer og ethere. Formaldehyd er en meget reaktiv gas, der er brændbar og danner eksplosive blandinger med atmosfærisk luft. Derfor forhandles formaldehyd mest som en vandig opløsning ("formalin") med et typisk indhold af 37-50% formaldehyd.

### **Irritant**

Ved indånding af formaldehyd-gas gennem næsen betyder den store vandopløselighed, at en stor del tilbageholdes her og ikke når de nedre luftveje. Den laveste formaldehydkoncentration uden læsion af næseepitelet i forsøg med rotter er bestemt til  $1,2 \text{ mg/m}^3 = 1 \text{ ppm}$ . Den store reaktivitet betyder, at der kan forekomme en smertefuld irritation af slimhinderne i næse og svælg samt i øjnene efter et par timers udsættelse for en koncentration på under 0,2 ppm, men der er en betydelig individuel variation i modtageligheden. Specielt følsomme personer kan lugte formaldehyd og endda reagere med slimhinde- og specielt øjenirritation helt ned til  $0,06 \text{ mg/m}^3$ . Indhold over  $0,05 \text{ mg/m}^3$  kan medvirke til en øget forekomst af symptomer og gener. Børn er særligt følsomme, og indånding af formaldehyd kan nedsætte deres modstandskraft mod luftvejsinfektioner.

### **Allergirisiko**

Hudkontakt med fortyndet formalin kan medføre kløe, rødmen og udslæt. Der er risiko for kontaktallergi eller nældefeber, idet omkring 1% af befolkningen menes overfølsomme over for formaldehyd. Allergi kan opstå blot ved kontakt med imprægneret tekstil. Formaldehyd er et luftvejsallergen. I arbejdsmiljøet er der konstateret mange tilfælde af en astmatisk reaktion over for formaldehyd, der viser sig ved langvarige anfald af hoste, åndedrætsbesvær og hvæsende vejrtrækning.

### **Langtidseffekter**

Formaldehyd har udvist et bredt spektrum af mutagene effekter i mange typer af testsystemer. Mekanismen er en binding til arvemassen.

Dyreforsøg med rotter, der indåndede 15 ppm formaldehyd-gas i 6 timer/dag i 5 dage/uge i 2 år, resulterede i ondartede næsesvulster hos halvdelen af dyrene. Ud fra disse forsøg er formaldehyd et meget stærkt kræftfremkaldende stof, idet den virksomme dosis svarede til 2 mg formaldehyd/kg legemsvægt/dag.

## Befolkningsundersøgelser

Der findes mange til dels modstridende epidemiologiske undersøgelser af sammenhængen mellem formaldehyd og kræft i næse, bihule og svælg. Under alle omstændigheder har Verdenssundhedsorganisationens eksperter vurderet, at formaldehyd-gas er sandsynligt kræftfremkaldende i mennesker, og stoffet er optaget på Arbejdstilsynets Liste over kræftfremkaldende stoffer.

## Indeklimanorm

Allerede i 1980 indførte Boligministeriet regler til begrænsning af formaldehydafgivelsen fra spånplader, krydsfiner, træfiberplader m.v. i byggeriet. Lignende regler indførte Miljøministeriet i 1984 for møbler, inventar etc. Kravene skulle medvirke til at begrænse boligluftens indhold af formaldehyd til maksimalt 0,15 mg/m<sup>3</sup> rumluft (0,12 ppm) – en værdi, som Lægeforeningen anbefalede som grænseværdi for opholdsrum. Denne værdi svarer til Verdenssundhedsorganisationens anbefalede grænseværdi for indeluften på 0,12 mg/m<sup>3</sup> (0,1 ppm).

## Reference dosis

USEPA Reference Dosis (RfD) er 0,2 mg/kg/dag med en usikkerhedsfaktor på 100. Den er baseret på reduceret vægtforøgelse og vævsændringer observeret i et 2-årigt rotteforsøg med oral tilførsel.

### FORMALDEHYD

Synonymer: Methanal, formaldehyde (engl). CAS nr. 50-00-0. EU nr. 605-001-00-5. EINECS nr. 200-001-8. RTECS nr. LP8925000. UN nr. 1198. Formler: HCHO, CH<sub>2</sub>O. Molvægt: 30,03. Frysepunkt: -118°C. Kogepunkt (1 atm): -19°C. Dampthæthed: 1,07 (luft=1). Flammepunkt (cc): 50°C. Selvantændelsestemperatur: 430°C. Eksplosionsgrænser: 7-73 vol%. Opløselighed i vand (20°C): 800 g/L. Lugtgrænse: 0,2-0,8 ppm. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 1,24 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 0,3 ppm LK (0,4 mg/m<sup>3</sup>). Klassificering og mærkning (2005): Giftig (T), ætsende (C), Carc3. Risikoangivelser: Giftig ved indånding, ved hudkontakt og ved indtagelse (R23/24/25), ætsningsfare (R34), mulighed for varig skade på helbred (R40), kan give allergi ved kontakt med huden (R43). Sikkerhedssætninger: opbevares under lås og utilgængeligt for børn (S1/2), kommer stoffet i øjnene, skylles straks grundigt med vand og læge kontaktes (S26), brug særligt arbejdstøj, egnede beskyttelsehandsker og -briller/ansigtsskærm (S36/37/39), ved ulykkestilfælde eller ved ildebefindende kontakt læge; vis etiketten, hvis det er muligt (S45), må kun bruges på steder med god ventilation (S51). Anmærkninger: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae), har tilbøjelighed til spontan polymerisation (D).

## 1.3 Acetaldehyd

De sundhedsmæssige egenskaber af acetaldehyd er beskrevet i MST forbrugerprodukt kortlægningsrapport nr. 39, 2004 og nr. 46, 2004 og Fokusatikel nr. 13.

Acetaldehyd nummer to i rækken af aldehyder. Acetaldehyd er en farveløs, brændbar og flygtig væske med et kogepunkt omkring stuetemperatur. Det har en meget stikkende lugt, som minder om formaldehyds. Det er blandbart med vand, alkoholer og de fleste organiske opløsningsmidler.

### Irritant

Ved indånding af acetaldehyd-dampe tilbageholdes det meste i de øvre luftveje pga. vandopløseligheden. Acetaldehyd trænger dog dybere ned end det mere vandopløselige og reaktive formaldehyd.

I et kortere varende inhalationsforsøg med rotter (6 timer per dag, 5 dage om ugen i 4 uger) var ikke-effekt grænsen (NOAEL) for effekt på næseslimhinden  $273 \text{ mg/m}^3$ . Med en usikkerhedsfaktor på 1000 fås en tolerabel koncentration på  $0,3 \text{ mg/m}^3 = 300 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

Frivillige forsøgspersoner, der blev udsat for en koncentration på 50 ppm ( $92 \text{ mg/m}^3$ ) i 15 minutter, kunne mærke svie i øjnene som tegn på en mild øjenirritation. En lidt højere koncentration af acetaldehyd resulterede i en kraftigere øjenirritation og en brændende fornemmelse i luftvejene. Ved kontakt med huden kan der forekomme rødmen, eksem og forbrændinger, men i al almindelighed nedsætter den store flygtighed kontaktperioden og dermed risikoen.

### **Findes i blodet**

Efter udsættelse for acetaldehyd findes det meste i blodet bundet til forskellige blodkomponenter. Halveringstiden for fri acetaldehyd i blodet er kun nogle få minutter.

I modsætning til formaldehyd har acetaldehyd en narkotisk virkning på nervesystemet. Arbejds miljøinstituttet vurderer imidlertid acetaldehyd som et stof, der medfører en ringe risiko for skadevirkninger på nervesystem ved uheld og kraftig påvirkning. Normalt arbejde med stoffet indebærer ingen risiko.

### **Langtidsvirkninger**

Acetaldehyd er kraftigt fosterskadende ved indsprøjtning i forsøgsdyr. Man ser bl.a. hjernedefekter. Arbejds miljøinstituttet vurderer acetaldehyd som mistænkt reproduktionsskadende ved middel dosisniveau (gruppe 2M).

Acetaldehyd skader arveanlæg i bakterier, bananfluer og cellekulturer. Indånding af meget høje koncentrationer ( $>1500 \text{ ppm}$ ) af acetaldehyd i 6 timer/dag i 5 dage/uge i indtil 27 måneder forårsager nedbrydning af næseslimhinden og dannelse af næsekræft hos rotter. I forsøg med hamstere opstod ligeledes svulster, men i struben i stedet for i næsen. I forhold til formaldehyd er acetaldehyd imidlertid svagere virkende, idet der skal en 100 gange højere koncentration til at give effekten.

Da meget få arbejdere er udsat for større mængder acetaldehyd er det vanskeligt at undersøge kræftrisikoen i mennesker. Der findes en enkeltstående undersøgelse fra en fabrik i Østtyskland, der fremstillede acetaldehyd, hvor der blev konstateret en overhyppighed af kræft i lunger og mundhule. Acetaldehyd er optaget på Arbejdstilsynets Kræftliste og er af IARC placeret i Gruppe 2B, som mulig kræftfremkaldende for mennesker. Der er eksperimentelt bevis for, at stoffet er kræftfremkaldende for dyr, men mangelfuldt bevis overfor mennesker.

### **Grænseværdi**

Referencekoncentrationen (RfC) er af USEPA fastsat til  $9 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

#### ACETALDEHYD

Synonymer: Ethanal, acetaldehyde (engl). CAS nr. 75-07-0. EU nr. 605-003-00-6. EINECS nr. 200-836-8. RTECS nr. AB1925000. UN nr. 1089. Molvægt: 44,05. Formler:  $C_2H_4O$ ,  $CH_3CHO$ . Kogepunkt (1 atm): 21°C. Frysepunkt: -123°C. Relativ massefylde (20/4°C): 0,7880 (vand=1). Damptryk (20°C): 740 mm Hg (98,6 kPa). Damptæthed: 1,52 (luft=1). Selvantændelsestemperatur: 185°C. Eksplosionsgrænser: 4-57 vol%. Flammepunkt (cc): -39°C. Opløselighed i vand: Blandbar. Lugtgrænse: 0,05 ppm.  $LD_{50}(o,r)$ : 0,66 g/kg.  $^{4h}LC_{50}(ihl,r)$ : 13.000 ppm. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 1,83 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 25 ppm LK (45 mg/m<sup>3</sup>). Klassificering og mærkning (2005): Yderst brandfarlig (F<sub>x</sub>), sundhedsskadelig (X<sub>n</sub>), Carc3. Risikoangivelser: Yderst brandfarlig (R12), irriterer øjnene og åndedrætsorganerne (R36/37), mulighed for varig skade på helbred (R40). Sikkerhedsforskrifter: opbevares utilgængeligt for børn (S2) holdes væk fra antændelseskilder – rygning forbudt (S16), træf foranstaltninger mod statisk elektricitet (S33), brug særligt arbejdstøj og egnede beskyttelseshandsker (S36/37). Anmærkning: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae).

#### 1.4 Phenol

De sundhedsmæssige egenskaber af phenol er beskrevet i MST forbrugerprodukt kortlægningsrapport nr. 46, 2004 og Fokusartikel nr. 30.

Ren phenol er ved stuetemperatur et farveløst, krystallinsk stof. Den tekniske kvalitet er rødlig pga. oxidation og henflydende pga. vandsugende egenskaber. Det har en meget stærk og karakteristisk lugt. Af en organisk forbindelse at være har phenol en meget stor vandopløselighed, og ved temperaturer over 65°C er phenol endda fuldstændig blandbart med vand. Phenol er samtidig opløseligt i forskellige organiske opløsningsmidler, mest i polære som f.eks. alkoholer. Phenol er stamforbindelsen for en klasse af kemiske stoffer kaldet phenoler. De har alle det til fælles, at de indeholder en hydroxygruppe (-OH) knyttet til en benzenring. Phenolerne er svage syrer og reagerer med stærke baser under dannelse af salte, som kaldes phenolater.

##### **Irritation**

Ved hudkontakt kan phenolopløsninger forårsage hudirritation og alvorlige hudskader med følelseløshed og depigmentering. Phenoldampe i en koncentration på 47 ppm er ligeledes irriterende og ætsende for slimhinder, næse og øjne samt kan give åndedrætsbesvær.

Phenol optages hurtigt og næsten fuldstændigt via lunger, mave-tarmkanal og hud. Af det optagne phenol udskilles 90% inden for et døgn. Der er derfor ikke fare for væsentlig akkumulering i organismen.

##### **Forgiftninger**

Phenol er meget giftigt og indtagelse af omkring et gram phenol kan være dødeligt for et voksent menneske og forårsager samtidigt forbrændinger af mund og svælg. Arbejdsmiljøinstituttet vurderer phenol som et stof, der medfører en stor risiko for bevidstløshed, død eller alvorlig skade på nervesystemet ved normalt arbejde.

Både ved akutte forgiftninger og dyreforsøg med ugelang udsættelse for større mængder phenol ved indtagelse eller indånding ses alvorlige skader på lunger, hjerte, lever og nyrer. Phenol er endvidere toksisk overfor de hvide blodlegemer. Der er ikke undersøgelser, som tyder på, at phenol skulle være allergifremkaldende. Nogle personer kan være overfølsomme, så eksponering for lave doser kan resultere i dødelige eller meget alvorlige effekter.

## Langtidsvirkninger

Phenol synes ikke at være fosterskadende selv ved høje tilførte doser. Resultaterne af korttidstest for mutagen effekt har ikke været entydige. Ames-testen har givet negativt resultat i de fleste tilfælde. Det er imidlertid et spørgsmål, om bakterietests overhovedet er anvendelige til at undersøge et stof som phenol, der er meget giftigt overfor bakterier. Phenol er mutagent i hamsterceller og inducerer søster chromatid bytning i hvide blodlegemer fra mennesker.

I forsøg med mus virker phenol i meget høje koncentrationer, som er hudirriterende, forstærkende på kræftudvikling startet ved hudpensling med andre stoffer, bl.a. benzo[**a**]pyren. På baggrund af de foretagne undersøgelser er der ikke dokumentation for, at phenol i sig selv skulle være kræftfremkaldende. Derfor må kræftsisikoen i praksis bedømmes som helt ubetydelig. Den kritiske effekt af phenol er irritation af hud og slimhinder.

## Grænseværdier

I en rapport over risikovurdering af legetøj (CEN/TC 52/WG9, 2003) er der anført en grænseværdi indendørs på 0,1 ppm (0,4 mg/m<sup>3</sup>) og en Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) værdi på 1,5 mg/kg lgv. Referencedosis er af USEPA bestemt til 0,1 mg/kg lgv/dag.

Forskere fra Arbejdsmiljøinstituttet har tidligere foreslået en indeklimanorm på 0,11 ppm (0,42 mg/m<sup>3</sup>) baseret på lugt og 1 ppm (4 mg/m<sup>3</sup>) baseret på irritation.<sup>1</sup>

### PHENOL

Synonymer: Hydroxybenzen, fenol. CAS nr. 108-95-2. EU nr. 604-001-00-2. EINECS nr. 203-632-7. RTECS nr. SJ3325000. UN nr. 1671. Kemisk formel: C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>OH. Molvægt: 94,11. Smeltepunkt: 41°C. Kogepunkt (1 atm): 182°C. Relativ massefylde (25/4°C): 1,071 (vand=1). Damptryk (25°C): 0,35 mm Hg (0,047 kPa). Relativ damptæthed: 3,24 (luft=1). Mætningskoncentration (25°C): 460 ppm. Flammepunkt (cc): 79°C. Selvantændelsestemperatur: 715°C. Eksplosionsgrænser: 1,3-9,5 vol%. Opløselighed i vand (20°C): 85 g/L. LD<sub>50</sub>(o,r): 0,5 g/kg. Lugtgrænse: 0,11 ppm. Omregningsfaktor(25°C, 1 atm): 1 ppm = 3,84 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi(2005): 1 ppm H (4 mg/m<sup>3</sup>). Klassificering og mærkning (2005): Giftig (T), ætsende (C), Mut3. Risikoangivelser: Giftig ved indånding, hudkontakt og indtagelse (R23/24/25), ætsningsfare (R34), Farlig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indånding, hudkontakt og indtagelse (R48/20/21/22), mulighed for varig skade på helbred (R68). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares under lås og utilgængeligt for børn (S1/2), undgå kontakt med huden og øjnene (S24/25), kommer stoffet i øjnene, skylles straks grundigt med vand og læge kontaktes (S26), kommer stoffet på huden vaskes straks med store mængder ..... (angives af producenten eller importøren) (S28), brug særligt arbejdstøj, egnede beskyttelsehandsker og briller/ansigtsskærm (S36/37/39), ved ulykkestilfælde eller ved ildebefindende er omgående lægebehandling nødvendig; vis etiketten, hvis det er muligt (S45). Anmærkning: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae).

## 1.5 Benzen

De sundhedsmæssige egenskaber af phenol er beskrevet i MST forbrugerprodukt kortlægningsrapport nr. 39, 2004 og Fokusartikel nr. 1.

Benzen er en klar, farveløs, letfordampelig og brændbar væske med en karakteristisk, aromatisk lugt. Benzen er næsten uopløseligt i vand, men blandbart med de fleste andre organiske opløsningsmidler. Benzen er et carbonhydrid (kulbrinte) opbygget som en flad, seksleddet ringstruktur med tre dobbeltbindinger. Det er det simpleste af de såkaldte "aromatiske" carbonhydrider.

<sup>1</sup> Nielsen et al. Indoor Air 1998; suppl 5: 25-36.

### **Trænger gennem huden**

Benzen optages let i den menneskelige organisme gennem hud, lunger og fra mave-tarm kanalen, og det kan hurtigt måles i blodet. I mange praktiske tilfælde vil hudoptagelse være af større betydning end indånding af dampe. På grund af benzens affedtende virkning virker det desuden irriterende på hud og slimhinder. Det meste benzen udskilles igen uændret med udåndingsluften eller omdannes til phenol-derivater, som udskilles i urinen. Overskuddet deponeres i fedtvæv og knoglemarv.

### **Nerveskadende**

Som andre organiske opløsningsmidler virker benzen på det centrale nervesystem. Symptomerne kan, afhængig af udsættelsens størrelse og varighed, være hovedpine, træthed, irritabilitet, svimmelhed, kvalme eller åndenød, som ved en meget massiv udsættelse kan overgå til krampes, bevidstløshed og død. Arbejdsmiljøinstituttet anser benzen for et stof, der medfører en stor risiko for bevidstløshed, død eller alvorlig skade på nervesystemet ved normalt arbejde.

### **Fosterskadende**

I dyreforsøg nedsætter benzen formeringsevnen og er skyld i fosterskader og fosterdød. Arbejdsmiljøinstituttet vurderer derfor stoffet som reproduktionsskadende ved lavt dosisniveau.

### **Skader på knoglemarven**

Det, der adskiller benzen fra andre opløsningsmidler – herunder det nærtbeslægtede toluen – er stoffets skadevirkninger på den bloddannende knoglemarv, som er konstateret efter længere tids erhvervmæssig udsættelse for benzen. Skaderne på knoglemarven kan have forskellige grader. I milde tilfælde ses blodmangel, som ved ophør af udsættelsen for benzen udbedres. I mere svære tilfælde kan der ske en vedvarende destruktion af knoglemarven, som medfører døden.

### **Risiko for leukæmi**

Langtidsudsættelse for benzen kan endvidere forårsage akut eller kronisk leukæmi (blod- og lymfekræft). Efterhånden er benzen et af de bedst dokumenterede kræftfremkaldende stoffer i mennesker.

Undersøgelser har ligeledes afsløret en dosis-afhængig tendens til kromosomforandringer i lymfeceller hos arbejdere udsat for under 10 ppm benzen. Sådanne ændringer kan være medvirkende til udviklingen af leukæmi. Mange laboratorieundersøgelser har desuden vist, at benzen kan skade arveanlæg. Benzen er et af de få rene kemikalier, som det internationale kræftforskningsinstitut IARC klassificerer som sikkert kræftfremkaldende i mennesker, og det er naturligvis opført på Arbejdstilsynets Kræftliste.

### **Grænseværdier**

Referencekoncentrationen (RfC) er beregnet til  $9\text{--}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og Reference dosis (RfD) til  $4 \mu\text{g}/\text{kg lgv}/\text{dag}$ . Hollandske forskere har beregnet, at der forekommer en øget risiko for kræft ved benzenkoncentrationer over  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Benzen er i sidste fase af risikovurderingen i EU, hvor en luftkvalitetsgrænseværdi på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  skal opfyldes i januar 2010.



## BENZEN

Synonymer: Benzol, benzene (engl). CAS nr. 71-43-2. EU nr. 601-020-00-8. EINECS nr. 200-753-7. RTECS nr. CY1400000. UN nr. 1114. Bruttoformel:  $C_6H_6$ . Molvægt: 78,11. Smeltepunkt:  $5,5^\circ C$ . Kogepunkt (1 atm):  $80^\circ C$ . Relativ massefylde ( $20/4^\circ C$ ): 0,8765 (vand=1). Damptryk ( $20^\circ C$ ): 81 mm Hg (10,8 kPa). Måtningskoncentration ( $25^\circ C$ ): 143.000 ppm. Relativ damptæthed: 2,77 (luft=1). Relativ fordampningshastighed: 6,91 (nBuAc=1). Opløselighed i vand ( $20^\circ C$ ): 1,78 g/L. Flammepunkt (cc):  $-11^\circ C$ . Selvantændelsestemperatur:  $580^\circ C$ . Eksplosionsgrænse: 1,2-7,8 vol%. Lugtgrænse: 1-5 ppm.  $LD_{50}(o,r)$ : 930 mg/kg.  $^{4h}LC_{50}(ihl,r)$ : 13.700 ppm. Omregningsfaktor ( $25^\circ C$ , 1 atm): 1 ppm =  $3,19 \text{ mg/m}^3$ . Grænseværdi (2005): 0,5 ppm HK ( $1,6 \text{ mg/m}^3$ ). Klassificering og mærkning (2005): Meget brandfarlig (F), giftig (T), Carc1, Mut2. Risikoangivelser: Kan fremkalde kræft (R45), kan forårsage arvelige genetiske skader (R46), meget brandfarlig (R11), irriterer øjnene og huden (R36/38), også giftig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indånding, hudkontakt og indtagelse (R48/23/24/25), farlig: kan give lungeskade ved indtagelse (R65). Sikkerhedsforskrifter: Ved ulykkestilfælde eller ved ildebefindende er omgående lægebehandling nødvendig; vis etiketten, hvis det er muligt (S45), undgå enhver kontakt – indhent særlige anvisninger før brug (S53). Anmærkning: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae).

## 1.6 Toluen

De sundhedsmæssige egenskaber af toluen er beskrevet i kortlægningsrapport nr. 36, 2003, nr. 39, 2004 og nr. 46, 2004 samt i Fokusartikel nr. 16.

Toluen er en farveløs, meget brandfarlig væske med en aromatisk lugt. Blandinger med luft kan være eksplosive. Stoffet er næsten uopløseligt i vand, men blandbart med de fleste andre organiske opløsningsmidler. Toluen er et godt opløsningsmiddel for bitumen, tjære, farver, lakker, fedtstoffer, natur- og kunstharpike. Toluen er opbygget af en seksleddet benzenring med en enkelt methylgruppe.

### Optages let

Toluen optages let ved indånding og gennem huden. Der sker en betydelig ophobning af toluen i fedtholdigt væv, blandt andet nervesystem og kropsfedt. Herfra udskilles toluen kun langsomt. Derfor kan der ved daglig udsættelse for lave koncentrationer af toluen i luft ske en ophobning af stoffet i kroppen. Når udsættelse for toluen ophører, tager det ca. 20 timer at halvere den mængde toluen, der findes i fedtvævet. Blodets indhold af toluen nedbrydes i leveren, og omdannelsesprodukterne udskilles med urinen.

### Forgiftninger

Ved arbejde med toluenholdige produkter i lukkede og dårligt ventilerede rum kan der opstå akutte forgiftningstilfælde, som fører til bevidstløshed og måske dødsfald. Ved længere tids udsættelse for toluen i høje koncentrationer kan der opstå nerve- og hjerneskader. En enkelt dags indånding af toluen i koncentrationer på 75 ppm gav hos forsøgspersoner hovedpine, svimmelhed, øjenirritation og beruselsesfølelse. Symptomerne øgedes i styrke med stigende koncentration af toluen; ved 40 ppm var der ingen skadelig effekt. Arbejds miljøinstituttet vurderer toluen som et stof, der medfører stor risiko for varige og/eller alvorlige skader på nervesystemet selv ved normalt arbejde med stoffet.

### Langtidseffekter

Toluen må betragtes som reproduktionsskadelig ved koncentrationer så lave som 100 ppm. Man har endvidere i Japan fundet øget hyppighed af menstruationsforstyrrelser hos kvindelige skotøjsarbejdere, der arbejdede med toluenholdig lim, og i en dansk undersøgelse er der fundet ændret koncentration af kønshormon i blod fra mandlige trykkere, der havde været

udsat for toluen i længere tid. Arbejdsmiljøinstituttet vurderer toluen som reproduktionsskadelig ved lavt dosisniveau.

Toluen skader ikke arveanlæg i laboratorieforsøg. Imidlertid er der hos trykkeriarbejdere, der bl.a. var udsat for toluen, fundet chromosomændringer i deres lymfeceller. Der er ikke baggrund for, hverken fra dyreforsøg eller arbejdspladsundersøgelser at mistænke toluen for kræftisiko.

### Grænseværdier

I en rapport over risikovurdering af legetøj (CEN/TC52/WG9, 2003) er der angivet 2 værdier for indendørsgrænser, den ene på 0,07 ppm (0,3 mg/m<sup>3</sup>) og den anden på 0,7 ppm (3 mg/m<sup>3</sup>). Endvidere er der angivet en Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) på 223 µg/kg. Referencekoncentrationen (RfC) er beregnet til 0,4 mg/m<sup>3</sup>, og en TDI værdi er beregnet til 223 µg/kg lgv./dag. RfD værdien er på 223 µg/kg lgv./dag.

En indeklimagrænseværdi for toluen er tidligere af forskere på Arbejdsmiljøinstituttet foreslået til 8 mg/m<sup>3</sup>.<sup>2</sup>

#### TOLUEN

Synonymer: Methylbenzen, toluol, toluene (engl). CAS nr. 108-88-3. EU nr. 601-021-00-3. EINECS nr. 203-625-9. RTECS nr. XS5250000. UN nr. 1294. Formler: C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>CH<sub>3</sub>, C<sub>7</sub>H<sub>8</sub>. Molvægt: 92,14. Frysepunkt: -95°C. Kogepunkt (1 atm): 111°C. Damptryk (25°C, 1 atm): 28 mm Hg (3,73 kPa). Relativ damptæthed: 3,20 (luft=1). Mætningskoncentration (25°C): 37.000 ppm. Relativ massefylde (20/4°C): 0,876 (vand=1). Flammepunkt (cc): 4°C. Eksplosionsgrænser: 1,3-7 vol%. Vandopløselighed (25°C): 0,54 g/L. Lugtgrænse: 3 ppm. LD<sub>50</sub>(o,r): 5,5 mg/kg. <sup>4</sup>hLC<sub>50</sub>(ihl,r): 8.800 ppm. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 3,77 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 25 ppm H (94 mg/m<sup>3</sup>). Klassificering og mærkning (2005): Meget brandfarlig (F), sundhedsskadelig (Xn), REP3. Risikoangivelser: Meget brandfarlig (R11), irriterer huden (R38), farlig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indånding (R48/20), mulighed for skade på barnet under graviditeten (R63), farlig: kan give lungeskade ved indtagelse (65), dampe kan give sløvhed og svimmelhed (67). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), brug særligt arbejdstøj og egnede beskyttelseshandsker (S36/37), ved indtagelse undgå at fremprovokere opkastning: kontakt omgående læge og vis denne beholder eller etiket (S62), ved indtagelse, kontakt omgående læge og vis denne beholder eller etiket (S46).

## 1.7 Xylen

De sundhedsmæssige egenskaber af xylen er beskrevet i kortlægningsrapport nr. 36, 2003, nr. 39, 2004 og nr. 46, 2004 og Fokusartikel nr. 28.

Teknisk xylene er et af de vigtigste organiske opløsningsmidler. Det er en farveløs væske med en karakteristisk sød aromatisk lugt. Xylen er tungtopløselig i vand, men blandbar med de fleste organiske opløsningsmidler. Xylen er et trivialnavn for dimethylbenzen. Der er 3 muligheder for at placere de 2 methylgrupper på den sekskantede benzenring. Det giver 3 isomere forbindelser som betegnes henholdsvis **(o)ortho-**, **(m)meta-** og **(p)para-**xylen. Det, der i dagligdagen kaldes xylene, er blandinger af de isomere stoffer i forskellige forhold. De enkelte bestanddele og blandingerne afviger lidt i fysisk-kemiske egenskaber, men har nogenlunde den samme giftighed.

### Hudgennemtrængeligt

Xylen dampe optages i høj grad gennem lungerne. Stofferne på flydende form optages ligeledes hurtigt fra mave-tarm kanalen samt trænger let gennem huden. Det optagne xylene fordeles hurtigt i kroppen med blodet, især til

<sup>2</sup> Nielsen GD et al. Indoor Air 1997;7:17-32.

knoglemarv, hjerne, milt og fedtvæv. Hovedparten af det optagne udskilles i løbet af få timer med urinen. En mindre del elimineres uomdannet med udåndingsluften.

### **Giftighed**

Generelt anses xylener at være en anelse mere giftige end toluen, idet giftigheden vokser med antallet af alkylgrupper på benzenringen. Symptomerne på en akut forgiftning er træthed, fråde om munden, synsforstyrrelser, ukoordinerede bevægelser, muskelkrampe, lammelser, bevidstløshed og koma. Skader på hjerte, lever og nyrer kan forekomme.

### **Irritant**

Ved direkte kontakt med huden virker xylener affedtende og irriterende. Det kan føre til tørhed, sprækker, sår og betændelse i huden. Ved direkte udsættelse af øjnene er der forekommet alvorlige forbrændinger af hornhinden. Få minutters udsættelse for xylendampe i en koncentration på 200 ppm resulterer hos de fleste mennesker i irritation af øjne, næse og svælg, og 100 ppm anses ofte for den højeste koncentration, de fleste kan udholde gennem en arbejdsdag. Der kan imidlertid forekomme en vis tilvænning, så højere koncentrationer kan udholdes.

### **Langtidseffekter**

Xylener hører til blandt de mange organiske opløsningsmidler, der efter mange års erhvervsmæssig udsættelse kan være medvirkende årsag til det såkaldte opløsningsmiddelsyndrom, der bl.a. giver sig udslag i unaturlig træthed om dagen, søvnproblemer om natten, hovedpine, hukommelsessvigt, irritabilitet og andre personlighedsændringer. Den laveste effektkoncentration er bestemt til 100 ppm og den laveste koncentration uden effekt til 50 ppm. Arbejds miljøinstituttet vurderer, at xylener og ethylbenzen medfører stor risiko for varige og/eller alvorlige skader på nervesystemet selv ved normalt arbejde med stofferne.

Xylen transporteres let med blodet fra moder til foster via placenta (moderkagen). Udsættelse for xylen i koncentrationer, som påvirkede moderdyret, fremkaldte i forsøg med drægtige gnavere en øget fosterdødelighed, en hæmmet vækst og udvikling af fosteret samt muligvis fostermisdannelser. I forsøg med mus og kaniner blev den laveste koncentration uden effekt (NOAEL) for fostermisdannelser i begge tilfælde bestemt til 115 ppm eller 544 mg/m<sup>3</sup>. I en enkeltstående undersøgelse var NOAEL dog så lav som 10 mg/m<sup>3</sup>.

Der er ingen sikker viden om reproduktionseffekter af xylen i mennesker, men en række befolkningsundersøgelser peger generelt på, at udsættelse for opløsningsmidler kan forårsage fosterskader og et øget antal spontane aborter. Arbejds miljøinstituttet vurderer xylen som reproduktionsskadende ved middel dosisniveau.

Xylener er blevet undersøgt i en lang række korttidstest for skader på arveanlæg (mutagen effekt). I næsten alle undersøgelser var der ingen målelige skader. Helt nye og velgennemførte dyreforsøg med mus og rotter, hvor dyrene fik teknisk xylen (op til 1 gram/kg legemsvægt/dag) med mavesonde i 2 år, har heller ikke vist en kræftfremkaldende effekt. Stofferne må derfor betragtes som stort set uden genskade egenskaber.

## Grænseværdier

I en rapport om risikovurdering af legetøj (CEN/TC52/WG9, 2003) blev 2 ppm (9,5 mg/m<sup>3</sup>) angivet som indendørs grænseværdi for xylener. En vejledende grænseværdi baseret på reproduktionsskader er for xylen beregnet til 870 µg/m<sup>3</sup>.

Referencekoncentrationen (RfC) på 0,1 mg/m<sup>3</sup> er baseret på påvirkning af bevægelseskordineringen med en den laveste koncentration uden effekt på 50 ppm svarende til 217 mg/m<sup>3</sup>. Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI) er beregnet til 150 µg/kg lgv/dag. Reference dosis (RfD) på 0,2 mg/kg lgv/dag er baseret på en laveste effektkoncentration på 500 mg/kg lgv/dag og en laveste koncentration uden effekt på 250 mg/kg lgv/dag.

### *o*-XYLEN

Synonymer: *ortho*-Xylen, *o*-xylol, 1,2-dimethylbenzen, *o*-xylene (engl). CAS nr. 95-47-6. EU nr. 601-038-00-6. EINECS nr. 202-422-2. RTECS nr. ZE2450000. Formler: C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>, CH<sub>3</sub>-C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>-CH<sub>3</sub>. Molvægt: 106,17. Frysepunkt: -25°C. Kogepunkt (1 atm): 144°C. Relativ massefylde (20/4°C): 0,8801 (vand=1). Damptryk (25°C): 7 mm Hg (0,91 kPa). Relativ damptæthed: 3,7 (luft=1). Opløselighed i vand (20°C): 175 mg/L. Fordelingskoefficient (logK<sub>ow</sub>): 2,77. Flammepunkt (cc): 32°C. LD<sub>50</sub>(o,r): 3,4 g/kg. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 4,33 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 109 mg/m<sup>3</sup> H (25 ppm). Klassificering og mærkning (2005): Sundhedsskadelig (Xn). Risikoangivelser: Brandfarlig (R10), farlig ved indånding og ved hudkontakt (R20/21), irriterer huden (R38). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), undgå kontakt med øjnene (S25).

### *m*-XYLEN

Synonymer: *meta*-Xylen, *m*-xylol, 1,3-dimethylbenzen, *m*-xylene (engl). CAS nr. 108-38-3. EU nr. 601-039-00-1. EINECS nr. 203-576-3. RTECS nr. ZE2275000. Formler: C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>, CH<sub>3</sub>-C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>-CH<sub>3</sub>. 106,17. Frysepunkt: -48°C. Kogepunkt (1 atm): 139°C. Relativ massefylde (20/4°C): 0,8642 (vand=1). Damptryk (25°C): 8 mm Hg (1,12 kPa). Relativ damptæthed: 3,7 (luft=1). Mætningskoncentration (25°C): 2.400 ppm. Opløselighed i vand (20°C): 35 mg/L. Flammepunkt (cc): 27°C. Lugtgrænse: 1,1 ppm. LD<sub>50</sub>(o,r): 6,6 g/kg. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 4,33 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 109 mg/m<sup>3</sup> H (25 ppm). Klassificering og mærkning (2005): Sundhedsskadelig (Xn). Risikoangivelser: Brandfarlig (R10), farlig ved indånding og ved hudkontakt (R20/21), irriterer huden (R38). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), undgå kontakt med øjnene (S25).

### *p*-XYLEN

Synonymer: *para*-Xylen, *p*-xylol, 1,4-dimethylbenzen, *p*-xylene (engl). CAS nr. 106-42-3. EU nr. 601-022-00-9. EINECS nr. 203-396-5. RTECS nr. ZE2625000. Formler: C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>, CH<sub>3</sub>-C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>-CH<sub>3</sub>. Molvægt: 106,17. Frysepunkt: 13°C. Kogepunkt (1 atm): 138°C. Relativ massefylde (20/4°C): 0,8610 (vand=1). Damptryk (25°C): 9 mmHg (1,18 kPa). Damptæthed: 3,7 (luft=1). Opløselighed i vand (20°C): 38 mg/L. Flammepunkt (cc): 27°C. Lugtgrænse: 0,5 ppm. LD<sub>50</sub>(o,r): 3,9 g/kg. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 4,33 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 109 mg/m<sup>3</sup> H (25 ppm). Klassificering og mærkning (2005): Sundhedsskadelig (Xn). Risikoangivelser: Brandfarlig (R10), farlig ved indånding og ved hudkontakt (R20/21), irriterer huden (R38). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), undgå kontakt med øjnene (S25).

## 1.8 Styren

De sundhedsmæssige egenskaber af styren er beskrevet i kortlægningsrapport nr. 39, 2004 og Fokusartikel nr. 4.

Styren er en farveløs, olieagtig og brændbar væske med en sød, aromatisk lugt, som bliver ubehagelig skarp og gennemtrængende ved højere koncentrationer. Opløseligheden i vand er ringe, mens det er opløseligt i eller blandbart med organiske opløsningsmidler.

### Mandelsyre i urinen

Styren optages let gennem lunger og hud og deponeres i underhudens fedtlag. Styrens halveringstid i kroppen er fra 8 timer til nogle dage. Det meste

omdannes og udskilles som mandelsyre med urinen. Koncentrationen af mandelsyre i urin anvendes i praksis som et mål for eksponeringens størrelse, hvor man ikke har sikre luftmålinger.

Styren kan ved førstegangskontakt lugtes i meget lave koncentrationer (<1 ppm), men efterhånden vænnes man til lugten. I højere koncentrationer virker stoffet irriterende. Således forekommer mild irritation af øjne, næse og læber efter nogle timers udsættelse for 50-100 ppm styren. En massiv udsættelse kan forårsage vejrtrækningsproblemer, forbrændinger af øjets hornhinde og kraftige hududslæt. Efter langtidsumsættelse er påvist forstørret lever.

### **Virkning på centralnervesystemet**

Efter en årelang udsættelse for styren i et koncentrationsområde omkring grænseværdien på 25 ppm er hos arbejdere konstateret en overhyppighed af unaturlig træthed og beruselse samt et forringet resultat af psykologiske tests. Det har ligefrem med elektroniske instrumenter været muligt at måle ændringer i nerveimpulserne i hjernen. Ved lidt højere koncentrationer (>50 ppm) er rapporteret symptomer som svimmelhed, hovedpine, døsighed, træthed og koncentrationsvanskeligheder. Efter udsættelse for >100 ppm styren er beskrevet synsforstyrrelser, fordøjelsesvanskeligheder, forlængelse af reaktionstid og balancesvækkelse. Nyere undersøgelser har påvist et nedsat farvesyn hos arbejdere udsat for styren i glasfiberindustrien.

Arbejdsmiljøinstituttet vurderer styren som et stof, der medfører stor risiko for varige og/eller alvorlige skader på nervesystemet selv ved normalt arbejde med stoffet.

### **Langtidsvirkninger**

Styren er mutagent i flere forskellige testsystemer og det fremkalder chromosomændringer i cellekulturer. I de fleste tilfælde kræves imidlertid en aktivering af stoffet ved hjælp af tilsætning af leverenzympræparater, som omdanner (oxiderer) styren til styrenoxid.

Styrenoxid menes at være et mellemprodukt i styrens stofskifte i både dyr og mennesker, og spor af styrenoxid er i nogle få tilfælde konstateret i blodprøver fra eksponerede arbejdere. Disse spor kan imidlertid også stamme fra indånding af styrenoxid, som kan forekomme i arbejdsluften i plastindustrien i koncentrationer ca. 1000 gange lavere end for styren.

En række arbejdspladsundersøgelser har ikke givet et entydigt svar, om styren er kræftfremkaldende, selv om en overdødelighed af kræft i bloddannende væv (leukæmi) har været konstateret i nogle undersøgelser. Det kan dog ikke udelukkes, at effekten skyldes samtidig udsættelse for andre stoffer, bl.a. benzen og butadien.

De foretagne langtidsdyreforsøg med styren har ikke været entydige, men giver et fingerpeg om, at en mindre kræftisiko ved styrenudsættelse ikke helt kan udelukkes. Derimod har dyreforsøg med sikkerhed vist, at **styrenoxid** tilført med mavesonde giver mavekræft i rotter.

IARC anser styren som et muligt kræftfremkaldende stof, og styrenoxid som et sandsynligt kræftfremkaldende stof. Begge stoffer er optaget på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer.

### Virkning på forplantningsevnen

I en række tilfælde har det vist sig, at styren kan forstyrre den normale fosterudvikling hos forsøgsdyr. Videre har befolkningsundersøgelser vist, at kvinder udsat for styren under graviditeten kan føde børn med medfødte defekter i det centrale nervesystem. Ligeledes har undersøgelser vist, at styrenudsatte kvinder kan have en øget hyppighed af menstruation uregelmæssigheder samt et større antal ufrivillige aborter end normalbefolkningen. Mælkeproduktionen kan ligeledes være nedsat.

Resultater af dyreforsøg tyder på, at styren også kan påvirke den mandlige formeringsevne. Undersøgelse af mandlige arbejdere i glasfiberindustrier har påvist en nedsat funktion af testiklerne og forringet sædkvalitet. Disse arbejdere var imidlertid, udover styren, udsat for andre farlige stoffer.

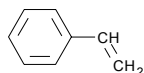
Arbejdsmiljøinstituttet vurderer styren som reproduktionsskadelig ved middel dosisniveau.

### Grænseværdier

I erhvervsmæssigt eksponerede mennesker er der observeret mindre effekter som effekter på verbale evner og synsforstyrrelse ved luftkoncentrationer på 107-213 mg/m<sup>3</sup>. Dette svarer til en laveste koncentration uden effekt på 0,26 mg/m<sup>3</sup> (ugentlig gennemsnit). Den laveste koncentration uden effekt på den neuropsykologiske funktion hos arbejdere er 22 ppm (94 mg/m<sup>3</sup>). I forsøg med rotter eksponeret for styren med drikkevandet var den laveste koncentration uden effekt på kropsvægten 14 mg/kg/dag for hanner og 12 mg/kg/dag for hunner.

WHO har angivet en 24 timers vejledende luftgrænseværdi for styren på 800 µg/m<sup>3</sup>. Referencekoncentrationen (RfC) er fastsat til 1 mg/m<sup>3</sup> på basis af effekter på centralnervesystemet, og Reference dosis (RfD) er 0,2 mg/kg lgv/dag baseret på et forsøg på hunde, hvor den laveste koncentration uden effekt blev fundet til 200 mg/kg/dag. Der findes en hollandsk Tolerabel Daglig Indtagelse af styren på 120 µg/kg lgv/dag.

#### STYREN



Synonymer: Vinylbenzen, ethenylbenzen, styrol, styrene (engl). CAS nr. 100-42-5. EU nr. 601-026-00-0. EINECS nr. 202-851-5. RTECS nr. WL3675000. UN nr. 2055. Formler: C<sub>8</sub>H<sub>8</sub>, C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>CH=CH<sub>2</sub>. Molvægt: 104,16. Frysepunkt: -31°C. Kogepunkt (1 atm): 145°C. Damptryk (25°C): 6 mm Hg (0,86 kPa). Dampthæthed: 3,6 (luft=1). Mætningskoncentration (25°C): 9600 ppm. Relativ massefylde (20/4°C): 0,906 (vand=1). Opløselighed i vand (20°C): 0,32 g/L. Fordelingskoefficient (logK<sub>ow</sub>): 3,2. Flammepunkt (cc): 31°C. Selvantændelsestemperatur: 490°C. Eksplosionsgrænser: 0,9-6,8 vol%. Brydningsindeks (n<sub>20,D</sub>): 1,5460. Lugtgrænse: 0,3 ppm. LD<sub>50</sub>(o,r): 5 g/kg. <sup>4</sup>hLC<sub>50</sub>(ihl,r): 2.700 ppm. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 4,33 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 25 ppm LHK (105 mg/m<sup>3</sup>). Klassificering og mærkning (2005): Sundhedsskadelig (Xn). Risikoangivelser: Brandfarlig (R10), farlig ved indånding (R20), irriterer øjnene og huden (R36/38). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), undgå indånding af dampe (S23). Anmærkninger: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae), har tilbøjelighed til spontan polymerisation (D).

### 1.9 Limonen

De sundhedsmæssige egenskaber af limonen er beskrevet i kortlægningsrapport nr. 36, 2003 og nr. 38, 2004 samt Fokusartikel nr. 72.

Limonen hører til naturstofgruppen, der kaldes terpener. Limonen er en ringformet forbindelse, som forekommer i 2 spejlbilled-isomere former. Den syntetiske blanding af de to former kaldes også dipenten; **d**-formen forekommer naturligt som bestanddel af æteriske olier udvundet af skallen af citrusfrugter og som en bestanddel af vegetabilsk terpentiner udvundet af fyrretræ. Små mængder **d**-limonen findes også i krydderier såsom dild, bergamot og mynte; **l**-formen er mindre biologisk aktiv.

Limonen er en farveløs og brandbar væske med en kraftig duft af citron (**d**-form) eller appelsin (**l**-form). Stoffet oxideres (iltes) let af luften, hvorved væsken bliver gullig. Limonen er uopløseligt i vand, men opløseligt i organiske opløsningsmidler.

Limonen udvindes af citrusolier indeholdt i citron- og appelsinaffald fra produktionen af juice. Da limonen stammer fra naturlige råstoffer, markedsføres det som et alternativt "miljøvenligt" opløsningsmiddel i koncentrationer på 5-30%.

Den daglige indtagelse af limonen med kosten er i USA anslået til 2,5 mg/kg kropsvægt. Indtagelsen er nok lidt mindre i Danmark. I appelsinsaft er koncentrationen af limonen omkring 100 mg/L.

Selvom limonen ikke er særligt flygtigt kan der i arbejdsmiljøsituationer forekomme meget høje luftkoncentrationer. Koncentrationer af limonen på op til 400 mg/m<sup>3</sup> er målt ved højtryksspuling med en 7% opløsning af limonen. Mere almindelige arbejdsmiljøkoncentrationer er 10-30 mg/m<sup>3</sup>. Der er ingen officiel dansk grænseværdi for limonen i arbejdsluften, men kun en tentativ værdi på 417 mg/m<sup>3</sup>. I USA er blevet foreslået en grænseværdi på 166 mg/m<sup>3</sup>.

Koncentrationen af limonen i indeklimaet er i udlandet målt til 40 µg/m<sup>3</sup>, i udeluften til 2 µg/m<sup>3</sup> og i menneskers udåndingsluft til 20 µg/m<sup>3</sup>. Limonen hører til gruppen af flygtige organiske forbindelser (VOC) og kan ved reaktion med NO<sub>x</sub> danne luftforurening med ozon og smog.

### Letoptageligt

Limonen optages hurtigt og effektivt både igennem hud, lunger og mave-tarm kanal. Hudoptageligheden illustreres af, at **d**-limonen bruges i medicinen til at øge lægemidlers gennemtrængning af huden. På grund af stoffets lave damptryk vil optagelse ved indånding i praksis være betydelig mindre end optagelse ved hudkontakt.

Det har ligeledes en stor opløselighed i blod og fedtvæv. Opholdstiden i kroppen er dog normalt kort, idet halveringstiden er under et døgn. Stoffet udskilles afhængigt af dyrearten i form af mange forskellige metabolitter.

### Giftighed

Den akutte giftighed af limonen efter en enkelt tilførsel af stoffet til rotter og mus er meget lille, og limonen opfylder derfor ikke kriterierne for at blive klassificeret som sundhedsfarligt. Den meste viden om limonens skadevirkninger kommer fra forsøg med dyr. Der foreligger imidlertid et enkelt forsøg med fem frivillige personer, som indtog 20 gram limonen gennem munden og derefter fik diarré med smertefulde opkastninger. I et andet tilfælde, hvor otte forsøgspersoner i et eksponeringskammer indåndede op til 450 mg limonen/m<sup>3</sup> luft i to timer, var der tilsyneladende ingen effekter.

Limonen påvirker en række enzymer i leveren hos forsøgsdyr, hvad der kan forårsage forskydninger i stofomsætningen i kroppen. I nogle dyreforsøg har man bl.a. konstateret, at limonen nedsætter koncentrationen af kolesterol i lever og blod. Dette kan betragtes som en gavnlig effekt, da et højt kolesterol-niveau er sat i forbindelse med øges risiko for hjerte-kar sygdom. Limonen har en gavnlig virkning på galdesystemet og direkte indsprøjet kan det opløse galdesten.

### **Allergi**

Limonen opløser fedtstofferne i hud og slimhinder, og kontakt kan derfor forårsage forbigående tør og irriteret hud og øjne. Allerede i 1930'erne anså man limonen som hovedårsag til hudeksem fra arbejde med citrusfrugter. Det er ikke klart, om limonen i al almindelighed forårsager kontaktallergi. Nogle undersøgelser tyder på det, andre ikke. Limonen oxideres let af luftens ilt. Eksperimentelle studier viser, at limonen ikke i sig selv er allergent, men at allergene stoffer dannes ved autooxidation. Limonen er optaget på listen over uønskede stoffer, da der er begrundet mistanke om, at det kan give allergi.

### **Langtidsvirkninger**

Limonen er undersøgt i en række testsystemer, men synes ikke at skade arveanlæg. Fostre skades kun ved doser, der også skader moderdyret. Langtidforsøg med rotter, der fik tilført 150 mg limonen dagligt med foderet, resulterede i en øget forekomst af nyrekræft hos hanrotter. En sådan kræftforekomst kunne ikke konstateres hos hunrotter og mus, som blev udsat for en langt højere dosis af limonen. Specifikt hos hanrotter bindes en stor del af det optagne limonen til nyreproteinet  $\alpha_{2u}$ -globulin. Dette er baggrunden for disse dyrs ekstreme følsomhed overfor limonens skadelige effekter. Det er ikke særlig sandsynligt, at limonen skulle have en kræftfremkaldende effekt i mennesker, snarere tværtimod. I andre dyreforsøg har limonen nemlig mindsket effekten af kendte kræftstoffer, som fx. nitrosaminer, og stoffet har ligefrem kunnet få brystsvulster til at forsvinde på mus.

### **Grænseværdier**

TDI: 0,1 mg/kg lgv/d baseret på et 13 ugers rotteforsøg.

Daglig indtagelse NOAEL på 250 mg/kg mht. leverskader.

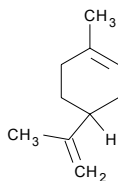
Daglig indtagelse LOAEL på 500 mg/kg mht. leverskader.

Daglig indånding NOAEL på 1170 mg/kg.

Daglig indånding LOAEL på 2330 mg/kg.



## LIMONEN



Synonymer: *d*/Limonen, dipenten, *p*-mentha-1,8-dien, 1,8(9)-*p*-mentandien, 1-methyl-4-(1-methylethenyl)cyclohexen, *d*/limonene (engl). CAS nr. 138-86-3 (*d*/blanding), 5989-27-5 (*d*-form), 5989-54-8 (*f*-form). EU nr. 601-029-00-17. EINECS nr. 205-341-0 (*d*/), 227-813-5 (*d*/), 227-813-6 (*f*). Bruttoformel: C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>. Molvægt: 136,23. Frysepunkt: -75°C. Kogepunkt (1 atm): 176°C. Relativ massefylde (20/4°C): 0,8402 (vand=1). Damptryk (20°C): 1,5 mm Hg (0,19 kPa). Relativ damptæthed: 4,7 (luft=1). Flammepunkt (cc): 48°C. Selvantændelsestemperatur: 236°C. Opløselighed i vand (25°C): 14 mg/L. LD<sub>50</sub>(o,r): ≤5 g/kg. Lugtgrænse: >1-500 ppb (6-2500 µg/m<sup>3</sup>). Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 5,56 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (tentativ 2005): 75 ppm (417 mg/m<sup>3</sup>). Klassificering og mærkning (2005): Lokalirriterende (Xi), miljøfarlig (N). Risikoangivelser: Brandfarlig (R10), irriterer huden (R38), kan give overfølsomhed ved kontakt med huden (R43), meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet (R50/53). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), undgå kontakt med huden (S24), brug egnede beskyttelseshandsker under arbejdet (S37), dette materiale og dets beholdere skal bortskaffes som farligt affald (S60), undgå udledning til miljøet. Se særlig vejledning/sikkerhedsdatablad (S61).

## 1.10 Phthalater

De sundhedsmæssige egenskaber af visse phthalater er beskrevet i Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1996,<sup>3</sup> MST kortlægningsrapport nr. 23, 2003 og nr. 43, 2004 samt i Fokusartikel nr. 32.

Phthalater er estere af phthalsyre (1,2-benzendicarboxylsyre). Der fremstilles teknisk omkring 20 forskellige phthalater. De vigtigste dialkylphthalater er dimethylphthalat (DMP), diethylphthalat (DEP), dibutylphthalat (DBP), diisobutylphthalat (DIBP), butylbenzylphthalat (BBP), dioctylphthalat (DOP), diisononylphthalat (DINP) og di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). DEHP er en isomer af DOP og navngives tit også som "DOP" i teknisk litteratur.

Dialkylphthalater kan almindeligvis beskrives som farveløse, næsten lugtløse og olieagtige væsker, der har relativt høje kogepunkter og lav flygtighed. De er modstandsdygtige overfor varme- og lyspåvirkninger, men er brændbare.

Opløseligheden i vand varierer meget og mindskes med voksende kædelængde. Langkædede phthalater, såsom DEHP, er uopløselige i vand, mens DMP er moderat opløselige i vand. Alle phthalater er opløselige i de fleste organiske opløsningsmidler.

### Anvendelser

Langt den vigtigste anvendelse af phthalater er som "blødgører" i plastprodukter. DEHP og andre langkædede PAE anvendes især som blødgører til polyvinylchlorid (PVC), hvori det kan forekomme i mængder på op til 50%. Det er i 1999 blevet forbudt at anvende phthalater i legetøj til småbørn, fordi de kan lække fra platten. Samme år er der indført en afgift på

<sup>3</sup> Nielsen E, Larsen PB. Toxicological evaluation and limit values for DEHP and phthalates, other than DEHP. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1996. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency, 1996.

de fleste PVC produkter på 2 kr. pr. kg. For blød PVC er der desuden en afgift på 7 kr. pr. kg phthalat.

Dibutylphthalat (DBP), og i mindre omfang DMP, DEP, og BBP, anvendes som blødgørere og opløsningsmiddel til polyvinylacetat, som anvendes i lime, trykfarver og gulvmaterialer samt i cellulose-derivater, der anvendes i lak til overfladebehandling og indpakning ("cellophan"). DBP er et godt opløsningsmiddel for gummi.

Blødgørere er som regel ikke kemisk bundne i polymere, hvorfor der potentielt kan ske en eksponering af forbrugeren ved afsmitning ved kontakt. Phthalater er generelt ikke særligt flygtige ved stuetemperatur, men flygtigheden stiger drastisk med stigende temperatur, f.eks. stiger damptrykket af DEHP 320 gange fra 20°C til 70°C. Afdampning af de mindre flygtige phthalater vil normalt være begrænset, og indholdet i indeluften vil være lavt og især knyttet til de fine partikler. Til gengæld vil husstøv kunne indeholde betydelige mængder.

På grund af opståede betænkeligheder vedrørende DEHP's sundhedseffekter har der i nyeste tid været en tendens til at substituere DEHP med andre phthalater med næsten samme teknologiske egenskaber, f.eks. diisononylphthalat (DINP), eller de beslægtede dialkyladipater. Det er karakteristisk, at erstatningsstofferne generelt ikke er ligeså velundersøgte mht. eventuelle sundhedseffekter som DEHP, og for nogle erstatningsstoffer er der næsten ingen tilgængelige oplysninger, der kan belyse disses egenskaber.

### **Optages gennem huden**

Phthalater optages let i kroppen gennem lungerne efter indånding af støv og dampe og via mave-tarm kanalen ved indtagelse gennem munden. Optagelsen via mave-tarm kanalen er særlig stor, hvis stoffet er opløst i spiseolie. For DEHP er denne optagelse 40-50% af indtagelsen.

PAE gennemtrænger ligeledes intakt hud. De lavere dialkylforbindelser mest (op til 60% af dosis). Hudoptagelsen af DEHP er mindre end 5%. Nogle PAE forbindelser, bl.a. DMP, DEP og DEHP, virker svagt irriterende på huden, men allergi er ikke beskrevet.

Stofferne nedbrydes (hydrolyseres) og udskilles relativt hurtigt, men den daglige tilførsel af bl.a. DEHP og DBP i et moderne samfund er så stor, at der efterhånden alligevel vil ske en ophobning i kroppen - først og fremmest i lever, nyrer, hjerte, lunger og fedtvæv. Det har vist sig, at alle mennesker i industrialiserede lande har spor af DEHP i deres fedtvæv.

### **Giftighed**

Den akutte giftighed af phthalater i forsøgsdyr er usædvanlig ringe. Den dødelige koncentration er så stor, at de fleste phthalater ikke opfylder kriterierne for sundhedsskadelighed. Giftigheden aftager med voksende kædelængde. Blandt de mest giftige er den umættede forbindelse, diallylphthalat (DAP), som er den eneste PAE, der er klassificeret sundhedsskadelig.

Det forhold, at DEHP hører til de relativt mindre giftige stoffer illustreres af, at frivillige forsøgspersoner, som indtog 10 gram DEHP, bortset fra mavebesvær ikke blev syge. Helt uskadeligt er stofferne dog ikke. En arbejder, der ved et uheld kom til at indtage 10 gram dibutylphthalat (DBP) fik få timer senere forgiftningssymptomer såsom kvalme, svimmelhed, opkastning og nyrebetændelse. Han kom sig fuldstændigt efter to uger.

Der er ligeledes forekommet en række forgiftningstilfælde blandt medicinske patienter, som var udsat for PAE afgivet fra dialyseslanger, blodposer eller

andet medicinsk udstyr af PVC. Afgivelsen er størst for de kortkædede PAE og afhænger af typen af den væske, PVC er i kontakt med.

### Langtidsvirkninger

Risikoen for alvorlige langtidseffekter på raske mennesker efter udsættelse for phthalater er omdiskuteret. Der findes imidlertid to lidt ældre undersøgelser fra PVC forarbejdende industrier i Italien og Sovjetunionen, hvor effekter på nervesystemet, lever og blod blev rapporteret ved eksponeringsniveauer 10 gange over den nugældende grænseværdi for phthalater. Det er imidlertid åbenbart, at arbejderne samtidig var udsat for andre stoffer end blødgørerne. Arbejdstilsynet vurderer dimethylphthalat og dibutylphthalat som stoffer, der kun medfører en ringe risiko for skadevirkninger på nervesystemet ved normalt arbejde.

I forsøgsdyr har massive langtidssudsættelser for DEHP – svarende til en indtagelse af 35 gram DEHP/dag i mennesker – forårsaget leverskader. DAP er **mere** leverskadende end DEHP, hvis isomer, DOP, igen er **mindre** leverskadende end DEHP. Den laveste eksponering i langtidsforsøg, hvor der er konstateret effekter af DEHP i føden (LOAEL) er 3,7 mg/kg lgv/dag.

### Effekter på reproduktionen

Tilsvarende høje eksponeringer for DEHP, DBP, DIBP og BBP fremkalder testikelhenfald hos forsøgsdyr, mens DMP, DEP og DOP ikke er aktive. Lavere eksponeringer for DEHP har hos mus fremkaldt nedsat frugtbarhed og fosterskader med bl.a. nervesystems- og skeletforandringer. DEHP, DBP og BBP hormonforstyrrende stoffer, der kan være årsag til nedsat frugtbarhed og øget kræft i kønsorganerne. Arbejds miljøinstituttet vurderer DEHP som reproduktionsskadende ved middel dosisniveau.

### Kræft

Generelt er phthalater sjældent aktive i genetiske korttidstest. Nogle phthalater (DMP, DEP og DBP) er svagt mutagene, mens f.eks. DEHP, DOP og DIOP ikke er aktive. DEHP kan imidlertid fremkalde celleomdannelse.

Ved en samkørsel af Cancerregistret med ATP blev der fundet en lille overhyppighed af leverkræft hos erhvervsgrupper, der formodes at have været udsatte for DEHP. Det kunne dog ikke udelukkes, at alkoholindtagelse var forklaringen.

Massive udsættelser for DEHP i langtidsfoderforsøg har forårsaget leverkræft i rotter og mus. I tilsvarende forsøg med rotter fremkaldte BBP leukæmi (blodkræft) og kræft i bugspytkirtlen, mens DMP, DEP, DBP, DIDP, DHP, DOP og DAP ikke syntes at være kræftfremkaldende. Høje doser diisononylphthalat fremkalder ligesom limonen nyrekræft i hanrotter ved en mekanisme, der ikke anses for relevant for mennesker. De øvrige PAE er ikke undersøgt. I et langtidsforsøg, hvor hamstere indåndede DEHP dampe, kunne der ikke konstateres en øget kræft risiko. Indtagelsen af DEHP var dog nødvendigvis langt lavere end i foderforsøgene. I samme forsøgsrække blev nogle dyr samtidig udsat for en kræftfremkaldende nitrosamin, og resultatet var, at DEHP **modvirkede** nitrosaminens virkning.

Mekanismen bag DEHP's kræftfremkaldende effekt i gnavere er meget speciel (peroxisom proliferation), der ikke er relevant for mennesker. Videre tyder de fleste undersøgelser som nævnt på, at DEHP ikke er direkte genotoksisk. Dette betyder, at der formentligt vil være en tærskelværdi for den kræftfremkaldende effekt, således at de lave eksponeringer, som mennesker

normalt udsættes for, ikke vil være kræftfarlige. DEHP er optaget på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer, og en arbejdsgruppe nedsat af Arbejdstilsynet har tidligere konkluderet, at DEHP må anses for et såkaldt "lavpotent" kræftstof. Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) er tidligere af IARC vurderet som muligt kræftfremkaldende. En revurdering fra 2000 ændrede på dette, idet DEHP nu ikke kunne klassificeres som kræftfremkaldende.

#### DIMETHYLPHTHALAT

Synonymer: DMP, dimethylftalat, phthalsyredimethylester, dimethyl phthalate (engl). CAS nr. 131-11-3. EINECS nr. 205-011-6. RTECS nr. T11575000. Formler:  $C_6H_4(COOCH_3)_2$ ,  $C_{10}H_{10}O_4$ . Molvægt: 194,19. Smeltepunkt: 2°C. Kogepunkt (1 atm): 282°C. Relativ massefylde (20°C): 1,193 (vand=1). Brydningsindeks (20°C): 1,5168. Damptryk (20°C): 0,001 mm Hg (0,14 Pa). Damptæthed: 6,69 (luft=1). Flammepunkt (cc): 146°C. Opløselighed i vand (25°C): 4,32 g/L. LD<sub>50</sub>(o,r): 6,9 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DIETHYLPHTHALAT

Synonymer: DEP, diethylftalat, phthalsyrediethylester, diethyl phthalate (engl). CAS nr. 84-66-2. EINECS nr. 201-550-6. RTECS nr. T11050000. Formler:  $C_6H_4(COOC_2H_5)_2$ ,  $C_{12}H_{14}O_4$ . Molvægt: 222,24. Frysepunkt: -3°C. Kogepunkt (1 atm): 296°C. Relativ massefylde (20°C): 1,118 (vand=1). Brydningsindeks (25°C): 1,5002. Damptryk (20°C): 0,0004 mm Hg (0,05 Pa). Damptæthed: 7,66 (luft=1). Flammepunkt (cc): 117°C. Opløselighed i vand (25°C): 0,9 g/L. LD<sub>50</sub>(o,r): 10 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DIBUTYLPHTHALAT

Synonymer: DBP, DNBP, di-n-butylphthalat, dibutylftalat, phthalsyredibutylester, dibutyl phthalate (engl). CAS nr. 84-74-2. EU nr. 607-318-00-4. EINECS nr. 201-557-4. RTECS nr. T10875000. Formler:  $C_6H_4(COOC_4H_9)_2$ ,  $C_{16}H_{22}O_4$ . Molvægt: 278,35. Frysepunkt: -35°C. Kogepunkt (1 atm): 340°C. Relativ massefylde (20/4°C): 1,047 (vand=1). Brydningsindeks (20°C): 1,4900. Damptryk (20°C): 10<sup>-5</sup> mm Hg (0,001 Pa). Damptæthed: 9,58 (luft=1). Flammepunkt (cc): 154°C. Opløselighed i vand (25°C): 13 mg/L. LD<sub>50</sub>(o,m): 12 g/kg. Lugtgrænse: 0,26 mg/m<sup>3</sup>. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 11,4 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Giftig (T), miljøfarlig (N), Rep2, Rep3. Risikoangivelser: Kan skade barnet under graviditeten (R61), mulighed for skade på forplantningsevnen (R62), meget giftig for organismer, der lever i vand (R50). Sikkerhedsforskrifter: Undgå enhver kontakt; indhent særlige anvisninger før brug (S53), ved ulykkestilfælde eller ved ildebefindende er omgående lægebehandling nødvendig; vis etiketten, hvis det er muligt (S45), undgå udledning til miljøet. Se særlig vejledning/sikkerhedsdatablad (S61). Anmærkning: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae).

#### DIISOBUTYLPHTHALAT

Synonymer: DIBP, diisobutylftalat, phthalsyrediisobutylester, diisobutyl phthalate (engl). CAS nr. 84-69-5. EINECS nr. 201-553-2. RTECS nr. T11225000. Formler:  $C_6H_4(COOC_4H_9)_2$ ,  $C_{14}H_{22}O_4$ . Molvægt: 278,34. Frysepunkt: -50°C. Kogepunkt (1 atm): 327°C. Massefylde (20°C): 1,040 (vand=1). Flammepunkt (cc): 162°C. Opløselighed i vand (25°C): 10 mg/L. LD<sub>50</sub>(o,r): 20 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DIHEXYLPHTHALAT

Synonymer: DHP, DNHP, di-n-hexylphthalat, dihexylftalat, phthalsyredihexylester, dihexyl phthalate (engl). CAS nr. 84-75-3. EINECS nr. 201-559-5. RTECS nr. T11100000. Formler:  $C_6H_4(COOC_6H_{13})_2$ ,  $C_{20}H_{30}O_4$ . Molvægt: 334,4. Frysepunkt: -27°C. Kogepunkt (1 atm): 350°C. Relativ massefylde (25/4°C): 1,011 (vand=1). Damptryk (25°C): 5 x 10<sup>-6</sup> mm Hg. Opløselighed i vand (25°C): 0,05 mg/L. LD<sub>50</sub>(o,r): 30 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DIOCTYLPHTHALAT

Synonymer: DOP, DNOP, di-n-octylphthalat, dioctylftalat, phthalsyredioctylester, dioctyl phthalate (engl). CAS nr. 117-84-0. EINECS nr. 204-214-7. RTECS nr. T11925000. Formler:  $C_6H_4(COOC_8H_{17})_2$ ,  $C_{24}H_{38}O_4$ . Molvægt: 390,62. Frysepunkt:  $-55^{\circ}C$ . Kogepunkt (1 atm):  $>390^{\circ}C$ . Relativ massefylde (25/4°C): 0,978 (vand=1). Damptryk (25°C):  $1,44 \times 10^{-4}$  mm Hg. Damptæthed: 16,0 (luft=1). Flammepunkt (cc):  $215^{\circ}C$ . Opløselighed i vand (25°C): 3 mg/L.  $LD_{50}(o,r)$ : 30 g/kg. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 15,87 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DI(2-ETHYLHEXYL)PHTHALAT

Synonymer: DEHP, di(2-ethylhexyl)ftalat, bis(2-ethylhexyl)phthalat, phthalsyredi(ethylhexyl)ester, di(2-ethylhexyl) phthalate (engl). CAS nr. 117-81-7. EU nr. 607-317-00-9. EINECS nr. 204-211-0. RTECS nr. T1035000. Formler:  $C_6H_4[COOCH_2CH(C_2H_5)C_4H_9]_2$ ,  $C_{24}H_{38}O_4$ . Molvægt: 390,57. Frysepunkt:  $-47^{\circ}C$ . Kogepunkt (1 atm):  $384^{\circ}C$ . Relativ massefylde (20°C): 0,985 (vand=1). Damptryk (25°C):  $1 \times 10^{-7}$  mm Hg (0,000013 Pa). Damptæthed: 13,45 (luft=1). Flammepunkt(oc):  $196^{\circ}C$ . Opløselighed i vand (25°C): 0,34 mg/L. Fordelingskoefficient ( $\log K_{ow}$ ): 8,7.  $LD_{50}(o,r)$ : 31 g/kg. Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 15,87 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Giftig (T), miljøfarlig (N), Rep2. Risikoangivelser: Kan skade forplantningsevnen (R60), kan skade barnet under graviditeten (R61), Sikkerhedsforskrifter: Undgå enhver kontakt; indhent særlige anvisninger før brug (S53), ved ulykkestilfælde eller ved ildebefindende er omgående lægebehandling nødvendig; vis etiketten, hvis det er muligt (S45). Anmærkning: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae)

#### DIISOCTYLPHTHALAT

Synonymer: DIOP, phthalsyrediisooctylester, diisooctylftalat, diisooctyl phthalate (engl). CAS nr. 27554-26-3. EINECS nr. 248-523-5. Formler:  $C_6H_4(COOC_8H_{17})_2$ ,  $C_{24}H_{38}O_4$ . Molvægt: 390,62. Relativ massefylde (20/20°C): 0,986 (vand=1). Frysepunkt:  $-43^{\circ}C$ . Kogepunkt (1 atm):  $370^{\circ}C$ . Relativ damptæthed: 13,5 (luft=1). Flammepunkt (cc):  $210^{\circ}C$ . Omregningsfaktor (25°C, 1 atm): 1 ppm = 15,87 mg/m<sup>3</sup>. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DIISONONYLPHTHALAT

Synonymer: DINP, diisononylftalat, phthalsyredi(isononyl)ester, diisononyl phthalate (engl). CAS nr. 28553-12-0. EINECS nr. 249-079-5. Formler:  $C_6H_4(COOC_9H_{19})_2$ ,  $C_{26}H_{42}O_4$ . Molvægt: 418,6. Frysepunkt:  $-48^{\circ}C$ . Kogepunkt (1 atm):  $440^{\circ}C$ . Massefylde (25°C): 0,982. Damptryk:  $5 \times 10^{-7}$  mm Hg. Flammepunkt (cc):  $221^{\circ}C$ . Opløselighed i vand:  $<0,001$  mg/L.  $LD_{50}(o,r)$ :  $>10$  g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### DIALLYLPHTHALAT

Synonymer: DAP, phthalsyrediallylester, diallylftalat, diallyl phthalate (engl). CAS nr. 131-17-9. EU nr. 607-086-00-4. EINECS nr. 205-016-3. RTECS nr. CZ4200000. Formler:  $C_6H_4(COOCH_2CH=CH_2)_2$ ,  $C_{14}H_{14}O_4$ . Molvægt: 246,24. Relativ massefylde (20/20°C): 1,120. Frysepunkt:  $-77^{\circ}C$ . Kogepunkt (1 atm):  $290^{\circ}C$ . Relativ damptæthed: 8,3 (luft=1). Brydningsindeks ( $n_{20/D}$ ): 1,5203. Flammepunkt (cc):  $75^{\circ}C$ . Opløselighed i vand (20°C): 0,1 g/L.  $LD_{50}(o,r)$ : 0,77 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Sundhedsskadelig (Xn), miljøfarlig (N). Risikoangivelser: Farlig ved indtagelse (R22), meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet (R50/53). Sikkerhedsforskrifter: Opbevares utilgængeligt for børn (S2), undgå kontakt med huden og øjnene (S24/25), dette materiale og dets beholder skal bortskaffes som farligt affald (S60), undgå udledning til miljøet. Se særlig vejledning/sikkerhedsdatablad (S61).

#### DIISODECYLPHTHALAT

Synonymer: DIDP, phthalsyrediisodecylester, diisodecylftalat, diisodecyl phthalate (engl). CAS nr. 26761-40-0. EINECS nr. 247-977-1. Formler:  $C_{26}H_{46}O_4$ . Molvægt: 446,7. Frysepunkt:  $-48^{\circ}C$ . Kogepunkt (1 atm):  $463^{\circ}C$ . Relativ massefylde (20/20°C): 0,966. Damptryk (20°C):  $3,5 \times 10^{-9}$  mmHg. Relativ Damptæthed: 15,4 (luft=1). Flammepunkt(oc):  $232^{\circ}C$ . Opløselighed i vand:  $<0,001$  mg/L.  $LD_{50}(o,r)$ : 64 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

**BENZYL BUTYL PHTHALAT**

Synonymer: BBP, butylbenzylphthalat, benzylbutylftalat, phthalsyrebenzylbutylester, benzyl butyl phthalate (engl). CAS nr. 85-68-7. EU nr. 607-430-00-3. EINECS nr. 201-662-7. RTECS nr. TH9990000. Formler:  $C_{6}H_{4}(COOC_{4}H_{9})(COOCH_{2}C_{6}H_{5})$ ,  $C_{19}H_{20}O_{4}$ . Molvægt: 312,37. Frysepunkt: -35°C. Kogepunkt (1 atm): 377°C. Massefylde (25°C): 1,115 (vand=1). Damptryk (25°C):  $5 \times 10^{-6}$  mm Hg. Relativ damptæthed: 10,8 (luft=1). Flammepunkt(oc): 199°C. Opløselighed i vand (25°C): 2,9 mg/L.  $LD_{50}(o,r)$ : 2,33 g/kg. Grænseværdi (2005): 3 mg/m<sup>3</sup>. Klassificering og mærkning (2005): Giftig (T), miljøfarlig (N), Rep2, Rep3. Risikoangivelser: Kan skade barnet under graviditeten (R61), mulighed for skade på forplantningsevnen (R62), meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet (R50/53). Sikkerhedsforskrifter: Undgå enhver kontakt; indhent særlige anvisninger før brug (S53), ved ulykkestilfælde eller ved ildebefindende er omgående lægebehandling nødvendig; vis etiketten, hvis det er muligt (S45), dette materiale og dets beholder skal bortskaffes som farligt affald (S60), undgå udledning til miljøet. Se særlig vejledning/sikkerhedsdatablad (S61). Anmærkning: Må ikke anvendes i aerosolbeholdere (Ae).

## 1.11 Bromerede flammehæmmere

Sundhedsaspekter ved bromerede flammehæmmere er bl.a. beskrevet i Miljøstyrelsens Handlingsplan for bromerede flammehæmmere fra 2001 og i senere rapporter. Den vigtigste stofgruppe er de bromerede diphenylethere (PBDE). En oversigtsartikel er publiceret i 2004.<sup>4</sup> EU risikovurderinger findes for penta-BDE (2000), octa-BDE (2003) og i en foreløbig form for deca-BDE.<sup>5</sup>

Polybromerede diphenylethere kan indeholde fra 1-10 bromatomer. Der er teoretisk set 209 congenere, men kun en mindre del forekommer i varierende omfang i kommercielle produkter. De vigtigste kommercielle produkter er baserede på penta-, octa- og decabromerede diphenylethere. De sundhedsmæssige egenskaber af de kommercielle produkter (handelsnavne fx Bromkal<sup>®</sup>) er bedst kendt, mens der foreligger færre toksikologiske undersøgelser af de enkelte congenere, der ellers er dem, som bestemmes ved de kemiske analyser af miljøprøver og menneskevæv.

Penta- og octaBDE produkter er nu forbudt at anvende i EU landene. En række andre bromerede flammehæmmere kan fortsat bruges.

### **Pentabromeret diphenylether (penta-BDE)**

Kommercielle produkter (tyktflydende væsker) baseret på penta-BDE forekommer i en renhedsgrad på 50 – 70 %. Den mest fundne urenhed er tetra-BDE (24-38 %). Derudover findes mindre mængder af især hexa-BDE. De vigtigste enkelt congenere er 2,2',4,4'-tetrabromdiphenylether (BDE 47), 2,2',4,4',5-pentabromdiphenylether (BDE 99) og 2,2',4,4',5,5'-hexabromdiphenylether (BDE 153). CAS nr. er 32534-81-9. Vandopløseligheden er 13 µg/L, fordelingskoefficienten  $\text{Log } K_{ow}$  er 6,6 og damptrykket  $3 \times 10^{-7}$  mm Hg.

### **Octabromeret diphenylether (octa-BDE)**

Det kommercielle produkt (pulver) octa-BDE er en blanding af 30 – 40 % octa-BDE, 30 – 45 % hepta-BDE samt omkring 12 % nona-BDE og hexa-BDE. CAS nr. er 32536-52-0. Vandopløseligheden er  $< 1$  µg/L, fordelingskoefficienten  $\text{Log } K_{ow}$  er 6,3 og damptrykket  $5 \times 10^{-8}$  mm Hg.

<sup>4</sup> Gill U, Chu I, Ryan JJ, Feeley M. Polybrominated diphenyl ethers: human tissue levels and toxicology. Rev Environ Contam Toxicol 2005;183:55-97.

<sup>5</sup> <http://ecb.jrc.it>

### **Decabromeret diphenylether (deca-BDE)**

Produktet forekommer i forskellige tekniske kvaliteter. Tidligere var indholdet omkring 77 % deca-BDE, med omkring 22 % nona-BDE og mindre mængder af andre polybromerede forbindelser. Nu til dags er renhedsgraden af pulveret forbedret til 97-98 % deca-BDE med urenheder først og fremmest af nona-BDE. CAS nr. er 1163-19-5. Vandopløseligheden er  $<0,1 \mu\text{g/L}$ , fordelingskoefficienten  $\text{Log } K_{ow}$  er 6,3 og damptrykket  $3 \times 10^{-8} \text{ mm Hg}$ .

### **Sundhedsmæssige egenskaber**

Alle PBDE congenere er stabile, lipophile stoffer med en lav akut giftighed. Den akutte giftighed falder med stigende antal af bromatomer, formentlig pga. mindre optagelse i kroppen. Stofferne er ikke genotoksiske. På trods af den betydelige stabilitet dannes der meget små mængder af hydroxy-metabolitter (bromphenoler), som er mere giftige end udgangsstoffet.

Ved forsøg med gentagen indtagelse hos gnavere er den kritiske effekt af tetra-BDE (BDE 47) skader på leveren. Den maksimale dosis af tetra-BDE uden denne effekt (NOAEL) blev fundet til  $1 \text{ mg/kg/dag}$ . Ved forsøg på mus og rotter er der desuden fundet tegn på effekter på immun- og hormonsystemet. BDE47 (og BDE 99) har i dyreforsøg forårsaget en påvirkning af lære- og huskefunktionen i unge dyr efter udsættelse for stofferne som nyfødte.

For penta-BDE (BDE 99) var den laveste koncentration med levereffekt (LOAEL) ved gentagen indtagelse i dyreforsøg fundet til ca.  $2 \text{ mg/kg/dag}$ . Ved forsøg på mus og rotter er der desuden fundet tegn på påvirkning af skjoldbruskkirtlens funktion i fostre og nyfødte unger fra moderdyr, som blev udsat for penta-BDE. Den laveste LOAEL og NOAEL for kommerciel penta-BDE er henholdsvis  $0,44 \text{ mg/kg/d}$  og  $1,8 \text{ mg/kg/d}$  for vedvarende enzyminduktion i rotteforsøg. USEPA har fastsat en oral Reference Dosis (RfD) for penta-BDE på  $2 \mu\text{g/kg/dag}$ .

For octa-BDE (BDE 153 mfl.) er den laveste koncentration med levereffekt (LOAEL) ved gentagen indtagelse fundet til ca.  $8 \text{ mg/kg/dag}$ . Octa-BDE er fosterskadende i dyr med højeste koncentration uden effekt (NOAEL) på  $2 \text{ mg/kg/dag}$ . USEPA har fastsat en oral Reference dosis (RfD) for octa-BDE på  $3 \mu\text{g/kg/dag}$ .

Deca-BDE (BDE 209) har en meget lav optagelse og akut giftighed. I et dyreforsøg med et 77 % rent deca-BDE opstod fosterskader hos rotter i koncentrationer, hvor der ikke sås påvirkning af moderdyret. Lavest observerede effekt niveau blev bestemt til  $10 \text{ mg/kg/dag}$ . Med høj renhedsgrad var der ingen effekt. Deca-BDE (renhed  $>94\%$ ) er som den eneste PBDE undersøgt for kræftfremkaldende effekt ved langtidsforsøg i gnavere. Der var en forøget forekomst af leverkræft, og det internationale kræftforskningsinstitut (IARC) har vurderet, at der er begrænset evidens for kræftfremkaldende effekt i dyreforsøg. USEPA har fastsat en oral Reference Dosis (RfD) for deca-BDE på  $10 \mu\text{g/kg/dag}$ .

### **1.12 Perfluoralkylforbindelser**

De sundhedsmæssige aspekter af perfluoralkylforbindelser er vurderet i MST Forbrugerprodukt rapport nr. 50, 2004, og i MST Miljøprojekt nr. 1013, 2005.

Perfluorooctansulfonsyre (PFOS), perfluorooctansyre (PFOA) og en række beslægtede perfluor-forbindelser bruges i talrige industriprodukter og forbrugerprodukter på grund af deres specielle overfladeaktive egenskaber og evnen til at afvise vand, snavs og olie. Handelsnavne er fx Scotchgard<sup>®</sup>, Gore-Tex<sup>®</sup>, Zonyl<sup>®</sup>, and Stainmaster<sup>®</sup>.

OECD har lavet en liste med 175 forskellige perfluorforbindelser i 22 kategorier. Der er tale om meget stabile, ikke-flygtige faste eller flydende stoffer. PFOS og PFOA nedbrydes stort set ikke. Tilsvarende for analoge stoffer med kortere eller længere kædelængde.

De stoffer, der mest bruges i praksis, er afledede af PFOS (substituerede sulfonamider, sulfonylfluorid) eller fluortelomere. Disse stoffer er mere nedbrydelige og omdannes i den sidste ende til PFOS eller PFOA.

I al almindelighed er der begrænset viden om toksikologien af disse perfluorforbindelser. PFOS og beslægtede stoffer optages let i kroppen, hvor de kan binde til proteiner og især akkumulerer i blod og lever, men for nogle forbindelsers vedkommende også i testikler og hjernevæv. Halveringstiden i kroppen er flere år – for PFOS omkring 4 år.

Den akutte giftighed af PFOS og PFOA er moderat, og førstnævnte er mest sundhedsfarlig. Giftigheden af de beslægtede stoffer vokser med kædelængden. Leveren er det primære målorgan for perfluorforbindelser, og de fremkalder "peroxisom proliferation" i rottelever såvel som induktion af forskellige enzymer involveret i fedtstofskiftet. PFOS synes at være mere aktiv end PFOA mht. denne effekt, men igen er PFDA med en længere alkylkæde endnu mere aktiv.

PFOA og PFOS har også en indvirkning på blodniveauet af diverse hormoner, fx ved at nedsætte testosteronkoncentrationen og øge koncentrationen af oestradiol i rotter. Stofferne må derfor anses for at være hormonforstyrrende.

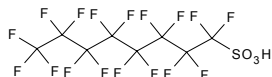
PFOS, PFOA og beslægtede stoffer er ikke mutagene, men PFOA fremkalder testikelkræft, og PFOS og en beslægtet forbindelse fremkalder leverkræft i forsøgsdyr. De amerikanske miljømyndigheder klassificerer PFOA som kræftfremkaldende i forsøgsdyr.

PFOS og PFOA kan i forsøgsdyr fremkalde udviklingsforstyrrelser med nedsættelse af fødselsvægt. Meget høje doser af PFOS kan fremkalde strukturelle misdannelser, men relevansen kan diskuteres. Andre undersøgte PFAS-stoffer (PFBS og PFHxS) havde derimod ingen effekt ved de høje doser.

Erfaringen fra arbejdsmiljøet tyder ikke på væsentlige effekter på mennesker, bortset fra en enkelt undersøgelse der viser en overhyppighed af blærekræft i arbejdere med betydelig udsættelse for perfluorooctansulfonylfluorid (PFOSF).



#### PERFLUOROCTANSULFONSYRE

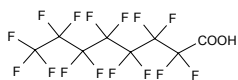


Synonymer: PFOS, perfluoroktansulfonsyre, perfluorooctane sulfonic acid (engl). CAS nr. 1763-23-1. EINECS nr. 217-179-8. Formler:  $C_8F_{17}SO_3H$ ,  $C_8F_{17}HSO_3$ . Molvægt: 500,13. Kogepunkt: 133°C (0,8 kPa). Damptryk (25°C):  $2 \times 10^{-3}$  Pa. LD<sub>50</sub>(o,r): 2,51 g/kg. Grænseværdi (2002): ingen. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### PERFLUOROCTANSULFONAT, KALIUMSALT

Synonymer: PFOSK, kaliumperfluoroktansulfonat, potassium perfluorooctane sulfonate (engl). CAS nr. 2795-39-3. EINECS nr. 220-527-1. Formler:  $C_8F_{17}SO_3K$ ,  $C_8F_{17}KSO_3$ . Molvægt: 539,23. Smeltepunkt: 400°C. Damptryk (20°C):  $3,3 \times 10^{-4}$  Pa. Opløselighed i vand (25°C): 570 mg/L. Grænseværdi (2002): ingen. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.

#### PERFLUOROCTANSYRE



Synonymer: PFOA, perfluoroktansyre, perfluorooctanoic acid (engl). CAS nr. 335-67-1. EINECS nr... Formler:  $C_7F_{15}COOH$ ,  $C_8HF_{15}O_2$ . Molvægt: 413. Smeltepunkt: 55°C. Kogepunkt (1 atm): 189-192°C. Damptryk (25°C): 10 mm Hg. Opløselighed i vand (25°C): 3,4 g/L. LD<sub>50</sub>(o,r): g/kg. Grænseværdi (2002): ingen. Klassificering og mærkning (2005): Ingen.