



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Kortlægning og risikovurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer i børneværelset

Kortlægning af kemiske stoffer i
forbrugerprodukter nr. 145, 2016

Titel:

Kortlægning og risikovurdering af toluen og andre
neurotoksiske stoffer i børneværelset

Redaktion:

Poul Bo Larsen, DHI
Barbara Kolarik, SBI
Lars Gunnarsen, SBI
Henrik Rye Lam, DHI

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.Miljøstyrelsen.dk

År:

2016

ISBN nr.

978-87-93435-41-4

Ansvarsfraskrivelse:

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.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord.....	5
Sammenfatning.....	6
Summary.....	11
1. Indledning	17
1.1 Baggrund	17
1.2 Formål	17
1.3 Gennemførelse	17
2. Vurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer	19
2.1 Farekarakterisering af toluen og sammenlignelige stoffer	19
2.1.1 Toluens skadelige effekter på nervesystemet	19
2.2 Udpegning af sammenlignelige stoffer	21
2.2.1 Prioriterede stoffer på baggrund af udvalgte referencer	21
2.2.2 Kulbrinter	22
2.2.3 Udvælgelse af kulbrinter	23
2.2.4 Klorerede opløsningsmidler	23
2.2.5 Alkoholer	24
2.2.6 Ketoner	24
2.2.7 Samlet prioritering	25
2.3 Vurdering af tolerabel eksponering	26
2.3.1 Toluen og andre kulbrinter	26
2.3.2 Klorerede opløsningsmidler	32
2.4 Børns eksponering og følsomhed	34
2.4.1 Eksponering	34
2.4.2 Følsomhed	35
2.4.3 Justering af tolerabel eksponering	35
3. Eksponeringsvurde-ringer på baggrund af litteraturdata	37
3.1 Eksponeringskilder i børneværelset	37
3.2 Beregnede indeklimate-niveauer af neurotoksiske stoffer	39
3.3 Målte niveauer i indeklimaet	40
3.3.1 Kulbrinter	40
3.3.2 Klorerede forbindelser	41
3.3.3 Aktivitetsbetonede eksponeringer	42
3.3.4 Baggrundsbelastning	43
4. Risikovurdering på baggrund af litteratur-data	46
4.1.1 Vurdering af risiko ved eksponering for et eller flere neurotoksiske stoffer	46
4.1.2 Risikovurdering af eksponeringsniveauer i indeklimaet	46
4.1.3 Risikovurdering af de beregnede eksponeringsniveauer	48
4.1.4 Samlet vurdering af eksponering og risiko	48
5. Udpegning af kilder til opfølgende emissions-analyser	49
5.1 Kilder	49
5.1.1 Forbrugerprodukter/ legetøj	49

5.1.2	Inventar og byggematerialer.....	50
5.1.3	Bruttoliste for udvælgelse af legetøj, inventar og byggematerialer.....	50
6.	Emissionsanalyser af udvalgte produkter og scenarier	53
6.1	Metode.....	54
6.1.1	Lille- og fuldskala klimakamre	54
6.1.2	Materialeforberedelse og måle-/analyseprocedure.....	54
6.1.3	Fuldskala emissionsmålinger ved aktiviteter	55
6.1.4	Fuldskala emissionsmålinger i børneværelses-mock-up	55
6.1.5	Lille skala emissionsmålinger i CLIMPAQ kamre	56
6.1.6	Eksposering	57
6.1.7	Eksempel på beregninger	58
6.2	Resultater	58
6.2.1	Emissionsmålinger ved aktiviteter.....	58
6.2.2	Emissionsmålinger i børneværelses-mock-up.....	59
6.2.3	Emissionsmålinger i lille skala i CLIMPAQ kamre.....	60
6.2.4	Resultater grupperet efter kemikalier.....	62
6.2.5	Sammenligning af måledata med litteratordata	64
7.	Feltmålinger i børne-værelser	66
7.1	Metoder	66
7.1.1	Børneværelser	66
7.1.2	Måle- og analyseprocedure.....	66
7.2	Resultater	67
7.2.1	Beskrivelse af børneværelsernes karakteristik	67
7.2.2	Koncentrationer af neurotoksiske stoffer i børneværelser	69
7.2.3	Diskussion af data	71
7.2.4	Sammenligning med andre indeklimamålinger	72
8.	Risikovurdering på baggrund af målte data	73
8.1	Risikovurdering af niveauer målt fra mock-up scenarier og klimakammermålinger.....	73
8.2	Risikovurdering af målte niveauer af afdampning fra børnegulvtæpper	76
8.3	Risikovurdering af målte indeklimaniveauer i børneværelser	78
8.4	Samlet vurdering, usikkerheder og begrænsninger	80
	Referencer	82
Bilag 1:	Udvælgelse af sammenlignelige stoffet	87
Bilag 2:	Identification of relevant products containing toluene and other volatile substances with potential for chronic neurotoxicity	94
Bilag 3:	Identification of relevant building and finishing materials containing toluene and other volatile substances with potential for chronic neurotoxicity	101
Bilag 4:	Results from laboratory analysis of the air samples collected in the emission tests. Relation between sample ID (prøve ID) and measurements is shown at the end of this appendix.	106
Bilag 5:	Limits of quantification and uncertainty of analysis for the chemical compounds analysed in laboratory emission tests and field measurements in child rooms.	118
Bilag 6:	Results from the additional measurements taken in child room 15.	120

Forord

Denne undersøgelse indgår i Miljøstyrelsens program for kortlægning af kemi i forbrugerprodukter og er samtidig en opfølgning på Miljøstyrelsens strategi for risikohåndtering af toluen fra 2015.

Formålet med undersøgelsen er:

- At sammenstille viden om toluen og andre neurotoksiske stoffer med samme effekter/virkningsmekanisme
- At fokusere farligheds- og eksponeringsvurdering for disse stoffer over for børn
- At udpege relevante produkter og foretage emissionsanalyser for disse stoffer
- At vurdere eksponeringen og risikoen i forbindelse med børneværelser

Projektet er udført fra april 2015 til december 2015 i et samarbejde mellem DHI og Statens Byggeforskningsinstitut, SBI.

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer:

Shima Dobel, Miljøstyrelsen

Grete Lottrup Lotus, Miljøstyrelsen

Barbara Kolarik, SBI

Lars Gunnarsen, SBI

Poul Bo Larsen, DHI (projektleder)

Sammenfatning

Formål

Børn anses for særligt følsomme over for stoffer, der kan påvirke centralnervesystemet, da deres centralnervesystem er under udvikling - og dermed særligt følsomt - helt op til voksenalderen. Det er derfor afgørende at kende børns udsættelse for toluen og lignende neurotoksiske stoffer for at kunne vurdere, om dette kan udgøre en risiko for påvirkning og udvikling af centralnervesystemet. Formålet med projektet er derfor at undersøge om udsættelsen for toluen og andre stoffer med samme virkningsmekanismer kan være problematisk for børns sundhed. Dette skal vurderes i forhold til den eksponering, børn vil have i et typisk børneværelse, og der skal samtidig tages højde for eksponering for toluen og andre stoffer med samme virkningsmekanismer fra andre kilder end dem, der er i børneværelset.

Vurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer

I projektet udpeges som indledning øvrige kemiske stoffer med skadelige effekter på centralnervesystemet ud fra litteratursøgninger. Der lægges især vægt på stoffer, der er flygtige (let fordampelige) som toluen, og som derfor kan forekomme sammen med eksponeringen for toluen, og hvor der samtidig er god dokumentation for stoffernes kronisk skadelige virkninger på centralnervesystemet. Litteraturen gennemgås endvidere for at opnå tolerable eksponeringsniveauer (LCI-værdier, Lowest Concentration of Interest)¹ for de udpegede stoffer mht. beskyttelse mod kroniske nerveskader hos børn.

Ved beregningen af de tolerable eksponeringsniveauer tages der hensyn til, at børn indånder relativt større luftvolumen end voksne, og der anvendes en ekstra usikkerhedsfaktor for at tage hensyn til børns særlige følsomhed mht. påvirkning af centralnervesystemet.

Nedenstående tabel angiver listen over flygtige stoffer, som er internationalt anerkendt for deres evne til at kunne medføre kroniske skader på centralnervesystemet, samt forslag til LCI-værdier for stofferne. LCI-værdierne skal opfattes som den højeste koncentration af stofferne som børn kan eksponeres for over en længere periode uden effekter.

LCI-VÆRDIER TIL BESKYTTELSE MOD NEUROTOKSISKE EFFEKTER HOS BØRN (1-3 ÅR)

Stof	LCI-værdi for barn mg/m ³	Stof	LCI-værdi for barn mg/m ³
n-hexan	0,700	Trimethylbenzener	0,100
n-heptan	-	Diisopropylbenzen	0,200
Benzen	0,600	phenyltolan	0,275
Toluen	0,725	C7-C12 kulbrinter, totalt	1,425

¹ Som udgangspunkt for fastlæggelse af tolerable eksponeringsniveauer for stofferne anvendtes resultater og data fra rapporten "Harmonisation framework for health based evaluation of indoor emissions from construction products in the European Union using the EU-LCI concept" fra Joint Research Centre/ EU-Kommissionen (JRC/EU-Commission 2013). Rapporten udleder toksikologisk baserede tolerable værdier (i rapporten benævnt EU-LCI værdier, "Lowest Concentration of Interest") for en række enkeltstoffer, der er relevante for emissionen fra byggematerialer til indeklimaet.

Stof	LCI-værdi for barn mg/m ³	Stof	LCI-værdi for barn mg/m ³
Xylener	0,125	Monochlormethan	0,045
Ethylbenzen	0,200	Dichlormethan	4.200
Styren	0,175	Trichlorethylen	1,625
methylstyren	0,200	Tetrachlorethylen	1,650
propylbenzener	0,240		

Eksponeringsniveauer og risikovurdering, litteraturdata

Efter udpegning af de relevante stoffer gennemgår rapporten ud fra litteraturen mulige eksponeringskilder, der kan forekomme i et børneværelse (fx fra byggematerialer, inventar/møbler, legetøj og elektronik etc.). Her lægges der især vægt på viden fra Miljøstyrelsens database over fund i deres mange forbrugerprojekter. Ud fra viden om afdampning af stofferne fra en række af disse produkter og ud fra viden fra international litteratur vedrørende baggrundseksponering fra andre kilder vurderes eksponeringerne i forhold til de ovenstående LCI-værdier. Såfremt eksponeringen overstiger LCI-værdierne, indikerer dette, at der er en potentiel risiko for skader på centralnervesystemet hos børn.

Generelt resulterede afdampnings- og eksponeringsdata fra litteraturen ikke i niveauer, der oversteg LCI-værdierne, hvorfor der ikke kunne påvises risiko hos børn. Dog var der ét særligt eksponeringsscenarie med elektronikprodukter, der kunne medføre en teoretisk risiko, idet samtidig anvendelse af 8 nye elektronikprodukter blev beregnet til at kunne medføre en uacceptabel høj afdampning af de neurotoksiske stoffer i børneværelset. Risikoen var dog forsvundet efter 3 måneders brug (afdampning) fra produkterne.

Udpegning af kilder til opfølgende emissionsanalyser

For at opdatere viden og for at afklare, om der i dag kan forekomme unødigt høje eksponeringsniveauer for de neurotoksiske stoffer hos børn, blev der ud fra litteraturgennemgangen udpeget en række produkter, der havde størst sandsynlighed for at indeholde de kritiske stoffer. Følgende produkter blev udvalgt til analyse for afdampning i små klimakamre, i en fuldskala mock-up af et børneværelse eller under aktiv brug af produktet:

PRODUKTER OG SCENARIER UDVALGT TIL EMISSIONSMÅLINGER I DETTE PROJEKT

Lilleskala målinger	Måling i mock-up børneværelse	Måling af aktiviteter
GUMMIFIGURER	LAMINAT TRÆGULV	MALING MED TUSCHPENNE
TAPE	SENG	STRYGNING AF PERLEPLADER
BALLONER	SKRIVEBORD	
TEGNESERIER/ TRYKSAGER	TO FORSKELLIGE TYPER	
KRAMMEDYR MED DUFT	REOLER/SKABE	
MODELLERVOKS	DEKORATIONSFOLIE PÅ VÆG	
LEGETELT	HYLDEPAPIR	
NYMALEDE HYLDER/ VÆGGE	COMPUTERSKÆRM	
	LAP-TOP	
	PLAY-STATION	
	FJERNESYN	

Emissionsanalyser af udvalgte produkter og scenarier

Lilleskala målingerne blev foretaget i glas, 0,051 m³ CLIMPAQ kamre. De aktive fuldskala målinger og børneværelses-mock-up blev sat op i et stort klimakammer med et gulvareal på 17,4 m² og et volumen på 31,8 m³. Både de små kamre og det store kammer var ventileret med VVSsystem, med temperaturen sat på 23°C og luftfugtighed på 50 %. Hver emissionsbestemmelse blev indledt med måling af baggrundskoncentrationen i det tomme klimakammer. Emissionsmålinger blev herefter taget 24, 48 og 72 timer og 2 uger efter indsættelse af produkterne for at vurdere den umiddelbare eksponering og langtidseksponeringen.

Emissionsmålinger af aktiviteter varede i 100 minutter. Luft blev opsamlet på et rør med kul ved brug af pumpe med et flow på 1 l/min og en pumpetid på 100 minutter. Prøverne blev analyseret af et akkrediteret laboratorium. Afgasning af toluen blev målt under brug af permanente og white board tuschpenne. Ved strygning af plastperler blev der fundet en mindre afgasning af stofferne n-decan og n-undecan, mens andre kemikalier, som i tidligere undersøgelser var målt i høje koncentrationer herunder toluen, xylener, ethylbenzen, styren og propylbenzen, var under detektionsgrænsen i denne undersøgelse. Afgasning af toluen blev målt under brug af permanente og white board tuschpenne, hvorimod n-heptan, octan og xylener, det er blevet fundet tidligere undersøgelser, ikke kunne genfindes over detektionsgrænsen. I begge aktiv fuldskala målinger blev der fundet høje koncentrationer af TVOC (Total Volatile Organic Compounds), som tyder på betydelig afgasning af andre stoffer, som ikke blev nærmere identificeret i denne undersøgelse.

I mock-up scenariet måltes kun mindre afgasning af toluen og xylener samt lavere koncentrationer af TVOC. Det skal dog understeges, at det ikke lykkedes at beholde elektronikken tændt, fordi den automatisk gik i dvale allerede efter et par minutter. Da afgasning fra elektronik særligt forventes ved længere tids brug ved forhøjet temperatur, afspejler målingerne således ikke emissionen fra elektronik.

I lilleskala scenarierne med de udvalgte produkter blev den højeste afgasning som forventet fundet fra nymalede og nylakerede overflader. Her måltes afgasning af 20 stoffer 24 timer efter opsætning, som imidlertid for de fleste stoffers vedkommende faldt til under detektionsgrænsen efter 72 timer. Mindre afgasning af enkelte stoffer efter 24 timer blev fundet fra tape, svømmeartikler, balloner, modellervoks og en bamse med duft, men med faldende tendens inden for 48 timer. Den eneste produkttype med mere langvarig afgasning var gummifigurer, hvor afgasning af xylener forblev over detektionsgrænsen selv efter 2 uger.

Målinger i børneværelser

For at bekræfte eller afvise de relativt lave eksponeringsniveauer, som blev fundet i lilleskala og fuldskala emissionsmålinger, blev der udført opfølgende feltmålinger af de neurotoksiske stoffer i rigtige børneværelser. Målingerne blev foretaget i 19 børneværelser, der omfattede alle aldersgrupper fra 1-18 år, idet børneværelsernes indretning og derfor også eksponering i disse kan variere betydeligt med køn og alder.

Børnefamilierne blev forud for undersøgelsen bedt om ikke at gøre rent dagen før målingen og at lukke vinduerne om morgenen. Hvis muligt, var tidspunktet for måling aftalt, så der ikke blev lavet mad i måleperioden. Ligesom ved emissionsmålingerne blev luft opsamlet på et SKC-kulrør ved brug af pumpe. Der blev endvidere lavet måling af luftskiftet i børneværelset samt registrering af temperatur og luftfugtighed under målingen. Luftskiftet var generelt meget lavt i de målte børneværelser med et gennemsnit på 0,35 per time.

Toluen var det mest hyppigt fundne stof og blev målt over detektionsgrænsen i alle 19 børneværelser, efterfulgt af m-/p-xylen, undecan, og dodecan. Generelt var de målte koncentrationer i overensstemmelse med resultater fra emissionsmålinger. Der var dog nogle enkelte børneværelser, hvor koncentrationer var enten på niveau med de højeste emissionsmålinger

eller endnu højere. For disse børneværelser blev renovering, som foregik i et hus, lim og maling til bygning af flymodeller samt tilstedeværelse af mange plast- og gummifigurer, påpeget som de mulige stærke kilder.

Der var dog et børneværelse med meget forhøjede koncentrationer af flere kemikalier i indeluften. Ved efterfølgende inspektion viste det sig, at børneværelsets ydervæg grænsede op til et skur, hvor der blev opbevaret en plæneklipper samt motorbenzin og en række terpentinholdige produkter i plastdunke. I skuret var der tydelig lugt af opløsningsmidler. Stofferne målt i børneværelset var typiske komponenter i motorbenzin og mineralsk terpentin, og indtrængen af dampene i børneværelset kunne således forklare de høje koncentrationer.

Hvad angik børneværelser med meget elektronik, kunne der ikke påvises forhøjede niveauer af hverken benzen, toluen, ethylbenzen eller xylener. Hverken alder, køn, trafik eller madlavning viste sammenhæng med de målte koncentrationer. Der var dog en tendens til fund af flere stoffer samt højere koncentrationer af toluen, xylener og TVOC i børneværelser med luftskifte på under 0,25 gang pr. time (under halvdelen af BR10 anbefalinger).

Risikovurdering af målte data

For at belyse worst-case scenariet summeres koncentrationerne af alle de målte afgangninger i et samlet scenarie, idet yderligere beskrivelse af mere detaljerede scenarier ikke vil være nødvendig, hvis det samlede scenarie ikke udgør en risiko.

Der beregnes risikokarakteriseringsratioer (RCR-værdier, hvor RCR = eksponeringsniveau/ LCI-værdi) for afgangningskoncentrationerne for alle de neurotoksiske stoffer for både 24 timers og 72 timers målingerne. Her anses 72 timers målingerne imidlertid for mest relevante i forbindelse med at vurdere risikoen ved langvarig udsættelse.

RCR-værdier over værdien 1 er et udtryk for, eksponeringen overstiger LCI-værdierne, og at der dermed er en potentiel risiko. Nedenstående tabel viser den samlede koncentration af de målte stoffer, deres tolerable niveauer (LCI værdier for 1-3 årige børn) samt de beregnede RCR-værdier.

KUMULERED EKSPOSITIONSNIVEAUER FOR AFGANGNINGSKONCENTRATIONER FRA ALLE PRODUKTER OG SCENARIER MÅLT I DETTE PROJEKT

Stof	Samlet eksponeringsniveau 24t/ 72t µg/m ³	LCI-værdi for småbørn µg/m ³	RCR _{24t} / RCR _{72t}
Toluen	52,4/ -	725	0,072/ -
Ethylbenzen	13,8/ 2,7	200	0,069/ 0,014
Xylener	71,8/ 18,1	125	0,574/ 0,145
Styren	3,8/ -	175	0,022/ -
Ethyltoluen + trimehtyl- benzener, isomerer	56,8/3,5	100	0,568/ 0,035
Propylbenzen, isomerer	4,00/ -	200	0,020/ -
Trichlorethylen	9,2/ -	1625	0,006/ -
RCRsum af enkeltstof RCR-værdier			1,331/ 0,194
C7-C12 kulbrinter, totalt	374/48	1425	0,262*/ 0,034*

* RCR for C7-C12 kulbrinter indgår ikke i RCRsum, idet LCI-værdien for C7-C12 kulbrinter er et separat kriterie baseret på data for summen af C7-C12 kulbrinter

For ingen af de målte enkeltstoffer er RCR-værdien over 1. Da, stofferne virker meget ens på centralnervesystemet, vurderes det relevant at lægge bidraget for de enkelte stoffer sammen og det ses, at summen af enkeltstof RCR-værdierne ($RCR_{sum} = 1,325$) overstiger værdien 1 efter 24 timers afdampning. Dette er umiddelbart udtryk for en risiko, hvis dette eksponeringsniveau opretholdes over længere tid. Hovedbidraget (sv.t til $RCR = 0,6$) skyldtes imidlertid bidrag fra nymalede overflader (væg- og træplader), hvilket understreger betydningen af at lade nymalede overfalder afdampe et par dage, inden rummet tages i brug/ pladerne sættes op. Efter 72 timer var summen af RCR værdierne for summen af alle afgangninger faldet væsentligt til $RCR = 0,194$, dvs. en værdi væsentligt under 1. Dette viser, at de målte niveauer og det samlede scenarie for børneværelset ikke giver anledning til betænkelige koncentrationer mht. langvarig udsættelse for neurotoksiske stoffer.

Den opnåede RCR-værdi kan dernæst ses i sammenhæng med RCR-værdierne, der kan beregnes ud fra de målte værdier i 19 børneværelser. Idet de tre mest belastede børneværelser blev udvalgt til risikovurderingen, kunne der beregnes RCR værdier på 0,16; 0,42 og 2,49. Dvs. kun ét ud af de 19 børneværelser opnåede en RCR værdi over 0,42.

Kilden til den meget høje og betænkelige RCR værdi for det mest belastede børneværelse kunne som tidligere nævnt forklares ved, at børneværelsets ydervæg grænsede op til et skur, hvor der befandt sig en benzinplæneklipper samt dunke med benzin og mineralsk terpentin, og at dampe herfra således kunne trænge ind i børneværelset og medføre de forhøjede niveauer.

Eksemplet viser således, at ubetænksom opbevaring og håndtering af brændstof og opløsningsmidler i og omkring boligen kan påvirke indeklimaet mærkbart, og at dette kan forekomme forholdsvis upåagtet, sandsynligvis især hos beboere i villaer.

Samlet vurdering

Samlet set viser afgangningsforsøgene på byggematerialer, møbler og inventar, såvel som afgangningsforsøg med en lang række legetøjsprodukter, at der ikke generelt forekommer afgangning af flygtige stoffer fra børneværelses-relaterede produkter i niveauer, der medfører sundhedsmæssige betænkeligheder for kronisk neurotoksiske effekter hos børn. Dette understøttes endvidere af en række målinger udført i børneværelser hjemme hos familier, hvor niveauerne af de neurotoksiske stoffer generelt var lave set i en risikovurderingssammenhæng.

Målingerne i børneværelserne viste dog, at betænkelige niveauer kan optræde i indeklimaet i forbindelse med særlige kilder. Dette kan fx forekomme ved uhensigtsmæssig opbevaring af benzin/ mineralsk terpentin eller andre organiske opløsningsmidler i eller omkring boligen, eller fx kortvarigt i forbindelse med nymalede/ -lakerede overflader (især ved anvendelse af produkter med indhold af mineralsk terpentin).

Desværre var det ikke muligt i projektet at opnå et retvisende billede mht. afdampningen fra elektronik, som ellers i tidligere undersøgelser anføres at kunne bidrage væsentligt med de betænkelige stoffer. Dette skyldtes, at det indkøbte elektronikudstyr af sig selv gik i standby tilstand. Dog antyder målingerne i børneværelser med meget elektronik, at elektronikken ikke medfører forhøjede niveauer af de kronisk neurotoksiske stoffer, men data må dog anses for begrænsede.

Der skal gøres opmærksom på, at projektet udelukkende har foretaget vurdering mht. niveauer af flygtige, kronisk neurotoksiske stoffer, og at den samlede afdampning og dets indhold af øvrige stoffer ikke er blevet vurderet for andre effekter som fx lugt og slimhindeirritation.

Summary

Purpose

Children are considered particularly sensitive to substances that may affect the central nervous system, as their central nervous systems are under development - and thus particularly sensitive - up to adulthood. It is therefore essential to know the exposure of children to toluene and similar neurotoxic substances in order to assess whether such exposures could pose a risk for adverse effects on the developing central nervous system. The purpose of the project is to investigate whether exposure to toluene and other substances with similar mode of action in children's bedrooms can be problematic for children's health. This is to be assessed in relation to the exposure that children will be subjected to in a typical children's room, and also taking into account the exposure to toluene and other substances with the same mode of action from other sources than those in the children's room.

Assessment of toluene and other neurotoxic substances

In the project, other chemicals with harmful effects on the central nervous system are identified from literature searches. Particular emphasis is given to volatile substances such as toluene, which therefore may occur together with exposure to toluene, and also for which there is good documentation of chronic adverse effects on the central nervous system. The literature is also reviewed to achieve tolerable levels of exposure (LCI values, Lowest Concentration of Interest)² for the designated substances for the protection against chronic nerve damage in children.

When calculating the tolerable exposure levels, the fact that children in relation to their bodyweight inhale larger volumes of air than adults is taken into account, and an additional uncertainty factor is used to take into account children's sensitivity regarding effects on the central nervous system.

The following table specifies the list of volatile substances, which are internationally recognised for their potential of causing chronic damage to the central nervous system, as well as estimations suggestions for LCI values for the substances. The LCI values should be regarded as the maximum concentrations of the substances that children may be exposed to for a longer period without increased risk for adverse effects.

LCI VALUES FOR PROTECTION AGAINST NEUROTOXIC EFFECTS IN CHILDREN (1-3 YEARS)

Substance	LCI value children mg/m ³	Substance	LCI value children mg/m ³
n-hexane	0.700	Trimethylbenzenes	0.100
n-heptane	-	Diisopropylbenzene	0.200
Benzene	0.600	Phenyloctane	0.275

² As a basis for the determination of tolerable exposure levels for the substances the results and the data from the following report were used:

"Harmonisation framework for health based evaluation of indoor emissions from construction products in the European Union using the EU-LCI concept" from Joint Research Centre/ EU-Commission (JRC/EU-Commission 2013). The report derives toxicologically based tolerable values (in the report referred to as EU LCI values, "Lowest Concentration of Interest") for a number of individual substances, which are relevant to emissions from building materials to the indoor environment.

Substance	LCI value children mg/m ³	Substance	LCI value children mg/m ³
Toluene	0.725	C7-C12 hydrocarbons, total	1.425
Xylenes	0.125	Monochloromethane	0.045
Ethylbenzene	0.200	Dichloromethane	4200
Styrene	0.175	Trichloroethylene	1.625
Methylstyrene	0.200	Tetrachloroethylene	1.650
Propylbenzenes	0.240		

Exposure levels and risk assessment, literature data

After identification of the relevant substances, the report examines from literature surveys the possible sources of exposure that may be present in a children's room (for example from building materials, furnishing, toys, electronics, etc.). Here, mainly the knowledge from the Danish EPA's database covering findings from the many consumer projects is used. Based on knowledge on the emission of substances from a number of these products and on knowledge from international literature on background exposure from other sources, the exposure is assessed in relation to the above LCI values. Should the exposure exceed the LCI values, this will indicate a potential risk towards adverse effects on the central nervous system in children.

Generally, the emission and exposure data from the literature did not result in levels that exceeded the LCI values, and therefore no detectable risk in children could be shown. However, there was one particular exposure scenario with electronics products that could result in a theoretical risk, as the simultaneous use of 8 new electronics products was calculated to cause an unacceptably high emission of neurotoxic substances in children's room. The risk, however, disappeared after three months of use of the products as the emissions gradually were reduced.

Identification of sources for follow-up emission analyses

To update knowledge and to clarify whether there today may be unwanted high levels of exposure to neurotoxic substances of children, a number of products that were most likely to contain critical substances were identified from the literature.

The following products were selected for emission analysis in small climate chambers; in a full scale mock-up of a children's room, or during active use of the product:

PRODUCTS AND SCENARIOS SELECTED FOR EMISSION ANALYSIS IN THIS PROJECT

Small scale measurements	Measurements in mock-up children's room	Measurements during activities
RUBBER FIGURES	LAMINATE FLOOR	PAINING WITH PERMANENT
TAPE	BED	AND WHITE BOARD
BALLOONS	DESK	MARKERS
COMICS/ PRINTED MATERIAL	TWO DIFFERENT TYPES OF	IRONING PLASTIC BEADS
CUDDLY TOYS WITH FRAGRANCE	SHELVES/ CABINETS	
MODELLING CLAY	DECORATION FOIL ON WALL	
PLAY TENT	SELF-ADHESIVE SHELF PAPER	
FRESHLY PAINTED/LACQUERED	COMPUTER SCREEN	
SHELVES OR WALLS	LAPTOP CHARGER	
	PLAYSTATION	
	TELEVISION	

Emission analyses of selected products and scenarios

Small-scale measurements were made in 0.051 m³ glass CLIMPAQ chambers. The activity full scale measurements and the children's room mock-up were set up in a large climate chamber with a floor area of 17.4 m² and a volume of 31.8 m³. Both the small chambers and the large chamber were ventilated with HVAC system, with the temperature set at 23 °C and 50 % relative humidity. Each emission analysis began with measuring the background concentrations in the empty climate chamber. The emission measurements were taken 24, 48 and 72 hours, and 2 weeks after set up in order to assess the immediate and the long-term exposure. The emission measurements of activities lasted for 100 minutes.

Air was collected on a tube with charcoal by means of a pump with a flow of 1 l/ min and a pumping time of 100 minutes. The samples were then sent to and analysed by an accredited laboratory.

Emission of toluene was measured during use of permanent and white board. During the activity of ironing plastic beads, a minor emission of the substances n-decane and n-undecane was found, while other chemicals, which in previous studies were measured in high concentrations, including toluene, xylenes, ethylbenzene, styrene and propylbenzene, were below the detection limit in this study. In both these active full scale measurements, high concentrations of TVOC (Total Volatile Organic Compounds) were found indicating significant emission of other substances, which, however, were not identified in this study.

In the mock-up scenario, only minor emission of toluene, xylenes, and small concentrations of TVOC was measured. It should, however, be emphasised that it was not possible to keep the electronic equipment turned on, because it automatically went into stand-by mode after only a few minutes. As emission from electronics is particularly expected by prolonged use at elevated temperature, the measurements do not reflect emissions from electronics.

In the small-scale scenarios with the selected products, the highest emissions were found from freshly painted and lacquered surfaces. Here, the emissions of 20 substances were detected 24 hours after setup. However, for most of the substances the levels fell to below the detection limit after 72 hours. Smaller emissions of single substances also after 24 hours were found from tape, swim articles, balloons, modelling clay and a teddy bear with fragrance, but with a downward trend within 48 hours. The only product with more prolonged emission was rubber figures, for which emission of xylenes remained above the detection limit even after 2 weeks.

Measuring in children's rooms

To confirm or reject the relatively low exposure levels found in relation to the small-scale and full scale emission measurements, follow-up measurements of the neurotoxic substances were carried out in children's rooms in private homes. The sampling were performed in 19 children's rooms, covering all age groups from 1-18 years, as the furniture, decorations, etc. of the rooms can vary significantly dependent on gender and age of the child.

Prior to the survey, the families were asked not to clean the room the day before the sampling and also to close the windows in the morning. If possible, the time of sampling was agreed, so that no cooking took place during the sampling period. As for emission measurements, the air was collected on charcoal tubes using a pump, with airflow of 1 l/min. Measurement of air change rate, temperature and relative humidity were made in the children's room during the sampling.

The air exchange was generally very low in the children's rooms with an average of 0.35 per hour. Toluene was the most frequently observed substance and was measured above the detection limit in all the 19 children's rooms, followed by *m-/p*-xylene, undecane, and dodecane. In general, the measured concentrations were in accordance with results from the emission measurements from the small chambers and mock-up. However, there were a few children's room, where concentrations were either at level with the highest emission measurements or even higher. For

these children's rooms, renovating activities taking place in the house, glue and paint for the construction of aircraft models, and the presence of many plastic and rubber figures were identified as the possible significant sources.

There was one child room with highly elevated concentrations of several chemicals in the indoor air, including benzene. On subsequent inspection it turned out that the outer wall of the child room bordered a shed, in which was a lawn mower, petrol, and a number of white spirit containing products in plastic containers were stored. There was a distinct odour of solvents in the shed. The substances measured in the children's room were typical components of petrol and white spirit, and penetration of the vapours into the child room could thus explain the high concentrations.

With regard to children's rooms with a lot of electronic equipment, no elevated levels of either benzene, toluene, ethylbenzene, or xylenes could be detected. Neither age, sex, traffic nor cooking showed correlation with the measured concentrations. There was a tendency to measure more substances above detection limit as well as higher concentrations of toluene, xylenes and TVOC in children's rooms with air exchange of less than 0.25 times per hour (less than half of the building recommendations as indicated in BR10).

Risk assessment of measured data

To illustrate the worst-case scenario, the concentrations of all measured emissions are summed in an overall scenario, as further description of more detailed scenarios will not be necessary if the overall sum scenario does not pose a risk.

The risk characterisation ratios are calculated (RCR, where the RCR = exposure level/ LCI value) for emission concentrations for all the neurotoxic substances for both 24-hour and 72-hour measurements. The 72-hour measurements are considered the most relevant for assessing the risks of prolonged exposure.

RCR values above the value 1 are an indication that exposure exceeds the LCI values and that there is a potential risk. The table below shows the total concentrations of each of the measured substances, their tolerable levels (LCI values for 1-3 year-olds) and the calculated RCR values.

CUMULATED EXPOSURE LEVELS FOR EMISSION CONCENTRATIONS FROM ALL PRODUCTS AND SCENARIOS MEASURED IN THIS PROJECT

Substance	Total exposure level 24h/ 72h µg/m ³	LCI value for toddlers µg/m ³	RCR _{24h} / RCR _{72h}
Toluene	52.4/ -	725	0.072/ -
Ethylbenzene	13.8/ 2.7	200	0.069/ 0.014
Xylenes	71.8/ 18.1	125	0.574/ 0.145
Styrene	3.8/ -	175	0.022/ -
Ethyltoluene + trimethylbenzenes, isomers	56.8/3.5	100	0.568/ 0.035
Propylbenzene, isomers	4.00/ -	200	0.020/ -
Trichloroethylene	9.2/ -	1625	0.006/ -
RCRsum of single			1.331/ 0.194

Substance	Total exposure level 24h/ 72h µg/m ³	LCI value for toddlers µg/m ³	RCR _{24h} / RCR _{72h}
substance RCR-values			

C7-C12 hydrocarbons, total	374/48	1425	0.262*/ 0.034*
----------------------------	--------	------	----------------

* RCR for C7-C12 hydrocarbons should not be confused with RCRsum, as the LCI value for C7-C12 hydrocarbons is a separate value based on data for the total content of C7-C12 hydrocarbons.

For none of the measured individual substances, the RCR value was above 1. Since the substances have very similar effects on the central nervous system, it is considered relevant to add up the contributions of the risk characterisation ratios for the single substances, and it can be seen that the sum of the RCR values (RCRsum = 1.325) exceeds the value 1 after 24 hours of evaporation. Thus, this is an expression of a risk if this exposure level is maintained over a longer period. The main contribution (equivalent to RCR = 0.6) is however due to contributions from freshly painted surfaces (walls and wooden panels), which underlines the importance of allowing freshly painted surfaces to evaporate a few days before the room is used or the panels are mounted in the room. After 72 hours, the sum of the RCR values for all emissions had substantially declined to RCRsum = 0.194, i.e. a value significantly below 1. This indicates that the measured levels and the overall scenario for the children's room do not give rise to concern in terms of long-term exposure to neurotoxic substances.

The obtained RCR values from the theoretical exposure scenarios can then be seen in the context of the RCR values that can be calculated from the measured levels in the 19 children's rooms in private homes. When the three most "polluted" children's rooms were selected for risk assessment, RCRsum values of 0.16; 0.42 and 2.49 could be calculated. Thus, only one of the 19 children's rooms achieved an RCRsum value above 0.42.

The source of the very high and concerning RCR value for the most polluted child room could, as mentioned earlier, be explained by the fact that the outer wall of the child room bordered a shed containing a petrol driven lawnmower and cans of petrol and white spirit, and that vapours from these sources have possibly penetrated into the children's room.

This example shows that careless storage and handling of fuel and solvents in and around the house can affect indoor air quality significantly, and that this may occur relatively unnoticed, particularly among residents of villas.

Overall assessment

Overall, the emission measurements performed for construction materials and household furniture, as well as the emission tests with a large number of toys show that the emissions of volatiles from children's room-related products do not generally occur at levels causing concern for chronic neurotoxic effects in children. This is supported by a number of measurements performed in children's rooms in private homes, where the levels of the neurotoxic substances were generally low.

However, the measurements in the children's rooms showed that levels of concern may occur in the indoor air due to other sources. This may be due to incorrect storage of petrol/ white spirit or other organic solvents in or around the house, or the increased levels may be associated to freshly painted/ laquered surfaces (especially when using products containing white spirit).

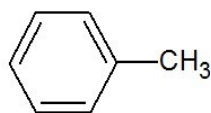
Unfortunately it was not possible in the project to obtain an accurate picture regarding the evaporation from electronics, which in previous studies were indicated to contribute significantly to the substances of concern in this project. This was because the purchased electronic equipment spontaneously went into stand-by mode. However, the measurements in children's rooms with a lot of electronic equipment suggest that the electronics today do not cause elevated levels of chronic neurotoxic substances, however, the data for this statement are considered limited.

It should be noted that the project only has made assessments in terms of levels of volatile, chronic neurotoxic substances, and that the total evaporation and its content of other substances has not been assessed for other effects such as odour and mucous membrane irritation.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Toluen er et organisk opløsningsmiddel og er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer, da toluen er klassificeret for skadelige effekter på fosterudviklingen og for kroniske effekter på centralnervesystemet efter gentagen eksponering. Toluen er registreret under REACH i en mængde på 1 – 10 millioner tons om året. Stoffet har udbredt anvendelse både i erhvervsmæssig sammenhæng og i forbrugerprodukter, hvor toluen hovedsageligt anvendes som opløsningsmiddel. Toluen udgør endvidere en væsentlig bestanddel i motorbenzin med et gennemsnitligt indhold på ca. 11 %. I udeluften ved trafikerede gader i København måles koncentrationer omkring 3,5 µg/m³.



Toluen

Børn anses for særligt følsomme over for stoffer, der kan påvirke centralnervesystemet, da centralnervesystemet er under udvikling - og dermed særligt følsomt - helt op til voksenalderen. Det er derfor vigtigt at kende børns udsættelse for toluen og lignende neurotoksiske stoffer, der har samme effekter, for at kunne vurdere i hvilken udstrækning børn kan udsættes for neurotoksiske stoffer, der kan udgøre en risiko for påvirkning og udvikling af centralnervesystemet.

1.2 Formål

Formålet med projektet er at undersøge om udsættelsen for toluen og andre stoffer med samme effekter/virkningsmekanisme kan være problematisk for børns sundhed. Det skal vurderes i forhold til den eksponering, børn vil have i et typisk børneværelse, og der skal samtidig tages højde for eksponering for toluen og andre stoffer med samme effekter/virkningsmekanismer fra andre kilder end dem, der er i børneværelset.

1.3 Gennemførelse

Projektet er opdelt i tre faser:

Fase 1: Vurdering af toluen og andre stoffer med samme effekter/virkningsmekanisme

Fase 1 omfatter kapitlerne 2, 3, 4 og 5.

Kapitel 2 omfatter vurdering af toluen og lignende neurotoksiske stoffer. I dette kapitel udpeges ud fra litteratursøgninger andre kemiske stoffer med skadelige effekter på centralnervesystemet. Der lægges især vægt på stoffer, hvor der kan forekomme samtidig eksponering med toluen, og hvor der er god dokumentation for stoffernes kronisk skadelige virkninger på centralnervesystemet. Litteraturen gennemgås for at fastsætte tolerable eksponeringsniveauer for de udpegede stoffer til beskyttelse mod kronisk nervebeskadigende effekter hos børn.

I kapitel 3 samles viden om eksponeringen for de udvalgte stoffer i kapitel 2, idet der fokuseres på eksponering fra produkter, der er relevante for et børneværelse. Yderligere samles der data mht. målte niveauer af stofferne i indeklimaet.

Dernæst vurderes, i hvilken udstrækning der forekommer ”baggrundseksponering” fra øvrige kilder fra fx udeluften, transport, brændeovnsrøg og fødevarer, som bør inddrages i en samlet eksponeringsvurdering.

I kapitel 4 foretages ud fra de beregnede og målte niveauer i kapitel 3 en foreløbig risikovurdering, idet niveauerne sammenholdes med de tolerable eksponeringsniveauer beregnet i kapitel 2.

I kapitel 5 udpeges konkrete produkter, der vurderes at være relevante for børneværelser, og som forventes med en vis sandsynlighed at indeholde et eller flere af de kronisk neurotoksiske stoffer. Ud fra litteraturen – ikke mindst Miljøstyrelsens forbrugerprojekter og LOUS projekter – udpeges børneværelsesrelevante produkter fx fra legetøj, elektronik, møbler, inventar og byggematerialer. Der opstilles således en samlet liste af produkttyper, som efterfølgende kan anvendes til udvælgelse af konkrete produkter til afgangsanalyser i projektets fase 2.

Fase 2a: Emissionsanalyser

I denne fase, der beskrives i kapitel 6, udvælges de produkter, hvor afgangningen (emissionen) vurderes mest sandsynlig. For disse produkter måles afgangningen af de udvalgte stoffer dels gruppevis i små klimakamre og dels samlet i et forsøgs-set-up med størrelse og møblering som et børneværelse (et mock-up scenarie). Endvidere måles afgangning i forbindelse med relevante aktiviteter, der forekommer i et børneværelse.

Fase 2b: Måling i børneværelser

For at bekræfte eller afvise relevansen af de eksponeringsniveauer, der blev målt i Fase 2a, blev det efterfølgende besluttet at gennemføre feltmålinger i rigtige børneværelser. Feltmålingerne herunder målinger af koncentrationer af de kemiske stoffer i luften samt luftskiftmålinger blev gennemført i 19 børneværelser. Resultaterne samt metoder beskrives i kapitel 7.

Fase 3: Risikovurdering

I kapitel 8 samles data fra emissionsanalyserne og analyserne fra børneværelserne, og data herfra anvendes til opstilling af eksponeringsscenarier, som illustrerer realistiske worst-case scenarier i et børneværelse ud fra de målte niveauer mht. afdampning af stofferne. Ud fra dels beregnede og dels målte eksponeringsniveauer vurderes den samlede eksponering i forhold til de tolerable niveauer, der er fastsat for stofferne i kapitel 2, og det vurderes, om der kan optræde en uacceptabel kemisk påvirkning i børneværelset og dermed en øget risiko for skader på centralnervesystemet hos børn.

2. Vurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer

I dette kapitel udpeges andre kemiske stoffer end toluen med skadelige effekter på centralnervesystemet ud fra litteratursøgninger. Der lægges især vægt på stoffer, hvor der kan forekomme samtidig eksponering for toluen, og hvor der er god dokumentation for stoffernes kronisk skadelige virkninger på centralnervesystemet. Litteraturen gennemgås for at fastsætte tolerable eksponeringsniveauer for de udpegede stoffer til beskyttelse mod kroniske nerveskader hos børn.

2.1 Farekarakterisering af toluen og sammenlignelige stoffer

Toluen er et velkendt neurotoksisk stof, og eksponering for toluen og andre lignende neurotoksiske stoffer kan derfor have betydning på især børns nervesystem, da dette er under stadig udvikling gennem opvæksten. Der er imidlertid stor usikkerhed om, hvilke neurotoksiske stoffer der forekommer i indeklimaet og i hvilket omfang, og dermed er der også stor usikkerhed om deres samlede effekt.

Afdampningsforsøg og indeklimamålinger har vist, at flygtige stoffer sjældent forekommer alene, men at de ofte forekommer i blandinger af forskelligartede stoffer. Første fase i dette projekt er derfor at udpege sammenlignelige stoffer med lavt damptryk og med tilsvarende neurotoksiske effekter, som kan inddrages i projektet.

2.1.1 Toluens skadelige effekter på nervesystemet

Da udgangspunktet for projektet er toluen og dets neurotoksiske effekt, beskrives kort de væsentligste data for forståelse af toluens skadelige effekter på centralnervesystemet. Der tages udgangspunkt i den opdaterede viden mht. toluen præsenteret i Miljøstyrelsens LOUS rapport (Miljøstyrelsen 2014a).

2.1.1.1 Fysisk-kemiske egenskaber af betydning for effekterne

Toluen har en række fysisk-kemiske egenskaber, der anses at være af betydning for de skadelige effekter, der ses. Toluen har et kogepunkt på 111 °C og dermed et forholdsvis højt damptryk på 3,73 kPa (sv.t. 28 mm Hg) ved 25 °C, hvilket betyder, at stoffet nemt afgasser, og at der dermed kan opnås forholdsvis høje koncentrationer af toluen i luften. Dernæst er vandopløseligheden af toluen forholdsvis lav (<600 mg/l) og fedtopløseligheden høj ($\log P_{\text{octanol/vand}} = 2,73$). Disse egenskaber betyder, at når toluen indåndes og optages i blodet, fordeles stoffet hurtigt til kroppens mere fedtrige organer (fx hjernens væv), hvorfra det forholdsvis langsomt udskilles. Dette betyder, at der ved gentagen eksponering kan opbygges væsentligt højere koncentrationer af toluen i nervevævet end i blodet. Disse egenskaber fremmer således, at stoffet kan udøve sin toksiske effekt netop i centralnervesystemet (Miljøstyrelsen 2014a).

2.1.1.2 Optagelse og fordeling af toluen i kroppen

Ved indånding optages toluen hos mennesker hurtigt gennem lungerne, og der tilbageholdes og optages ca. 50 % af den indåndede mængde toluen. I dyreforsøg er det fundet, at toluen indgivet gennem munden optages med helt op til 100 % i mave-tarmkanalen. Ved hudkontakt optages

væskeformig toluen kun i begrænset omfang (angivet til 3,6 % af appliceret dosis i REACH-registreringen for stoffet), mens optagelse af toluendampe via huden anses for ubetydelig.

Efter optagelse fordeles toluen ud i kroppen med den højeste koncentration i fedtvæv. Der sker således en opkoncentration i fedt og i hjernen i forhold til koncentrationen i blodet. Toluen transporteres via livmoderen over i fosteret, og koncentrationen af toluen i fosterets blod er angivet at være ca. 75 % af koncentrationen i moderens blod. Toluen passerer også over i modermælken. Inden for få timer efter at indåndingen har fundet sted, falder koncentrationen af toluen i blodet, idet toluen transporteres ud til kroppens øvrige væv og organer. Udskillelsen fra væv og organer foregår over længere tid med halveringstider helt op til 3 dage. Da udskillelsen af toluen fra fedt kun forgår langsomt kan toluen efter eksponeringen er ophørt omfordes fra fedt og via blodbanen overføres til hjernen, og herved medføre en forlænget eksponering af hjernen, som er målorganet for toluens toksiske effekter.

Ca. 20 % af optaget toluen udskilles uomdannet gennem udåndingsluften, mens ca. 80 % bliver omdannet i leveren gennem iltning i P450 enzymesystemet. Toluen omdannes primært til benzylalkohol, benzaldehyd og benzoesyre. Der er ikke fundet angivelser af, hvilken rolle disse metabolitter har i forbindelse med toluens toksicitet. Benzoesyren kobles til glycin og udskilles gennem urinen som hippursyre. Øvrige metabolitter forekommer i mindre omfang (Miljøstyrelsen 2014a).

2.1.1.3 Neurotoksiske effekter

Akutte effekter

Hos frivillige forsøgspersoner kortvarigt udsat for en toluenkonzentration på 285 mg/m³ har dette medført hovedpine, svimmelhed, ubehag og sløvhed. I neuropsykologiske tests medførte dette endvidere forringet præstation hos forsøgspersonerne. For disse akutte effekter er der fastsat et nul-effekt niveau (NOAEC) på 150 mg/m³ (Miljøstyrelsen 2014a). Toluen er som følge af de akutte effekter klassificeret STOT SE3, H336 (Kan forårsage sløvhed eller svimmelhed).

Effekter ved gentagen/langvarig eksponering

Hos mennesker har langvarig høj eksponering for toluen (misbrug fx ved snifning) medført alvorlige skader i hjernens væv og mht. hjernens funktion. Lang tids eksponering i arbejdsmiljøet (fx mere end 12 års eksponering i trykkerivirksomheder) har ligeledes medført kroniske hjernelidelser. Derudover har undersøgelser vist, at udsættelse for toluen har medvirket til nedsat hørelse hos arbejdere. Andre undersøgelser viser, at udsættelse for toluen hos arbejdere fremmer de negative effekter af støj på hørelsen (Miljøstyrelsen 2014a).

Hos forsøgsdyr er der ligeledes fundet toksiske effekter i øret og nedsat hørelse. Hos rotter blev dette observeret efter 2 ugers eksponering ved 3750 mg/m³, mens et ikke-effektniveau (NOAEC) blev fundet ved 2625 mg/m³ i forbindelse med 16 ugers eksponering. Eksponering for toluen har endvidere vist at medføre et nedsat antal nerveceller i visse områder af hjernen (hippocampus) samt at påvirke hjernens signalstoffer (Miljøstyrelsen 2014a).

På baggrund af disse fund har toluen opnået den harmoniserede klassificering STOT RE 2; H373 (Kan forårsage organskader ved længere eller gentagen eksponering).

2.1.1.4 Fosterbeskadigende effekter

Hos mennesker peger data fra arbejdsmiljøet på, at udsættelse for toluen kan medføre øget risiko for spontan abort. Data fra gravide toluenmisbrugere har vist, at toluen kan medføre neurologiske skader på fosteret svarende til, hvad der kendes fra føtalt alkoholsyndrom. Hos hunrotter eksponeret for 4560 mg/m³ under drægtighedsperioden og i diegivningsperioden har toluen medført neurotoksiske effekter hos afkommet, der udviste reduceret indlæringssevne påvist i

adfærdstest (Miljøstyrelsen 2014a). På baggrund af disse effekter har toluen opnået en harmoniseret klassificering som Repr. 2; H361d (Mistænkt for at skade det ufødte barn).

2.2 Udpegning af sammenlignelige stoffer

Toluen er hyppigt forekommende i indeklimaet, og i beboelser er der målt gennemsnitsniveau og øvre 95-percentilniveau på 6,5 mg/m³, henholdsvis 28,4 mg/m³ (se tabel 3.3). Kilder til dette er flere, bl.a. optræder toluen som følge af afdampning fra forbrugerprodukter som fx legetøj, boliginventar og byggematerialer.

For at vurdere den samlede eksponering for neurotoksiske stoffer, der er sammenlignelige med toluen, vil det derfor være relevant at se på andre beslægtede flygtige stoffer, som kan afdampe til indeklimaet, og som vides at kunne påvirke centralnervesystemet.

Opsporing af sådanne stoffer er dels foretaget ved at gennemgå den litteratur, Miljøstyrelsen har indsamlet og vurderet relevant for projektet (se bilag 1), og dels via internetsøgning med særligt fokus på eksponering af børn og neurotoksiske effekter bl.a. ved kombinationer af følgende søgetermer:

- child(ren); consumer; exposure, VOC, indoor, solvent, chemical, neurotoxic*; air quality; nervous system, development

Nedenfor angives trinvist, hvorledes udpegning af andre relevante neurotoksiske stoffer har fundet sted. Det har været intentionen så vidt muligt at udpege stoffer, hvor data i tilstrækkeligt omfang har dokumenteret deres kroniske neurotoksiske effekter, idet dette tilsikrer, at den efterfølgende risikovurdering kan foretages baseret på specifikke data vedr. effekt-niveauer for neurotoksiske effekter. Dette begrænser også risikoen for, at fx en bredere og mere generel inklusion af ”diverse organiske opløsningsmidler” ville være med til at underminere validiteten af projektet.

2.2.1 Prioriterede stoffer på baggrund af udvalgte referencer

Indledningsvist blev referencerne fra Miljøstyrelsens litteraturliste gennemgået for at udpege sammenlignelige neurotoksiske stoffer (se gennemgangen og udvælgelsen i bilag 1), idet kriteriet ved gennemgangen var, at der skulle foreligge dokumentation for stoffernes kroniske neurotoksiske egenskaber. Herved fremkom følgende liste:

Kulbrinter:

- n-hexan ^(a,b)
- n- heptan ^(b)
- benzen ^(b)
- toluen ^(a,b)
- xylener ^(a,b)
- ethylbenzen ^(a,b)
- n-propylbenzen ^(a)
- styren ^(a,b)
- methylstyren ^(a)

Klorerede opløsningsmidler:

- monochlormethan ^(b)
- dichlormethan ^(b)
- 1,1,1-trichlorethan ^(b)
- trichlorethylen ^(a,b)
- tetrachlorethylen ^(b)

Alkoholer:

- methanol ^(b)
- ethanol ^(b)

Ketoner:

- methyl-ethyl-keton ^(b)
- methyl-butyl-keton ^(b)

a) stoffet er angivet som kronisk neurotoksisk af EEA (2009)

b) stoffet er angivet som kronisk neurotoksisk af DGVU (2007)

De væsentligste referencer i forbindelse med denne udvælgelse var dels *det Europæiske Arbejdsmiljøagenturs rapport* vedrørende kemiske stoffer med skadelige effekter på hørelsen (angivet med "a") (EAA 2009) samt en tysk rapport udgivet af *Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung*, der som grundlag for sager vedr. ulykkesforsikringer i arbejdsmiljøet har gennemgået dokumentationen mht. kronisk neurotoksicitet for en række opløsningsmidler (angivet med "b") (DGVU 2007). Udvalget af disse stoffer er i overensstemmelse med de organiske opløsningsmidler, de øvrige kilder i bilag 1 peger på som veldokumenterede kroniske neurotoksiske stoffer.

Der skal imidlertid gøres opmærksom på, at ovenstående liste i meget stort omfang er fremkommet ud fra viden om kemisk udsættelse i arbejdsmiljøet, hvorfor det i forbindelse med dette projekt yderligere må sondres, hvorvidt disse stoffer også er relevante i forbindelse med forbrugerprodukter/byggematerialer og i indeklimasammenhæng.

Nedenfor gennemgås denne liste for de enkelte stofgrupper sammen med øvrig væsentlig litteratur fremkommet ved litteratursøgningen.

2.2.2 Kulbrinter

Miljøstyrelsens LOUS rapporter omfatter ud over toluen kulbrinterne n-hexan, styren og mineralsk terpentin, som er blevet optaget på listen over uønskede stoffer på baggrund af stoffernes kroniske neurotoksiske effekter, herunder udviklingsmæssige/reproduktionstoksiske effekter.

Mineralsk terpentin (er ikke omtalt i afsnit 2.2.1) er en *blanding* af flere hundrede kulbrinter, der primært omfatter kulbrinter med 7 til 12 kulstofatomer. De kvaliteter af mineralsk terpentin, der er klassificeret for kronisk neurotoksicitet (STOT RE1), omfatter de traditionelle kvaliteter med et indhold af ca. 85-90 % mættede alkaner og cycloalkaner samt et indhold af aromatiske kulbrinter på typisk 10-15 %. Det skal imidlertid anføres, at hverken EU's videnskabelige udvalg for fastsættelse af grænseværdier i arbejdsmiljøet, SCOEL, eller EU-Kommissionens rapport over årsager til lidelser i arbejdsmiljøet skelner mellem terpentinkvaliteterne, således at aromafri mineralsk terpentin også i disse organisationers vurderinger optræder som årsag til kroniske nerveskader (SCOEL 2007; EU-Kommissionen 2009).

Yderligere understøttes fokus på kulbrinter som neurotoksiske stoffer af en nyligt offentliggjort rapport fra Joint Research Centre/EU-Kommissionen, der har udpeget en række indeklimarelevante stoffer og vurderet disse med henblik på at fastsætte sundhedsbaserede grænseværdier (JRC/EU-Kommissionen 2013). I alt er 21 indeklimarelevante stoffer blevet prioriteret for en nærmere vurdering, og blandt disse blev kronisk neurotoksicitet udpeget som den kritiske effekt for følgende fem kulbrinter:

- toluen
- xylener
- ethylbenzen
- styren
- trimethylbenzener

For disse stoffer beregnede JRC/EU-Kommissionen (2013)-rapporten acceptable niveauer i indeklimaet med udgangspunkt i de neurotoksiske effekter (se tabel 2.1). For andre indeklimatelevante kulbrinter udpeget af JRC/EU-Kommissionen (2013), blev det anbefalet at anvende read-across (dvs. at anvende data fra kendte, nærtbeslægtede stoffer til at vurdere stoffer med manglende data) for at fastsætte tolerable indeklimaniveauer. Dette blev anbefalet for følgende stoffer, hvor man manglede data:

- propylbenzen
- diisopropylbenzen
- phenyloctan (octylbenzen)

2.2.3 Udvalgelse af kulbrinter

Samlet set er der derfor - på baggrund af kulbrinterne angivet i afsnit 2.2.1 og 2.2.2 - fagligt grundlag for at udpege følgende kulbrinter og kulbrinteblandinger som fokusstoffer for dette projekt:

- n-hexan
- n- heptan
- benzen
- toluen
- xylener
- ethylbenzen
- n-propylbenzen
- styren
- methylstyren
- trimehtylbenzener
- diisopropylbenzen
- phenyloctan (octylbenzen)
- mineralsk terpentin (sv.t. C7-C12 kulbrinter)

I relation til dette projekt og dets analytiske arbejde vil dette betyde, at man anvender opsamlings- og analysemetoder til kulbrinter i intervallet C6 til C14.

2.2.4 Klorerede opløsningsmidler

Listen for de klorerede opløsningsmidler er udpeget i afsnit 2.2.1:

- monochlormethan
- dichlormethan
- 1,1,1-trichlorethan
- trichlorethylen
- tetrachlorethylen

EAA (2009) anfører trichlorethylen som et neurotoksisk stof med effekter på hørelsen. Grandjean og Landrigan (2014) angiver, at der for tetrachlorethylen er tilstrækkelig dokumentation for, at stoffet påvirker centralnervesystemet under dets udvikling. Ydermere er det i litteraturen anført, at de neurotoksiske effekter af trichlorethylen, tetrachlorethylen og dichlormethan til en vis grad kan sammenlignes, idet der ses sammenhænge via mulige fælles virkningsmekanismer for stofferne (Bale et al. 2011).

Monochlormethan (methylchlorid) angives af US-EPA/IRIS (2003a) at være kendt for sine neurotoksiske effekter. Det skal nævnes, at monochlormethan, dichlormethan og tetrachlorethylen alle er klassificeret for kræftfremkaldende effekt med Carc 2, H351, hvorimod trichlorethylen er klassificeret med Carc 1B; H350 og Muta2; H341. Stoffernes kræftfremkaldende effekter og vurdering af evt. kræftfremkaldende effekter ligger imidlertid uden for rammerne af dette projekt, der alene omfatter stoffernes kroniske påvirkninger af nervesystemet. Det er dog muligt, at bekymringen for kræftfremkaldende effekter af stofferne har medført begrænsning af anvendelse af stofferne, og at de derfor kun vil forekomme i sjældnere grad i forbrugerprodukter, inventar, byggematerialer og indeklimaet.

Det vurderes ikke relevant at medtage 1,1,1-trichlorethan i projektet, da dette stof er underlagt meget stramme restriktioner under PIC konventionen som følge af stoffets ozonlagsnedbrydende effekt. Samtidig er stoffet under REACH alene registreret til anvendelse i kemisk syntese, og der er ikke fundet brug af stoffet ved søgning i det nordiske produktregister SPIN.

Relevante klorerede forbindelse mht. kronisk neurotoksicitet i forbindelse med dette projekt er således:

- monochlormethan
- dichlormethan
- trichlorethylen
- tetrachlorethylen

I relation til dette projekt vil prioritering af disse klorerede kulbrinter betyde, at der anvendes opsamlings- og analysemetoder til bestemmelse af klorerede C1-C2 forbindelser.

2.2.5 Alkoholer

Methanol og ethanol skiller sig ud fra de øvrige organiske opløsningsmidler, idet disse stoffer er blandbare med vand og primært efter optagelse fordeles i kroppens vandfase. Methanol er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer. De neurotoksiske effekter af methanol er især kendt for akut oral eksponering, hvor indtagelse af methanol i forholdsvis små mængder kan medføre blindhed som følge af skader på synsnerven pga. af omdannelse af methanol til myresyre (Miljøstyrelsen 2013). Skader på centralnervesystemet for ethanol kendes især fra alkoholmisbrug. I dag anses selv forholdsvis moderate mængder alkohol indtaget under graviditeten at være skadeligt for fosteret. Selvom afdampning, fx fra rengøring med husholdningssprit (denatureret ethanol), kan forekomme, er stofferne methanol og ethanol ikke kendt som et generelt problem i forbindelse med afgang og indånding i indeklimaet.

Samlet set anses det derfor ikke for relevant at fokusere yderligere på methanol og ethanol i dette projekt.

2.2.6 Ketoner

Methylethylketon og methylisobutylketon er nævnt i DGUV (2007). Begrundelsen for dette er udarbejdet i 1996. I begrundelsen henvises til i alt seks publikationer fra 1976-1985, hvoraf flere af disse referencer omtaler det velkendte neurotoksiske stof methyl-n-butylketon, som er et stof, der er kendt for at forvolde perifer neuropati.

US EPA har i 2003 revurderet methylethylketon og methylisobutylketon og finder ikke ud fra sub-kroniske inhalationsforsøg grundlag for at anse neurotoksiske effekter som kritisk effekt ved gentagen eksponering, idet der udelukkende ses reversible effekter på centralnervesystemet i forbindelse med høj akut eksponering (US EPA/IRIS 2003b+c). I forholdsvis nye cancerforsøg med mus og rottet har methylisobutylketon i en eksponering på op til 7200 mg/m³ i to år medført nyreskader og leverskader som kritiske effekter, mens der ikke blev fundet tegn på neurologiske

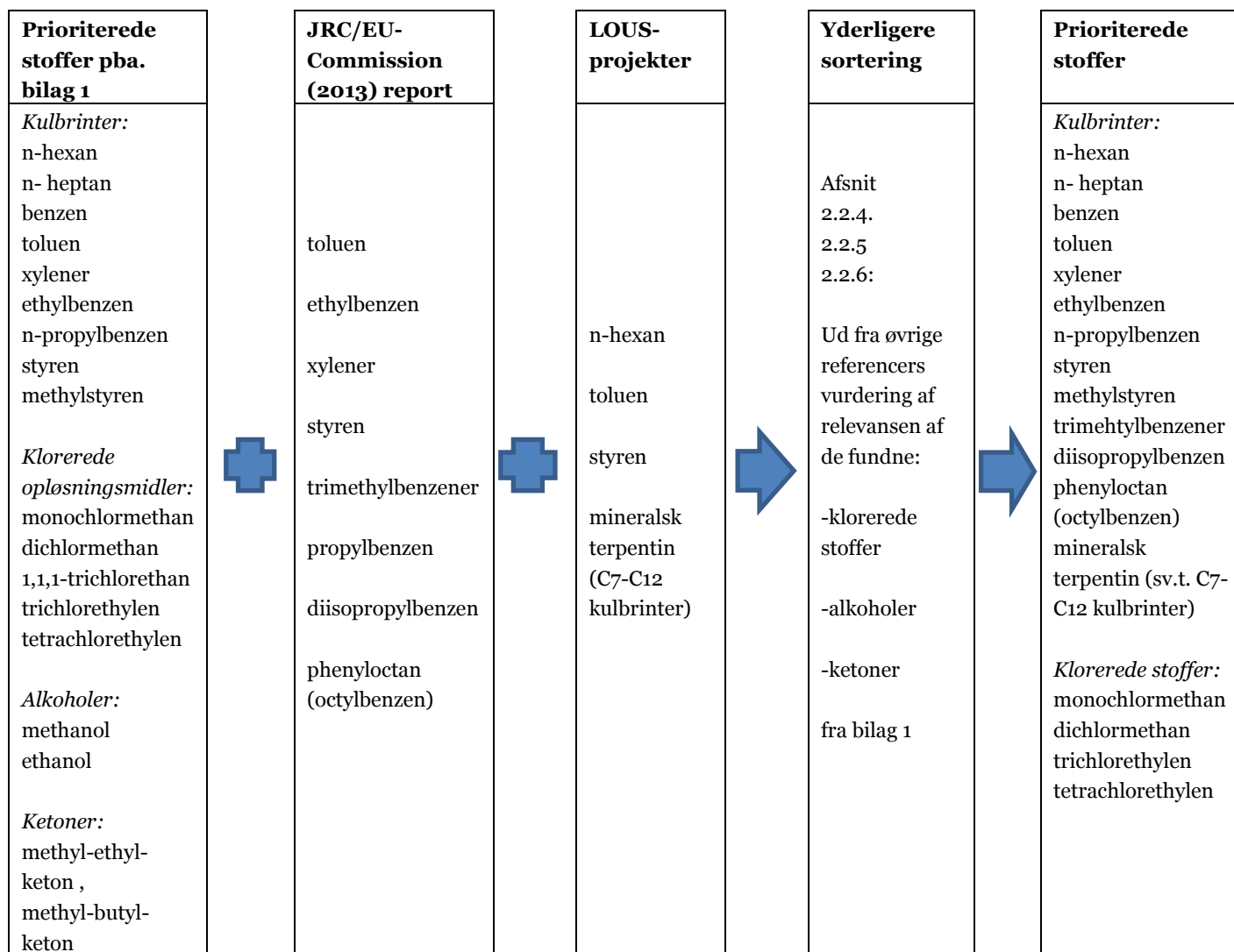
skader (NTP 2007). Det vurderes derfor ikke, at der er grundlag for at medtage methylethylketon og methylisobutylketon i projektet.

Mht. det velkendte neurotoksiske stof methyl-n-butylketon kan det nævnes, at dette pt. ikke er registreret under REACH, hvorfor anvendelse af stoffet i EU ligger under 100 tons pr. år. Da stoffet heller ikke angives at blive anvendt i Norden jf. den Nordiske SPIN database, anses det ikke relevant at inkludere dette stof yderligere i projektet. Det kan dog ikke udelukkes, at stoffet kan forekomme i artikler importeret fra ikke-EU lande.

Samlet set vurderes det således ikke at være relevant at inddrage disse ketoner i nærværende projekt.

2.2.7 Samlet prioritering

Ud fra ovenstående kan udvælgelsen af de prioriterede stoffer anskueliggøres ved følgende figur:



FIGUR 2.1. SKEMATISK ANGIVELSE AF ARBEJDSGANG OG KILDER FOR UDPEGNING AF KRONISK NEURTOTOKSISKE STOFFER

2.3 Vurdering af tolerabel eksponering

I dette afsnit samles viden mht. tolerabel eksponering for de neurotoksiske stoffer udpeget i afsnit 2.2.7.

2.3.1 Toluen og andre kulbrinter

Udgangspunktet er at fastsætte tolerable eksponeringsniveauer for følgende udvalgte kulbrinter:

- n-hexan
- n-heptan
- benzen
- toluen
- xylener
- ethylbenzen
- n-propylbenzen
- styren
- methylstyren
- trimehtylbenzener
- diisopropylbenzen
- phenyloctan (octylbenzen)
- mineralsk terpentin (sv.t. C7-C12 kulbrinter)

2.3.1.1 LCI-værdier udarbejdet af Joint Research Centre/EU-Commission, 2013

Udgangspunktet for selve vurderingen af disse stoffer er rapporten *"Harmonisation framework for health based evaluation of indoor emissions from construction products in the European Union using the EU-LCI concept"* fra Joint Research Centre/ EU-Kommissionen (JRC/EU-Commission 2013).

Rapporten udleder toksikologisk baserede tolerable værdier (i rapporten benævnt EU-LCI værdier, Lowest Concentration of Interest) for en række enkeltstoffer, der er relevante for emissionen fra byggematerialer til indeklimaet. Vurderingerne af stofferne er baseret på data fra anerkendte ekspertvurderinger/risikovurderinger fra fx:

- EU (fx risikovurderingsrapporter)
- RIVM rapporter (National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands)
- Health Canada (Federal department, Canada)
- US-EPA (US Environment Protection Agency)
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA)
- OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environment Protection Agency)
- ANSES (French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety)
- WHO (World Health Organization)
- SCOEL (EU Scientific Committee on Occupational Exposure Limits).

Ud fra data i disse kilder udpeges de kritiske effektniveauer (NOAECs og LOAECs) med hensyn til neurotoksiske effekter, og en LCI værdi beregnes ud fra de metoder, man under REACH anvender, når der udledes tolerable eksponeringsniveauer, DNEL værdier (Derived No Effect Level).

I JRC/EU-Commission (2013)-rapporten blev der således blandt andet udledt LCI værdier for stofferne anført i nedenstående tabel 2.1:

TABEL 2.1. UDLEDNING AF TOLERABLE EKSPONERINGSNIVEAUER I INDEKLIMAET, EU-LCI-VÆRDIER (JRC/ EU-COMMISSION 2013)

	Toluen	Xylener	Ethylbenzen	Styren	Propylbenzen	Trimethylbenzen	Diisopropylbenzen	Phenyltolan
CAS	108-88-3	1330-20-7	100-41-4	100-42-5	103-65-1	25551-13-7	99-62-7 100-18-5	2189-60-8
Kritiske effekter	Farvesyn	Neurotox	Høreskader	Høreskader	Ref. ethylbenzen	Neurotox	Ref. xylener	Ref. Ethylbenzen
NOAEC						123 mg/m ³		
LOAEC	123 mg/m ³	62 mg/m ³	867 mg/m ³	42,5 mg/m ³				
Faktor til korrektion af eksponeringsvarighed	4.2*	4.2*	4.7*	4.2*		5.6*		
Samlet usikkerhedsfaktor*** (assessment factors)	10	30	216	45		50		
EU-LCI afrundet mg/m³	2,900	0,500	0,850	0,250 (0,700)**	0,950	0,450	0,750	1,100

Ref.= henviser til et read-across reference stof, hvor denne værdi anvendes som udgangspunkt for vurderingen. EU-LCI-værdien justeres proportionalt ud fra forholdet i molvægtene mellem stofferne.

*denne værdi anvendes som omregningsfaktor for at omregne koncentrationen fra eksponeringsbetingelserne i dyreforsøg, fx 6t/d, 5d/uge, til kontinuerlig eksponering for mennesker 24t/d; 7d/uge (dvs. i dette tilfælde $24t/6t \times 7d/5d = 5,6$ som omregningsfaktor). NOAEL eller LOAEL divideres således med denne korrektionsfaktor inden der efterfølgende gøres brug af usikkerhedsfaktorer

** se tekst vedr. styren nedenfor

*** anvendelsen af usikkerhedsfaktorer for de enkelte stoffer er beskrevet nedenfor

Toluen

JRC/EU-Commission (2013) angiver påvirkning af farvesyn hos arbejdere med et LOAEC på 123 mg/m³ som den effekt, der er forekommet ved de laveste eksponeringsniveauer med toluen. Ved beregning af en LCI-værdi konverteres fra eksponeringen i arbejdsmiljøet til 24 timer i indeklimaet med en faktor 4,2, (sv.t. $24t/8t \times 7d/5d = 4.2$). Derpå anvendes en usikkerhedsfaktor på 2 (JRC/EU-Commission (2013) anvender typisk 2 eller 3 for ekstrapolering fra LOAEC til NOAEC baseret på ekspertvurdering), idet der ekstrapoleres fra LOAEC til en NOAEC værdi, og der anvendes en usikkerhedsfaktor på 5 for at tage hensyn til større følsomhed hos den generelle befolkning end i gruppen af arbejdere (JRC/EU-Commission (2013) angiver som udgangspunkt anvendelse af en intraspecies faktor på 5, når data fra arbejdere ekstrapoleres til befolkningen, mens der anvendes en intraspeciesfaktor på 10, når udgangspunktet er dyredata). Det vil sige en samlet usikkerhedsfaktor på 10. JRC/EU-Commission (2013) opnår herved en afrundet LCI værdi for toluen på 2,900 mg/m³.

Xylener

JRC/EU-Commission (2013) angiver påvirkning af centralnervesystemet (svimmelhed og manglende appetit) samt øjen- og luftvejsirritation hos arbejdere med et LOAEC på 62 mg/m³ som de effekter, der er forekommet ved de laveste eksponeringsniveauer med xylener. Ved beregning af en LCI-værdi konverteres fra eksponeringen i arbejdsmiljøet til 24 timer i indeklimaet med en faktor 4,2. Derpå anvendes en usikkerhedsfaktor på 3, (JRC/EU-Commission (2013) anvender typisk 2 eller 3 for ekstrapolering fra LOAEC til NOAEC baseret på ekspertvurdering), idet der ekstrapoleres fra LOAEC til en NOAEC værdi, og der anvendes en usikkerhedsfaktor på 5 da udgangspunktet er data fra arbejdere, som skal ekstrapoleres til den generelle befolkning (JRC/EU-Commission (2013) angiver som udgangspunkt at anvende en intraspecies faktor på 5, når data fra arbejdere ekstrapoleres til befolkningen, mens der anvendes en intraspeciesfaktor på 10, når udgangspunktet er dyredata). Yderligere anvendes en usikkerhedsfaktor på 2, da eksponeringsvarigheden var 7 år og ikke livslang, hvorfor der opnås en samlet usikkerhedsfaktor på 30 og en afrundet LCI værdi for xylener på 0,500 mg/m³.

Ethylbenzen

JRC/EU-Commission (2013) angiver toksisk påvirkning af øret ved et LOAEC på 867 mg/m³ i et 90 dages rotteforsøg som den effekt, der er forekommet ved de laveste eksponeringsniveauer med ethylbenzen. Ved beregning af en LCI-værdi omregnes fra eksponeringen i dyreforsøget til 24 timer i indeklimaet med en faktor 4,7 ($24t/6t \times 7d/6d = 4.7$). Derpå anvendes en usikkerhedsfaktor på 3, idet der ekstrapoleres fra LOAEC til en NOAEC værdi. Der anvendes en usikkerhedsfaktor for at ekstrapolere fra dyr til mennesker på 3,6 (afvigelse fra den sædvanlige faktor på 2,5 der anvendes i REACH for inhalationsforsøg, da der anvendes konkrete data vedr. stoffets absorption). Dernæst anvendes en usikkerhedsfaktor på 10 for at tage hensyn til forskelle i følsomhed hos den generelle befolkning (JRC/EU-Commission (2013) angiver som udgangspunkt at anvende en intraspecies faktor på 5, når data fra arbejdere ekstrapoleres til befolkningen, mens der anvendes en intraspeciesfaktor på 10, når udgangspunktet er dyredata). Endelig anvendes der yderligere en usikkerhedsfaktor faktor på 2 for at ekstrapolere til kronisk eksponering, og der opnås en samlet usikkerhedsfaktor på 216. JRC/EU-Commission (2013) opnår herved en afrundet LCI værdi for ethylbenzen på 0,850 mg/m³.

Styren

JRC/EU-Commission (2013) angiver påvirkning af farvesyn, høreforringelse og nedsat reaktionsevne hos arbejdere med et LOAEC på 42,5 mg/m³ som de effekter, der er forekommet ved de laveste eksponeringsniveauer med styren. Ved beregning af en LCI-værdi konverteres fra eksponeringen i arbejdsmiljøet til 24 timer i indeklimaet med en faktor 4,2 ($24t/8t \times 7d/5d = 4.2$). Derpå anvendes en usikkerhedsfaktor på 3, idet der ekstrapoleres fra LOAEC til en NOAEC værdi. Der anvendes yderligere en usikkerhedsfaktor på 3 for at tage hensyn til alvorligheden af effekterne, idet stoffet også anses for at være genotoksisk, og der anvendes en usikkerhedsfaktor på 5 for at tage

hensyn til større følsomhed hos den generelle befolkning end i gruppen af arbejdere. JRC/EU-Commission (2013) opnår herved en samlet usikkerhedsfaktor på 45 og en afrundet LCI værdi for styren på 0,250 mg/m³. I dette projekt vurderes stoffet imidlertid alene ud fra dets neurotoksiske effekter, så uden at anvende en usikkerhedsfaktor på 3 for stoffet genotoksiske effekt opnås en LCI-værdi for styren på 0.70 mg/m³.

Trimethylbenzener

JRC/EU-Commission (2013) angiver neurotoksiske påvirkninger hos rotter med et NOAEC på 123 mg/m³ i et 90 dages forsøg som den effekt, der er forekommet ved de laveste eksponeringsniveauer med trimethylbenzener. Ved beregning af en LCI-værdi omregnes fra eksponeringen i dyreforsøget til 24 timer i indeklimaet med en faktor 5,6 ($24t/6t \times 7d/5d = 5.6$). Der anvendes en usikkerhedsfaktor for at ekstrapolere fra dyr til mennesker på 2,5 i forbindelse med et inhalationsforsøg (svarende til den sædvanlige faktor som anvendes i REACH for inhalationsforsøg). Dernæst anvendes en usikkerhedsfaktor på 10 for at tage hensyn til forskelle i følsomhed hos den generelle befolkning. Endelig anvendes der yderligere en usikkerhedsfaktor på 2 for at ekstrapolere til kronisk eksponering, og der opnås herved en samlet usikkerhedsfaktor på 50. JRC/EU-Commission (2013) opnår herved en afrundet LCI værdi for trimethylbenzener på 0.45 mg/m³.

Propylbenzen

JRC/EU-Commission (2013) angiver, at der ikke er data for stoffet til at beregne en konkret LCI-værdi. På grund af strukturlighed anses stoffet imidlertid at have tilsvarende neurotoksiske potentiale som ethylbenzen, der således anvendes som referencestof. Derpå beregnes en afrundet LCI værdi på 0.950 mg/m³ for propylbenzen, idet der tages udgangspunkt i ethylbenzens ikke afrundede LCI værdi på 0,860 mg/m³, og idet der korrigeres i forholdet mellem molvægten på de to stoffer (MW propylbenzen: 120,2 / MW ethylbenzen: 106,2).

Phenylloctan

JRC/EU-Commission (2013) angiver, at der ikke er data for stoffet til at beregne en konkret LCI-værdi. På grund af strukturlighed anses stoffet imidlertid at have tilsvarende neurotoksiske potentiale som ethylbenzen, der således anvendes som referencestof. Derpå beregnes en afrundet LCI værdi på 1.100 mg/m³ for phenylloctan, idet der tages udgangspunkt i ethylbenzens ikke afrundede LCI værdi på 0,860 mg/m³, og idet der korrigeres i forholdet mellem molvægten på ethylbenzen og butylbenzen* (MW butylbenzen: 134,3 / MW ethylbenzen: 106,2). *Ved mere strukturforskel end 2 CH₂ grupper pr. alifatisk kæde anvender JRC/EU-Commission (2013) højst molvægten fra read-across stoffet + molvægten af 2 CHs grupper, hvilket i dette tilfælde svarer til molvægten af butylbenzen.

Diisopropylbenzen

JRC/EU-Commission (2013) angiver, at der ikke er data for stoffet til at beregne en konkret LCI-værdi. På grund af strukturlighed anses stoffet imidlertid at have tilsvarende neurotoksiske potentiale som xylener, der således anvendes som referencestof. Derpå beregnes en afrundet LCI værdi på 0.750 mg/m³ for diisopropylbenzen, idet der tages udgangspunkt i xyleners ikke afrundede LCI værdi på 0,492 mg/m³, og idet der korrigeres i forholdet mellem molvægten på de to stoffer (MW diisopropylbenzen: 162,3 / MW xylener: 106,2).

2.3.1.2 LCI-værdier vurderet for øvrige kulbrinter

For nedenstående kulbrinter har JRC/EU-Commission (2013)-rapporten ikke udledt EU-LCI værdier:

- n-hexan
- n-heptan
- benzen
- methylstyren
- mineralsk terpentin (C7-C14 kulbrinter)

Til brug for dette projekt beregnes derfor LCI-værdier for disse stoffer ud fra tilgængelige data, især fra ekspertvurderinger (se tabel 2.2).

TABEL 2.2. BEREGNING AF LCI-VÆRDIER FOR ØVRIGE KULBRINTER

	n-hexan	benzen	methylstyren	mineralsk terpentin, C7-C12 kulbrinter
CAS	108-88-3	71-43-2	-	-
Kritiske effekter	Neurotox	Neurotox	Neurotox	Neurotox
NOAEC	430 mg/m ³	Read-across	Read-across	
LOAEC	Som BMCL	toluen	styrene	240 mg/m ³
Faktor til justering for eksponerings- varighed	2	-	-	4.2
Samlet usikkerheds- faktor (assessment factors)	300	-	-	10
LCI afrundet mg/m³	0,700	2,450	0,800	5,700

n-hexan

SCOEL (1995a) anbefalede en grænseværdi i arbejdsmiljøet på 72 mg/m³ baseret på et beregnet LOAEC på 250 mg/m³ for elektrofysiologiske ændringer i de perifere nervebaner hos arbejdere. US-EPA revurderede i 2008 n-hexan og fandt i et 16 ugers inhalationsforsøg med rotter en dosis-relateret forringelse af den perifere nerveledningshastighed ved eksponeringsniveauerne 1762, 4230 og 10,574 mg/m³ (US-EPA/IRIS 2008a). Ud fra disse data blev der beregnet en benchmark-koncentration (BMCL) på 430 mg/m³ som udgangspunkt for beregning af en referencekoncentration. BMCL-værdien på 430 mg/m³ blev først korigeret ved at dividere med en faktor 2 for at opnå den gennemsnitlige koncentration over 24 timer, idet dyrene kun blev eksponeret 12 af døgnets 24 timer. Dernæst blev der anvendt en usikkerhedsfaktor på 3 for at ekstrapolere fra dyr til mennesker, en usikkerhedsfaktor på 10 for at beskytte særligt følsomme i befolkningen herunder børn (data med nyfødte rotteunger viste ikke større følsomhed i forhold til voksne), en usikkerhedsfaktor på 3 for at ekstrapolere fra subkronisk til kronisk eksponering, og en usikkerhedsfaktor på 3 for at tage højde for mangler i det samlede datagrundlag. Samlet set blev der ud over korrektionsfaktoren på 2 anvendt en afrundet usikkerhedsfaktor på 300, og referenceværdien (sv.t. en LCI-værdi) blev beregnet til 0,7 mg/m³.

n-heptan

SCOEL (1995b) anbefalede en grænseværdi i arbejdsmiljøet på 2085 mg/m³ baseret på en NOAEC på 12500 mg/m³ i et 16 ugers rotteinhaltionsforsøg, idet man ikke kunne finde elektrofysiologiske påvirkninger i dette forsøg. US-EPA vurderede i 2008 n-heptan og fandt ikke, at der var egnede data til at beregne en referencekoncentration (US-EPA/IRIS 2008b). Samlet set viser data, at n-heptan har et væsentligt lavere neurotoksisk potentiale, hvorfor det ikke anses relevant at estimere en LCI-værdi, idet denne vil blive meget høj.

Benzen

Relevansen for beregning af en LCI-værdi for benzen mht. neurotoksiske effekter anses normalt for begrænset, idet benzen er kendt som et meget potent kræftfremkaldende stof, hvorfor en LCI-værdi for beskyttelse for kræftfremkaldende stoffer vil være størrelsesordener lavere end for beskyttelse af neurotoksiske effekter.

En indikativ LCI-værdi for neurotoksiske effekter kan beregnes, idet toluen anvendes som referencestof, og idet toluens LCI-værdi anvendes som udgangspunkt:

LCI-Benzen: $\text{LCI-toluen} \times \text{MW benzen} / \text{MW toluen} = 2,90 \text{ mg/m}^3 \times 78,11 / 92,14 = 2,458 \text{ mg/m}^3$
sv.t. en afrundet LCI-værdi på 2,450 mg/m³.

Methylstyren

Tilsvarende kan en LCI-værdi for methylstyren beregnes, idet styren anvendes som referencestof:

LCI-Methylstyren: $\text{LCI-styren} \times \text{MW methylstyren} / \text{MW styren} = 0,7 \text{ mg/m}^3 \times 118,2 / 104,15 = 0,794 \text{ mg/m}^3$ sv.t. 0,800 mg/m³.

Mineralsk terpentin

SCOEL (2007) angiver NOAEC hos arbejdere til 40 ppm (240 mg/m³) for kronisk neurotoksiske effekter, mens dette hos IPCS/WHO (1996) blev anset for at være et niveau, der ved mange års udsættelse kunne medføre kroniske hjerneskader, dvs. et LOAEC.

De 240 mg/m³ er relateret til en 8-timers arbejdsdag 5 dage om ugen, hvorfor der skal anvendes en omregningsfaktor på $24/8 \times 7/5 = 4,2$ sv.t. et kontinuerligt eksponeringsniveau på 57 mg/m³.

Der anvendes en usikkerhedsfaktor på 2, idet der er usikkerhed om, hvorvidt 240 mg/m³ skal anses som et NOAEC eller LOAEC. Da data er fremkommet fra en større befolkningsgruppe af eksponerede arbejdere, vurderes det, at der er taget et vist hensyn til forskelle i følsomhed mellem arbejderne. JRC/EU-Commission (2013) anvender i deres rapport for sådanne data en reduceret faktor på 5 for at tage hensyn til særlig følsomme i den almindelige befolkning.

Dvs. der opnås med en omregningsfaktor på 4,2 og en samlet usikkerhedsfaktor på 10 en LCI-værdi på 5,700 mg/m³ for mineralsk terpentin (sum af C7-C12 kulbrinter).

2.3.1.3 LCI-værdier for alle de prioriterede kulbrinter

Der kan således opnås følgende LCI-værdier for gruppen af kulbrinter mht. kroniske neurotoksiske effekter:

TABEL 2.3. OVERSICHT OVER LCI-VÆRDIER FOR KRONISKE NEUROTOKSISKE EFFEKTER AF KULBRINTER

Stof	LCI-værdi mg/m ³
n-hexan	0,700
n-heptan	-
Benzen	2,450
Toluen	2,900
Xylener	0,500
Ethylbenzen	0,850
Styren	0,700
Methylstyren	0,800
Propylbenzener	0,950
Trimethylbenzener	0,450
Diisopropylbenzen	0,750
Phenyltoluen	1,100
Mineralsk terpentin (C7-C12 kulbrinter, totalt)	5,700

2.3.2 Klorerede opløsningsmidler

Følgende klorerede opløsningsmidler med relevans for kronisk neurotoksicitet er blevet udvalgt:

- monochlormethan
- dichlormethan
- trichlorethylen
- tetrachlorethylen

Monochlormethan (methylchlorid)

US EPA vurderede i 2003, at de mest kritiske effekter ved eksponering med monochlormethan er skadelig påvirkning af lillehjernen. Som udgangspunkt for beregning af en grænseværdi anføres en 11 dages inhalationsundersøgelse med mus, hvor eksponering 22 timer i døgnet medførte markante degenerative forandringer i lillehjernen. Ud fra undersøgelsen kunne der fastsættes et NOAEC på 50 ppm sv.t. 103 mg/m³.

Korrigeret til kontinuerlig over et døgn svarede dette til en NOAC på 94,4 mg/m³.

For at opnå en sundhedsbaseret grænseværdi anvendte US EPA der på en faktor på 3,3 for at ekstrapolere til mennesker, og en faktor på 10 for at tage hensyn til forskellig følsomhed i befolkningen. Endelig anvendtes en faktor 10 for at ekstrapolere fra 11 dages eksponering til livslang eksponering og derpå en faktor 3,3 for at tage højde for, at data er mangelfulde, mht. om børn er mere følsomme pga. udvikling af centralnervesystemet.

Alt i alt anvendtes således en samlet usikkerhedsfaktor på 1000, hvilket medførte en grænseværdi (referencekoncentration) på 0,09 mg/m³ (US-EPA/IRIS 2003a). For monochlormethan kan der således fastsættes en LCI-værdi på 0,09 mg/m³.

Dichlormethan

DGUV (2007) angiver, at effekter på centralnervesystemet og synet er fundet ved kontrollerede forsøg hos mennesker ved et eksponeringsniveau på 1060 mg/m³ til 2820 mg/m³ dichlormethan. US EPA/IRIS (2011) angiver, at man i et 90 dages rotte inhalationsforsøg, hvor neurologiske effekter dels blev undersøgt ved en række adfærdstests og dels ved histopatologiske undersøgelser, ikke fandt effekter efter eksponering ved 2000 ppm. US EPA/IRIS (2011) angiver levereffekt som den mest kritiske effekt ved eksponering for dichlormethan, idet påvirkning af leveren blev fundet ved en eksponering på 500 ppm i et kronisk inhalationsforsøg med rotter.

SCOEL (2009c) lægger mere vægt på observationer i arbejdsmiljøet og angiver, at udsættelse ved niveauer op til 100 ppm ikke har medført skadelige effekter. På denne baggrund foreslår SCOEL en grænseværdi i arbejdsmiljøet på 100 ppm (353 mg/m³), med en kortidsværdi på 200 ppm for at undgå akutte neurotoksiske effekter. Med udgangspunkt i en NOAEC på 353 mg/m³ for arbejdere kan der beregnes en LCI-værdi for den almindelige befolkning. Eksponeringen i arbejdsmiljøet omregnes til 24 timers kontinuert eksponering:

$353 \text{ mg/m}^3 / (24\text{t}/8\text{t} \times 7\text{d}/5\text{d}) = 84 \text{ mg/m}^3$. Dernæst anvendes som foreslået af JRC/EU-Commission (2013) en faktor på 5 for at tage hensyn til, at der kan være større følsomhed i den almindelige befolkning i forhold til arbejdere.

På den baggrund opnås en LCI-værdi på 16,8 mg/m³ for dichlormethan.

Trichlorethylen

WHO (2010) angiver i deres "Guidelines for Indoor Quality", at den mest kritiske effekt af trichlorethylen er den kræftfremkaldende effekt og angiver i den forbindelse 2,3 µg/m³ som det eksponeringsniveau, der øger cancerrisikoen med 10⁻⁶ (dvs. det livslange eksponeringsniveau der i en befolkning på 1 million indbyggere teoretisk set vil medføre et ekstra cancertilfælde).

Yderligere angives, at der i inhalationsforsøg med rotter og kaniner efter 6 til 18 ugers inhalation ved eksponeringsniveauer fra 50 ppm til 3200 ppm er påvist elektrofysiologiske forandringer i hjernen, forsinket nerveimpuls ved lydsignaler samt påvirkning af synet. LOAEC var angivet til 50 ppm (274 mg/m³) i forbindelse med elektrofysiologiske påvirkninger i hjernen.

SCOEL (2009a) angiver, at det er vanskeligt at angive en tærskelværdi for neurologiske effekter i arbejdsmiljøet i forbindelse med udsættelse for trichlorethylen. I forbindelse med brug af trichlorethylen som affedtningsmiddel er der rapporteret om øget forekomst af kroniske hjerneskader ved estimerede niveauer ved omkring 274 mg/m³. DGUV (2007) vurderer NOAEC i arbejdsmiljøet til at ligge ved 274 mg/m³, idet der sås effekter ved højere niveauer på 380 mg/m³ og 540 mg/m³. På denne baggrund anses 274 mg/m³ for at være et LOAEC i arbejdsmiljøet.

Med udgangspunkt i en LOAEC på 274mg/m³ for arbejdere kan der beregnes en LCI-værdi for den almindelige befolkning. Eksponeringen i arbejdsmiljøet omregnes til 24 timers kontinuert eksponering: $274 \text{ mg/m}^3 / (24\text{t}/8\text{t} \times 7\text{d}/5\text{d}) = 65 \text{ mg/m}^3$.

Der er en vis usikkerhed om NOAEC i arbejdsmiljøet, hvorfor der anvendes en faktor 2 for at ekstrapolere fra LOAEC til NOAEC. Dernæst anvendes som foreslået af JRC/EU-Commission (2013) en intraspecies-faktor på 5 for at tage hensyn til, at der kan være større følsomhed i den almindelige befolkning i forhold til arbejdere.

På den baggrund opnås en LCI-værdi på 6,5 mg/m³ for trichlorethylen.

Tetrachlorethylen

WHO (2010) angiver i deres "Guidelines for Indoor Quality", at den mest kritiske effekt af tetrachlorethylen er nyrebeskadigende effekt, og foreslår på den baggrund en grænseværdi i indeklimaet på 0,25 mg/m³. Yderligere angives, at der hos mennesker kan opstå CNS effekter ved akutte eksponeringer ved omkring 340 til 2040 mg/m³. Flere undersøgelser peger på, at forholdsvis lave niveauer af tetrachlorethylen kan påvirke farvesynet hos mennesker. Hos renseriarbejdere er der således fundet påvirkning af farvesynet helt ned til et eksponeringsniveau på 30 mg/m³.

Hos mus oralt doseret med tetrachlorethylen som nyfødte er der set påvirkning af adfærd i voksenstadiet, hvilket indikerer en særlig følsomhed i udviklingsfasen af nervesystemet. WHO (2013) anser dog ikke effekter på centralnervesystemet som relevante i forbindelse med fastsættelse af en grænseværdi i indeklimaet.

DGUV (2007) foreslår en NOAEC værdi på 345 mg/m³ for tetrachlorethylen i forhold til neurotoksiske effekter i forbindelse med arbejdsmiljømæssig eksponering, men angiver samtidig, at data er meget usikre.

SCOEL (2009b) foreslår en grænseværdi i arbejdsmiljøet til 20 ppm (138 mg/m³) og anfører i denne forbindelse, at dette niveau også må anses for et NOAEC mht. neurotoksiske effekter. Undersøgelserne, der fandt påvirkning af farvesyn ved lavere niveauer, anses af SCOEL for at være for mangelfulde og usikre til at indgå yderligere i vurderingen.

Med udgangspunkt i en NOAEC på 138 mg/m³ for arbejdere kan der beregnes en LCI-værdi for den almindelige befolkning. Eksponeringen i arbejdsmiljøet omregnes til 24 timers kontinuert eksponering: $138 \text{ mg/m}^3 / (24\text{t}/8\text{t} \times 7\text{d}/5\text{d}) = 33 \text{ mg/m}^3$.

Dernæst anvendes som foreslået af JRC/EU-Commission (2013) en intraspeciesfaktor på 5 for at tage hensyn til, at der kan være større følsomhed i den almindelige befolkning i forhold til arbejdere. På den baggrund opnås en LCI-værdi på 6,6 mg/m³ for tetrachlorethylen.

2.3.2.1 LCI-værdier for prioriterede klorerede opløsningsmidler

TABEL 2.4. BEREGNEDE TOLERABLE EKSPONERINGSNIVEAUER, LCI-VÆRDIER FOR NEUROTOKSISKE EFFEKTER AF KLOREREDE KULBRINTER

Stof	LCI-værdi mg/m ³
Monochlormethan	0,090
Dichlormethan	16,800
Trichlorethylen	6,500
Tetrachlorethylen	6,600

2.4 Børns eksponering og følsomhed

2.4.1 Eksponering

Ovenfor er tolerable koncentrationer i luften (de angivne LCI-niveauer, sv.t. DNEL-værdier) beregnet ud fra voksnes daglige inhalationsvolumen. Som standardværdi anses en voksen person på 70 kg at indånde 20 m³ luft pr. dag, dvs. personen indånder 0,29 m³/kg lgv/d (NMR 2011). Børn i 1-3 års alderen med en gennemsnitlig legemsvægt på 11,6 kg indånder i gennemsnit 7,0 m³ luft om dagen sv.t. 0,60 m³/kg lgv/d, altså dobbelt så høj en dosis luft pr. kg legemsvægt som voksne (NMR 2011).

Dvs. at hvis den tolerable luftkoncentration er beregnet ud fra data for voksne, bør grænseværdien rent faktisk være en faktor 2 lavere for børn for at opnå den samme eksponering per kg legemsvægt.

2.4.2 Følsomhed

Det er generelt accepteret, at organsystemer under udvikling kan være mere følsomme end det færdigudviklede organ. Således er der særlig fokus på øget følsomhed i forbindelse med udvikling af nervesystemet, immunsystemet og kønsudviklingen hos børn. I sådanne situationer, hvor de kritiske effekter af kemikalier netop er relateret til disse organsystemer og processer, anfører REACH vejledningen R8 vedrørende udledning af DNEL værdier, at der kan/bør anvendes en øget intraspecies assessment faktor i forhold til den traditionelle faktor (ECHA 2012a).

EU's videnskabelige komité for forbrugerprodukter (SCCP) vurderede i 2006 sikkerheden for anvendelse af toluen i neglelak og angiver mht. vurderingen i forhold til børn, at der ikke haves konkrete data, der belyser, i hvilket omfang børn er mere følsomme end voksne. Da der endvidere i litteraturen ikke er fundet særlig praksis mht. til øget usikkerhedsfaktorer for børn ifm. neurotoksiske effekter, vælges i dette projekt ud fra en pragmatisk tilgang en ekstra usikkerhedsfaktor på 2, for at tage hensyn til børns øgede følsomhed i forbindelse med nervesystemets udvikling.

2.4.3 Justering af tolerabel eksponering

På baggrund af ovenstående forhold vurderes det relevant at justere de ovenfor beregnede LCI-værdier for at opnå, at værdierne mere specifikt tager hensyn til børns større udsættelse (en faktor 2) og følsomhed (yderligere en faktor 2), idet nervesystemet må anses for ekstra følsomt hos børn, da det er under udvikling. De ovenfor beregnede LCI-værdier justeres derfor med en faktor 4 for at opnå LCI-værdier specielt tilpasset børn, se tabel 2.5.

Tabel 2.5. LCI-værdier til beskyttelse mod neurotoksiske effekter hos børn (1-3 år)

Stof	LCI-værdi for barn mg/m ³	Lugtgrænse* mg/m ³
n-hexan	0,700**	5,3
n-heptan	-	2,7
Benzen	0,600	8,6
Toluen	0,725	1,1
Xylener	0,125	0,16-1,5
Ethylbenzen	0,200	0,67
Styren	0,175	0,13
methylstyren	0,200	-
propylbenzener	0,240	0,02-0,04
trimethylbenzener	0,100	0,56-0,79
diisopropylbenzen	0,200	-
phenyloctan	0,275	-
Mineralsk terpentint, C7-C12 kulbrinter, totalt	1,425	0,5-5
Monochlormethan	0,045***	-
Dichlormethan	4,200	556

Trichlorethylen	1,625	21
Tetrachlorethylen	1,650	5,2

*Lugtgrænser fra Nagata (2003). Lugtgrænse for mineralsk terpentin fra Miljøstyrelsen (2008a)

**værdien ikke justeret da data med eksponering under udviklingsstadiet er inkluderet i beregning af værdien

***for monochlormethan anvendes kun en korrektionsfaktor på 2 for børns større eksponering, idet US-EPA ved beregning af deres referenceværdi har taget hensyn til, at data savnes for særligt følsomme stadier og således implicit taget hensyn til børns særlige følsomhed.

I tabellen er yderligere indsat en kolonne med lugtgrænser for flere af stofferne. Af disse værdier fremgår, at LCI-værdien for flere af stofferne ligger under lugtgrænsen, dvs. lugt kan ikke anses for at være et tidligt advarselssignal. Dvs. hvis man kan lugte stofferne, vil LCI-værdierne for flere stoffers vedkommende allerede være overskredet.

3. Eksponeringsvurde-ringer på baggrund af litteraturdata

I dette kapitel samles viden om eksponeringen for de udvalgte stoffer i kapitel 2, idet der fokuseres på eksponering for produkter, der er relevante for et børneværelse. Yderligere samles der data mht. målte niveauer af stofferne i indeklimaet. Dernæst vurderes, i hvilken udstrækning der forekommer ”baggrundseksponering” fra øvrige kilder, fx udeluften, transport, brændeovnsrøg og fødevarer, som bør medinddrages i en samlet eksponeringsvurdering.

3.1 Eksponeringskilder i børneværelset

For at beregne evt. risiko er det vigtigt at kende eksponeringen i børneværelset. Idet fokus i dette projekt er på kroniske neurotoksiske effekter, vurderes det mest relevant at forholde sig til den vedvarende gennemsnitlige eksponering over tid, idet LCI-værdierne netop er beregnet ud fra kronisk vedvarende eksponering. Ved vurdering af eksponeringsscenarier bør eksponeringen derfor foretages således, at den samlede belastning af stofferne over tid kan vurderes.

Forudsat at der er viden om emissionshastigheden af de enkelte kemiske stoffer fra en konkret artikel (fx et forbrugerprodukt/legetøj, et stykke inventar eller et byggemateriale), kan der for den enkelte kilde opstilles et eksponeringsscenarie. I den forbindelse skal der tages hensyn til, hvor meget af produktet, der er i børneværelset, samt hvorvidt eksponeringsscenariet skal omfatte det initiale ibrugtagningstidspunkt, dvs. når varen er ny eller overfladen er nybehandlet, eller om der hellere skal anvendes et gennemsnitsscenarie, hvor varen efter den initiale periode afgasser på et lavere og mere konstant niveau.

En række forhold er således relevante for eksponeringen i børneværelset:

- Hvilke kemiske stoffer afdamper fra en artikel/et produkt
- Den arealspecifikke emissionshastighed af de enkelte stoffer (afhænger af temperaturen, produktets alder m.v.)
- Mængden/overfladen af artiklen i rummet/børneværelset
- Sammensætningen af artikler der afdamper (legetøj, inventar byggemateriale)
- Alderssammensætningen af artiklerne
- Børneværelsets volumen
- Luftskifte i børneværelset

Kilderne til eksponering af de konkrete stoffer kan som nævnt omfatte en lang række forbrugerprodukter, boligartikler og byggematerialer, hvorfor det samlet set pga. af de mange kilder og variable kan være meget komplekst at opstille eksponeringsscenarier og beregne realistiske gennemsnitsbidrag (eller worst-case bidrag) fra de enkelte kilder.

Dette ikke mindst, da der skal foretages en lang række antagelser med hensyn til volumen/ mængde af den enkelte kilde i børneværelset, emissionshastighed af de enkelte flygtige stoffer fra kilden samt

en vurdering af, hvor sandsynligt det er, at flere eller alle aktuelle artikler, der forekommer i et børneværelse netop på samme tid indeholder og emitterer de kritiske stoffer.

Som nævnt er en vigtig faktor alderssammensætningen af legetøjet og af boligartiklerne/byggematerialerne, idet der for mange produkter typisk vil være en meget høj spidsbelastning af VOC-stoffer få dage/uger i forbindelse med ibrugtagning af et nyt produkt, hvorefter afgangningen falder til meget lave niveauer, mens ældre produkter vil afgasse VOC'er i et noget langsommere tempo.

Sidstnævnte forhold er bl.a. beskrevet af Wisthaler (2012), som angiver det tidsafhængige fald i emissionshastigheden fra henholdsvis en malet overflade, tæpper og trægulvbelægning, se tabel 3.1.

TABEL 3.1. AFGASNINGSHASTIGHED FRA MALET FLADE, GULVTÆPPE OG PARKETGULV (WISTHALER 2012)

Arealsspecifik emissionshastighed ($\mu\text{g}/\text{time}/\text{m}^2$)					
	<i>1 time</i>	<i>1 dag</i>	<i>1 uge</i>	<i>1 måned</i>	<i>1 år</i>
Opløsningsmiddelbaseret maling					
Nonan	100 000	100	0	0	0
Decan	200 000	2000	0	0	0
Undecaner	120 000	12 000	0	0	0
Pentyl- cyclohexan	10 000	3 000	0	0	0
Dodecan	10 000	15 000	0	0	0
Xylener	70 000	10	0	0	0
3,4-ethyltoluen	10 000	100	0	0	0
trimethylbenzener	16 000	700	0	0	0
Parketgulv					
Nonan	5	5	4	3	<1
Decan	50	50	40	30	<1
Undecan	50	50	40	20	<1
Toluen	10	10	10	10	3
p-xylén	10	10	10	10	1
ethylbenzen	3	3	3	3	<1
trimethylbenzener	20	20	20	10	<1
Gulvtæppe					
4-phenylcyclohexen	30	30	50	30	5
toluen	300	40	20	10	1
styren	50	20	6	3	1

Heraf fremgår, at eksponeringen fra en malet flade, fx en hylde, er meget lav, hvis hylden har fået lov at afdampe en uge inden opsætning i rummet. Hvis der males med maling med organiske opløsningsmidler i selve rummet, vil dette imidlertid give en meget høj eksponering i løbet af den første uge. I sådanne situationer må lugten fra stofferne dog anses at begrænse eksponeringen, da den kraftige lugt fra fx trimethylbenzener vil tilskynde til grundig udluftning.

Omvendt ses mere konstante, men langt lavere bidrag fra afdampning fra et gulvtæppe og et parketgulv gennem produkternes første måneder til år.

Overordnet er udfordringen således at opstille nogle eksponeringsscenarier, der både er realistiske og formodes at give anledning til særligt høje koncentrationer, så der kan tegnes et billede af, i hvilke situationer der evt. kan optræde en risiko.

3.2 Beregnede indeklimate-niveauer af neurotoksiske stoffer

Trods de metodologiske udfordringer ved at beregne et samlet eksponeringsniveau i et rum har Miljøstyrelsens rapport "Samlet sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i indeklimaet fra udvalgte forbrugerprodukter" fra 2006 anvendt denne fremgangsmåde (Miljøstyrelsen 2006a). Her blev der foretaget eksponeringsberegninger ud fra måledata (fra Miljøstyrelsens forbrugerprojekter) vedrørende indholdsstoffer i forbrugerprodukter for en række udvalgte stoffer, herunder, benzen, toluen, xylener og styren.

Som angivet i bilag 2 er disse stoffer fundet i en lang række forbrugerprodukter i forbindelse med Miljøstyrelsens forbrugerprojekter. I rapporten modellerede man ud fra emissionshastigheden fra produkterne eksponeringen i et børneværelse (et rum på 17,4 m³ med et luftskifte på 0,5 gang i timen) udstyret med i alt 28 produkter/artikler med potential afdampning. For kulbrinterne kunne især elektrisk apparatur/elektronik udpeges som vigtige for en vedvarende afdampning til indeklimaet, se tabel 3.2.

TABEL 3.2 BEREGNEDE KONCENTRATIONER AF UDVALGTE KULBRINTER I ET BØRNEVÆRELSE. VÆRDIERNE I TABELLEN ANGIVER AFDAMPNINGEN FRA NYT/ BRUGT PRODUKT (MILJØSTYRELSEN 2006A)

	Benzen µg/m ³	Toluen µg/m ³	Xylener µg/m ³	Styren µg/m ³
Computer	0,8 / 0,7		10,5 / 8,6	2,5 / 1,8
Monitor		38,3 / 16,0	24,2 / 7,9	14,8 / 4,1
Spillekonsol		0,2 / 0,2	0,7 / -	1,8 / 0,2
Dekorations-lampe		6,7 / 1,0	23,0 / 4,7	0,3 / -
TV		2,0 / 2,2	1,8 / 2,0	1,5 / 1,4
Mobiltelefon/ Oplader		2,0 / -	0,1 / -	
Oplader/ transformer			25,6 / 15,2	
Genopladelige batterier			19,5 / 5,3	0,8 / 0,2
Samlet	0,8 / 0,7	49,2/19,4	105,4/43,7	21,7 / 7,7

I en forholdsvis ny artikel målte Lim et al. (2014) indholdet af BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener) i 207 udvalgte forbrugerprodukter. Af de 207 produkter indeholdt 59 produkter (fordelt på 18 produkttyper) BTEX. Ud fra det målte indhold blev bidraget af hver af de 18 produkttyper til indeklimaet beregnet til et 20 m³ rum med et luftskifte på 1,34 gange pr. time.

For benzen blev de højeste niveauer i indeklimaet estimeret fra afdampning ved anvendelse af lim (0,74 mg/m³) og korrekturlak (0,095 mg/m³).

For toluen blev de højeste niveauer i indeklimaet estimeret fra afdampning ved anvendelse af tape (4,07 mg/m³) og lim (2,54 mg/m³).

For ethylbenzen blev de højeste niveauer i indeklimaet estimeret fra afdampning ved anvendelse af filtpenne med permanent farve (345 mg/m³), skopudemiddel (12,4 mg/m³) og læderrensemiddel (9,46 mg/m³).

For xylener blev de højeste niveauer i indeklimaet estimeret fra afdampning ved anvendelse af filtpenne med permanent farve (285 mg/m³) og skopudemiddel (2,75 mg/m³).

Ovenstående kan anses som kortvarige eksponeringsniveauer i forbindelse med brugen af kemiske produkter, mens andre produkter såsom væg- og gulvbeklædning vil bidrage med mere konstante og noget længerevarende eksponeringsbidrag. Her fandt Lim et al. (2014), at et selvklæbende tapet medførte det højeste bidrag i form af toluen til luften på 0,036 mg/m³.

Lim et al., (2014) beregnede dernæst dels indåndet dosis af BTEX og dels dosis opnået ved hudkontakt, idet en hudabsorption på mellem 0,05 % og 3 % blev anvendt for de fire stoffer. Beregningerne viste imidlertid, at eksponering via huden var mange størrelsesordener (ofte 10⁶ gange) lavere end gennem indånding og dermed kun bidrog ubetydeligt til den samlede eksponering.

For at perspektivere disse beregnede indeklimaniveauer fra henholdsvis Miljøstyrelsen (2006a) og Lim et al., (2014) kan disse beregnede niveauer ses i forhold til analysedata, der angiver faktiske niveauer af stofferne i indeklimaet i private hjem, se nedenfor.

3.3 Målte niveauer i indeklimaet

3.3.1 Kulbrinter

En meget væsentlig kilde til belysning af målte niveauer i indeklimaet er en artikel med data fra AIRMEX-undersøgelsen (Geiss et al., 2011). I denne undersøgelse blev 14 VOC-stoffer målt i 11 større europæiske byer. Målingerne bestod af målinger i offentlige bygninger, i skoler og i børnehaver, i private hjem, ved målinger foretaget med personbåret måleudstyr, samt målinger af udeluften. Målingerne blev foretaget over en uge om sommeren og over en uge om vinteren i de 11 byer. Nedenfor angives måleresultaterne for de VOC'er, der er relevante for dette projekt. Værdierne i tabel 3.3 angives dels som median-værdier og dels som 95-percentilværdier, idet sidstnævnte netop kan anses at være relevant for situationer med interne kilder i indeklimaet.

TABEL 3.3. MÅLTE KONCENTRATIONER (FOR 11 EUROPÆISKE BYER) AF KULBRINTER I LUFTEN. ANGIVET SOM (MEDIANVÆRDI/ 95-PERCENTILVÆRDI). DATA FRA AIRMEX-UNDERSØGELSEN (GEISS ET AL., 2011)

Stof	Udendørs µg/m ³	Skoler & off. Bygn. µg/m ³	Beboelse µg/m ³	Personbåren måling µg/m ³
n-hexan	1,1 / 3,6	1,7 / 7,6	1,4 / 3,5	2,4 / 9,7
n-heptan	0,4 / 0,7	0,6 / 3,1	0,7 / 2,4	0,9 / 3,8
Methylcyclohexan	0,3 / 1,2	0,7 / 14,1	0,5 / 3,7	0,8 / 9,2
n-decan	5,7 / 9,4	13,1 / 22,4	15,6 / 30,5	22,7 / 35,2
n-undecan	0,5 / 1,9	1,4 / 6,3	2,3 / 20,0	2,4 / 8,4
n-dodecan	5,7 / 9,4	13,1 / 22,4	15,6 / 30,5	22,7 / 35,2

Stof	Udendørs µg/m ³	Skoler & off. Bygn. µg/m ³	Beboelse µg/m ³	Personbåren måling µg/m ³
Benzen	2,1 / 8,0	2,6 / 11,9	1,9 / 4,9	5,3 / 13,6
Toluen	4,8 / 33,2	7,1 / 47,6	6,5 / 28,4	11,7 / 55,3
Xylener	3,4 / 21,7	4,1 / 28,6	4,0 / 13,0	6,7 / 42,3
Ethylbenzen	1,1 / 6,1	1,3 / 7,4	1,1 / 3,8	1,8 / 8,2
Styren	0 / 1,1	0 / 2,4	0 / 1,0	0 / 2,5
1,2,4-trimethylbenzen	0,9 / 8,2	1,2 / 13,6	1,1 / 6,6	1,6 / 8,8
Total	26,0 / 104,7	46,9 / 197,2	50,7 / 148,3	79,0 / 232,2

Ved opdeling i nordeuropæiske byer og sydeuropæiske byer sås, at indendørs niveauer af det samlede indhold af aromatiske kulbrinter var ca. 4 gange højere i byer i Sydeuropa sammenlignet med byer i Nordeuropa, hvorfor tallene i tabellen må anses at overestimere niveauerne i forhold til nordeuropæiske forhold.

Som det ses af tabellen, er koncentrationerne i indeklima for alle stoffer højere end ude-niveauerne, hvilket peger på kilder i indeklimaet. Dernæst kan det ses, at niveauerne for de personbårne målinger er ca. 1,5 gange højere end beboelsesniveauerne, hvilket sandsynligvis kan tilskrives, at en del af emissionen skyldes konkrete aktiviteter, hvor man som person vil udsættes for de mere koncentrerede dampe inden de spredes og tyndes ud i indeluften. Yderligere vil personer, der i løbet af dagen opholder sig i forskellige mikromiljøer, også være ekstra belastet med stofferne fx i forbindelse med stærkt trafikerede veje eller ved tankning på tankstationer.

Ved at se på niveauerne for beboelser i tabel 3.3 kan det ses at 95-percentil værdien for toluen svarer nogenlunde overens med estimatet i tabel 3.2, mens de målte niveauer for xylener og styren i tabel 3.3 er væsentligt lavere end estimeret i tabel 3.2. Det er dog vanskeligt herudfra at vurdere, om modelleringerne foretaget i afsnit 3.2 giver et retvisende billede af eksponeringen i indeklimaet. Dette vil kræve en mere standardiseret sammenligning mellem modelberegninger og indeklimatemålinger, hvilket er et element der evt. kan inddrages i analysedelen af dette projekt, hvor der både er mulighed for at foretage modellering ud fra emissionsmålinger på enkelte produkter såvel som at foretage indeklimatemåling i et eksperimentelt opstillet børneværelse.

3.3.2 Klorerede forbindelser

Trichlorethylen

For trichlorethylen angiver WHO (2010), at franske indeklimatemålinger i 2003-2005 viste et gennemsnitsindhold på 1 µg/m³ med en 95-percentilværdi på 7,4 µg/m³.

Tetrachlorethylen

For tetrachlorethylen angiver WHO (2010), at franske indeklimatemålinger i 2003-2005 viste et gennemsnitsindhold på 1,4 µg/m³ med en 90-percentilværdi på 5,2 µg/m³.

Specielt for tetrachlorethylen er der viden for danske forhold, idet Miljøstyrelsen har foretaget mange indeklimatemålinger dels i naboeligheder til renserier, der anvender tetrachlorethylen som rensevæske, og dels i boliger uden kendte kilder (Miljøstyrelsen 2001).

En undersøgelse, der omfattede 24 boliger uden kendte tetrachlorethylen-kilder, er summeret i nedenstående tabel, hvor måleresultaterne er grupperet i et antal intervaller fra detektionsgrænsen på 0,02 µg/m³ til højeste målte værdi på 2,2 µg/m³. Efterfølgende udredning viste dog, at i

boligerne med tetrachlorethylen-indhold på over 1 µg/m³ havde man for nylig haft tøj til rensning (Miljøstyrelsen 2001).

TABEL 3.4. FORDELING AF MÅLERESULTATER FRA INDEKLIMA-UNDERSØGELSE AF 24 BOLIGER I DANMARK (MILJØSTYRELSEN 2001)

Koncentrationsniveau af tetrachlorethylen	Antal målinger	Procent
<0,02 -0,10 µg/m ³	16	66%
0,11 -0,25 µg/m ³	2	8%
0,26 -1,0 µg/m ³	3	13%
1,1 - 3,0 µg/m ³	3	13%
Total	24	100%

I forbindelse med anvendelsen af tetrachlorethylen til tøjrensning har Miljøstyrelsen foretaget en række vurderinger og målinger af tetrachlorethylen i nyrenset tøj og i indeklimaet. Her blev det fundet, at nyrenset tøj kan bidrage væsentligt til eksponeringsniveauet i indeklimaet. Ved hjembringelse af en nyrenset habit og en nyrenset vinterfrakke med et målt restindhold på 0,01-0,03 vægt% af tetrachlorethylen fandt man, at dette i de første 14 dage kan bidrage med et gennemsnitligt forhøjet niveau af tetrachlorethylen på 92 µg/m³ i et rum i en dårligt ventileret, lille lejlighed og 13 µg/m³ i et værelse i et gennemsnitligt parcelhus. I resten af boligen var gennemsnitkoncentration hen over de første 14 dage henholdsvis 27 µg/m³ i lejligheden og 5 µg/m³ i parcelhuset.

Monochlormethan og dichormethan

For disse stoffer haves ikke data vedrørende indeklimaniveauer. Da der ligesom for trichlorethylen og tetrachlorethylen har været fokus på disse stoffer og deres anvendelse som følge af mistanke for kræftfremkaldende effekt af stofferne, vil man ikke umiddelbart forvente højere indeklima-niveauer end for tri- og tetrachlorethylen.

3.3.3 Aktivitetsbetonede eksponeringer

Da kulbrinterne og også de klorerede stoffer kan forekomme i lim/klæbemidler og til dels også i maling, overfladebehandlingsmidler og affedtningsmidler, vil der kunne forekomme stærkt forhøjet eksponering ved lejlighedsvis aktivitet med sådanne produkter, fx ved istandsættelsesarbejde/ reparationsarbejde og hobbyaktiviteter.

I LOUS-rapporten for toluen er der ud fra EU-risikovurderingen anført forbrugerscenarier bl.a. i forbindelse med hobbylimning, spraymaling og fastlimning af et tæppe. Ved disse scenarier opnåedes indåndingskoncentrationer/niveauer i rummet på henholdsvis 7 mg/m³; 1000 mg/m³ og 195 mg/m³ i tilknytning til aktiviteten (Miljøstyrelsen 2014a).

I LOUS rapporten for mineralisk terpentin angives målte eksponeringsniveauer i forbindelse med påføring af maling at ligge i intervallet fra 270 to 6140 mg/m³ med de højeste niveauer i forbindelse med maling i dårligt ventilerede rum. For skocremer med 85 % indhold af mineralisk terpentin er der beregnet et eksponeringsniveau på 960 mg/m³ (Miljøstyrelsen 2014c).

Disse tal viser, at selvom aktiviteterne måske kun foregår sjældent, vil de hver især bidrage med momentvise meget forhøjede niveauer, hvor også akuttoksiske effekter bør tages i betragtning, og som samtidig kan yde betydelige bidrag til den gennemsnitsvægtede eksponering.

I LOUS-rapporten for styren angives en langtidseksponering for styren på 5 µg/m³ for emissioner fra polymere byggematerialer, inklusive gulvtæpper (Miljøstyrelsen 2014b).

3.3.4 Baggrundsbelastning

3.3.4.1 Eksponering i biler

De udvalgte neurotoksiske kulbrinter udgør en væsentlig bestanddel af benzin. I motorbenzin der primært består af C5-C10 kulbrinter udgør aromatiske kulbrinter ca. 20-50 %, hvor hovedparten af aromatindholdet udgøres af BTEX, hvor toluen-indholdet er det dominerende. Således vil man som passager i biler blive udsat for kulbrinterne som følge af afdampning af brændstoffet eller som en bestanddel af uforbrændte rester i udstødningen.

Fedoruk & Kerger (2003) målte koncentrationer af VOC i tre forskellige bilmærker fra henholdsvis 1993, 1997 og 1997. Niveaueet af VOC var meget afhængigt af bilmærke og temperatur. Følgende niveauer er angivet i artiklen, tabel 3.5.

TABEL 3.5. MÅLTE VOC-VÆRDIER I BILKABINER UNDER KØRSEL OG MED SLUKKET MOTOR (FEDORUK & KERGER 2003)

Stof	Biler der holder i varmen µg/m ³	Bil kørende med air condition µg/m ³	Bil i tæt trafik µg/m ³
Hexan	5,2	1,8	9,9
3- methylpentan	3,1	2,8	26
Benzen	1,9	2,4	26,4
Toluen	71,4	11,8	101,3
Xylener	17,4	5,1	73,6
Ethylbenzen	4,2	2,0	14,3

Faber et al. (2014) målte VOC i kabinen i 9 forskellige helt nye biler med slukket motor og lukkede vinduer. Emissionen anses her for at være et udtryk fra afdampningen fra kabinens komponenter frem for bidrag fra motorbenzinen (se tabel 3.6)

TABEL 3.6. KULBRINTENIVEAUER I KABINEN PÅ 9 NYE BILER MED SLUKKET MOTOR (FABER ET AL., 2014)

Stof	Højeste gennemsnit fra to sæt målinger µg/m ³	Målte intervaller µg/m ³
Hexan	5,8	2,8 – 9,9
Alkaner C6-C15 kulbrinter	612	316,6 – 878,4
Cycloalkaner C6-C10	162	46,6 – 247,5
Benzen	11,4	8,0 – 19,6
Toluen	54,7	35,5 – 74,8
Xylener	45,3	26,5 – 64,8
Ethylbenzen	8,8	5,9 – 11,1
Styren	4,3	3,7 – 5,2
Propylbenzener	5,4	2,1 – 11,6

Stof	Højeste gennemsnit fra to sæt målinger $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Målte intervaller $\mu\text{g}/\text{m}^3$
trimethylbenzener	28,1	18,9 – 36,7
Aromatiske C6-C11 kulbrinter	237	136,6 – 266,3

Det ses ud fra tabellen, at summen af C6-C15 kulbrinter således kan nå op på et niveau omkring 1 mg/m³ i kabinen på nye biler.

3.3.4.2 Brændeovnsrøg

Forskellige VOC-stoffer, herunder benzen, toluen, ethylbenzen og xylener (BTEX), har ud over partikler været anført som kritiske komponenter i brændeovnsrøg. En australsk undersøgelse har imidlertid nøjere undersøgt, hvorvidt indeklimaet i hjem med brændeovne var ekstra påvirket mht. indholdet af BTEX (NHT 2004). I alt blev der undersøgt 28 hjem uden brændeovne og 49 hjem med brændeovne, hvor der blev foretaget udendørs, indendørs og personbårne målinger over 7 dage både om sommeren og om vinteren.

Ved statistisk behandling af data kunne det konkluderes, at brændeovnene ikke havde indflydelse på BTEX niveauerne indendørs, hvorimod udendørsniveauerne blev påvirket af brændeovnsfyringen. Generelt måltes der højere BTEX indeklimaniveauer end udeluftsniveauer og højest om vinteren (dog ikke relateret til brændeovnsfyring). De gennemsnitlige indendørs niveauer for BTEX om vinteren var for benzen 2,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, toluen 6,39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ethylbenzen 0,57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og for xylener 3,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Disse niveauer var ca. dobbelt så høje som udendørsniveauerne. Niveauerne indendørs er sammenlignelige med niveauerne angivet for de 11 europæiske byer i tabel 3.3.

Selvom datagrundlaget er sparsomt, vurderes det ud fra denne temmelig grundige undersøgelse, at brændeovnsrøg generelt ikke er en betydelig kilde for eksponeringen med BTEX stoffer i indeklimaet.

3.3.4.3 Drikkevand

I Danmark er der fastsat meget restriktive krav for indhold af kulbrinter og klorerede forbindelser i drikkevand. Således er kvalitetskravene til drikkevand (Miljøministeriet 2011):

Benzen:	1 $\mu\text{g}/\text{l}$
Styren:	1 $\mu\text{g}/\text{l}$
Alkylbenzener:	1 $\mu\text{g}/\text{l}$ (sum af trimethylbenzener)
Flygtige organiske klorforbindelser:	1 $\mu\text{g}/\text{l}$ (individelt); 3 $\mu\text{g}/\text{l}$ (sum)

Befolkningen vil derfor kun være eksponeret for disse stoffer fra drikkevand, men i ubetydeligt omfang sammenlignet med inhalation.

3.3.4.4 Fødevarer

I WHO's baggrundsdokumenter for fastsættelse af grænseværdier i drikkevand vurderes indtaget af stofferne også gennem fødevarerne. For stofferne, benzen, toluen, ethylbenzen, dichlormethan, trichlorethylen og tetrachlorethylen blev det vurderet, at indhold i fødevarer er meget lavt, og at eksponeringen gennem fødevarer er ubetydelig i forhold til eksponering gennem indånding ved de eksisterende baggrundsniveauer.

For styren vurderede WHO et indtag via fødevarer på 5 $\mu\text{g}/\text{dag}$ som følge af migration af styren fra polystyrenemballage anvendt som fødevareemballage (WHO baggrundsdokumenter):

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/). Dette er et meget lavt eksponeringsniveau set i sammenhæng med de udarbejdede LCI-værdier for stofferne (se tabel 2.5).

Ud fra disse tal kan det estimeres, at en person, fx et 1-3 års barn på 11,6 kg som angivet i afsnit 2.4.1, i alt indtager ca. 6 µg styren med fødevarer (5 µg) og drikkevand (1 µg) pr. dag. Denne mængde kan så sammenlignes med eksponeringen igennem luften ved det tolerable niveau for styren i luften på 0,175 mg/m³ (LCI-værdien angivet i tabel 1-4). Idet barnet i gennemsnit indånder 7 m³ luft om dagen, vil eksponeringen gennem luften således være på: $7 \text{ m}^3/\text{d} \times 0,175 \text{ mg/m}^3 = 1,2 \text{ mg pr. dag}$. Dvs. indånding medfører altså ca. 200 gange højere eksponering end den orale baggrundseksponering.

På denne baggrund vurderes den orale baggrundseksponering derfor ikke at have nogen betydning i forhold eksponeringen via indånding for de udpegede stoffer, hvorfor det ikke vurderes nødvendigt at inddrage den orale eksponering yderligere i projektet.

4. Risikovurdering på baggrund af litteratur-data

I dette kapitel foretages der ud fra de beregnede og målte niveauer i kapitel 3 en foreløbig risikovurdering, idet niveauerne sammenholdes med de tolerable eksponeringsniveauer (LCI-værdier) beregnet i kapitel 2.

4.1.1 Vurdering af risiko ved eksponering for et eller flere neurotoksiske stoffer

Risikovurderingen i dette projekt foretages ud fra de retningslinjer, der anvendes i forbindelse med REACH kemikalireguleringen (ECHA 2012b).

Risikovurdering foretages ved at beregne risikokarakteriseringsratioen (RCR) for de enkelte neurotoksiske stoffer, hvor RCR beregnes som:

$$RCR(1) = \frac{\text{Beregnet eller målt eksponering (1)}}{LCI\text{værdi}(1)}$$

Såfremt den beregnede eller målte eksponering for et stof (1) overstiger LCI-værdien, og $RCR(1)$ således bliver større end 1, anses eksponeringsscenarioet at udgøre en uacceptabel risiko.

For at vurdere risikoen ved samtidig eksponering for flere stoffer anvendes summering af de enkelte RCR-værdier:

$$RCR(\text{sum}) = RCR(1) + RCR(2) + \dots RCR(n)$$

Denne fremgangsmåde anvendes især, når de stoffer der indgår i den samlede eksponering hver især har ens effekter (her kroniske effekter på centralnervesystemet), og hvor man derfor kan formode en additiv effekt af stofferne.

Hvis $RCR(\text{sum})$ overskrider 1, anses den samlede eksponering for stofferne inden for en stofgruppe at udgøre en uacceptabel risiko.

4.1.2 Risikovurdering af eksponeringsniveauer i indeklimaet

I tabel 4.1 nedenfor er der lavet en sammenstilling af målte eksponeringsværdier for de udpegede kulbrinter og klorerede opløsningsmidler samt de beregnede RCR-værdier.

I kolonnen *indeklima* er RCR-værdier beregnet ud fra niveauer i indeklimaet svarende til 95-percentilen for boliger fra tabel 3.3.

I kolonnen *transport* er anvendt eksponeringsniveauerne for tæt trafik fra tabel 3.5, idet bidraget er beregnet ud fra 1 times daglig transport, hvorfor koncentrationerne i tabellen nedenfor er midlet over et døgn og derfor angivet som 1/24 af værdierne i tabel 3.5. For C7-C12 kulbrinter er anvendt data fra tabel 3.6.

TABEL 4.1. RISIKOVURDERING OG BEREKNING AF RCR-VÆRDIER FOR EKSPONERING FOR NEUROTOKSISKE STOFFER I INDEKLIMAET OG UNDER TRANSPORT

Stof	LCI Værdi, børn µg/m ³	Indeklima 95-perc. i µg/m ³ / RCR	Transport Eksp i µg/m ³ / RCR-værdi
n-hexan	175	3,5 /0,020	0,4/0,002
n-heptan	-	2,4/-	
Benzen	600	4,9/0,008	1,1/0,002
Toluen	725	28,4/0,039	4,2/0,006
Xylener	125	13,0/0,104	1,9/0,015
Ethylbenzen	200	3,8/0,019	0,4/0,002
Styren	175	1,0/0,006	0,2/0,001
Methylstyren	200	-	
propylbenzener	240	-	0,2/0,001
trimethylbenzener	100	6,6/0,066	1,2/0,012
diisopropylbenzen	200		
Phenylactan	275		
Monochlormethan	45	-	
Dichlormethan	4200	-	
Trichlorethylen	1625	-	
Tetrachlorethylen	1650	27*/0,016	
RCRsum		0,278	0,041
**C7-C12 kulbrinter, totalt	1425	148,3/0,104	49/0,034

*For tetrachlorethylen er anvendt et worst-case scenarie sv.t., at der hver 14 dag hjemtages nyrenset tøj i en lille, dårligt ventileret lejlighed.

** RCR for C7-C12 kulbrinter indgår ikke i RCRsum, idet LCI-værdien for C7-C12 kulbrinter er et separat kriterie baseret på data for summen af C7-C12 kulbrinter.

Af tabellen fremgår, at RCRsum-værdien kan beregnes til 0,28 for indeklimaet ved 95-percentil-værdierne målt i den store europæiske AIRMEX undersøgelse.

Såfremt der hertil lægges eksponeringsbidrag fra 1 times transport i bil, øges RCRsum-værdien med 0,04 til i alt ca. 0,32.

Det generelle billede op til et eksponeringsniveau sv.t. til et 95-percentilniveau for de målte værdier indikerer således ikke nogen risiko for overskridelse af en RCRsum-værdi på 1.

Det er imidlertid værd at være opmærksom på, at 5 % af indeklímaværdierne i boliger i AIRMEX studiet ligger højere end værdierne anført i tabellen, og at maksimumværdierne for fx toluen, xylener og trimethylbenzen lå på henholdsvis 161 µg/m³, 49 µg/m³ og 59 µg/m³.

RCR i forbindelse med disse målte maksimum-niveauer kan beregnes til 0,22 for toluen, 0,39 for xylener og 0,59 for trimethylbenzener. Selvom det ikke er anført i publikationen vedr. AIRMEX (Geiss et al. 2011), må det antages, at forhøjede indekværdier af de lavere aromatisk kulbrinter (toluen-xylener-trimethylbenzener) følges ad, da disse ofte stammer fra kulbrinteblandinger, hvor indholdet af disse også er tilstede i fx motorbenzin.

Dette indikerer, at i sjældne tilfælde, sandsynligvis i forbindelse med særlige kilder, vil summen af RCR-værdierne for neurotoksiske kulbrinter kunne overskride 1 i indeklimaet.

4.1.3 Risikovurdering af de beregnede eksponeringsniveauer

Hvis der derimod tages udgangspunkt i de estimerede indeklimaværdier i forbindelse med afgang fra 8 nye eller 8 brugte elektronikprodukter som angivet i tabel 3.2, kan følgende RCR-værdier beregnes, se tabel 4.2.

TABEL 4.2. RISIKOVURDERING OG BEREGNING AF RCR-VÆRDIER FOR EKSPONERING FOR NEUROTOKSISKE STOFFER I INDEKLIMAET FRA ELEKTRONIKPRODUKTER

Stof	LCI Værdi	Indeklima, Eksponering fra nye elektronik- produkter	Indeklima, Eksponering fra brugte elektronik- produkter
	µg/m ³	µg/m ³ / RCR	µg/m ³ / RCR
Benzen	600	0,8/0,001	0,7/0,001
Toluen	725	49,2/ 0,068	19,4/ 0,027
Xylener	125	105,4/0,843	43,7/0,350
Styren	175	21,7/0,124	7,7/0,044
RCRsum		1,036	0,422

Af tabellen ses, at der opnås en RCRsum-værdi større end 1 i forbindelse med, at alle elektronikprodukter er nye og anvendes i samme rum. Både for de nye og de brugte elektronikprodukter er det afdampningen af xylener, der er mest afgørende for RCR-værdiernes størrelse.

4.1.4 Samlet vurdering af eksponering og risiko

Af ovenstående fremgår, at for at RCR-værdierne og summen af disse skal overskride 1, vil dette sandsynligvis kræve, at der er en eller flere kilder i børneværelset med en høj initial afdampning, som således vil belaste indeklimaet i dage/uger/evt. måneder, hvorefter afdampningen typisk vil være faldet betydeligt.

Det er ud fra de foreliggende data vanskeligt at sige, hvorvidt de beregnede niveauer i indeklimaet fra afdampning af elektronikprodukter (og andre produkter) er retvisende. For at afklare dette og for at afklare mere retvisende størrelser for RCR-værdierne under realistiske worst-case betingelser vil det være nødvendigt med mere standardiserede emissionsmålinger af udvalgte stykker legetøj, inventar og byggematerialer, der således kan danne grundlag for opdaterede beregninger.

5. Udpegning af kilder til opfølgende emissionsanalyser

I dette kapitel udpeges konkrete produkter, der vurderes at være relevante for børneværelser, og som med en vis sandsynlighed anses for at indeholde et eller flere af de kronisk neurotoksiske stoffer. Ud fra litteraturen – ikke mindst Miljøstyrelsens forbrugerprojekter og LOUS projekter – udpeges børneværelsesrelevante produkter, fx legetøj, elektronik, møbler, inventar og byggematerialer. Der opstilles således en samlet liste af produkttyper, som efterfølgende anvendes til udvælgelse af konkrete produkter til afgangsanalyser i projektets fase 2.

5.1 Kilder

5.1.1 Forbrugerprodukter/ legetøj

Udpegning af forbrugerprodukter med indhold og emission af de neurotoksiske stoffer er sket ved at søge efter oplysninger i:

- Miljøstyrelsens database over stoffer fundet i forbrugerprodukter (data fra alle MST-forbrugerprojekter)
- Miljøstyrelsens LOUS projekter
- web-søgningen som omtalt i afsnit 2.2

Gennemgang af disse søgninger efter børnerelevante forbrugerprodukter, inventar og byggematerialer er nøjere angivet i bilag 2 og 3.

Ud fra gennemgangen i bilag 2 kan følgende liste over prioriterede produkter, der kan tænkes at forekomme/ blive anvendt i børneværelset, opstilles:

- Rørperler
- Gummifigurer
- Tekstilimprægneringsspray
- Tekstilfarve
- Krammedyr
- Igloo telt/små telte (herunder oppustelige plasttelte/huse)
- Tryksager/tegneserier
- Julepynt
- Computer/TV-skærme
- Tuschpenne
- Transformere/opladere
- Lamper

Yderligere litteratursøgning har identificeret studier, hvor afdampning af toluen/ ethylbenzen / xylener blev rapporteret fra tryksager/magasiner, gummiballoner, blyanter/penne, tape,

badesandaler og bade-/svømmeringe. Fra lim, tape, modellervoks og gummibånd blev der målt afdampning af hexan (Kataoka et al., 2012).

Disse data giver anledning til yderligere at inddrage:

- Gummiballoner
- Bade-/svømmeringe
- Badesandaler
- Modellervoks
- Tape
- Lim

5.1.2 Inventar og byggematerialer

Ud fra gennemgangen i bilag 3 kan følgende produkter tænkes at bidrage væsentligt til eksponering for de anførte stoffer:

- Maling og lak
- Gulvtæpper*
- Træbaserede plader til gulvbelægning
- Større møbler
- Selvklæbende tapeter og folier

Endvidere kan rengøringsmidler overvejes som mulig kilde til korttidseksponering for toluen og de klorerede opløsningsmidler.

**Der skal gøres opmærksom på, at data vedrørende afdampning fra gulvtæpper er omfattet af et andet igangværende Miljøstyrelsesprojekt, hvorfor data vedr. gulvtæpper vil blive inddraget fra dette projekt.*

5.1.3 Bruttoliste for udvælgelse af legetøj, inventar og byggematerialer

Samlet set giver dette følgende bruttoliste (tabel 5.1) mht. typer af legetøj, inventar og byggematerialer, som er relevante for emission af et eller flere af de neurotoksiske stoffer.

TABEL 5.1. BRUTTOLISTE FOR UDVÆLGELSE AF LEGETØJ, INVENTAR OG BYGGEMATERIALER OG ANGIVELSE AF MÅLTE/ESTIMEREDE RUM-/INDÅNDINGSKONCENTRATIONER (ANGIVET I $\mu\text{g}/\text{m}^3$ HVIS INTENT ANDET ER ANGIVET)

Produkt	BTEX	Styren	Alkaner C6-C12	Øvrige Stoffer	Reference
Rørperler	T: 720 X: 430	720			Miljøstyrelsen 2006a
Gummifigur, parfumeret	T 11,7 E 1,9 X 1,1	-	-	Dichlor- methan <50 mg/kg	Miljøstyrelsen 2006b
Tekstil imprægnerings spray	X 5,5 mg/g	-	780 mg/g "kulbrinter"		Miljøstyrelsen 2008b
Krammedyr/ tøjdyr	T 20 X 3,3	-	Hexan 3,0		Miljøstyrelsen 2006b

Produkt	BTEX	Styren	Alkaner C6-C12	Øvrige Stoffer	Reference
Lege telte/ iglo telt	T 19 X+E 9	19	15	Tetrachlor -ethylen 2	Miljøstyrelsen 2004
Tryksager/ tegneserier	T ca. 2000		-		Miljøstyrelsen 2006a
Julepynt	B 230 mg/kg T 25 mg/kg E 47 mg/kg X 280 mg/kg	82 mg/kg	-		Miljøstyrelsen 2003a
Computer- / TV skærm/ Monitor	B 0,8 T 38,5 X 35,4	19	-		Miljøstyrelsen 2006a
Tuschpenne			Heptan 0,7 Octan 1,4		Miljøstyrelsen 2006b Lim et al. 2014
	T 0,6 mg/m ³ E 345 mg/m ³ X 285 mg/m ³				
Transformer/ oplader	T 14,8 E 8,5 X 15,2				Miljøstyrelsen 2003b
Lampe	T 1 E 3,2 X 4,7				Miljøstyrelsen 2005b,
Balloner	B TEX		Dodecan undecan		Miljøstyrelsen 2007, Kataoka et al. 2012
Modellervoks			Hexan		Kataoka et al. 2012
Bade- /svømmering	TEX				Kataoka et al. 2012
Badesandaler	TEX				Kataoka et al. 2012
Tape	T 4 mg/m ³ E 0,12 mg/m ³ X 0,04 mg/m ³				Lim et al. 2014,
	T		Hexan		Kataoka et al. 2012
Lim	T		Hexan Hexan		Miljøstyrelsen 2014c+d, Kataoka et al. 2012,
	B 0,7 mg/m ³ T 2,5 mg/m ³ X 1,6 mg/m ³				Lim et al. 2014

Produkt	BTEX	Styren	Alkaner C6-C12	Øvrige Stoffer	Reference
Mineralsk terpentin (i alkydmaling og -lak)	10-15%		80-85%		Miljøstyrelsen 2014c
Nyrenset tøj				Tetrachlor- ethylen <27	Miljøstyrelsen 2001
Gulvtæpper	Aromatiske kulbrinter		Alifatiske kul-brinter		Miljøstyrelsen 2015, Whisthaler 2012
Træplader, gulvbelægn.	TEX		Alifatiske kulbrinter		Whisthaler 2012, Lin et al. 2009
Møbler	B 2,45 T 535 E 563 X 678	371		Trichlor- ethylen 0,79 Tetrachlor- ethylen 5,59	Ho et al. 2011 (koncentrationer i 5 m ³ testkammer)
	Trimethyl- benzen				Shinohara et al. 2009
Selvklæbende folier/tapet	T 36				Lim et al. 2014

B: benzen; T: toluen; E: ethylbenzen; X: xylener

Det skal bemærkes, at sammenligning af de angivne koncentrationer i tabellen for de forskellige produkter skal foretages med stort forbehold, da målingerne/estimerne, der ligger bag værdierne, kan være foretaget på forskellige måder og med forskellige antagelser.

Denne liste vil efterfølgende danne udgangspunkt for udvælgelse af produkter til emissionsanalyser (kapitel 6).

6. Emissionsanalyser af udvalgte produkter og scenarier

Dette kapitel beskriver metoder og viser resultater fra emissionsmålinger. En række børneværelsesrelevante produkter, der omfatter inventar, elektronik, dekoration og legetøj er blevet udvalgt til emissionsmålinger ud fra kilde- og produktlisten præsenteret i kapitel 5. En liste over de udvalgte produkter er vist i Tabel 6.1. Emission af toluen og de øvrige neurotoksiske stoffer er dels blevet undersøgt i lille skala (CLIMPAQ-kammer) og dels i fuldskala i stort klimakammer.

Fuldskala bestemmelser har omfattet aktivt brug af henholdsvis rørperleplader og tuschpenne samt en undersøgelse af samlet emission fra inventar, byggematerialer og elektronik i en fuldskala mock-up af et børneværelse. Afgasning fra maling og lak blev målt separat i lille skala (CLIMPAQ). Dette blev gjort for at adskille den muligvis høje afgasning fra disse produkter fra afgasning fra andre byggematerialer. Afgasning fra legetøj og andre små produkter, som typisk findes i et børneværelse, blev også målt i lille skala (CLIMPAQ), se Tabel 6.1. I alle målingerne blev luftprøverne analyseret for de identificerede neurotoksiske stoffer (figur 2.1 afsnit 2.27) med undtagelse af methylstyren, diisopropylbenzen og phenyltolan (octylbenzen), som ikke kunne analyseres af et kommercielt laboratorium.

TABEL 6.1. LISTEN OVER PRODUKTER UDVALGT TIL EMISSIONSMÅLINGER

TABEL 6.1. LISTEN OVER KODUKTER UDVALGT TIL EMISSIONSMÅLINGER		
Produkt	Antal af testede artikler (fra forskellige producenter)	Emission scenario
Byggematerialer		
Laminat gulv	1	Børneværelses mock-up/fuldskala
Akryl vægmaling, plade	2	Lille skala (CLIMPAQ)
Alkyd maling til træ, plade	2	
Lak til træ, plade	1	
Møbler		
	4 (inkl.: skrivebord, seng og 2 slags hyldekombinationer)	Børneværelses mock-up/fuldskala
Elektronik		
	3 (inkl.: computerskærm, laptop lader og playstation,	Børneværelses mock-up/fuldskala
Legetøj og dekorationer		
Plastperler	5	Aktiv fuldskala

Produkt	Antal af testede artikler (fra forskellige producenter)	Emission scenario
White board og permanente tuschpenne	6	Aktiv fuldskala
Selvklæbende dekorationsfolie og hyldepapir	2	Børneværelses mock-up/fuldskala
Balloner	4	Lille skala (CLIMPAQ)
Gummifigurer	5	Lille skala (CLIMPAQ)
Legetelt	1	Lille skala (CLIMPAQ)
Tegneserier	5	Lille skala (CLIMPAQ)
Plast strand artikler	3 (inkl. badebold, svømmering og svømmevinger)	Lille skala (CLIMPAQ)
Modellervoks	3	Lille skala (CLIMPAQ)
Bamse med lavendel-duft til opvarmning i mikrobølgeovn	1	Lille skala (CLIMPAQ)
Tape	6	Lille skala (CLIMPAQ)

6.1 Metode

6.1.1 Lille- og fuldskala klimakamre

Lilleskala målingerne blev foretaget i CLIMPAQ kamre ("Chamber for Laboratory Investigation of Materials, Pollution and Air Quality") hos SBI (figur 6.3). Kamrene er opbygget af glas for at reducere adsorption af kemikalier og lette rengøringen. CLIMPAQ kammeret har et volumen på 0,051 m³, hvor pladsen til selve prøveemnerne er 20 x 20 x 80 cm³.

De aktive fuldskala målinger og børneværelses-mock-up, hvor den samlede emission fra inventar, byggematerialer og elektronik undersøges, blev sat op i et stort klimakammer med et gulvareal på 17,4 m² og et volumen på 31,8 m³. Væggene i fuldskala kammeret består af glastruder monteret i aluminiumsrammer, og gulvet består af HPL-MDF med overflade af lav-emitterende højtrykslaminat (eng.: high pressure laminate on medium density fiberboard) (figur 6.1 og 6.2).

Både de små kamre og det store kammer er ventileret med HVAC-system, som gør det muligt at kontrollere temperaturen og luftfugtigheden efter behov. Indblæsningsluften filtreres med kulfilter og et fint EU7 filter for at sikre lave koncentrationer af forurenende gasser, dampe og partikler i indblæsningsluften. Kamrene var vasket før undersøgelsen.

6.1.2 Materialeforberedelse og måle-/analyseprocedure

De udvalgte produkter til emissionsmålinger (Bilag 4) blev købt i danske detailhandelsbutikker eller på internettet. Hvert produkt/materialeprøve blev udvalgt, indsamlet, transporteret og opbevaret på en måde, der sikrer, at prøveemnets emissionskarakteristik er repræsentativt for emissionskarakteristik af materialet i brugssituationen samt i "worst-case brugssituation" umiddelbart efter udpakning i hjemmet. Alle produkter blev derfor beholdt i original indpakning eller indpakket i aluminiumsfolie og først åbnet umiddelbart før placering i klimakammeret.

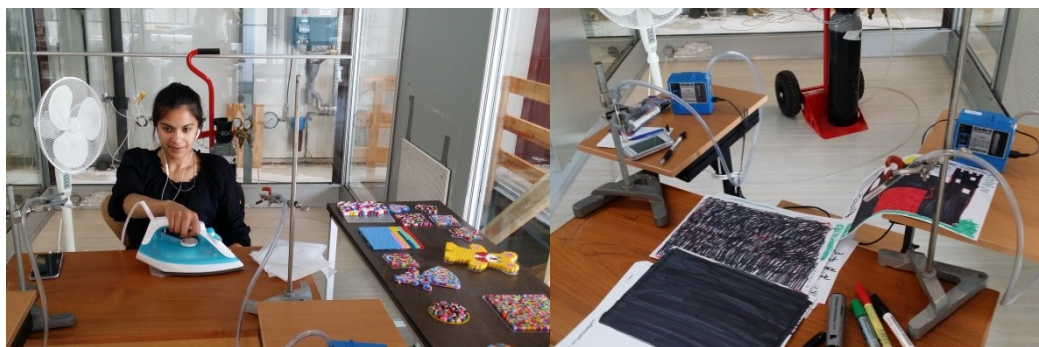
Hver emissionsbestemmelse blev indledt med måling af baggrundskoncentrationen i det tomme klimakammer. Emissionsmålinger blev herefter taget 24, 48 og 72 timer og 2 uger efter indsættelse af produkterne for at opnå en tidsprofil for emissionen samt yderligere efter for at vurdere langtidseksponeringen. Opsamling af luften efter 2 uger blev lavet som dobbeltbestemmelse. I fuld skala blev 24-timers og 72 timers opsamlingen foretaget som dobbeltbestemmelse. Begge prøver blev dog kun analyseret i særlige tilfælde, dvs. i tilfælde af uklare eller afvigende resultater. Der blev endvidere analyseret to feltblind-prøver (dvs. ubrugte opsamlingsrør).

Luft blev opsamlet på et SKC-rør med kul ved brug af pumpe med et flow på 1 l/min og en pumpetid på 100 minutter. Straks efter opsamling blev rørene lukket med originale plastdutter, placeret i en lufttæt rilsanpose og frosset til -20 °C indtil analyse. På laboratoriet (ALS Global) blev kullet fra kulrørene overført til et glas, hvortil der blev tilsat carbondisulfid (CS₂). Kul og CS₂ blev ekstraheret i 16 timer på rystebord, hvorefter opløsningsmidlet blev afpipetteret og analyseret ved GC/MS (enkeltstoffer) og/eller GC/FID (kulbrinte-screening). Der blev brugt CS₂ af mærket Rathburn til ekstraktion af de opsamlede forbindelser. Laboratoriet var akkrediteret til analyserne. Detektionsgrænser og usikkerhed ved analyse er vist i Bilag 5.

Temperaturen og luftfugtighed blev målt konstant under forsøg i både lille skala og fuldskala klimakamre med data loggers med indbygget temperatur og luftfugtighed sensorer (HOBO U12 - 013, Onset, USA). Luftskefte blev målt to gange, dvs. før og efter emissionsmålinger med henfald af CO₂. CO₂ blev doseret fra gasflaske til både de små og store kamre, og henfaldet blev målt med fotoakustisk måler (INNOVA 1312 Photoacoustic Multi-gas Monitor, LumaSense Technologies A/S) over mindst 30 minutter. Luftskefte blev beregnet som hældningskoefficient af den lineære regression foretaget på logaritmiske transformerede koncentrationer og tiden i timer. Luftskeftet i CLIMPAQ kamre blev endvidere kontrolleret før hver sampling med anemometer (Dantec FlowMaster Precision anemometer 54N60) med en lige rørsonde forbundet til luftudtaget af CLIMPAQ. Røret var kalibreret, således at den målte lufthastighed i røret direkte kunne relateres til luftskefte i kammeret.

6.1.3 Fuldskala emissionsmålinger ved aktiviteter

For to produktgrupper blev emissionsmålinger lavet i indåndingszonen under aktiv brug. Dette blev foretaget ved strygning af plastperler/rørperler, og ved brug af tegning/farvelægning med tuschpenne (figur 6.1). Disse emissionsmålinger blev lavet i fuld skala klimakammer (afsnit 6.1.1). De aktive emissionsmålinger varede i 100 minutter, hvor der i alle 100 minutter blev henholdsvis strøget eller tegnet, og koncentrationsmålingerne blev lavet med dobbeltbestemmelser. Begge luftprøver blev analyseret.



FIGUR 6.1. OPSAMLING UNDER AKTIV BRUG AF PLASTPERLER/ PERLEPLADE (VENSTRE) OG TUSCHPENNE (HØJRE)

6.1.4 Fuldskala emissionsmålinger i børneværelses-mock-up

En fuldskala mock-up af et børneværelse var sat op for at måle den samlede emission fra børneværelsesrelevant inventar, byggematerialer og elektronik. Hele gulvets areal i fuldskala klimakammeret var dækket med nyt gulvlaminat. Mock-up rummet var udstyret med seng,

skrivebord og to slags skabe/hyldekombinationer. Selvklæbende dekorationsfolie var klisteret på en væg og selvklæbende hyldepapir på en anden væg. Rummet var endvidere udstyret med en ny computerskærm, laptop-lader/strømforsyning, playstation og et ældre fjernsyn (viste sig nødvendigt da playstation'en ikke virker uden et fjernsyn, og der var ikke indkøbt et nyt) (figur 6.2).



FIGUR 6.2. MOCK-UP AF BØRNEVÆRELSE

Temperaturen under emissionsmålinger var $22 \pm 0,2$ °C og den relative fugtighed $52\% \pm 3$ % RH. Luftsifte i klimakammeret blev målt til $0,49$ t⁻¹. En oscillerende ventilator sikrede en god opblanding af luften i klimakammeret.

6.1.5 Lille skala emissionsmålinger i CLIMPAQ kamre

Afgasning fra legetøj og andre små produkter, som kan findes i et børneværelse, og afgasning fra maling blev målt i lille skala (CLIMPAQ), hvor produkterne blev grupperet i ni temaer (bilag 4, figur 6.3). For at kunne relatere emissionsmålinger i lille skala (CLIMPAQ) til normale forhold i bygninger kræves en skalering, som betyder, at den arealspecifikke ventilationsrate for prøveemnerne skal beregnes i forhold til et modelbørneværelse. Areal specifik ventilationsrate (q , m³/(m²h)) beregnes fra ligning 1

$$q = \frac{n}{L} = \frac{Q}{A_{pr} \cdot x} \quad \text{Ligning 1}$$

hvor

n er luftsifte i modelværelset (t⁻¹)

L er belastning i modelværelset (m²/m³)

Q er ventilationsrate i klimakammeret (m³/t)

A_{pr} er prøveemnets areal i klimakammeret (m²)

x er antal prøveemner.

Luftsiftet i modelværelset, n , var beregnet som $0,5$ t⁻¹ svarede til bygningsreglementets krav om minimum udeluftstilførsel på $0,3$ l/s pr. m² (BR 10), med antagelse af rumhøjde på ca. $2,5$ m. Belastningsværdier i modelværelset (L) for nogle byggevarer og byggematerialer er givet i Nordtest Metode NT Build 482. For de andre emner (f.eks. legetøj) var belastning beregnet efter den bedste vurdering af emnets forekomst i et typisk børneværelse eller "worst-case brugssituation". I tilfælde hvor vurderingen var vanskelig at foretage, blev overbelastning foretrukket frem for underbelastning for at sikre, at ingen kilde er overset. Følgende mængder blev anvendt i forbindelse med modelværelsets belastning: 100 balloner (ikke oppustet), 150 gummifigurer, 1 badebold, 1 svømmering og 1 par svømmevinger, 1 legetelt, 130 tryksager/bøger/reklamer og 6 m tape. Som følge af Nordtest Metode NT Build 482 var belastningen for vægmaling beregnet til 31 m² svarende

til væg- og loftarealet i modelværelset. Belastning for møbelmaling og møbellak var beregnet til 8 m² svarende til ca. 1 hyldekombination.

For modellervoks var luftskifte i CLIMPAQ sat til 0,5 t⁻¹ med 3 små pakker modellervoks. Denne høje belastning blev valgt for at måle den mulige eksponering i indåndingszonen for et barn, der leger med modellervoks. For bamsen med lavendel-duft til opvarmning i mikrobølgeovn var luftskiftet tæt på 0 t⁻¹ med 1 bamse for at simulere eksponering af et sovende barn med bamsen. I de to scenarier blev en ekstra luftprøve opsamlet straks efter opsætning. Temperaturen under emissionsmålingerne i CLIMPAQ var 23±0,7°C, og den relative fugtighed var 51%±4 % RH.



FIGUR 6.3. OPSÆTNING I CLIMPAQ-KAMRE. FRA VENSTRE, ØVERST: CLIMPAQ KAMRE HOS SBI, VÆG OG TRÆ MALING ANVENDT PÅ GIPSPLADER OG TRÆPLADE, BALLONER, GUMMIFIGURER, LEGETELT, TEGNESERIER, GUMMI STRAND-ARTIKLER, MODELLERVOKS, BAMSE, TAPE

6.1.6 Eksponering

Ved emissionsmålinger under steady-state fra prøveemner med lille overfladeareal og luftkoncentrationer betydeligt under stoffernes damptryk og under normale betingelser (dvs. temperatur, luftfugtighed osv.) afhænger koncentrationen i klimakammeret af emissionen fra genstandens overflade og ventilationsraten i klimakammeret. Koncentrationer, der måles i CLIMPAQ kammeret, kan dernæst omregnes til luftkoncentrationen i et modelbørneværelse iflg. ligning 2.

$$C_M = C_c \cdot q \cdot \frac{L}{n} \quad \text{Ligning 2}$$

Hvor

C_M er koncentration af et kemisk stof i modelværelsets luft (mg/m³)

C_c er koncentration af et kemisk stof i klimakammeret luft (mg/m³)

q er arealspecifik ventilationsrate i klimakammer (m³/m²h)

L er overfladebelastning med genstanden i modelværelset (m²/m³)

n er luftskifte i modelværelset (t⁻¹).

Miljøstyrelsen (2006a) har tidligere vurderet eksponeringen i børneværelser ud fra følgende standardbetragtninger mht. til børneværelset:

Et rumfang på 17,4 m³ (ud fra et gulvareal på 7 m²)
Et luftskifte n på 0,5 t⁻¹

De betingelser er i overensstemmelse med retningslinjerne i Nordtest Metode NT Build 482. Samme grundlag blev derfor anvendt i vurderingerne i dette projekt.

6.1.7 Eksempel på beregninger

Nedenfor vises et eksempel på beregninger af den arealspecifikke ventilationsrate for vægmaling (med et overfladeareal på 31 m²) og omregning af den målte koncentration i CLIMPAQ til et modelbørneværelse. Beregninger for de andre produkter undersøgt i lille skala blev lavet efter det samme princip.

Ifølge ligning 1 beregnes den arealspecifikke ventilationsrate som:

$$q = \frac{n}{L} = \frac{0,5}{\frac{31}{17,4}} = 0,28 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2\text{t}}$$

Hvor n er luftskifte i modelværelset svarende til 0,5 t⁻¹ og L er belastningen i modelværelset (m²/m³). Som følge af Nordtest Metode NT Build 482 blev belastning for vægmaling beregnet til 31 m² svarende til væg- og loftarealet i modelværelset divideret med 17,4 m³ som er modelværelsets volumen.

Ud fra ligning 1 kan prøveemnets areal beregnes i CLIMPAQ opsætning med antaget fast luftskifte i CLIMPAQ, eller luftskiftet kan beregnes på baggrund af prøveemnets areal. Pga. begrænset plads i CLIMPAQ kammeret har vi valgt den anden mulighed. Vægmaling blev anvendt på gipsplader med et areal på 0,14 m² (0,2 x 0,7 cm). De to plader blev malet på begge sider, svarende til fire prøveemner (x). Dermed var det samlede areal af prøveemnernes overflade 0,56 m². Luftskiftet i CLIMPAQ blev derfor fastsat til:

$$n_{CLIMPAQ} = \frac{Q_{CLIMPAQ}}{V_{CLIMPAQ}} = \frac{q \cdot A_{pr} \cdot x}{V_{CLIMPAQ}} = \frac{0,28 \cdot 0,14 \cdot 4}{0,051} = 3,1 \text{t}^{-1}$$

Med disse beregninger kan de målte koncentrationer i CLIMPAQ tolkes direkte som forventede koncentrationer i et børneværelse med størrelsen på 17,4 m³ og luftskifte på 0,5 t⁻¹ og de anførte belastninger (se afsnit 6.1.5).

$$C_M = C_c \cdot q \cdot \frac{L}{n} = C_c \cdot 0,28 \cdot \frac{31}{0,5} = C_c$$

6.2 Resultater

Samtlige resultater (rådata) er vist i bilag 4. Ud over de identificerede neurotoksiske stoffer blev en række andre kemikalier kvantificeret som del af laboratoriets analysepakke.

6.2.1 Emissionsmålinger ved aktiviteter

Resultater af aktiv fuldskala emissionsmålinger er vist i tabel 6.2 og tabel 6.3.

Afgasning af toluen blev målt ved brug af permanente og white board tuschpenne. Betydelig afgasning af n-heptan, octan og xylener fra tuschpenne er blevet målt i tidligere undersøgelser (bilag 2), men i nuværende undersøgelse er ingen af disse stoffer fundet i niveauer over detektionsgrænsen. Den meget høje koncentration af TVOC (samlede flygtige organiske

forbindelser; fra engelsk: Total Volatile Organic Compounds) målt her tyder dog på betydelig afgangning af andre stoffer, som ikke blev nærmere identificeret i denne undersøgelse.

Ved strygning af plastperler blev der i modsætning til tidligere undersøgelser fundet en mindre afgangning af stofferne n-decan og n-undecan. Decan er i tidligere undersøgelser blevet målt, men i ca. tre gange højere koncentrationer. Andre kemikalier som i tidligere undersøgelser var målt i høje koncentrationer (bilag 2), herunder toluen, xylener, ethylbenzen, styren og propylbenzen, var under detektionsgrænsen i den nuværende undersøgelse. Ligesom i forsøg med tuschpenne, kan de høje TVOC koncentrationer ikke forklares med de kvantificerede stoffer, men må tilskrives andre flygtige stoffer.

TABEL 6.2. KONCENTRATIONER ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) MÅLT UNDER BRUG AF TUSCHPENNE

	Baggrund	Dobbeltmålinger i indåndingszonen
Toluen	<1,9*	37/ 38
TVOC	<97*	17.000/24.000

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5:

TABEL 6.3. KONCENTRATIONER ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) MÅLT UNDER STRYGNING

	Baggrund	Dobbelt målinger i indåndingszonen	Måling midt i rummet
n-Decan	<2,5*	6,0/ 6,7	4,8
n-Undecan	<2,5*	22/ 24	16
TVOC	<100*	210/230	180

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5:

6.2.2 Emissionsmålinger i børneværelses-mock-up

Resultaterne af målinger fra børneværelsesmock-up er vist i tabel 6.4. Målingerne blev gennemført i samme klimakammer som de aktive fuldskala emissionsmålinger. Koncentrationen af toluen og m-/p-xylener var en anelse over detektionsgrænsen 24 timer efter opsætning, men faldt til under detektionsgrænsen allerede efter 48/72 timer. Ingen af de andre målte stoffer blev fundet i luften ved opsætningen. Det skal dog understeges, at det ikke lykkedes at beholde elektronikken tændt, fordi den automatisk gik i dvale allerede efter et par minutter. Da afgangning fra elektronik særligt forventes ved længere tids brug, når temperaturen stiger, afspejler målingerne således ikke emissionen fra elektronik. De tidligere undersøgelser fandt væsentlig afgangning af toluen, xylener, ethylbenzen og styren fra elektronik (bilag 2). Disse stoffer blev enten ikke målt i nuværende undersøgelse (ethylbenzen, styren) eller de blev målt i meget lave koncentrationer (toluen, xylener) på niveauer tæt på detektionsgrænsen.

TABEL 6.4. KONCENTRATIONER ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) MÅLT I BØRNEVÆRELSESMOCK-UP

	Baggrund	24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
Toluen	<2,1*	2,5	2,5	<1,9*	<1,8*
m-/p-Xylen	<2,1*	2,5	<2,0*	<1,9*	<1,8*
TVOC	<110*	160	130	120	92

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5.

6.2.3 Emissionsmålinger i lille skala i CLIMPAQ kamre

Som forventet blev den største afgasning fundet fra maling og lakprodukter. Før opsætning blev pladerne (gipsplade til vægmaling -vandbaseret acrylmaling) og træplade til møbelmaling/lak (terpentinbaseret alkydmaling) malet to gange og efterladt uden for kammeret, indtil de var håndtørre (i ca. 2 timer). De malede, tørre plader blev efterfølgende placeret i det lille klimakammer. Som vist i tabel 6.5 blev 20 kemikalier målt i luften over detektionsgrænsen 24 timer efter opsætning. Efter 72 timer blev kun heptan, octan, decan, undecan, dodecan, m-/p-xylene og 1,2,4-trimethylbenzen målt over detektionsgrænsen, men koncentrationen af disse stoffer faldt til under detektionsgrænsen efter 2 uger.

TABEL 6.5. AFGASNING FRA MALING ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Baggrund	24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
n-Heptan	<4,4*	24	13	6,1	< 5,0*
n-Octan	< 4,4*	28	15	6,9	< 5,0*
n-Nonan	< 2,2*	7,1	< 3,9*	< 2,4*	<2,5*
n-Decan	< 2,2*	23	9,6	4,3	< 2,5*
n-Undecan	< 2,2*	18	7,4	3,9	< 2,5*
n-Dodecan	<2,2*	9,9	5,5	2,7	< 2,5*
Toluen	< 1,8*	3,3	< 2,0*	< 1,9*	< 2,0*
Ethylbenzen	<1,8*	9,1	3,1	< 1,9*	< 2,0*
m-/p-Xylen	< 1,8*	29	9,6	4,3	< 2,0*
o-Xylen	< 1,8*	9,8	3,3	< 1,9*	< 2,0*
Styren	< 2,2*	3,8	< 2,4*	< 2,4*	<2,5*
Naphthalen	< 2,2*	4,5	< 2,4*	< 2,4*	< 2,5*
Trichlorethylen	< 2,2*	6,4	< 2,4*	< 2,4*	5,0
n-Propylbenzen	< 2,2*	4,0	<2,4*	< 2,4*	<2,5*
2-Ethyltoluen	< 2,2*	4,4	< 2,4*	< 2,4*	< 2,5*
3-Ethyltoluen	< 2,2*	8,8	2,5	< 2,4*	< 2,5*
4-Ethyltoluen	< 2,2*	6,1	< 2,4*	< 2,4*	< 2,5*
1,2,3-Trimethylbenzen	< 2,2*	9,8	2,8	< 2,4*	< 2,5*
1,2,4-Trimethylbenzen	< 2,2*	23	7,7	3,5	< 2,5*
1,3,5-Trimethylbenzen	<2,2*	4,6	< 2,4*	< 2,4*	< 2,5*
TVOC	< 88*	870	280	140	160

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5:

Afgasning fra tape, svømmeartikler, gummifigurer, tegneserier og balloner er vist i tabel 6.6. Toluen var det eneste stof, som blev målt i klimakammerets luft med tape og kun 24 timer efter opsætning. Afgasning af toluen fra tape er tidligere blevet målt (Kataoka et al. 2012). Kataoka et al. (2012) målte også afgasning af ethylbenzen og xylener fra tape, som dog var under detektionsgrænsen i den nuværende undersøgelse.

En dag efter opsætning blev en mindre afgasning af nonan, naphthalen og trichloroethen målt fra svømmeartikler (badebold, svømmering og svømmevinger). Endvidere blev højere koncentrationer

af trichloroethen målt 2 uger efter opsætning end efter 24 timer. Det er et meget flygtigt stof, og derfor var henfald af koncentrationen ventet mere end opbygning. Endvidere var et lignende niveau af stoffet målt i et af de ikke-eksponerede rør. Det tyder på en kontaminering ved analysen. Det vælges derfor at se bort fra resultatet.

Afgasning af ethylbenzen og xylener fra gummifigurer blev målt over detektionsgrænsen 24, 48 og 72 timer efter opsætning, og koncentrationen af xylener var fortsat over detektionsgrænsen efter 2 uger. Samme stoffer blev målt i en tidligere undersøgelse i en gummifigur med duft (se table 5.1, men i lavere koncentrationer.

Ingen af de analyserede stoffer blev målt i klimakammer med tegneserier. Der blev dog målt betydelige koncentrationer af TVOC 24 timer og 72 timer efter opsætning (dog ikke efter 48 timer). Det tyder på afgasning af andre stoffer, som ikke blev kvantificeret i vores undersøgelse. En dag efter opsætning blev en mindre afgasning af decan og undecan målt fra balloner, men faldt til under detektionsgrænsen allerede efter 48 timer. Lidt højere afgasning af undecan, men ikke decan, var også målt i de tidligere undersøgelser (bilag 2).

TABEL 6.6. AFGASNING FRA TAPE, SVØMMEARTIKLER, GUMMIFIGURER, TEGNESERIER OG BALLONER ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Baggrund	24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
<i>Tape</i>					
Toluen	< 1,8*	6,9	< 2,0*	< 2,0*	< 2,1*
<i>Svømmeartikler</i>					
n-Nonan	< 2,2*	5,6	< 2,5*	< 2,5*	< 2,5*
Naphthalen	< 2,2*	4,5	< 2,5*	< 2,5*	< 2,5*
Trichlorethylen	< 2,2*	2,8	< 2,5*	< 2,5*	6,8
<i>Gummifigurer</i>					
Ethylbenzen	< 1,8*	4,7	3,0	2,7	< 2,1*
m-/p-Xylen	< 1,8*	15	9,2	8,4	3,4
o-Xylen	< 1,8*	9,6	6,1	5,4	2,2
TVOC	< 88*	130	< 100*	< 100*	< 98*
<i>Tegneserier</i>					
TVOC	< 83*	220	< 95*	580	< 97*
<i>Balloner</i>					
n-Decane	< 2,4*	4,2	< 2,5*	< 2,6*	< 2,8*
n-Undecane	< 2,4*	5,6	< 2,5*	< 2,6*	< 2,8*

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5:

Som tidligere nævnt blev afgasning fra modellervoks og bamse udført ved reduceret ventilation (se 6.1.5). Det skete for bedre at repræsentere barnets indåndingszone ved leg og under søvn. En ekstra måling blev taget straks efter opsætning. Bamsen var opvarmet i mikroovn ifølge brugsanvisningen umiddelbart før placeringen i klimakammeret. En mindre afgasning af m-/p- xylener fra begge produkter blev fundet straks efter opsætningen. Endvidere afgassede modellervoks toluen, mens n-dodecan blev fundet i luften fra kammeret med bamsen. Kataoka et al. (2012) har tidligere fundet hexan i modellervoks. I denne undersøgelse blev der ikke identificeret hexan i koncentrationer over

detektionsgrænsen. Der var endvidere høj afgasning af uidentificerede stoffer fra modellervoks, som vist med den høje koncentration af TVOC.

TABEL 6.7 AFGASNING FRA MODELLERVOKS (µg/m³)

	Baggrund	Straks efter opsætning	24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
m-/p-Xylener	< 1,7*	3,0	< 2,0*	<2,0*	< 1,9*	< 2,0*
Toluen	< 1,7*	2,2	< 2,0*	<2,0*	< 1,9*	<2,0*
TVOC	< 87*	3500	1500	710	290	< 98

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5:

TABEL 6.8 AFGASNING FRA BAMSE MED LAVENDEL DUFT (µg/m³)

	Baggrund	Straks efter opsætning	24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
n-Dodecan	- ¹	7,4	<2,6*	<2,5*	< 2,6*	< 2,7*
m-/p-Xylener	- ¹	2,9	< 2,0*	<2,0*	< 2,1*	< 2,1*

*Detektionsgrænsen er afhængig af prøvens volumen, og derfor specifikke for hver prøve. Detektionsgrænse for hvert stof er vist i Bilag 5: ¹Måling mangler pga. pumpefejl.

6.2.4 Resultater grupperet efter kemikalier

I dette afsnit vises resultater fra afsnit 6.2.1-6.2.3, grupperet efter de målte kemikalier, for at gøre det muligt at beregne et barns samlede eksponering for stofferne i et modelbørneværelse. Generelt var de målte koncentrationer lavere end fundet i tidligere undersøgelser. De meget lave målte niveauer ifm. mock-up målingerne og for fx gummifigurer kan skyldes, at det kan være svært ved indkøb af konkrete produkter (mere eller mindre tilfældigt) at ramme ind i de kritiske produkter. Men samtidig viser resultaterne, at det ser ud til, at der generelt er en lav afgasning af de analyserede stoffer fra diverse produkter. Det tyder på, at der er sket en gavnlig udvikling af produkter generelt mht. indhold af kemiske stoffer, så der ses lavere afdampning. I nogle tilfælde (fx tuschpenne, perler, modellervoks, tegneserier) tyder resultater på, at de kendte stoffer er substitueret med andre kemikalier, som ikke blev kvantificeret i denne undersøgelse.

TABEL 6.9. AFGASNING AF NEUROTOKSISKE STOFFER FRA PRODUKTER UNDERSØGTE I NUVÆRENDE PROJEKT (µG/M3)

Målte stoffer	kilder	koncentration under brug eller efter 24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
Toluen	Tuschpenne	37,5			
	mock-up*	2,5	2,5	<DL	<DL
	Tape	6,9	<DL	<DL	<DL
	Modellervoks	2,2 (umiddelbar), <DL (24)	<DL	<DL	<DL
	Maling/lak	3,3	<DL	<DL	<DL

Målte stoffer	kilder	koncentration under brug			
		eller efter 24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
m-/p-Xylen	Mock-up*	2,5	<DL	<DL	<DL
	Modellervoks	3,0 (umiddelbar), <DL (24)	<DL	<DL	<DL
	Bamse	2,9 (umiddelbar), <DL (24)	<DL	<DL	<DL
	Maling/lak	29	9,6	4,3	<DL
	Gummifigurer	15	9,2	8,4	3,4
o-Xylen	Maling/lak	9,8	3,3	<DL	<DL
	Gummifigurer	9,6	6,1	5,4	2,2
Ethylbenzen	Gummifigurer	4,7	3,0	2,7	<DL
n-Heptan	Maling/lak	24	13	6,1	<DL
n-Octan	Maling/lak	28	15	6,9	<DL
n-Nonan	Svømmeartikler	5,6	<DL	<DL	<DL
n-Decan	Perler	6,3			
	Maling/lak	23	9,6	4,5	<DL
	Balloner	4,2	<DL	<DL	<DL
n-Undecan	Perler	23			
	Maling/lak	18	7,4	3,9	<DL
	Balloner	5,6	<DL	<DL	<DL
n-Dodecan	Maling/lak	9,9	5,5	2,7	<DL
	Bamse	7,4 (umiddelbar), <DL (24)	<DL	<DL	<DL
Trichlorethylen	Maling/lak	6,4	<DL	<DL	5,0
	Svømmeartikler	2,8	<DL	<DL	6,8
2-Ethyltoluen	Maling/lak	4,4	<DL	<DL	<DL
3-Ethyltoluen	Maling/lak	8,9	2,5	<DL	<DL
4-Ethyltoluen	Maling/lak	6,1	<DL	<DL	<DL
1,2,3-Trimethylbenzen	Maling/lak	9,8	2,8	<DL	<DL
1,2,4-Trimethylbenzen	Maling/lak	23	7,7	3,5	<DL
1,3,5-Trimethylbenzen	Maling/lak	4,6	<DL	<DL	<DL
Naphthalen	Svømmeartikler	4,5	<DL	<DL	<DL
	Maling/lak	4,5	<DL		
Styren	Maling/lak	3,8	<DL	<DL	<DL
Ethylacetat	Tuschpenne	22			
	Modellervoks	7,3 (umiddelbar), <DL (24)	<DL	<DL	<DL
n-Propylbenzen	Maling/lak	4,0	<DL	<DL	<DL
TVOC	Tuschpenne	20.500			
	Perler	220			
	Mock-up	160	130	120	<DL

Målte stoffer	kilder	koncentration under brug			
		eller efter 24 timer	48 timer	72 timer	2 uger
	Modellervoks	1300 (umiddelbar), <DL (24)	710	290	<DL
	Svømmeartikler	130	<DL	<DL	<DL
	Maling/lak	870	280	140	160
	Tegneserier	220	<DL	580	<DL

*Mock up indeholder møbler, gulbelægning, elektronik og selvklæbende folier

6.2.5 Sammenligning af måledata med litteraturdata

I den følgende tabel sammenstilles de målte niveauer i dette projekt (tabel 6.1 – 6.8) med værdierne angivet fra litteraturen (tabel 5.1). Sammenligningen skal tages med noget forbehold, da forudsætninger og metoder til bestemmelse af niveauerne kan være forskellig.

TABEL 6.10. SAMMENLIGNING MELLEM LITTERATUR DATA OG MÅLTE DATA I DETTE PROJEKT

Produkt/scenarie	Litteraturdata	Målt i dette projekt
	(kilde) µg/m ³	µg/m ³
Rørperler, strygning	Miljøstyrelsen (2006a)	
Toluen	720	-
Xylener	430	-
Styren	720	-
n-decan		6,7
n-undecan		24
Tuschpenne	Lim et al. (2014)	
Toluen	610	38
Ethylbenzen	345 000	-
Xylener	285 000	-
Tape	Lim et al. (2014)	
Toluen	4 000	6,9
Ethylbenzen	120	-
Xylener	40	-
Gummifigurer	Miljøstyrelsen (2006b)	
Toluen	11,7	-
Ethylbenzen	1,9	4,7
Xylener	1,1	24,6
Tegneserier/ tryksager	Miljøstyrelsen (2006a)	
Toluen	ca. 2000	-
Bamse/tøjdyr	Miljøstyrelsen (2006b)	
Toluen	20	-
Xylener	3,3	2,9
hexan	3,0	-
n-dodecan	-	7,4
Mock-up/møbler	Ho et al. (2011)	
Toluen	535*	2,5
Xylener	678*	2,5

*koncentrationer målt i et 5 m³ emissionskammer med en luftskifte på 0,5 per time og belastning mellem 0,4 og 1 m²/m³.

For rørperler, tuschpenne, tape og tegneserier/tryksager ses væsentligt lavere niveauer i dette projekt end niveauerne angivet i litteraturen. For gummifigurer ses et højere niveau fra målingerne i dette projekt, hvor den samlede afgasning fra forskellige plast- og gummifigurer blev undersøgt med antaget høj belastning (150 figurer i et mindre børneværelse) i modsætning til tidligere undersøgt afgasning fra et plast dukkehoved med duft. For mock-up scenariet kan det ses, at møbler og byggematerialer afdamper væsentligt mindre, end hvad der er fundet af Ho et al. (2011), dog med en stor forskel i metodologi og forudsætninger.

Det overordnede billede er således, at dette projekt finder en lavere grad af afdampning af de neurotoksiske stoffer end umiddelbart forventet ud fra litteratordata. Der skal dog gøres opmærksom på, at der blev fundet forholdsvis højere afdampning af andre, ikke-identificerede flygtige stoffer (angivet som TVOC) fra strygning af perleplader, anvendelse af tuschpenne, fra modellervoks, fra svømmeartikler, fra tegneserier, fra malede overfaldere og fra børneværelse-mock-up scenariet. Imidlertid vurderes de øvrige stoffer, der indgår i TVOC målingerne, ikke at indeholde kendte, kronisk neurotoksiske stoffer, da de stoffer som vides at kunne medføre kroniske neurotoksiske effekter jo netop er blevet udpeget i kapitel 2.

De forholdsvis lave afdampningsniveauer målt i dette projekt kunne tyde på, at de senere års fokus fra medier, organisationer, virksomheder og myndigheder mht. kemi i hverdagen (- og især i tilknytning til børneprodukter) har medført en positiv udvikling, hvor der er opnået produkter med lavere indhold af betænkelige kemiske stoffer. Da målingerne er foretaget på tilfældigt udvalgte produkter, kan de lave afdampninger også skyldes tilfældigheder. Det blev derfor besluttet at foretage målinger i børneværelser for at be- eller afkræfte de lave emissioner.

7. Feltmålinger i børneværelser

Dette kapitel beskriver metoder og viser resultater fra feltmålinger af toluen og de øvrige neurotoksiske stoffer i 19 børneværelser. Målinger blev gennemført for at bekræfte eller afvise de relativt lave emissioner fra børneværelsesrelaterede produkter, som blev fundet i lille skala og fuldskala emissionsmålinger (kapitel 6).

7.1 Metoder

7.1.1 Børneværelser

På grund af tidsbegrænsninger (målingerne var ikke oprindeligt planlagt) blev børneværelserne ikke tilfældigt rekrutteret via fx annoncer, men rekrutteret blandt kolleger, naboer og venner. Der var dog stillet det krav, at alle aldersgrupper fra 1-18 år skulle inkluderes, da børneværelsesindretning og derfor også eksponering kan variere betydeligt med køn og alder.

7.1.2 Måle- og analyseprocedure

Opsamling af luft til analyse af toluen og øvrige neurotoksiske stoffer i børneværelser blev foretaget ca. 1 meter over gulvhøjde, og så vidt muligt midt i værelset, dvs. ca. 1 m fra vindue, dør og vægoverflade. Vinduer og døre til børneværelset var lukket i måleperioden på ca. 2 timer, og der var ingen adgang til værelset. Familierne blev forud for undersøgelsen bedt om ikke at gøre rent dagen før og at lukke vinduerne om morgenen. Hvis muligt, var tidspunktet for måling aftalt, så der ikke blev lavet mad i måleperioden. Målingerne blev foretaget i oktober 2015. Typisk måleopsætning i et børneværelse er vist i figur 7.1.



FIGUR 7.1 EKSEMPEL PÅ OPSÆTNING I FELTMÅLINGER

Luft blev opsamlet på et SKC-rør med kul ved brug af pumpe med et flow på 1 l/min og en pumpetid på ca. 2 timer. I forhold til emissionsmålinger blev pumpetiden forlænget med ca. 0,5 time for at nedsætte antallet af prøver under analysernes detektionsgrænse. En ventilator blev brugt til at opnå en god blanding af luften under målingen. Straks efter opsamling blev rørene lukket med originale plastpropper, placeret i en lufttæt rilsanpose og frosset til -20 °C indtil analyse. Analyseproceduren er beskrevet i afsnit 6.1.2. Detektionsgrænser og analyseusikkerhed er vist i bilag 5. Opsamlingen blev foretaget som dobbeltbestemmelse, og begge prøver blev analyseret. Der blev endvidere analyseret to feltblind-prøver (dvs. ubrugte opsamlingsrør som havde været medbragt under målingerne).

I hvert børneværelse blev der endvidere målt luftskifte med henfald af CO₂. Gassen blev doseret i en koncentration på 1500-5000 ppm i værelset straks efter start af luftopsamling, og henfald blev målt i hele opsamlingsperioden, dvs. i ca. 2 timer. Målingen blev gennemført med brug af CARBOCAP® CO₂ måler tilknyttet HOB0 U12 -013 data loggers (Onset, USA). Temperatur og luftfugtighed blev målt parallelt med HOB0 data loggers. Luftskifte blev beregnet som hældningskoefficienten af den lineære regression foretaget på logaritmiske transformerede koncentrationer og tiden i timer.

7.2 Resultater

7.2.1 Beskrivelse af børneværelsernes karakteristik

Tabel 7.1 beskriver de 19 undersøgte børneværelser med barnets køn og alder, bygningens opførelsesår samt resultater af luftskifte-målinger, gennemsnitstemperatur og luftfugtighed i måleperioden. Som vist i tabellen blev målingerne foretaget i fire teenage-værelser (≥ 13 år), to skolebørns værelser (6-12 år) og to søskendepars værelser, hvor et skolebarn delte værelse med et børnehavebarn, og 11 småbørnsværelser (1-5 år). De fleste børn boede i fritstående huse eller rækkehuse, og kun to etageboliger var inkluderet i undersøgelsen. Der blev lavet mad i tre huse i løbet af måleperioden, og tre huse lå tæt på en trafikeret vej. Luftskiftet var generelt meget lavt i de målte børneværelser. Luftskiftet på $0,5\text{t}^{-1}$, som er et minimumskrav iflg. bygningsreglement (BR10), blev kun opnået i fire børneværelser. To af disse var påvirket af utæt vindue/dør og to havde mekanisk ventilation. De lave luftskifteverdier målt i denne undersøgelse synes lidt lavere end de rapporterede i en nyere dansk undersøgelse, hvor et geometrisk gennemsnitligt luftskifte på $0,46\text{t}^{-1}$ var målt i 500 børneværelser på Fyn, og hvor 57 % af værelserne lå under BR10 kravet (Bekö et al. 2010). Det skal dog understreges, at vores målinger var lavet med lukkede døre og vinduer i børneværelset og viser derfor inflationsrate og luftskifte under måling. Til gengæld var det tilladt at holde vinduer og døre åbne som sædvanlig i den tidligere undersøgelse, og derfor viser resultater det faktiske luftskifte, barnet er eksponeret for (Bekö et al. 2010).

TABEL 7.1. OPLYSNINGER OM BARNET OG BYGNING SAMT RESULTATER FRA LUFTSKIFTE MÅLINGER (ACR), GENNEMSNITSTEMPERATUR (T) OG LUFTFUGTIGHED (RH) I MÅLEPERIODEN

Oplysninger om barnet				Oplysninger om huset			Målebetingelser		
Nr. ^a	Køn	Alder (år)	Opførelse år	Madlavning i måleperioden	Tæt på trafikeret vej	Andre mulige kilder	ACR, t ⁻¹	T, °C	RH, %
1	Dreng	11	1995/2008	Nej	nej		0,14	22,7	56
2	Pige og dreng	4; 2	1948	Nej	nej		0,20	22	65
3	Pige og dreng	3; 5	1970	ja (lidt)	nej	Mange gummifigurer	0,05	22,1	65
4	Dreng	17	1987	Nej	ja	Elektronik	0,18	26,9	53
5	Dreng	5	1960	Nej	nej		0,13	19,9	54
6	Dreng	13	1981	Nej	nej	Elektronik	0,17	24,5	51
7	Dreng	3	1959	Nej	nej	Tæppe	0,88 ^b	23,9	49
8	Pige og dreng	4; 1,5	2013	Nej	nej		0,74 ^c	23,2	41
9	Dreng	4; 2	1960	Nej	nej		0,19	25,0	47
10	Dreng	2	1960	Nej	nej		0,14	19,7	53
11	Dreng	5	1962	Nej	nej	Tæppe	0,38	20,5	53
12	Pige og dreng	5; 7	1973 ^d	Nej	ja	Masse af plastik legetøj; nogen elektronik	- ^e	22,9	53
13	Dreng	1	1970	ja (lidt)	nej		1,2 ^c	21,4	59
14	Pige og dreng	5; 7	1954	Nej	nej	Renovering i huset	0,12	22,6	57
15	Pige	5	1954	Nej	nej	Tilgrænsende udeskur med opbevaring af benzin m.m. (opfølgende besøg)	0,25	20,1	62
16	Dreng	12	1960	Nej	nej	Flymodeller, nogen elektronik	0,24	21,5	55
17	Pige	16	1960	Ja	nej	Elektronik	0,29	22,6	51
18	Pige	3	1894 ^d	Nej	ja		0,84 ^f	20,9	55
19	Dreng	18	1964	Nej	nej	Elektronik	0,16	21,1	55

^aBørneværelsesnummer. ^bVindue på klem, også i måleperioden. ^cMekanisk ventilation. ^dLejlighed. ^eMåling blev ikke gennemført pga. at der manglede døre i hele lejligheden. ^fDøren til værelset var meget utæt (skydedør).

7.2.2 Koncentrationer af neurotoksiske stoffer i børneværelser

Tabel 7.2 viser gennemsnitskoncentrationer af de kemikalier, som blev fundet i mindst tre børneværelser samt den laveste og den højeste målte værdi. Der var et børneværelse med væsentligt høje koncentrationer af flere kemikalier i indeluften (børneværelse 15, tabel 7.2, tabel 7.3). Der vises derfor gennemsnit med og uden dette børneværelse. Detaljerede resultater for de kemikalier, som blev målt i flere end tre børneværelser, er vist i tabel 7.3.

TABEL 7.2. GENNEMSNIITS KONCENTRATIONER SAMT DE LAVESTE OG HØJESTE VÆRDIER MÅLTE I BØRNEVÆRELSE. GENNEMSNIIT UNDEN BØRNEVÆRELSE 15 ER VIST I PARENTESER

	Børneværelser med måling >DL	Gennemsnit (uden nr. 15) µg/m ³	Min µg/m ³	Max µg/m ³
n-Heptan	4	13,1 (8,8)	4,4	27
n-Decan	4	7,4 (7,4)	1,9	22
n-Undecan	12	3,5 (3,5)	1,9	11
n-Dodecan	12	2,5 (2,5)	1,8	3,9
Methylcyclohexan	3	6,0 (4,9)	2,1	8,3
Cyclohexan	4	12,0 (2,4)	2,0	43
Ethylacetat	12	12,1 (11,5)	5,5	34
Toluen	19	21,0 (9,1)	1,6	230
Ethylbenzen	9	6,9 (3,2)	1,4	37
m-/p-xylen	14	12,7 (5,2)	1,5	110
o-xylen	6	8,5 (2,3)	1,7	36
Trichlorethylen	5	20,3 (22,5)	2,6	49
TVOC	12	430 (338)	100	1500

TABEL 7.3. DETALJERET RESULTATER AF KEMISKE MÅLINGER I BØRNEVÆRELSE I µg/m³ (DOBBELT MÅLINGER)

Nr ^a .	Alder ^b	n-Heptan	n-Decan	n-Undecan	n-Dodecan	Methyl cyclohexan	Cyclohexan	Ethylacetat	Toluen	Ethyl benzen	m-/p-xylen	o-xylen	Trichlor ethylen	TVOC
2	1			1,9/<2,0 ^c	2,2/<2,0 ^c			15/13	4,7/4,6	1,6/1,7	3,4/3,3	1,8/2,0		360/400
3	1			3,9/3,6	1,9/<1,8 ^c			8,3/8,8	54/53	8,3/7,3	22/21	3,3/3,2		1000/980
5	1								2,4/2,6					<100 ^c
7	1								2,8/2,7					180/120
8	1								<1,5 ^c /1,6					<100 ^c
9	1						2,4/<1,8 ^c	6,4/6,6	12/12	1,7/1,8	5,6/5,5			260/350
10	1							7,0/6,6	8,5/7,9		4,0/3,9		7,8/38	110/150
11	1			2,1/2,0	2,4/2,2				2,5/2,5					<100 ^c
13	1		<1,7 ^c /1,9	3,2/3,1	2,8/2,6			10/11	4,8/5,6		1,5/1,9		9,4/4,6	<100 ^c
15	1	25/27		3,2/3,8	2,3/2,4	8,3/8,2	39/43		230/230	37/33	110/110	36/36		1400/1500
18	1	4,4/5,1						6,1/6,9	3,9/4,6		1,9/2,1		<2,1/41	<100 ^c
1	2			2,5/2,4	2,9/2,9				4,0/4,1	2,6/2,4	2,3/2,3	1,7/<1,6 ^c		<81 ^c /110
12	2				1,8/1,9				4,8/5,4					<100 ^c
14	2	4,8/5,2	19/22	9,9/11	2,9/2,7		2,1/2,4	6,7/5,8	15/16	5,0/5,3	8,5/9,2	<1,4 ^c /2,9		420/460
16	2	16/17		2,6/2,5	2,2/2,3	7,3/7,9	2,5/2,9	29/34	18/20	2,8/2,9	8,0/8,5	2,2/2,3	4,3/49	100/220
4	3		2,4/2,5	3,7/3,1	3,0/2,9			9,0/10	4,0/4,3		2,2/2,6			470/470
6	3			3,8/2,6	3,9/3,0			14/11	5,8/4,1	1,7/<1,6 ^c	3,3/2,4	1,7/<1,6 ^c		160/140
17	3			3,2/2,3	1,9/<1,9 ^c			23/22	6,2/6,3		2,2/2,4			100/170
19	3		2,0/2,2	2,1/3,0	2,2/2,1		2,0/<1,7 ^c	5,8/5,5	3,3/3,6	1,4/1,5	2,7/2,8		<1,8 ^c /26	370/390

^aBørneværelsesnummer; ^b1: småbørn (0-5 år), 2 skolebørn (6-12 år), 3 teenager (>13 år); ^cdetektionsgrænsen var afhængig af prøvevolumen og derfor også individuelt for hvert opsamlingsrør;

Der blev endvidere fundet følgende kemikalier i enkelte børneværelser:

- n-Hexan: 2 børneværelser – nr.15 og 16; koncentration 32 og 16 µg/m³
- n-Octan: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 7,1 µg/m³
- n-Nonan: 2 børneværelser – nr. 14 og 15; koncentration 3,4 og 2,3 µg/m³
- 2-methylhexan: 2 børneværelser – nr. 15 og 16; koncentration 23,5 og 9,1 µg/m³
- Benzen: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 20,5 µg/m³
- iso-Propylbenzen: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 2,2 µg/m³
- n-propylbenzen: 1 børneværelse – nr.15; koncentration 7,4 µg/m³
- 2-Ethyltoluen: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 5,8 µg/m³
- 3-Ethyltoluen: 2 børneværelser – nr. 14 og 15; koncentration 2,1 og 21,5 µg/m³
- 4-Ethyltoluen: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 10,3 µg/m³
- 1,2,3-Trimethylbenzen: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 3,9 µg/m³
- 1,2,4-Trimethylbenzen: 2 børneværelser – nr. 14 og 15; koncentration 3,2 og 23 µg/m³
- 1,3,5-Trimethylbenzen: 1 børneværelse – nr. 15; koncentration 7,9 µg/m³
- Dichlormethan: 1 børneværelse – nr.11; koncentration 3,3 µg/m³
- 1,2-Dichlorethan: 1 børneværelse – nr. 6; koncentration 2,8 µg/m³
- Tetrachlorethylen: 1 børneværelse – nr.11; koncentration 2,8 µg/m³
- Chlormethan: 1 børneværelse – nr. 3; koncentration 5,1 µg/m³

7.2.3 Diskussion af data

Toluen var det mest hyppigt fundne stof og blev målt over detektionsgrænsen i alle 19 børneværelser, efterfulgt af m-/p-xylene, undecan, dodecan og ethylacetat. Generelt var de målte koncentrationer i overensstemmelse med resultater fra emissionsmålinger (tabel 6.9). Der var dog nogle enkelte børneværelser (Tabel 7.3), hvor koncentrationer var enten på niveauet med de højeste emissionsmålinger (efter 24 timer) eller endnu højere. For disse børneværelser blev det derfor forsøgt at identificere kilderne ud fra billeder og notater taget i måleperioden og sammenligne de målte koncentrationer med emissioner fra børneværelsesartikler.

De højere koncentrationer af n-heptan, n-decan og n-undecan i *børneværelse 14* kunne forklares med renovering, som foregik i huset, da afgang af disse stoffer i lignende koncentrationer er målt fra maling/lak.

Højere koncentrationer af n-heptan, ethylacetat og toluen blev målt i *børneværelse 16* tilhørende en ældre skoledreng med stor interesse i bygning af flymodeller. Disse tre stoffer anvendes som opløsningsmidler i bl.a. maling og lim, hvilket muligvis kan forklare deres tilstedeværelse i dette værelses indeluft.

Højere koncentrationer af ethylbenzen, xylener og toluen målt i *børneværelse 3* har muligvis forklaring i de mange plast- og gummifigurer fundet på dette værelse, hvor koncentrationen af xylener og ethylbenzen var på samme niveau som de målte i afgang fra gummifigurer (tabel 6.6). Afgasningen af toluen fra gummifigurer var imidlertid væsentligt lavere end koncentrationen målt i børneværelset, men en meget høj afgasning fra en parfumeret gummifigur er blevet fundet tidligere (tabel 5.1).

Vi kunne ikke i første omgang forklare de mange og de meget høje koncentrationer af en række stoffer målt i *børneværelse 15*. Der blev ikke identificeret stærke potentielle kilder i børneværelset, og der foregik heller ikke renoveringer i huset. Huset lå ved et stille vej, og der blev ikke lavet mad i målingsperioden. Det viste sig dog, at børneværelsets ydervæg grænsede op til et skur, hvor der blev opbevaret plæneklipper, motorbenzin og en række terpentinholdige produkter, alle opbevaret i plastbeholdere. I skuret var der tydelig lugt af opløsningsmidler. Derudover havde skuret for et par måneder siden fået en ny facade af trykimprægneret træ og epoxygulv. Der var også en kælder under børneværelset med en del maling og lignende produkter. Stofferne målt i børneværelset er typiske komponenter i motorbenzin og mineralisk terpentin, og indtrængen af dampene i børneværelset kan således forklare de høje koncentrationer.

Der blev imidlertid foretaget opfølgende målinger i børneværelset, i forældres soveværelse og i kælderen under børneværelset for at afklare koncentrationerne i huset og bekræfte kilderne. Koncentrationerne af BTEX i børneværelset var ved den opfølgende måling lavere end ved første måling, men stadigvæk den højeste blandt alle 19 børneværelser. Forskellen fra første måling kan skyldes et andet temperatur- og ventilationsforholdt i rummet, samt analyseusikkerhed. Koncentrationerne var højest i børneværelset, hvilket bekræfter, at kilden ligger ind eller tæt på børneværelset. Resultaterne er vist i bilag 6. Familien blev anbefalet at fjerne de identificerede kilder fra skuret samt at foretage hyppig og regelmæssig udluftning i huset.

Målingerne viste ikke en øget afgasning af stoffer i værelser med meget elektronik. Hverken benzen, toluen, ethylbenzen eller xylener blev fundet i forhøjede koncentrationer i børneværelse 4, 6, 17 og 19 med mange elektronikkilder.

Der var ikke nogen klar sammenhæng mellem fund af stoffer og de målte koncentrationer sammenholdt med alder, køn, trafik og madlavning. For at opnå mere klarhed mht. dette ville det være nødvendigt at inddrage flere børneværelser i undersøgelsen.

Der var dog en tendens til fund af flere stoffer samt til højere koncentrationer af toluen, xylener og TVOC i børneværelser med ventilation under $0,25 \text{ t}^{-1}$, dvs. under halvdelen af BR10 anbefalinger. Den sammenhæng blev ikke ændret efter eksklusion af de 4 børneværelser med høje koncentrationer (nr. 3, 14, 15, 16). Som følge af den lille stikprøvestørrelse blev tendensen ikke statistisk undersøgt.

7.2.4 Sammenligning med andre indeklimamålinger

Idet de målte gennemsnitsværdier i børneværelserne (se gennemsnit i tabel 7.2 uden inddragelse af børneværelse nr. 15) sammenholdes med gennemsnitsværdier i boliger målt i det europæiske AIRMEX-projekt (se tabel 1, bilag 3), kan det ses, at de målte niveauer i børneværelserne for enkelte stoffer er højere end gennemsnitsværdierne i AIRMEX undersøgelsen. Således er gennemsnitsværdien for n-heptan ($8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i børneværelser 7 gange højere end gennemsnitsværdien i AIRMEX-studiet ($1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). n-Heptan blev dog kun målt i 4 børneværelser i nuværende undersøgelse, heriblandt børneværelse 15 og 16, mens koncentrationerne for de to resterende børneværelser lå på ca. $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De gennemsnitlige koncentrationer i indeluften af de aromatiske kulbrinter toluen ($8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ethylbenzen ($3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og xylener ($7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i børneværelserne afviger ikke nævneværdigt fra data i AIRMEX-studiet (toluen: $11,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$; ethylbenzen: $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; xylener: $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

8. Risikovurdering på baggrund af målte data

Dette kapitel beskriver resultater af risikovurdering for de målte værdier i projektet. Som beskrevet i kapitel 4 foretages risikovurderingen ved at sammenligne de målte værdier i kapitel 6 og 7, med de tolerable eksponeringsniveauer (LCI-værdier) angivet i kapitel 2 (tabel 2.5).

Risikovurdering foretages således dels for resultaterne fra emissionsmålinger i klimakamre og dels for resultater fra feltmålinger. Derudover inddrages risikovurdering af børnegulvtæpper, idet afdampning fra nye børnegulvtæpper er udført i et sideløbende projekt (Miljøstyrelsen 2016).

8.1 Risikovurdering af niveauer målt fra mock-up scenarier og klimakammermålinger

Som det fremgår af tabel 2.5 ligger de tolerable eksponeringsniveauer (LCI-værdier) for de enkelte kulbrinter i intervallet fra 100 µg/m³ (for trimethylbenzener) til 725 µg/m³ (for toluen). LCI-sumværdien for alle C7-C12 kulbrinter er på 1425 µg/m³. For de chlorerede kulbrinter med relevans for kronisk neurotoksicitet ligger LCI-værdier for småbørn mellem 1625 og 4200 µg/m³, dog kun 45 µg/m³ for monochlormethan. LCI-værdierne er fastsat med hensyn til at beskytte små børn i alderen 1-3 år, da denne aldersgruppe må anses for særlig følsom og eksponeret for flygtige, neurotoksiske stoffer i indeklimaet.

Disse værdier kan indledningsvist sammenlignes med de højeste målinger, der er opnået i ved afgang under aktivitet, eller i et fuldskala mock-up, dvs. i forbindelse med den initiale afgang målt inden for de første 24 timer.

Maling med tuschpenne (tabel 6.2):	38 µg/m ³ toluen
Strygning af rørperler (tabel 6.3):	30,7 µg/m ³ (n-decan + n-undecan)
Mock-up børneværelse (tabel 6.4):	2,5 µg/m ³ toluen 2,5 µg/m ³ xylener
Afgang maling, (tabel 6.5):	3,3 µg/m ³ toluen 39 µg/m ³ xylener 230 µg/m ³ sum kulbrinter
Afgang øvrige artikler (tabel 6.6; 6.7; 6.8):	9,1 µg/m ³ sum af toluen 30,5 µg/m ³ sum af xylener 81,7 µg/m ³ sum kulbrinter

Alle disse værdier er opnået som spidskoncentrationer, dvs. i forbindelse med en konkret aktivitet, hvor emissionen foregår, eller inden for de første 24 timers efter udpakning. Det betyder, at gennemsnitseksposeringen over længere tid forventes at være betydelig lavere, hvilket også fremgår af de meget lavere værdier, som måles efter 72 timers og 2 ugers eksponering, hvor niveauerne for mange stoffers vedkommende er under detektionsgrænsen. For alle målinger ses, at disse hver især ligger betydeligt under de anførte LCI-værdier.

Hvis man som et meget konservativt scenarie forestiller sig ét samlet scenarie med alle kilder involveret på én gang og dels anvender 24 timers værdierne og 72 timers værdierne i en risikovurdering kan dette gøres med udgangspunkt i tabellerne 6.2 til og med 6.9.

Nedenfor i tabel 8.1 er en modificeret udgave af tabel 6.9 gengivet, idet der nu også indgår LCI-værdier og sumværdier for stofferne, samt de herudfra beregnede RCR-værdier.

TABEL 8.1. RISIKOVURDERING (RCR) AF AFGASNING AF NEUROTOKSISKE STOFFER FRA PRODUKTER BASERET PÅ 24 TIMERS OG 72 TIMERS KONCENTRATIONER, RCR = KONCENTRATION/ LCI-VÆRDI

Målte stoffer	Kilder	Koncentration µg/m ³ 24t/72 t	RCR 24t / RCR 72t
Toluen	Tuschpenne	37,5 / -	
	mock-up*	2,5 / -	
LCI: 725 µg/m³	Tape	6,9 / -	
	Modellervoks	2,2 / -	
	Maling/lak	3,3 / -	
	sum	52,4 / -	0,072 / -
m-/p-Xylen	Mock-up*	2,5	
	Modellervoks	3,0	
	Bamse	2,9	
	Maling/lak	29 / 4,3	
	Gummifigurer	15 / 8,4	
o-Xylen	Maling/lak	9,8 / -	
	Gummifigurer	9,6 / 5,4	
LCI: 125 µg/m³	Sum m-/p-/o- xylener	71,8 / 18,1	0,574 / 0,145
Ethylbenzen	Maling/lak	9,1 / -	
	Gummifigurer	4,7 / 2,7	
LCI: 200 µg/m³	sum	13,8 / 2,7	0,069 / 0,014
Styren	Maling/lak	3,8 / -	
LCI: 175 µg/m³	sum	3,8 / -	0,022 / -
2-Ethyltoluen**		4,4 / -	
3-Ethyltoluen**		8,9 / -	
4-Ethyltoluen**		6,1 / -	
1,2,3-Trimethylbenzen		9,8 / -	
1,2,4-Trimethylbenzen		23 / 3,5	
1,3,5- Trimethylbenzen		4,6 / -	
LCI: 100 µg/m³	sum	56,8 / 3,5	0,568 / 0,035
n-Propylbenzen	Maling/lak	4,0 / -	
LCI: 200 µg/m³	sum	4,0 / -	0,020 / -
Trichlorethylen	Svømmeartikler	2,8 / -	
	Maling/lak	6,4 / -	
LCI: 1625 µg/m³	sum	9,2 / -	0,006 / -
RCRsum			1,331 / 0,194

Målte stoffer	Kilder	Koncentration µg/m ³ 24t/72 t	RCR 24t / RCR 72t
n-Heptan	Maling/lak	24 / 6,1	
n-Octan	Maling/lak	28 / 6,9	
n-Nonan	Maling/lak Svømmeartikler	7,2 / - 5,6 / -	
n-Decan	Perler Maling/lak Balloner	6,3 / - 23 / 4,3 4,2 / -	
n-Undecan	Perler Maling/lak Balloner	23 / - 18 / 3,9 5,6 / -	
n-Dodecan	Maling/lak Bamse	9,9 / 2,7 7,4 / -	
Naphthalen	Svømmeartikler Maling/lak	4,5 / - 4,5 / -	
C7-C12 kulbrinter, totalt LCI: 1425 µg/m ³	Sum af alle målte kulbrinter	373,8 / 48,2	0,262*** / 0,034***

*møbler/elektronik/selvkøbende folier

** for ethyltoluenerne anvendes samme LCI værdi som for trimethylbenzenerne

*** RCR for C7-C12 kulbrinter indgår ikke i RCRsum, idet LCI-værdien for C7-C12 kulbrinter er et separat kriterie baseret på data for summen af C7-C12 kulbrinter

Som det ses, ligger alle RCR-24 timers værdierne for enkeltstofferne betydeligt under 1, på nær for xylener og ethyltoluener + trimethylbenzener, hvor der er RCR-værdier på 0,574 og 0,568. Dette betyder, at når RCR-værdierne for alle enkeltstoffer lægges sammen, overstiger RCR sumværdien 1 (RCR = 1,365). De højeste RCR-værdier for xylener og ethyltoluener + trimethylbenzener skyldes imidlertid hovedsagligt afdampning fra nymalede flader målt efter de første 24 timer.

Ses på RCR værdien for niveauerne af C7-C12 kulbrinter totalt ligger denne på 0,262, dvs. under 1. Med andre ord opnås højere RCR-værdi når RCR værdierne for enkeltkulbrinterne lægges sammen i forhold til en RCR-værdi beregnet ud fra LCI-værdien for C7-C12 total.

Vurderes afdampningen i et lidt længere tidsperspektiv ses det, at afdampningen fra de nymalede flader efter 72 timer for xylener er faldet fra 38,8 µg/m³ til 18,1 µg/m³ og for ethyltoluener + trimethylbenzener fra 56,8 µg/m³ til 3,5 µg/m³. Dette understøtter, at man bør vente et par dage med at stille nymalede reoler og lign. ind i et beboelsesrum for at undgå unødigt eksponering fra afdampningen.

RCR-værdierne og summen af disse for 72 timers målingerne (RCRsum = 0,194 og RCR for C7-C12 kulbrinter = 0,034) ligger begge væsentligt under 1, og der vurderes derfor ikke at være risiko for kronisk neurotoksiske effekter gennem længere tids/vedvarende ophold i børneværelset.

Det skal dog understreges, at det ikke har været muligt i dette projekt at give et opdateret billede af afdampning fra elektronik, idet længere tids anvendelse af elektronik ikke kunne simuleres på grund af standby funktionen i apparaterne.

8.2 Risikovurdering af målte niveauer af afdampning fra børnegulvtæpper

I et sideløbende projekt er der foretaget emissionsmålinger af 20 forskellige tæpper i små klimakamre (Miljøstyrelsen 2016). Et bredt udvalg af gulvtæpper, fortrinsvis tæpper med børnemotiver og tæpper importeret fra lande uden for EU, blev indkøbt til analyse for en række VOC-stoffer samt andre ikke flygtige stoffer.

Afgasning af flygtige stoffer (VOC) fra tæpperne blev målt på tæppestykker liggende på bunden af klimakamre i henhold til ISO 16000-9 ved 23 °C og 50 % relativ luftfugtighed og med en materialebelastning på 1 m²/m³ og luftskifte 1 gang i timen. Opsamling af VOC blev foretaget på Tenax® opsamlingsrør, som blev udtaget efter 1 døgn og 28 dage. Opsamlingsrørene blev analyseret v.h.a. termisk desorption og GC-MS med en detektionsgrænse for de enkelte VOC-stoffer sv.t. 1 µg/m³ i henhold til ISO 16000-6. De målte indhold blev for de enkelte tæpper afrapporteret som tæppets arealspecifikke emissionshastighed, E_c, (dvs. mg/m² pr. time).

Ud fra måleresultaterne af de 20 tæpper er tæppet med den højeste afdampning af neurotoksiske stoffer blevet udvalgt til risikovurderingen i dette projekt. Tæppet (tæppe nr. 14 i projektet) var importeret fra Tyrkiet og havde en forside af syntetisk uld og en bagside af jute (bastfibre). Tæppet fremstod med et farvet dyremotiv og havde et overfladeareal på 2,8 m².

Med kendskab til den arealspecifikke emissionshastighed (E_c) kan koncentrationen i et børneværelse beregnes:

$$C_M = E_c \cdot \frac{A}{V \cdot n}$$

Hvor

C_M: koncentration af et kemisk stof i modelbørneværelsets luft (mg/m³)

E_c: den arealspecifikke emissionshastighed fra genstanden i klimakammeret (mg/m² t)

A: arealet af genstanden i børneværelset: Her sat til 2,8 m² tæppe.

V: rumfang af modelbørneværelset (m³). Her sat til 17,4 m³,

n: luftskiftet i modelbørneværelset (t⁻¹). Her sat til 0,5 t⁻¹

$$C_M \left(\frac{mg}{m^3} \right) = E_c \cdot \frac{2,8 m^2}{17,4 m^3 \cdot 0,5 t^{-1}} = E_c \cdot 0,32 t/m$$

I tabel 8.2 er angivet de arealspecifikke afdampningsværdier for de neurotoksiske stoffer, der blev identificeret i tæppet (dvs. afdampningen er angivet i µg stof/m² tæppe pr. time).

TABEL 8.2. AFDAMPNING AF NEUROTOKSISKE STOFFER FRA ET BØRNEGULVTÆPPE EFTER 24 TIMER OG VURDERING AF RISIKO (RCR)

Stofnavn	Arealspecifik emissionshastighed efter 24 timer E_c $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{t}$	Koncentration i børneværelse 24 timer $\mu\text{g}/\text{m}^3$	LCI $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RCR
Chlorerede kulbrinter				
Dichlormethan	1	0,32	4200	0,00008
Kulbrinter:				
Heptan	1	0,32	-	
Decan	18	5,8	-	
Undecan	71	22,7	-	
Dodecan	78	25,0	-	
Sum af alifatiske Kulbrinter C7-C12	191	61,1	-	
Toluen	2	0,64	725	0,0009
Naphthalen	8	2,56	-	
Sum af aromatiske kulbrinter C7-C12	17	5,44	-	
Sum, C7-C12 kulbrinter	208	66,6	1425	0,15

Det ses, at tæppet ikke medfører RCR-værdier over 1, og at RCR-værdien for summen af kulbrinter er på 0,15 for afdampningen over det første døgn.

Dette scenarie er imidlertid worst-case, da afdampningshastigheden er bestemt ud fra afdampningen efter de første 24 timer efter udpakning af tæppet. For at vurdere langtidseksponeringen vil det således være mere relevant at anvende afdampningsværdierne efter længere tid (i dette projekt målt efter 28 dage). Resultatet for risikovurdering i forbindelse med langtidseksponering er vist i tabel 8.3.

TABEL 8.3. AFDAMPNING AF NEUROTOKSISKE STOFFER FRA ET BØRNEGULVTÆPPE EFTER 28 DAGE OG VURDERING AF RISIKO (RCR)

Stofnavn	Arealspecifik emissionshastighed efter 28 dage E_c $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{t}$	Koncentration i børneværelse 28 dage $\mu\text{g}/\text{m}^3$	LCI $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RCR
Dichlormethan	-	-	4200	
Heptan	-	-	-	
Decan	-	-	-	
Undecan	-	-	-	

Stofnavn	Arealspecifik emissionshastighed efter 28 dage E_c $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{t}$	Koncentration i børneværelse 28 dage $\mu\text{g}/\text{m}^3$	LCI $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RCR
Dodecan	5	1,6	-	
Sum af alifatiske kulbrinter C7-C12	5	1,6	-	
Toluen	-	-	700	
Naphthalen	-	-	-	
Sum af aromatiske kulbrinter C7-C12	-	-	-	
Sum C7-C12 kulbrinter	5	1,6	1425	0,001

Det ses, at efter den initiale afdampning falder afdampningen drastisk, og bidraget til indholdet i indeluften bliver meget lavt, således at der efter 28 dage opnås en RCR-værdi på 0,001 for tæppet i børneværelset.

Da ovenstående tæppe var udvalgt som worst-case blandt målinger foretaget på 20 forskellige børnetæpper, kan det konkluderes, at der generelt ikke er et problem med afdampning af neurotoksiske stoffer til indeklimaet fra børnetæpper.

Der skal dog gøres opmærksom på, at vurderingen her alene er i relation til neurotoksiske stoffer og ikke omfatter vurdering af andre stoffer og andre typer effekter, fx afdampning af kræftfremkaldende stoffer eller afdampning førende til indeklimagener som fx dårlig lugt og slimhindeirritation.

8.3 Risikovurdering af målte indeklimaniveauer i børneværelser

Ved vurdering af de målte indeklima-niveauer er det valgt at foretage selvstændig vurdering af de to børneværelser med højest afdampning, jf. data angivet i tabel 7.3. Dette er børneværelserne nr. 3 og 15. Børneværelse nr.15 udskiller sig som det suverænt mest belastede børneværelse af alle. Yderligere er børneværelse nr. 16 udvalgt til vurdering, da der her er fundet forholdsvis høj afdampning, samt også afdampning af trichlorethylen.

Nedenfor i tabel 8.4 er angivet måleresultaterne for børneværelserne, LCI-værdierne for de enkelte komponenter mht. kronisk neurotoksiske effekter og RCR-værdierne.

TABEL 8.4. INDEKLIMAMÅLINGER I TRE BØRNEVÆRELSE (WORST-CASE) SAMT TOLERABLE EKSPONERINGSNIVEAUER (LCI-VÆRDIER) OG BEREGNEDE RCR-VÆRDIER

	Børneværelse 3			Børneværelse 15			Børneværelse 16		
	Konc. µg/m ³	LCI µg/m ³	RCR	Konc. µg/m ³	LCI µg/m ³	RCR	Konc. µg/m ³	LCI µg/m ³	RCR
n-hexan				32	-		16	-	
Cyclohexan				43	-		2,9	-	
n-heptan + methyleyclohexan				58,8	-		34,0	-	
n-octan				7,1	-				
n-nonan				2,3	-				
n-undecan	3,9	-		3,8	-		2,6	-	
n-dodecan	1,9	-		2,4	-		2,3	-	
Benzen				20,5	600	0,03			
Toluen	54	725	0,07	230	725	0,32	20	725	0,03
Ethylbenzen	8,3	200	0,04	37	200	0,19	2,9	200	0,01
Xylener	25,3	125	0,20	146	125	1,17	10,8	125	0,09
Ethyltoluener, sum af isomre				37,6	100*	0,38		100*	
Propylbenzener, sum af isomere				9,6	200	0,05		200	
Trimethylbenzener sum af isomere				34,8	100	0,35		100	
Chlormethan	5,1	45	0,11						
Trichlorethylen							49	1625	0,03
Sum RCR			0,42			2,49			0,16
C7-C12 kulbrinter, totalt	93,4	1425	0,07**	664,9	1425	0,47**	91,5	1425	0,06**

*LCI værdi for trimethylbenzen anvendt for ethyltoluener

** RCR for C7-C12 kulbrinter indgår ikke i RCRsum, idet LCI-værdien for C7-C12 kulbrinter er et separat kriterie baseret på data for summen af C7-C12 kulbrinter

For børneværelse nr. 15 opnås en RCR værdi på 2,49, hvilket er ensbetydende med en reduceret sikkerhedsmargin mht. risiko for kronisk neurotoksiske effekter. Imidlertid må indholdet af benzen anses for meget forhøjet og mest bekymrende, idet længere tids ophold ved et indhold på 20,5 µg/m³ må anses for at bidrage til øget cancerrisiko. WHO (2013) angiver således i deres retningslinjer for indeklimateforurening, at et benzenniveau på 0,17 µg/m³ svarer til en øget livstidsrisiko for cancerudvikling på 1 ud af en million. EU har i udeluften fastsat en grænseværdi for benzen på 1 µg/m³ for at beskytte befolkningen mod kræftfremkaldende effekter.

Når der ses bort fra børneværelse 15, er de mest belastede af de 19 øvrige børneværelser børneværelse nr. 3 og 16, for hvilke der er beregnet en kumuleret RCR-værdi på 0,42 henholdsvis 0,16. Dvs. alle de 17 øvrige børneværelser vil tilsvarende have RCR-værdier omkring eller under 0,16. Antages de 19 børneværelser som mere repræsentative for børneværelser generelt, vurderes der ikke at være bekymring for afdampning af kronisk neurotoksiske stoffer til indeklimaet.

Børneværelse nr. 15 anses som et særtilfælde, og efterfølgende kunne det påvises, at kilden til forureningen var utætte dunke med benzin og mineralsk terpentin i et skur, der grænsede op til ydervæggen af børneværelset. Tilfældet indikerer imidlertid, at der i visse sjældnere tilfælde kan forekomme uhensigtsmæssigt høje niveauer af kronisk neurotoksiske såvel som kræftfremkaldende stoffer i indeklimaet.

8.4 Samlet vurdering, usikkerheder og begrænsninger

Samlet vurdering

Samlet set viser afgangsforsøgene på byggematerialer, møbler og inventar, såvel som afgangsforsøg med en lang række legetøjsprodukter, at der ikke generelt forekommer afgasning af flygtige stoffer i niveauer, der medfører sundhedsmæssige betænkeligheder for kronisk neurotoksiske effekter hos børn. Dette understøttes endvidere af en række målinger udført i børneværelser hjemme hos familier, hvor niveauerne af de neurotoksiske stoffer generelt var lave set i en risikovurderingssammenhæng.

Målingerne i børneværelserne viste dog, at betænkelige niveauer kan optræde i indeklimaet i forbindelse med særlige kilder fra kemiske produkter. Dette kan fx forekomme ved uhensigtsmæssig opbevaring af benzin/ mineralsk terpentin eller andre organiske opløsningsmidler andre steder i eller omkring boligen, eller kortvarigt i forbindelse med nymalede overflader med især alkydmaling (terpentinholdig maling).

Generelt anses anden baggrundseksponering med de flygtige, kronisk neurotoksiske stoffer fx gennem drikkevand og fødevarer at være ubetydelig. Dog vil der kunne forekomme øvrig eksponering med især kulbrinterne ved ophold og transport i biler som følge af afdampning fra inventar og dampe fra brændstof og udstødning.

Usikkerheder

Tilgangen til dette projekt har været at prøve at opbygge eksponeringsscenarier, der udgjorde worst-case omstændigheder mht. afdampning af neurotoksiske stoffer i børneværelser. Således er valg og indkøb af møbler/inventar samt legetøj m.m. udført ud fra viden og erfaringer for hvilke typer produkter, der mest sandsynligt vil medføre afdampning af de kronisk neurotoksiske stoffer. Selvom indkøb af produkterne således er målrettet, vil der imidlertid altid være et element af tilfældighed i, om man konkret støder ind i produkter, der har højt indhold af de betænkelige stoffer, da det ikke var muligt at foretage en kemisk analytisk screening og yderligere udvælgelse af produkterne i forbindelse med indkøbet.

Omvendt kan man sige, at denne tilfældighedsfaktor sikrer, at man opbygger et mere realistisk scenarie, da sandsynligheden for at en familie ved alle indkøb til et børneværelse kun udvælger de værste produkter vil være minimal.

Selvom risikovurderinger altid vil være behæftet med en vis usikkerhed, vurderes usikkerhederne i denne rapport snarere at medføre overvurdering af risiko end undervurdering. Risikovurderingerne af afgasningsmålingerne er således foretaget ud fra afdampningen inden for de første 24 timer, dvs. der hvor afdampningen er højest. Afgasningen for alle produkters vedkommende faldt således betragteligt efter 72 timer og efter 2 uger, hvorfor eksponeringen (og dermed risikoen) over tid vil være væsentligt lavere.

Det skal bemærkes at der i risikovurderingen ikke er taget hensyn til, at stofferne godt kan forekomme i luften, selvom de ikke er blevet målt i niveauer over detektionsgrænsen. Fejlen ved dette anses dog for meget begrænset, idet detektionsgrænserne typisk ligger på niveauer, der svarer til et koncentrationsniveau i børneværelset, der for de fleste stoffer ligger mere end en faktor 100 under de respektive LCI-værdier.

Der er også usikkerhed forbundet med, at viden mht. de neurotoksiske stoffer er begrænset, hvorfor de beregnede LCI-værdier (tolerable niveauer) skal betragtes som estimer og ikke eksakte værdier. Endvidere kan der være overset stoffer, som senere viser sig at have tilsvarende effekter.

Begrænsninger

Desværre var det ikke muligt at opnå et retvisende billede mht. afdampningen fra elektronik, som ellers i tidligere undersøgelser anføres at kunne bidrage væsentligt med de betænkelige stoffer. Dette skyldtes, at det indkøbte elektronikudstyr af sig selv gik i standby tilstand, så der ikke kunne opnås retvisende målinger for langvarig anvendelse af udstyret i opvarmet tilstand.

Det vurderedes imidlertid ikke relevant at foretage risikovurdering ud fra mere end 10 år gamle data for afgasning fra elektronikudstyr, da elektronik i dag er vidt forskellig fra 10 år gammel elektronik. De målte børneværelser med meget elektronik antyder dog, at indeklimabidraget med flygtige neurotoksiske stoffer fra elektronik i dag er begrænset. Der savnes dog viden mht. afdampning fra nyt elektronisk udstyr.

For en samlet risikovurdering for kronisk neurotoksiske effekter hos børn mangler der fortsat viden om, på hvilken måde bidrag fra andre typer af neurotoksiske stoffer kan medregnes. Her tænkes ikke mindst på eksponeringsbidrag med ikke-flygtige forbindelser som PCB, poly- og perfluorerede organiske forbindelser, fx PFOS/PFOA, bly og kviksølv, som alle er kendte neurotoksiske stoffer.

Endelig skal der gøres opmærksom på, at vurderingen i dette projekt alene fokuserer på neurotoksiske effekter, og at effekter fra afgasning af øvrige stoffer samt andre sundhedsmæssige effekter (fx kræft, astma, allergi) dermed ikke er vurderet i rapporten. I indeklimasammenhæng kan det endvidere være vigtigt at vurdere den samlede afgasningseffekt mht. øjen- og luftvejsirritation og lugt, samt mere uspecifikke effekter omfattet af det såkaldte "sick building syndrome".

Referencer

Bale AS et al., 2011. A review of potential neurotoxic mechanisms among three chlorinated organic solvents. *Toxicology and Applied Pharmacology* 255 113–126

Beko G, Lund T, Nors F, Toftum J, Clausen G. 2010. Ventilation rates in the bedrooms of 500 Danish children. *Building and Environment* 45 2289-2295.

BMA, 1996. Wissenschaftliche Begründung zur BK Nr. 1317: Polyneuropathie oder Enzephalopathie durch organische Lösungsmittel oder deren Gemische. Bundesministerium für Arbeit und Sozialordnung. (Bek. Des BMA v. 24.6. 1996 BArbBi. 9/1996, S. 44ff.)

BR 10. The Building Regulations 2010. The Danish Ministry of Economic and Business Affairs. Danish Enterprise and Construction Authority ISBN: 978-87-92518-60-6.

DGUV, 2007. Polyneuropathie oder Enzephalopathie durch organische Lösungsmittel oder deren Gemische. Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung BK 1317, BK-Report 2/2007.

Dutch Health Council, 2008. Occupational exposure to organic solvents: effects on human reproduction, 12 June 2008:
<http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/200811OSH.pdf>

Dutch Institute for Public Health and the Environment, RIVM, 2007. Risks of containers containing dangerous volatile substances to human health and the environment, RIVM Rapport 609021091/2009:
http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:16735&type=org&disposition=inline&ns_nc=1

EAA, 2009. Information notices on occupational diseases: a guide to diagnosis. Det Europæiske Arbejdsmiljøagentur, Directorate-General for Employment, Social Affairs and Equal Opportunities

ECB, 2003. EU Risk assessment report toluene, CAS No: 108-88-3. EUR 20539 EN:
<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/11111111/8774>

ECHA, 2012a Appendix R8-15 Recommendations for nanomaterials applicable to Chapter R.8 Characterisation of dose [concentration] - response for human health Guidance on information requirements and chemical safety assessment.

ECHA, 2012b. Guidance on information requirements and chemical safety assessment Part E: Risk Characterisation

EU-Kommissionen, 2009. Information notices on occupational diseases: a guide to diagnosis. European Commission Directorate-General for Employment, Social Affairs and Equal Opportunities.

European Agency for Safety and Health at Work, 2009. Combined exposure to noise and ototoxic substances. ISBN -13: 978-92-9191-276-6:

https://osha.europa.eu/en/publications/literature_reviews/combined-exposure-to-noise-and-ototoxic-substances.

Faber J et al., 2014. Comparison of air pollution by VOCs inside cabins of new vehicles. *Env. Nat. Res. Research* 4 (3), 155-165.

Fedoruk MJ and Kerger BD, 2003. Measurement of volatile organic compounds inside automobiles. *J. Exp. Anal. Env. Epidemiol.* 13, 31-44.

German Institute for Occupational Safety and Health, 2009. Exposition gegenüber ototoxischen Gefahrstoffen (Exposure to ototoxic hazardous substances). Only in German. Poster 2009: http://www.dguv.de/medien/ifa/de/pub/poster/2009_o67.pdf

Geiss O, Giannopoulos G, Tirendi S, Barrero-Moreno J, Larsen BR, Kotzias D, 2011. The AIRMEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data. *Atmospheric Environment* 45, 3676-3684.

Giordano, G. and Costa, L.G., 2012. Review article – Developmental neurotoxicity: some old and new issues. *International Scholarly Research Network, ISRN Toxicology*, Volume 2012, Article ID 814795.

Grandjean, P. and Landrigan, P.J., 2006. Developmental neurotoxicity of industrial chemicals. *The Lancet* 368.9553 (2006): 2167-2178.

Grandjean, P & Landrigan PJ, 2014. Neurobehavioural effects of developmental toxicity. *Lancet Neurol*, 13, 330-338.

Ho DX, Kim K-H, Sohn JR, Oh Yh, Ahn J-W, 2011. Emission rates of volatile organic compounds released from newly produced household furniture products using a large-scale chamber testing method. *The Scientific World Journal* 11, 1597-1622.

Kataoka, H et al., 2012. Indoor Air Monitoring of Volatile Organic Compounds and Evaluation of Their Emission from Various Building Materials and Common Products by Gas Chromatography-Mass Spectrometry, *Advanced Gas Chromatography - Progress in Agricultural, Biomedical and Industrial Applications*, Dr. Mustafa Ali Mohd (Ed.), ISBN: 978-953-51-0298-4, InTech, DOI: 10.5772/31659.

IARC, 2014. TRICHLOROETHYLENE, TETRACHLOROETHYLENE, AND SOME OTHER CHLORINATED AGENTS. IARC MONOGRAPHS ON THE EVALUATION OF CARCINOGENIC RISKS TO HUMANS. VOLUME 106.

IPCS/WHO, 1996. White Spirit (Stoddard Solvent). *Environmental Health Criteria* 187.

JRC/ EU-Commission, 2013. Harmonisation framework for health based evaluation of indoor emissions from construction products in the European Union using the EU-LCI concept. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION URBAN AIR, INDOOR ENVIRONMENT AND HUMAN EXPOSURE. *Environment and Quality of Life Report* No 29

Lim SK et al., 2014. Risk Assessment of Volatile Organic Compounds Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylene (BTEX) in Consumer Products". *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 77, 1502–1521.

Lin CC, Yu KP, Zhao P, Lee GVM 2009. Evaluation of impact factors on VOC emissions and concentrations from wooden flooring based on chamber tests. Building and Environment 44 525–533.

Miljøministeriet, 2011. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr 1024 af 31/10/2011.

Miljøstyrelsen, 1993. Benzin- og dieselolieforurenedede grunde. Miljøprojekt 223.

Miljøstyrelsen, 2001. Dokumentation af interne og eksterne kilder til tetrachlorethylen i boliger Miljøprojekt nr. 651.

Miljøstyrelsen, 2002. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter 7, 2002 Kortlægning af stofafgivelse fra rørperler ved strygning.

Miljøstyrelsen, 2003a. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter 37, 2003 Kortlægning og eksponering af kemiske stoffer i julepynt.

Miljøstyrelsen, 2003b. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter 32, 2003 Afgivelse og vurdering af stoffer fra udvalgte elektriske og elektroniske produkter

Miljøstyrelsen, 2004. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 46, 2004 Afgivelse af kemiske stoffer fra telte og tunneler til børn.

Miljøstyrelsen, 2005a. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 58, 2005 Kortlægning af kemiske stoffer i tekstilfarver.

Miljøstyrelsen, 2005b. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 66, 2005 Afgivelse og vurdering af kemiske stoffer fra udvalgte elektriske og elektroniske produkter - del 2

Miljøstyrelsen, 2006a. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 75, 2006 Samlet sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i indeklimaet fra udvalgte forbrugerprodukter

Miljøstyrelsen, 2006b. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 68, 2006 Kortlægning af parfumestoffer i legetøj og småbørnsartikler.

Miljøstyrelsen, 2007. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 89, 2007 Kortlægning af kemiske stoffer i balloner

Miljøstyrelsen, 2008a. Supplement til B-værdivejledningen 2008. Miljøprojekt 1252.

Miljøstyrelsen, 2008b. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 98, 2008 Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af mulige sundhedsskadelige komponenter i spraymidler til tekstilimprægnering.

Miljøstyrelsen, 2013. Survey of methanol. Part of the LOUS review. Environmental project No. 1473, 2013.

Miljøstyrelsen, 2014a. Survey of toluene Part of the LOUS review. Environmental project No. 1613, 2014.

Miljøstyrelsen, 2014b. Survey of styrene. Part of the LOUS review. Environmental project No. 1612, 2014.

Miljøstyrelsen, 2014c. Survey of white spirit. Part of the LOUS review. Environmental project No. 1546, 2014.

Miljøstyrelsen, 2014d. Survey of n-hexane. Part of the LOUS review. Environmental project No. 1628, 2014.

Miljøstyrelsen, 2016. Kortlægning og risikovurdering af kemiske stoffer i gulvtæpper til børn. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter (under udarbejdelse).

Nagata Y, 2003. Measurement of odor threshold by triangle odor bag method. Odor measurement review. Tokyo (Japan): Office of Odor, Noise and Vibration, Environmental Management Bureau, Ministry of Environment, p 118-127.

NHT, 2004. Personal monitoring of selected VOCs: The contribution of woodsmoke to exposure. Natural Heritage Trust, May 2004. Department of the Environment and Heritage.

NMR, 2011. Existing Default Values and Recommendations for Exposure Assessment : A Nordic Exposure Group Project 2011. Nordisk Ministerråd.

NTP, 2007. NTP toxicology and carcinogenesis studies of Methyl Isobutyl Ketone (CAS NO. 108–10–1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). Natl Toxicol Program Tech Rep Ser, 538: 1–236. PMID:17557116.

SCOEL, 1991. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for -4-methylpentan-2-one. SEG/SUM/6

SCOEL, 1995a. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for n-hexane SEG/SUM/52.

SCOEL, 1995b. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for n-heptane SEG/SUM/54.

SCOEL, 1999. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for 2-Butanone SCOEL/SUM/5

SCOEL, 2001. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Toluene SCOEL/SUM/18

SCOEL, 2003. Recommendation from the Scientific Expert Group on Occupational Exposure Limits for Phenol SCOEL/SUM/16

SCOEL, 2007. Recommendation of the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for “White Spirit” SCOEL/SUM/87

SCOEL, 2009a. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Trichloroethylene-SCOEL/SUM/142.

SCOEL, 2009b. Recommendation of the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Tetrachloroethylene (Perchloroethylene) SCOEL/SUM/133

SCOEL, 2009c. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Methylene chloride (dichloromethane) SCOEL/SUM/130

US-EPA/IRIS, 2003a. IRIS methyl chloride CAS 74-87-3. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

US-EPA/IRIS, 2003b. IRIS Methyl ethyl ketone (MEK) CAS 78-93-3. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

US-EPA/IRIS, 2003c. IRIS Methyl Isobutyl Ketone (MIBK) CAS 108-10-1.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/>

US-EPA/IRIS, 2008a. IRIS n-Hexane CAS 110-54-3. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

US-EPA/IRIS, 2008b. IRIS n-Heptane CAS 142-82-5. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

US-EPA/IRIS, 2011. IRIS Dichloromethane CAS 75-09-2 <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

WHO, 2004. Toluene in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.

WHO, 2010. Selected Pollutants, WHO Guidelines for indoor air Quality. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

Wisthaler A, 2012. VOCs in indoor air (pdf-præsentation). Norsk Innemiljøorganisation 17.04.2012.

Bilag 1: Udvælgelse af sammenlignelige stoffet

I dette bilag angives fremgangsmåden for litteratursøgning efter flygtige, kroniske neurotokiske stoffer sammenlignelige med effekterne af toluen.

Miljøstyrelsen har angivet følgende kilder som særligt relevante i forbindelse med gennemførelse af projektet:

Danish EPA (2014). Survey of toluene; Part of the LOUS-review. Environmental project No. 1613, 2014:

<http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2014/dec/survey-of-toluene/>

Danish EPA (2015). Strategi for risikohåndtering af toluen (National strategy for risk management of toluene). Only in Danish, 1 January 2015:

<http://mst.dk/media/130319/4-toluen.pdf>

*Dutch Health Council (2008). Occupational exposure to organic solvents: effects on human reproduction, 12 June 2008:

<http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/200811OSH.pdf>

*Dutch Institute for Public Health and the Environment, RIVM (2007). Risks of containers containing dangerous volatile substances to human health and the environment, RIVM Rapport 609021091/2009:

http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:16735&type=org&disposition=inline&ns_nc=1

ECB (2003). EU Risk assessment report toluene, CAS No: 108-88-3. EUR 20539 EN:

<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/11111111/8774>

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S. S. (2012). The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2011. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR37.pdf>

*European Agency for Safety and Health at Work (2009). Combined exposure to noise and ototoxic substances. ISBN -13: 978-92-9191-276-6:

https://osha.europa.eu/en/publications/literature_reviews/combined-exposure-to-noise-and-ototoxic-substances

*German Institute for Occupational Safety and Health (2009). Exposition gegenüber ototoxischen Gefahrstoffen (Exposure to ototoxic hazardous substances). Only in German. Poster 2009:

http://www.dguv.de/medien/ifa/de/pub/poster/2009_o67.pdf

*German Social Accident Insurance (2007). Polyneuropathie oder Enzephalopathie durch organische Lösungsmittel oder deren Gemische (Polyneuropathy or encephalopathy caused by organic solvents or mixtures thereof). Only in German. BK 1317, BK-Report 2/2007.

*Giordano, G. and Costa, L.G. (2012). Review article – Developmental neurotoxicity: some old and new issues. International Scholarly Research Network, ISRN Toxicology, Volume 2012, Article ID 814795.

*Grandjean, P. and Landrigan, P.J. (2006). Developmental neurotoxicity of industrial chemicals. The Lancet 368.9553 (2006): 2167-2178.

*Jensen, A.A. and Knudsen, H.N. (2006). Total health assessment of chemicals in indoor climate from various consumer products. Survey of Chemical Substances in Consumer Products. No. 75 2006. Danish Environmental Protection Agency.

http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2006/87-7052-214-6/html/default_eng.htm

Moldoveanu S, Coleman W. and Wilkins J. (2008). Determination of Benzene and Toluene in exhaled Cigarette Smoke. Contributions to Tobacco Research 23: 107-114.

<http://www.degruyter.com/view/j/cttr.2008.23.issue-2/cttr-2013-0853/cttr-2013-0853.xml>

NOVANA Program (2014). Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling 2004 – 2012. Under publication.

Tukes (2013). Substance Evaluation Report - Background document for the purpose of substance evaluation under REACH for Substance name Toluene. EC No 203-625-9. Tukes Finnish Safety and Chemical Agency, 12 November 2013:

<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/substance/1520/search/+/term>

Som det ses af titlerne, omfatter nogle af artiklerne udelukkende problemstillinger vedr. toluen, mens andre artikler beskriver niveauer i miljøet eller i forbindelse med særlige kilder fx cigaretrøg. Tilbage står de * markerede kilder, der indikerer at de omhandler flygtige organiske stoffer og deres skadelige neurotoksiske effekter. Nedenfor screenes disse referencer for deres omtale af kronisk neurotoksiske stoffer:

***Dutch Health Council (2008). Occupational exposure to organic solvents: effects on human reproduction, 12 June 2008:**

<http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/200811OSH.pdf>

Denne rapport vurderer de epidemiologiske data fra arbejdsmiljøet vedr. skader på forplantning og fosterudvikling i forbindelse med eksponering for stofferne:

- Ethylenglycolethere
- Toluene
- Styren
- Acetone
- Tetrachlorethylen
- Methylenchlorid

Der henvises kun i begrænset omfang til dyreeksperimentelle data for stofferne, idet vurderingen alene hviler på, hvad der kan konkluderes på de eksisterende humane data. Data vedrørende fertilitet og spontan abort vurderes ikke relevante i diskussionen vedr. neurotoksiske effekter, hvorfor data i nærværende projektsammenhæng alene vurderes på baggrund af udviklingsmæssige effekter.

Ud fra disse kriterier var det kun data for ethylenglycolethere, der udviste en vis sammenhæng med forekomst af misdannelse bl.a. ifm. nervesystemet, mens der for de andre stoffer, ud fra de tilgængelige humane data, ikke kunne spores effekter mht. fosterudvikling/ misdannelser. Det angives i rapporten, at følgende glycolethere er klassificeret med R61 (Kan skade barnet under graviditeten): EGEE, EGEEA, EGME, EGMEA, 1PG2ME, 1PG2MEA, DEGME. Det oplyses dog ikke nærmere, om dette specifikt omfatter skader på udviklingen af centralnervesystemet.

***Dutch Institute for Public Health and the Environment, RIVM (2007). Risks of containers containing dangerous volatile substances to human health and the environment, RIVM Rapport 609021091/2009:**

http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:16735&type=org&disposition=inline&ns_nc=1

Omhandler malingers afdampning af stoffer fra fragt i containere (bl.a. data med afgangning fra madrester). Følgende stoffer og deres indhold blev vurderet:

Tabel 3 Samenvattend overzicht van de risicobeoordeling voor omstanders

Stof	Gemeten concentraties in containers*	Beoordeling
Methylbromide	Maximaal 1.100 mg/m ³	Gezondheidseffecten mogelijk (waarde ligt tussen AEGL2 en AEGL3)
	Gemiddeld 61 mg/m ³	Boven grenswaarde voor één uur, maar geen gezondheidseffecten te verwachten
Fosfine	Maximaal 300 µg/m ³	Onder effectniveaus dus geen onacceptabel gezondheidsrisico verwacht
1,2-dichloorethaan	Maximaal 270 mg/m ³	Geen ernstige gezondheidseffecten te verwachten. Lichte, acute effecten kunnen niet uitgesloten worden
	Gemiddeld 22 mg/m ³	
Chloorpicrine	Maximaal 5,6 mg/m ³	Irritaties van ogen, neus en luchtwegen te verwachten
	Gemiddeld 1,9 mg/m ³	
Benzeen		Geen acuut of lange termijn gezondheidsrisico te verwachten
Tolueen		
Xyleen		
Chloormethaan	Maximaal 785 mg/m ³	Gezondheidseffecten mogelijk
	Gemiddeld 73 mg/m ³	

* waar de gemiddelde concentratie is vermeld, betreft dit de gemiddelde concentratie in containers waarin de stof aangetroffen is en het betreft de hoogste gemiddelde waarde over vier afzonderlijke jaren (zie Tabel 1)

Der foretages ikke nærmere vurdering vedrørende stoffernes neurotoksiske effekter, blot kan det ses, at benzen, toluen og xylene er nævnt.

***EEA (2009). European Agency for Safety and Health at Work (2009). Combined exposure to noise and ototoxic substances. ISBN -13: 978-92-9191-276-6: https://osha.europa.eu/en/publications/literature_reviews/combined-exposure-to-noise-and-ototoxic-substances**

I denne rapport fra det Europæiske Arbejdsmiljøagentur fokuseres på kemiske stoffer med toksiske effekter på hørelsen dvs. ototoksiske stoffer.

Følgende industrikemikalier anføres som ototoksiske stoffer i rapportens konklusion:

Substance class	Chemicals
Pharmaceuticals	Aminoglycosidic (e.g. streptomycin, gentamycin) and some other antibiotics (e.g. tetracyclines), loop diuretics (e.g. furosemide, ethacrynic acid) certain analgesics and antipyretics (salicylates, quinine, chloroquine) and certain antineoplastic agents (e.g. cisplatin, carboplatin, bleomycin).
Solvents	Carbon disulfide, n-hexane, toluene, p-xylene, ethylbenzene, n-propylbenzene, styrene and methylstyrenes, trichloroethylene.
Asphyxiants	Carbon monoxide, hydrogen cyanide and its salts.
Nitriles	3-Butenenitrile, cis-2-pentenenitrile, acrylonitrile, cis-crotononitrile, 3,3'-iminodipropionitrile.
Metals and compounds	Mercury compounds, germanium dioxide, organic tin compounds, lead.

Rapporten angiver endvidere, at samtidig eksponering for lægemidler med forskellig virkningsmekanisme i øret kan medføre forøget response. Tilsvarende for de aromatiske opløsningsmidler er fundet en forstærkende effekt, men her som følge af at de påvirker hinandens omsætning i kroppen, da de omdannes via de samme enzymatiske processer.

For de ototoksiske opløsningsmidler generelt gælder, at deres skadelige effekter på hørelsen forstærkes ved samtidig udsættelse for støj.

***German Institute for Occupational Safety and Health (2009). Exposition gegenüber ototoxischen Gefahrstoffen (Exposure to ototoxic hazardous substances). Only in German. Poster 2009:**
http://www.dguv.de/medien/ifa/de/pub/poster/2009_o67.pdf

I denne poster vurderes eksponeringen for ototoksiske stoffer i arbejdsmiljøet i Tyskland. Følgende ototoksiske stoffer udpeges, for hvilke der angives måledata i arbejdsmiljøet:

Toluen
Ethylbenzen
Xylener
Styren
n-hexan
n-heptan
Carbondisulfid
Carbonmonoxid
Cyanider
Hydrogencyanid
Kviksølv og kviksølvforbindelser

Ud over måleresultater og antal af overskridelser af grænseværdierne i arbejdsmiljøet angives ikke yderligere data.

***German Social Accident Insurance (2007). Polyneuropathie oder Enzephalopathie durch organische Lösungsmittel oder deren Gemische (Polyneuropathy or encephalopathy caused by organic solvents or mixtures thereof). Only in German. BK 1317, BK-Report 2/2007.**

For de nedennævnte neurotoksiske stoffer angives dels data for stofferne og dels lægefaglige anbefalinger for, hvorledes de kroniske nerveskader kan diagnosticeres (både mht. perifer neuropati og kroniske skader på centralnervesystemet). Stofferne er udpeget på baggrund af én videnskabelig udredning, hvor der anføres konkrete humane data mht. kroniske neurotoksiske effekter på det perifere nervesystem og centralnervesystemet (perifer neuropati og kronisk toksisk encephalopati):

<i>Alifatiske kulbrinter:</i>	n-Hexan, Heptan
<i>Ketoner:</i>	Methyl-Ethyl-Keton, Methyl-Butyl-Keton
<i>Alkoholer:</i>	Methanol, Ethanol
<i>Aromatiske kulbrinter:</i>	Benzen, Toluen, Xylen, Styren
<i>Chlorerede kulbrinter:</i>	monochlormethan, dichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethylen, Tetrachlorethylen

I det videnskabelige baggrundsdokument anføres endvidere mulige virkningsmekanismer, dels en mere overordnet virkningsmåde for den samlede gruppe af organiske opløsningsmidler som følge af stoffernes fedtopløselige egenskaber og deres fordeling til fedtfasen i nervecellerne, samt mere specifikke virkemåder som følge af dannelse af særligt neurotoksiske metabolitter (trichlorethanol fra trichlorethylen og 2,5 hexandion fra n-hexan).

***Giordano, G. and Costa, L.G. (2012). Review article – Developmental neurotoxicity: some old and new issues. International Scholarly Research Network, ISRN Toxicology, Volume 2012, Article ID 814795.**

I denne artikel anføres, at nervesystemet under udvikling hos foster og barn er mere følsomt overfor en række neurotoksiske stoffer end nervesystemet hos voksne. Som eksempler herpå beskrives mere detaljeret effekterne af methykviksølv, bly, polybromerede diphenylethere og organophosphater (insekticider). Som eksempler på flygtige neurotoksiske opløsningsmidler og fosterbeskadigende effekt nævnes ethanol og toluen.

***Grandjean, P. and Landrigan, P.J. (2006). Developmental neurotoxicity of industrial chemicals. The Lancet 368.9553 (2006): 2167-2178.**

I denne oversigtsartikel identificeres over 200 stoffer, der anses at være neurotoksiske over for mennesker. Stofferne omfatter både stoffer med evidens for akut narkotisk effekt og stoffer med evidens for kroniske nerveskader.

Stofferne omfatter:

Metaller og uorganiske forbindelser: 25 stoffer og stofgrupper, hvoraf der anføres, at for 3 af stofferne/ stofgrupperne: arsen, bly og methykviksølv er der evidens for, at stofferne kan påvirke nervesystemet under udviklingen hos fostre og unge.

Organiske opløsningsmidler: 43 stoffer, hvoraf der for 2 stoffer: ethanol og toluen anføres, at der er evidens for, at stofferne påvirker nervesystemet under udviklingen hos fostre og unge.

Andre organiske forbindelser: 43 stoffer/ stofgrupper, hvor der for 1 stofgruppe: Polychlorerede biphenyler (PCB) anføres, at der er evidens for, at stofferne påvirker nervesystemet under udviklingen hos fostre og unge.

Pesticider: 90 stoffer, hvoraf der for ingen af stofferne foreligger data og evidens for evt. påvirkning af nervesystemet under udvikling.

Artiklen understreger pga. den store mangel af data for alle disse stoffer, at stofferne ikke kan anses for sikre med hensyn til påvirkning af nervesystemet, og at yderligere testning for effekter på nervesystemet under dets udvikling er påkrævet.

I en nylig publiceret opdatering af denne artikel angives, at der blandt de organiske opløsningsmidler nu yderligere kan føjes tetrachlorethylen som et stof, der påvirker centralnervesystemet under fosterudviklingen (Grandjean, P & Landrigan PJ (2014) Neurobehavioural effects of developmental toxicity. Lancet Neurol, 13, 330-338).

*** Jensen, A.A. and Knudsen, H.N. (2006). Total health assessment of chemicals in indoor climate from various consumer products. Survey of Chemical Substances in Consumer Products. No. 75 2006. Danish Environmental Protection Agency. http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2006/87-7052-214-6/html/default_eng.htm**

Denne rapport beskriver kilder til og niveauer i indeklimaet for en række stoffer. Desuden angives tolerable eksponeringsniveauer samt stofferene kritiske effekter. De berørte stoffer og stofgrupper omfattede:

- Phenol
- Formaldehyd
- Acetaldehyd
- Benzen
- Toluen
- Xylener
- Styren
- Limonen
- Bromerede flammehæmmere
- Phthalater
- Perfluorerede alkylfrobindinger

Neurotoksicitet nævnes som kritiske effekter for phenol (også akut toksicitet), toluen, xylener. For styren nævnes, at stoffet er reproduktionstoksisk.

Phenol anses dog ikke for relevant med hensyn til kronisk neurotoksicitet, idet hverken IRIS/US-EPA (2001) eller Miljøstyrelsen LOUS-rapport vedr. phenol angiver neurotoksicitet som en væsentlig effekt af phenol efter gentagen dosering.

Vurdering af kilderne mht. toluen og udpegning af sammenlignelige, neurotoksiske stoffer

Til at udpege lignende neurotoksiske stoffer sammenlignet med toluen anses det Europæisk Arbejds miljøagentur for en primær kilde. Her samt i posteren German Institute for Occupational Safety and Health (2009) fokuseres netop på kemiske stoffer med neurotoksiske effekter med indflydelse på høresansen. Disse referencer fokuserer imidlertid på stoffer i arbejdsmiljøet, men inden for gruppen opløsningsmidler peges der på en række stoffer (typisk kulbrinter), der også er velkendte i indeklimaet:

- n-hexan
- n- heptan
- toluene
- xylener
- ethylbenzen
- n-propylbenzene
- styren
- methylstyren
- trichlorethylen

Inddrages dernæst data fra den omfattende tyske arbejdsforsikringsrapport vedrørende organiske opløsningsmidler og deres kroniske neurotoksiske skader, kan yderligere stoffer inddrages:

Methyl-Ethyl-Keton,
Methyl-Butyl-Keton
Methanol,
Ethanol
monochlormethan,
dichlormethan,
1,1,1-Trichlorethan,
Tetrachlorethylen

Ved gennemgangen af ovenstående kan følgende bruttoliste af flygtige, neurotoksiske stoffer, der kan afgasse til indeklimaet, således nævnes:

Kulbrinter:

- n-hexan
- n- heptan
- toluen
- xylener
- ethylbenzen
- n-propylbenzene
- styren
- methylstyren

Klorerede opløsningsmidler:

- monochlormethan,
- dichlormethan,
- 1,1,1-Trichlorethan,
- trichlorethylen
- tetrachlorethylen

Alkoholer:

- methanol
- ethanol

Ketoner:

- Methyl-Ethyl-Keton,
- Methyl-Butyl-Keton

Bilag 2: Identification of relevant products containing toluene and other volatile substances with potential for chronic neurotoxicity

2.1 Danish EPA database regarding chemicals found in consumer products

In order to identify consumer products that may be relevant for children's exposure to toluene and the other neurotoxic substances searches were made in the Danish EPA database regarding chemicals found in consumer products. The chemical name (and/ or CAS no.) was entered and from the hits found in the database the most relevant products in relation to children's exposure were selected, see table below:

Chemical substance	Total number of hits in MST database on consumer products	Selected hits that may be relevant for this project	Content no unit indicated but typically as µg/m³ or mg/kg
n-hexane	6	Cuddly toys Textile colours	16 -
n-heptane	13	Textile spray impregnation Tusch pens Textile cube	267 220 49
octane	9	Tusch pens Textile cube Slimy toy Magazines Leather polish	440 21 1 - -
nonane	5	Textile spray impregnation Magazines Leather polish	- - -
decane	13	Plastic pearls Textile spray impregnation Cuddly toy Igloo tent Magazines Leather polish	27.5 - 10 15 - -
Undecane	11	Textile spray impregnation Ballons Textile cube Cuddly toy Magazines	- 11 17 24 -
dodecane	17	Plastic pearls Textile spray impregnation Textile cube Ballons Eraser Igloo tent	11.5 - 20 2.8 - 55

		Magazines	-
benzene	21	Ballons Monitor Textile cube Cuddly toy Christmas decoration TV	2.4 6.5 14 12 119-230 5
toluene	98	Small tents Rubber figures with perfume Christmas decoration Mobil phone Monitor Plastic pearls Spray paint Transformer Magazines Cuddly toys with perfume TV	13-19 140- 6700 21-25 29 140-333 9- 720 Max 36000 128-307 Max 2097 68 19
xylenes	80	Magazines Tent Shoe polish Plastic pearls Christmas decorations Rubber figures Cuddly toy Transformer/charger Chargeable batteries Lamp Textile impregnation spray Slimy toy Monitor Tusch pens Gel candles Computer	17 3-9 40 430 280 620 11 5-94 170 200 55 100 33-82 2.5 15-20 91
ethylbenzene	34	Plastic pearls Rubber figure Lamp Computer TV Rechargeable batteries Slimy toy Textile colours Christmas decoration Monitor Transformer	935 1100 180 66 3 140 100 19 31-47 14 74
Propyl benzene	3	Plastic pearls	33- 430
Isopropyl benzene	2	Textile colours	-
Styrene	51	Plastic pearl plate Plastic pearls Textile cube Computer	375-20000 720 37 22

		Monitor	4-15
		TV	13
		Lamp	1.5
		Rechargeable batteries	7.2
		Textile colours	6.6
		Christmas decorations	82
		Play console	16
		Bed linens	2
methyl styrene	1	Textile colours	-
trimethyl benzene	0		
diisopropyl benzene	0		
phenyloctan	0		
white spirit	1	Shoe cream	880 000
monochloromethane	0		
dichloromethane	10	Rubber figure	<50
		Slimy toy	3
		Magazines	1.8
		Textile colours	130
		Textile impregnation spray	-
trichloroethylene	0		
tetrachloroethylene	4	Tents	1-2

In the column of selected hits the items occurring several times are in **bold**. In the column of content the content values above 100 are in **bold**.

From this screening the following items seems relevant for further consideration with respect to selection for emission sampling and analytical measurements:

- Plastic pearls
- Rubber figures
- Textile spray impregnation
- Textiles with colored motives
- Cuddly toy
- Igloo tent
- Magazines
- Leather polish
- Christmas decoration
- Christmas spray
- Monitors
- Tusch pens
- Transformers/ charger
- Lamps

Furthermore surface treated and glued articles such as furniture and tennis/ sport shoes may be considered as relevant as well.

2.2 Danish LOUS projects

Also the LOUS projects on toluene, n-hexane, styrene and white spirit may be used for identifying further data on the use of the substances:

LOUS report on toluene, extracts:

In the LOUS report the follow product uses in Denmark was listed:

OVERVIEW OF REGISTRATIONS FOR TOLUENE BY FUNCTION IN THE DANISH PRODUCT REGISTER (2012 DATA EXTRACTED FOR THIS STUDY).

Function code	No. of products	No. of companies	Production /Import range, t/y	Export range, t/y
48 Solvents	51	33	2596 - 2598	264 - 265

33	Intermediates	5	5	27 - 514	0.00001
2	Adhesives, binding agents	79	45	75 - 76	1.8 - 2.1
59	Paints, laquers and varnishes	607	71	30 - 44	0.1 - 0.5
61	Surface treatment	23	19	17	4.3
39	Non-agricultural pesticides and preservatives	13	5	15	0
31	Impregnation materials	7	7	12	0.0002
9	Cleaning/washing agents	15	12	9	1.0
20	Fillers	54	30	6	5.0
34	Laboratory chemicals	3	3	3	0
43	Process regulators	3	3	2	2.0
14	Corrosion inhibitors	22	15	2	0.1
28	Fuel additives	9	8	0,8 - 0,9	0.001
6	Anti-set-off and antiadhesive agents	3	3	0,5	0.003
50	Surface-active agents	10	7	0,09	0.010
10	Colouring agents	38	3	0,08	0
35	Lubricants and additives	16	10	0,05	0.030
13	Construction materials	6	6	0,002 - 0,02	0.001
45	Reprographic agents	33	14	0,002 - 0,02	0
	Others	11	11	0,003	0
Sum of confidential functions (rounded)				963	4.0
Totals (rounded)		1011	165	3757 - 4261	283 - 284

Further, the LOUS report mentions that under REACH (Annex XVII), the concentration of toluene in adhesives and spray paints is restricted to $\leq 0.1\%$. Also, the content of toluene in nail polish is restricted to 25 % according to the cosmetics regulation and warnings against the use by children have to be applied: "Keep out of reach of children. To be used by adults only".

There are no specific restrictions of toluene in other types of products where consumer exposure can occur, such as paints or thinners.

Further a summary of 5 consumer exposure scenarios is given:

SUMMARY OF CONSUMER EXPOSURE ESTIMATES FOR TOLUENE (ECB, 2003)

Exposure	Scenarios					
	1 (gluing) Acute	2 (spray painting) Acute	3A (car polishing) Acute	3B (cleaning hands) Acute	4 (carpet laying) Acute	5 (gasoline filling) Chronic
Air concentration (mg/m ³)	7.1	1000	10	Negligible	195	63
Uptake via inhalation (mg/kg bw/event)	0.3	41.7	0.42	Negligible	18.6	0.13 ²⁾
Potential dermal exposure (mg/kg bw/event) ¹⁾	0.01	1.43	0.014	9.3	30	Negligible

1) Dermal exposure modelled using the EASE because of the similarity to workers exposure

2) mg/kg bw/day

Thus, the LOUS report on toluene indicates that carpet gluing, spray painted and glued items (especially newly painted item) may be relevant sources for exposure in a child's room

LOUS report on n-hexane, extracts:

The data from the publicly available part of the Danish Product Register (SPIN database) show that the main non-confidential uses of n-hexane are as solvent, in degreasers and, in minor amounts in miscellaneous products like cleaning and washing agents, paints and varnishes, adhesives, lubricants, anti-corrosion materials, casting slips for plastic, process regulators.

The non-confidential uses add up to 11.9 tonnes in 2011, while the total consumption is reported to be approximately 246 tonnes.

Further the following table was given:

CONSUMER PRODUCTS CONTAINING N-HEXANE AND USE CONDITIONS BASED ON EXPOSURE MODEL PARAMETERS (ENVIRONMENT CANADA, 2009)

Consumer product	Maximum conc. of n-hexane in %	Frequency of use (events/year)	Exposure duration (min)
Construction Adhesive	30	2	240
Gasket Sealant	25	3	45
Spray Paint	20	2	20
Weatherstrip Adhesive	15	N/A	N/A
Spray Adhesive	30	12	240
Weatherstrip Cement	8.9	7	16

n-Hexane is not restricted in the REACH regulation (Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals).

n-Hexane is registered with a full registration under REACH in the 10,000 - 100,000 t/y band.

n-Hexane is included in the first Community Rolling Action Plan (CoRAP 2012-2014) for evaluation in the year 2012 by Germany due to concerns about human health. N-hexane was selected for substance evaluation due to the CMR-properties and neurotoxic effects. The intention of the substance evaluation is to evaluate the risks arising from the aggregated exposure. The current status is marked as "ongoing" (May 2014).

Thus, for n-hexane glued and freshly spray-painted items may be relevant for exposure in a child's room.

LOUS report on Styrene, extracts:

In the LOUS report the following product uses are given:

OVERVIEW OF REGISTRATIONS FOR STYRENE BY FUNCTION IN THE DANISH PRODUCT REGISTER (2012 DATA EXTRACTED FOR THIS STUDY).

Function code (UC62)		No. of products	No. of companies	Prod/Imp range, t/y	Export range, t/y
13	Construction materials	27	12	164 - 192	0.9 - 1,4
20	Fillers	96	31	162 - 190	45 - 47
59	Paints, lacquers and varnishes	394	46	95 - 105	1.5 - 5
48	Solvents	4	4	48	2.3
2	Adhesives, binding agents	46	25	44	0.7 - 0.8
10	Colouring agents	7	3	0.62	0
45	Reprographic agents	23	7	0.2 - 0.22	0.0006 - 0.0118
61	Surface treatment	31	19	0.18 - 0.2	0.0002 - 0.0004
39	Non-agricultural pesticides and preservatives	8	3	0.0021	0 - 0.00002
14	Corrosion inhibitors	12	7	0.0002 - 0.001	0 - 0.00004
9	Cleaning/washing agents	13	8	0.0002 - 0.0009	0.00001
	Others	17	7	1041 - 2674	155
Sum of confidential functions (rounded)				320 - 2077	6 - 23
Totals (rounded)		691	103	1875 - 5331	212 - 235

According to the LOUS report no specific restrictions in relation to the use of styrene in consumer products apply.

In relation to flooring materials the LOUS report refers to the data from the EU Risk Assessment report (2008). In this report, several studies (mostly from North America published in the period 1969 - 1995) on indoor and ambient air concentrations of styrene were reviewed. Low concentrations of styrene have been reported for indoor air as a result of emissions from flooring materials. It was suggested that flooring materials emitted most of the styrene within the first two weeks of manufacture (up to 200 µg/m³), while after a month the emissions appeared to fall dramatically ("almost nothing").

Styrene butadiene rubber (SBR), which is used for products such as carpet backing, was the only polymer reported to contain residual levels of styrene. In the studies providing both indoor and ambient data, indoor air levels of styrene were greater than levels in ambient air, sometimes linked to smoking (depending on the information available).

Exposure from long-term low-level sources is therefore made up of the following components:

- Emissions from polymeric building materials, incl. carpets (inhaled) - 5 µg/m³ (80 µg/day).

Thus, In relation to exposure in a child's room emission from especially construction materials, fillers, paint and laquers and adhesives may be relevant.

LOUS report on white spirit, extracts:

The LOUS report indicates the following main uses of white spirit (with about 15% aromatic content) in Denmark according to the Danish Product Registry 2013:

Solvents 2358 tonnes
Cleaning agents 541 tonnes
Paints and lacquers 341 tonnes
Fuels and fuel additives 370 tonnes
Surface treatment 152 tonnes
Non-agricultural pesticides and preservatives 77 tonnes

However, it should be noted that these uses are spread over a total of 987 products of which 497 are paints and lacquers.

For dearomatized white spirit the following uses are indicated:

Solvent and thinners 4725 tonnes
Paint and lacquers 1275 tonnes
Cleaning/washing agents 1018 tonnes
Adhesives binding agents 647 tonnes
Corrosion inhibition 339 tonnes
Reprographic agents 261 tonnes
Fuels 212 tonnes
Non-agricultural pesticides and preservatives 111 tonnes
Surface-active agents 103 tonnes

No specific restrictions apply to the content of white spirit in consumer products.

Thus, freshly painted surfaces/ items would be relevant for exposure in a child's room.

Overall evaluation of the data from the LOUS reports

The uses of the substances n-hexane, toluene, styrene and white spirit to a great extent overlap. Thus the substances are used as solvents, cleaning agents, paint and laquers, and in glue/adhesives. Thus products and articles (e.g. *construction materials, furniture, clothing, toys, impregnation products, polishes, cosmetics etc.*) in which the solvents are a part or where they have been used in the manufacturing process may have a potential for emission and exposure of the consumers. As the hydrocarbon substances are closely related and often occur at the same time in various mixtures of organic solvents it is not surprising that the substances have been found in the same type of products as identified by the data from the Danish consumer database.

Bilag 3: Identification of relevant building and finishing materials containing toluene and other volatile substances with potential for chronic neurotoxicity

Identification of building and finishing materials which potentially can contain the chemicals of interest was performed by searching the Danish Product Register (SPIN) database for building-specific applications, scientific database (SCOPUS) for articles on emission of the chemicals of interest from building materials and general Internet search. Findings from the Danish LOUS project are not reported here, as they are in detail described in appendix 2.

3.1 Indoor air concentrations in homes.

Concentrations of volatile organic compounds in indoor and outdoor environments have been measured in several studies, showing variations due to season, local conditions such as proximity to busy road or industry as well as indoor sources and human activities. Concentrations of benzene, toluene, xylenes and styrene measured in European buildings and published between 1990 and 2008 were summarised in a literature review by Sarigiannis et al. (2011). For benzene the mean reported indoor concentrations varied between 0.7 and 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, for toluene between 3.5 and 358 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, for xylenes between ND and 88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and for styrene the mean concentrations varied between ND and 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sarigiannis et al. 2011). Several VOCs identified as priority compounds in indoor environments in so called INDEX project (Koistinen et al. 2008), were recently measured in European public and apartment buildings as part of AIRMEX study (Geiss et al. 2011), reporting concentrations of these compounds being in the lower end of the ranges reported by Sarigiannis et al. (2011) (Geiss et al. 2011, Table 1).

In contrary to these studies in occupied buildings, Shin and Jo (2012) measured concentrations of several VOCs in 107 newly-build apartments in Korea at pre-occupancy stage, which excludes emissions for household products, occupants and occupant activities and furniture. 1,2,4-trimethylbenzene and 1,3,5-trimethylbenzene were found above detection limit in 78% and 81% apartments respectively, styrene was found in 75% of apartments, while benzene, ethylbenzene, toluene, xylenes, hexane and heptane were found in all the investigated apartments. The indoor to outdoor ratios for all these compounds was >1 , indicating sources amount building materials (Shin and Jo 2012, Table 1).

TABEL 1. MEAN INDOOR CONCENTRATIONS IN NEWLY BUILD APARTMENTS IN KOREA, MEASURED AT PRE-OCCUPANCY STAGE AND INDOOR CONCENTRATIONS MEASURED IN OCCUPIED APARTMENTS IN SEVERAL EUROPEAN COUNTRIES.

	Apartments in Korea, Shin and Jo 2012		Apartments in EU, Airmex study, Geiss et al. 2011	
VOC	Mean indoor concentration, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	I/O	Mean indoor concentration, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Personal inhalation, $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Benzene	3.9	2.1	2.8	4.7
Ethylbenzene	8.2	2.4	1.5	3.2
Styrene	2.7	2.8	0.4	0.4
Toluene	184	6.0	11.7	22.4
1,2,4-trimethylbenzene	3.1	2.0	2.7	3.1
1,3,5-trimethylbenzene	6.5	5.4	-	-
m,p-xylene	14	2.3	3.8	10.5
o-xylene	2.8	2.2	1.8	4.2
n-hexane	4.4	2.5	2.5	4.0
n-heptane	10	8.3	1.2	1.4

3.2 Emission from building materials

Emission of BTEX and some other volatile substances with potential for chronic neurotoxicity from building materials and building-related materials has been measured or estimated in several studies. Missia et al. (2010) have investigated emission of BTEX from selected building materials using Field and Laboratory Emission Cell (FLEC). The study suggested that approximately 40% of indoor air concentration of benzene, xylenes and toluene originate from paint, carpet and furniture, and a bit smaller amounts from linoleum (up to 11%). Carpet, ceiling and wall were further found to contribute significantly to indoor toluene concentration in a Japanese study (Shinohara et al. 2009), with contribution ratio of 22%, 27 and 14% respectively and smaller contribution from door and furniture (due to smaller area per room volume). Emission of several other volatile substances with potential for chronic neurotoxicity including ethylbenzene, m,p-xylenes, 1,3,5-Trimethylbenzene and 1,2,4-Trimethylbenzene from carpet, ceiling, wall and furniture was also measured above DL in this study (Shinohara et al. 2009). Presence of toluene, but not the other 3 BTEX compounds in linoleum, vinyl wallpaper, duplex wallpaper and self-adhesive wallpaper was further confirmed by Lim et al. (2014a), with the latest having especially high toluene content (15-1012 ppm, mean 348 ppm; 3 products). Another Korean research group has published results of chamber emission studies of VOCs and carbonyls from 179 PVC-coated, 122 paper-backed and 31 natural material-coated 3 wallpapers. Emission of toluene, o-xylene, 1,2,4-trimethylbenzene, ethylbenzene and m,p-xylenes was measured above limits of detection in 82%, 79%, 78%, 77% and 77% of the samples respectively, with toluene having the highest emission rate among these compounds, with mean emission rate at 0.008 mg/m²h, ranging from >DL to 0.226 mg/m²h (Lim et al. 2014b). Emission of toluene, ethylbenzene and m,p-xylenes was further shown from wooden floor covering made of hardwood plywood (Lin et al. 2009). A Chinese group have calculated that building materials and paint solvent contribute with approx. 82% to the personal exposure to benzene in Chinese homes, while household cleaning chemicals contributes with approx. 87% to the

personal exposure to toluene (Liu et al. 2014). Kataoka et al. (2012) found significant emission of toluene from plywood and particle board, and high emission for toluene, ethylbenzene, xylenes and n-decane from water-based paint.

Finally sealants have recently been shown to emit BTEX and chlorinated compounds (Miljøstyrelsen, 2015). Toluene, ethylbenzene and xylenes were found in most of the investigated samples (n=32). Silicon based sealants have shown tendency to have a higher content of chlorinated compounds (including tetrachloroethylene and trichloroethylene) and the polyurethanebased sealants higher concentrations of ethylbenzene and xylenes (Miljøstyrelsen, 2015). It was however concluded, that under normal air change rate, emission from these sources several days after application have negligible impact on indoor air concentrations.

3.3 Source identification based on SPIN database

The Danish Product Register (SPIN) database was searched for the content of the chemicals of interest in building-related applications. These included construction materials, furniture, other wood products, paints, lacquers and varnishes, adhesives and binding agents, solvents as well as cleaning and washing agents. Results of this search are presented in Table 2.

TABLE 2. USE OF TOLUENE AND OTHER VOLATILE SUBSTANCES WITH POTENTIAL FOR CHRONIC NEUROTOXICITY IN BUILDING-RELATED APPLICATIONS. DATA FROM SPIN.

Building/finishing material	Chemical ¹	Use in t/y (2012)
Construction materials	Styrene	190
	Ethylbenzene	1.4
	1,3,5-Trimethylbenzene	<1
Manufacture of furniture	Toluene	40.2
	Ethylbenzene	3
	1,2,4-Trimethylbenzene, styrene, n-hexane, o-xylene	<1
Manufacture of wood and products of wood and cork, except furniture	Toluene	2.2
	Ethylbenzene, styrene	<1
Rubber and plastic products	Styrene	286.7
	Toluene	15.6
	Ethylbenzene	9
	Methylstyrene, n-hexan	<1
Paints, lacquers, varnishes	Ethylbenzene	107.4
	Styrene	100.6
	Toluene	43.7
	1,2,4-Trimethylbenzene	8.9
	1,3,5-Trimethylbenzene	4.2
	n-Heptane	2.7
	o-Xylene	1.9
	Propylbenzene	1.8

	Benzene , p-xylene, m-xylene, 1,2,3- trimethylbenzene	<1
Adhesives, binding agents	Toluene	74.1
	Styrene	43.3
	Ethylbenzene	17.0
	m-Xylene	12.3
	p-Xylene	5.9
	n-Heptane	2
	o-Xylene	1.5
	Benzene, n-hexane, 1,2,4 trimethylbenzene	<1
Solvents	Toluene	2337.3
	n-Hexane	242.7
	Styrene	45.5
	Benzene	39.3
	Ethylbenzene	21.1
	n-Heptane	8.9
	1,2,4-Trimethylbenzene	3.1
	1,3,5-Trimethylbenzene	<1
Cleaning and washing agents	Dichloromethane	22.4
	Trichloroethylene	7.5
	Toluene	7.5
	n-Heptane	4.7
	Tetrachloroethylene	3.5
	n-Hexane	1.5
	Benzene, ethylbenzene, 1,2,4-trimethylbenzene	<1

^am-Diisopropylbenzene, p-diisopropylbenzene and phenyloctan have either not found in SPIN of data were marked as confidential. Monochloromethan according to SPIN was only used in Denmark in the period 2006-8.

3.4 Summary

The conducted literature search has identified several sources for the volatile substances with potential for chronic neurotoxicity among building materials and building-related products. Taking into account area of the emitting surface, paints and lacquers, wooden floor coverings, carpets and bigger pieces of furniture should be considered in the calculation of the total exposure. Self-adhesive wallpapers used for decoration on bigger surfaces can be of high importance as well. Finally cleaning agents might contribute to short-term exposure, especially to toluene and some of the chlorinated compounds.

References:

O. Geiss, G. Giannopoulos, S. Tirendi, J. Barrero-Moreno, B. R. Larsen, D. Kotzias. "The AIRMEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data". Atmospheric Environment 45 (2011) 3676-3684.

- K. Koistinen, D. Kotzias, S. Kephelopoulou, C. Schlitt, P. Carrer, M. Jantunen, S. Kirchner, J. McLaughlin, L. Mølhave, E. O. Fernandes, B. Seifert. "The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants". *Allergy* 63 (2008) 810–819.
- H. Kataoka et al., 2012. Indoor Air Monitoring of Volatile Organic Compounds and Evaluation of Their Emission from Various Building Materials and Common Products by Gas Chromatography-Mass Spectrometry, *Advanced Gas Chromatography - Progress in Agricultural, Biomedical and Industrial Applications*, Dr. Mustafa Ali Mohd (Ed.), ISBN: 978-953-51-0298-4, InTech, DOI: 10.5772/31659.
- S. K. Lim, H. S. Shin, K. S. Yoon, S. J. Kwack, Y. M. Um, J.H. Hyeon, H. M. Kwak, J. Y. Kim, T. H. Kim, Y. J. Kim, T. H. Roh, D. S. Lim, M.K. Shin, S. M. Choi, H. S. Kim, B.M. Lee. "Risk Assessment of Volatile Organic Compounds Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylene (BTEX) in Consumer Products". *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 77 (2014a) 1502–1521.
- J. Lim, S. Kim, A. Kim, W. Lee, J. Han, J.S. Cha. "Behavior of VOCs and Carbonyl Compounds Emission from Different Types of Wallpapers in Korea". *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11 (2014b) 4326-4339.
- C.C. Lin, K.P. Yu, P. Zhao, G.W.M. Lee. "Evaluation of impact factors on VOC emissions and concentrations from wooden flooring based on chamber tests". *Building and Environment* 44 (2009) 525– 533.
- Q. Liu, Y. Liu, M. Zhang. "Source Apportionment of Personal Exposure to Carbonyl Compounds and BTEX at Homes in Beijing, China". *Aerosol and Air Quality Research* 14 (2014) 330–337.
- Miljøstyrelsen. "Afdampning fra fugemasser som anvendes til tætningsprojekter i boliger". Miljøprojekt nr. 1597, 2015.
- D.A. Missia, E. Demetriou, N. Michael, E.I. Tolis, J.G. Bartzis. "Indoor exposure from building materials: A field study". *Atmospheric Environment* 44 (2010) 4388-4395.
- D. A. Sarigiannis, S. P. Karakitsios, A. Gotti, I. L. Liakos, A. Katsoyiannis. "Exposure to major volatile organic compounds and carbonyls in European indoor environments and associated health risk". *Environment International* 37 (2011) 743–765.
- S. H. Shin and W.K. Jo. "Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage". *Chemosphere* 89 (2012) 569–578.
- N. Shinohara, Y. Kai, A. Mizukoshi, M. Fujii, K. Kumagai, Y. Okuizumi, M. Jona, Y. Yanagisawa. "On-site passive flux sampler measurement of emission rates of carbonyls and VOCs from multiple indoor sources". *Building and Environment* 44 (2009) 859–863.

Bilag 4: Results from laboratory analysis of the air samples collected in the emission tests. Relation between sample ID (prøve ID) and measurements is shown at the end of this appendix.



SBi/AAU
A.C. Meyers Vænge 15
2450 København SV
Att.: SBi/AAU

Sagsnavn: A.C. Meyers Vænge 15
Lokalitet: A.C. Meyers Vænge 15
Udtaget: 07-08-2015 - 21-08-2015
Prøvetype: Kulrør
Prøvetager: rekv.
Kunde: SBi/AAU, A.C. Meyers Vænge 15, 2450 København SV

ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Udskrevet: 09-10-2015
Version: 2
Modtaget: 21-08-2015
Påbegyndt: 21-08-2015
Ordrenr.: 306530

side 1 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end >: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108213/15	108214/15	108215/15	108216/15	108217/15		
Prøve ID:	5460617296	5460617298	5460617294	5460617300	5460617293		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype						-	-
Prøvevolumen	103	105	104	100	102	-	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.3	<7.1	<7.2	<7.5	<7.4	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	6.0/15	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	22	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.9	19	24	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<1.9	37	38	<2.0	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<1.9	<1.9	<1.9	<2.0	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<1.9	<1.9	<1.9	<2.0	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<1.9	<1.9	<1.9	<2.0	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.4	<3.3	<3.4	<3.5	<3.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethilen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<9.7	<9.5	<9.6	<10	<9.8	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethilen	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethilen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethilen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethilen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	9.5	8.1	7.6	9.6	9.8	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<4.9	<4.8	<4.8	<5.0	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.4	<2.4	<2.4	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	<97	17000	24000	<100	210	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.9	<4.8	<4.8	<5	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM

side 2 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om måleusikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108218/15	108219/15	108220/15	108221/15	108222/15		
Prøve ID:	5460617301	5460617302	5460617295	5460617568	5460617624		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype						-	-
Prøvevolumen	104	94	94	110	103	-	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.2	<8.0	<8.0	<7.3	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Decan	*3	6.7	4.8/15	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	24	16	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
Benzen	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
Toluen	*3	<1.9	<2.1	<2.1	2.5/15	µg/m3	GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<1.9	<2.1	<2.1	<1.8	µg/m3	GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<1.9	<2.1	<2.1	2.5/15	µg/m3	GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<1.9	<2.1	<2.1	<1.8	µg/m3	GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.4	<3.7	<3.7	<3.2	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethilen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<9.6	<11	<11	<9.1	µg/m3	GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethilen	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethilen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Trichlorethilen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
Tetrachlorethilen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-12	*3	11	9.7	12	8.5	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.4	<2.7	<2.7	<2.3	µg/m3	GC/MS/SIM
TVOC	*2	230	180	<110	160	µg/m3	GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.8	<5.3	<5.3	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM

side 3 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108223/15	108224/15	108225/15	108226/15	108227/15		
Prøve ID:	5460615804	5460617317	5460617569	5460617570	5460617563		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype	I	I	I	I	I	-	-
Prøvevolumen	109	112	121	114	115	l	
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<6.9	<6.7	12	<6.6	<6.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<1.8	<1.8	<1.7	<1.8	<1.7	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<1.8	<1.8	<1.7	<1.8	<1.7	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<1.8	<1.8	<1.7	<1.8	<1.7	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<1.8	<1.8	<1.7	<1.8	<1.7	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.2	<3.1	<2.9	<3.1	<3.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethylen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<9.2	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethylen	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethylen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethylen	*3	<2.3	<2.2	6.0/15	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethylen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichloropropan	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	6.2	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.3	<2.2	<2.1	<2.2	<2.2	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	92	<89	<83	<88	<87	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.6	<4.5	<4.1	<4.4	<4.3	µg/m3 GC/MS/SIM

side 4 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om måleusikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108228/15	108229/15	108230/15	108231/15	108232/15		
Prøve ID:	5460617565	5460617571	5460617572	5460617567	5460617566		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype						-	-
Prøvevolumen	113	114	114	106	103	l	
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<6.6	<6.6	<6.6	<7.1	<7.3	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	7.3	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<1.8	<1.8	<1.8	<1.9	2.2/15	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<1.8	<1.8	<1.8	<1.9	<1.9	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<1.8	<1.8	<1.8	<1.9	3.0/15	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<1.8	<1.8	<1.8	<1.9	<1.9	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.1	<3.1	<3.1	<3.3	<3.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethilen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethilen	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethilen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethilen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethilen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichloropropan	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	<4.4	<4.4	<4.4	5.4	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.2	<2.2	<2.2	<2.4	<2.4	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	<88	<88	<88	<94	3500	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.4	<4.4	<4.4	<4.7	<4.9	µg/m3 GC/MS/SIM

side 5 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om måleusikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end >: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108233/15	108234/15	108235/15	108236/15	108237/15		
Prøve ID:	5460617564	5460617767	5460617768	5460617772	5460617765		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype	I	I	I	I	I	-	-
Prøvevolumen	99	100	105	102	102	l	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.6	<7.5	<7.1	<7.4	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	7.4	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Toluen	*3	<2.0	6.9/15	<1.9	<2.0	µg/m3	GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<2.0	<2.0	<1.9	<2.0	µg/m3	GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	2.9/15	<2.0	<1.9	<2.0	µg/m3	GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<2.0	<2.0	<1.9	<2.0	µg/m3	GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.5	<3.5	<3.3	<3.4	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethilen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethilen	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethilen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Trichlorethilen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
Tetrachlorethilen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-12	*3	10	6.2	7.0	6.4	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.5	<2.5	<2.4	<2.5	µg/m3	GC/MS/SIM
TVOC	*2	<100	<100	220	1500	µg/m3	GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<5.1	<5.0	<4.8	<4.9	µg/m3	GC/MS/SIM

side 6 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om måleusikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108238/15	108239/15	108240/15	108241/15	108242/15		
Prøve ID:	5460617763	5460617770	5460617769	5460617764	5460617771		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype	I	I	I	I	I	-	-
Prøvevolumen	98	101	119	99	96	l	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.7	<7.4	<6.3	<7.6	<7.8	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<5.1	24	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<5.1	28	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.6	7.1	5.6/15	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.6	23	<2.1	<2.5	4.2/15	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.6	18	<2.1	<2.5	5.6/15	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.6	9.9	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<2.0	3.3/15	<1.7	<2.0	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<2.0	9.1/15	<1.7	<2.0	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<2.0	29	<1.7	15	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<2.0	9.8	<1.7	9.6	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.6	3.8/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.6	4.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.6	<3.5	<2.9	<3.5	<3.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethylen	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethylen	*3	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethylen	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethylen	*3	<2.6	6.4/15	2.8/15	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethylen	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.6	4.0/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.6	4.4/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.6	8.8/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.6	6.1/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.6	9.8/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.6	23	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.6	4.6/15	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	8.1	<5.0	<4.2	6.2	7.6	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.6	<2.5	<2.1	<2.5	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	<100	870	130	<100	<100	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<5.1	<5.0	<4.2	<5.1	<5.2	µg/m3 GC/MS/SIM

side 7 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om måleusikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108243/15	108244/15	108245/15	108246/15	108247/15		
Prøve ID:	5460617627	5460617626	5460615809	5460617631	5460617628		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype	I	I	I	I	I	-	-
Prøvevolumen	100	106	102	103	95	l	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.5	<7.1	<7.4	<7.3	<7.9	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<2.0	<1.9	<2.0	<1.9	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<2.0	<1.9	<2.0	<1.9	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<2.0	<1.9	<2.0	<1.9	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<2.0	<1.9	<2.0	<1.9	<2.1	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.5	<3.3	<3.4	<3.4	<3.7	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethilen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethilen	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethilen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethilen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethilen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	6.1	7.6	7.0	7.4	10	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.5	<2.4	<2.5	<2.4	<2.6	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	<100	580	<98	290	<110	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<5.0	<4.7	<4.9	<4.9	<5.3	µg/m3 GC/MS/SIM

side 8 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end >: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108248/15	108249/15	108250/15	108251/15	108252/15		
Prøve ID:	5460617629	5460617632	5460617625	5460617630	5460615980		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype	I	I	I	I	I	-	-
Prøvevolumen	104	99	101	97	97	l	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.2	<7.6	<7.4	<7.7	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	6.1/15	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Octan	*3	6.9	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Decan	*3	4.3/15	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	3.9/15	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	2.7/15	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Toluen	*3	<1.9	<2.0	<2.0	<2.1	µg/m3	GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<1.9	<2.0	2.7/15	<2.1	µg/m3	GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	4.3/15	<2.0	8.4/15	<2.1	µg/m3	GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<1.9	<2.0	5.4/15	<2.1	µg/m3	GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.4	<3.5	<3.5	<3.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethilen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethilen	*3	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethilen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Trichlorethilen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
Tetrachlorethilen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	3.5/15	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
CFC-12	*3	9.0	9.0	8.0	11	8.6	µg/m3
CFC-113	*3	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.6	µg/m3	GC/MS/SIM
TVOC	*2	140	<100	<99	<100	µg/m3	GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.8	<5.1	<5.0	<5.2	µg/m3	GC/MS/SIM

side 9 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Provenr.:	108253/15	108254/15	108255/15	108256/15	108257/15		
Prøve ID:	5460615981	5460615709	5460615982	5460615974	5460615976		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype						-	-
Prøvevolumen	103	100	102	94	100	l	
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.3	<7.5	<7.4	<8.0	<7.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<1.9	<2.0	<2.0	<2.1	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<1.9	<2.0	<2.0	<2.1	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<1.9	<2.0	<2.0	<2.1	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<1.9	<2.0	<2.0	<2.1	<2.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.4	<3.5	<3.4	<3.7	<3.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethylen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethylen	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethylen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethylen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	5.0/15	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethylen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	8.2	<5.0	6.4	8.3	11	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.4	<2.5	<2.5	<2.7	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	<97	<100	<98	<110	160	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.9	<5.0	<4.9	<5.3	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM

side 10 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
<: mindre end
>: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	108258/15	108259/15	108260/15	108261/15	108262/15		
Prøve ID:	5460615975	5460615979	5460615977	5460615708	5460615706		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Lufttype	I	I	I	I	I	-	-
Prøvevolumen	102	97	90	-	-	-	-
VOC pakke 45 komponenter							GC/MS
n-Hexan	*3	<7.4	<7.7	<8.3	<10	<10	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Heptan	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Octan	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Nonan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Decan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Undecan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-Dodecan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
2-methylhexan	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Methylcyclohexan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Cyclohexan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylacetat	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Benzen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Toluen	*3	<2.0	<2.1	<2.2	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Ethylbenzen	*3	<2.0	<2.1	<2.2	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
m-p-xylen	*3	<2.0	3.4/15	<2.2	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
o-xylen	*3	<2.0	2.2/15	<2.2	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Styren	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Naphtalen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Vinylchlorid	*3	<3.4	<3.6	<3.9	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethylen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Dichlormethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<10	<10	µg/m3 GC/MS/SIM
trans-1,2-dichlorethylen	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1-Dichlorethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
cis-1,2-dichlorethylen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlormethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-Dichlorethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,1-Trichlorethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<2.5	<2.5	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlormethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Trichlorethylen	*3	6.8/15	<2.6	<2.8	6.8	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
Tetrachlorethylen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2,2-Tetrachlorethan	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,1,2-Trichlorethan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2-dichlorpropan	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
iso-Propylbenzen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
n-propylbenzen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
2-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
3-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
4-Ethyltoluen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,3-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,2,4-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
1,3,5-Trimethylbenzen	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-11	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-12	*3	8.1	8.6	9.3	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
CFC-113	*3	<4.9	<5.2	<5.6	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
MTBE	*3	<2.5	<2.6	<2.8	<5.0	<5.0	µg/m3 GC/MS/SIM
TVOC	*2	<98	<100	<110	<100	<100	µg/m3 GC/MS/SIM
Chlormethan	*2	<4.9	<5.2	<5.6	<0.5	<0.5	µg/m3 GC/MS/SIM

Kommentar

- *1 Ingen kommentar
*2 # Underleverandør: GBA Desellschaft für Bioanalytik mbH, DAkKS D-PL-14170-01-00
*3 Underleverandør: GBA Desellschaft für Bioanalytik mbH, DAkKS D-PL-14170-01-00

Trine Kornbeck

side 11 af 11

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger.
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
< mindre end >: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER

Kilde	Tidspunkt	Prøve ID	Kilde	Tidspunkt	Prøve ID
Blank 1		5460615708	Legetelt	24 timer	5460617772
Blank 2		5460615706	Modellervoks		5460617765
Tuschpenne	baggrund	5460617296	Bamse		5460617763
	måling i indånding zone	5460617298	Maling og lak		5460617770
		5460617294	Strandartikler		5460617769
Perler	baggrund	5460617300	Gummifigurer		5460617764
	måling i indånding zone	5460617293	Balloner		5460617771
		5460617301	Tape	72 timer	5460617627
	midt i rummet	5460617302	Tegneserier		5460617626
Mock up	baggrund	5460617295	Legetelt		5460615809
	24 timer	5460617568	Modellervoks		5460617631
	72 timer	5460617624	Bamse		5460617628
	14 dage	5460615804	Maling og lak		5460617629
Tape	baggrund	5460617317	Strandartikler		5460617632
Tegneserier		5460617569	Gummifigurer		5460617625
Legetelt		5460617570	Balloner		5460617630
Modellervoks		5460617563	Tape	14 dage	5460615980
Maling og lak		5460617565	Tegneserier		5460615981
Strandartikler		5460617571	Legetelt		5460615709
Gummifigurer		5460617572	Modellervoks		5460615982
Balloner		5460617567	Bamse		5460615974
Modellervoks	umiddelbart efter opsætning	5460617566	Maling og lak		5460615976
Bamse		5460617564	Strandartikler		5460615975
Tape	24 timer	5460617767	Gummifigurer		5460615979
Tegneserier		5460617768	Balloner		5460615977

Bilag 5: Limits of quantification and uncertainty of analysis for the chemical compounds analysed in laboratory emission tests and field measurements in child rooms.

	LOQ (µg/sample)	Analysis uncertainty, %
n-Hexan	0.75	15
n-Heptan	0.5	15
n-Octan	0.5	15
n-Nonan	0.25	15
n-Decan	0.25	15
n-Undecan	0.25	15
n-Dodecan	0.25	15
2-methylhexan	0.5	20
Methylcyclohexan	0.25	20
Cyclohexan	0.25	20
Ethylacetat	0.5	20
Benzen	0.25	8.6
Toluen	0.2	12.6
Ethylbenzen	0.2	8.6
m-/p-xylen	0.2	8.6
o-xylen	0.2	14.2
Styren	0.25	12.6
Naphtalen	0.25	20
Vinylchlorid	0.35	13.2
1,1-Dichlorethylen	0.25	13.2
Dichlormethan	0.25	13.2
trans-1,2-dichlorethylen	0.5	13.2
1,1-Dichlorethan	0.25	13.2
cis-1,2-dichlorethylen	0.25	13.2
Trichlormethan	0.25	13.2
1,2-Dichlorethan	0.25	13.2
1,1,1-Trichlorethan	0.25	13.2
Tetrachlormethan	0.25	13.2
Trichlorethylen	0.25	13.2
Tetrachlorethylen	0.25	13.2
1,1,2,2-Tetrachlorethan	0.5	13.2
1,1,2-Trichlorethan	0.25	13.2

1,2-dichlorpropan	0.25	13.2
iso-Propylbenzen	0.25	8.6
n-propylbenzen	0.25	8.6
2-Ethyltoluen	0.25	8.6
3-Ethyltoluen	0.25	8.6
4-Ethyltoluen	0.25	8.6
1,2,3-Trimethylbenzen	0.25	8.6
1,2,4-Trimethylbenzen	0.25	8.6
1,3,5-Trimethylbenzen	0.25	8.6
CFC-11	0.5	20
CFC-12	0.5	20
CFC-113	0.5	20
MTBE	0.25	20
Chlormethan	0.5	20
TVOC	10	20

Bilag 6: Results from the additional measurements taken in child room 15.



Statens Byggeforskningsinstitut
Att.: Barbara Kolarik
A. C. Mayers Vænge 15
2450 København SV



**TEKNOLOGISK
INSTITUT**

Teknologiparken
Kongsvang Allé 29
DK-8000 Aarhus C
Telefon 72 20 20 00
Telefax 72 20 10 19

info@teknologisk.dk
www.teknologisk.dk

Analyserapport nr. 672946

Akkrediterede analyser, udført ved Kemisk og Mikrobiologisk Laboratorium, er akkrediteret under Dansk Akkreditering (DANAK), registreringsnummer 90.

Opgave: 3 kulrør til analyse for VOC
Sag: 2014_277

Prøvetagning ved: Rekvirenten

Prøvemodtagelse: 19. november 2015

Analyseperiode: 19. – 25. november 2015

Bemærkninger: Resultaterne af analysen samt redegørelse for anvendt(e) metode(r) vedrører kun de(t) analyserede emne(r) eller de(n) til analyse udtagne delprøve(r).

Analysen er udført i henhold til Teknologisk Instituts almindelige vilkår for rekvirerede opgaver samt de af DANAK fastsatte retningslinjer for akkrediteret prøvning. Analyserapporten må kun gengives i uddrag, hvis Kemisk og Mikrobiologisk Laboratorium skriftligt har godkendt uddraget.

Kemisk og Mikrobiologisk Laboratorium


Paul Lyck Hansen
Seniorkonsulent


Tenna Stengaard Larsen
Laborant

Prøvemærkning

Fremgår af nedenstående resultatskema.

Prøveemballage

Kulrør (SKC 226-09).

Resultater for VOC på kulrør

Resultater for identificerede komponenter er angivet i følgende skema.

Komponent	672946-1 5460616302 1		672946-2 5460616299 2		672946-3 5460616295 3		Detektions- grænse
	130 liter		108 liter		121 liter		
	µg/rør	mg/m³	µg/rør	mg/m³	µg/rør	mg/m³	
Benzen	0,89	0,0068	1,1	0,010	0,59	0,0049	0,3
Toluen	9,0	0,069	10	0,093	5,9	0,049	0,2
Ethylbenzen	1,3	0,010	1,4	0,013	0,73	0,0060	0,2
Xylener	6,9	0,053	7,4	0,069	3,8	0,031	0,2

^{1,2} Betyder resultatet er mindre end detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode.

Analysemetode

Prøverne er analyseret efter Teknologisk Instituts metoder: OA-310.
Ekstraktion med CS₂ og efterfølgende GC/MS-analyse.

Analyseusikkerheden er inden for intervallet $\pm 0,1$ µg/rør ved resultater $<0,5$ µg/rør.

Ved resultater $>0,5$ µg/rør er usikkerheden 15 % af det oplyste måleresultat.

Kortlægning og risikovurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer i børneværelset

Formålet med projektet var at undersøge om udsættelsen for toluen og andre neurotoksiske stoffer kan være problematiske for børns sundhed. Dette blev vurderet i forhold til den eksponering, børn vil have i et typisk børneværelse, og der blev samtidig taget højde for eksponering fra andre kilder. Der blev ud fra litteraturgennemgangen udpeget en række produkter, der havde størst sandsynlighed for at indeholde de udvalgte stoffer. Der blev i analyserne fra klimakamre i stor og lille skala generelt målt lav afgasning af de udvalgte stoffer. For at bekræfte eller afvise de relativt lave eksponeringsniveauer, som blev fundet i emissionsmålingerne, blev der udført opfølgende feltmålinger af de neurotoksiske stoffer i 19 børneværelser. Toluen var det hyppigst fundne stof og blev målt i alle 19 børneværelser. Generelt var de målte koncentrationer i overensstemmelse med resultater fra klimakammeranalyserne. Der var dog nogle enkelte børneværelser, hvor koncentrationer var enten på niveau med de højeste emissionsmålinger eller endnu højere. For disse børneværelser blev renovering, som foregik i et hus, lim og maling til bygning af flymodeller samt tilstedeværelse af mange plast- og gummifigurer, påpeget som de mulige stærke kilder. Der var dog et børneværelse med meget forhøjede koncentrationer af flere kemikalier i indeluften. Det viste sig, at børneværelsets ydervæg grænsede op til et skur, hvor der blev opbevaret en plæneklipper samt motorbenzin og en række terpentinholdige produkter i plastdunke, som kunne forklare de høje koncentrationer. I dette børneværelse var afdampningen af neurotoksiske stoffer så høj, at det udgjorde en risiko.



**Miljø- og
Fødevarerministeriet**
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

[www. Miljøstyrelsen.dk](http://www.Miljostyrelsen.dk)