

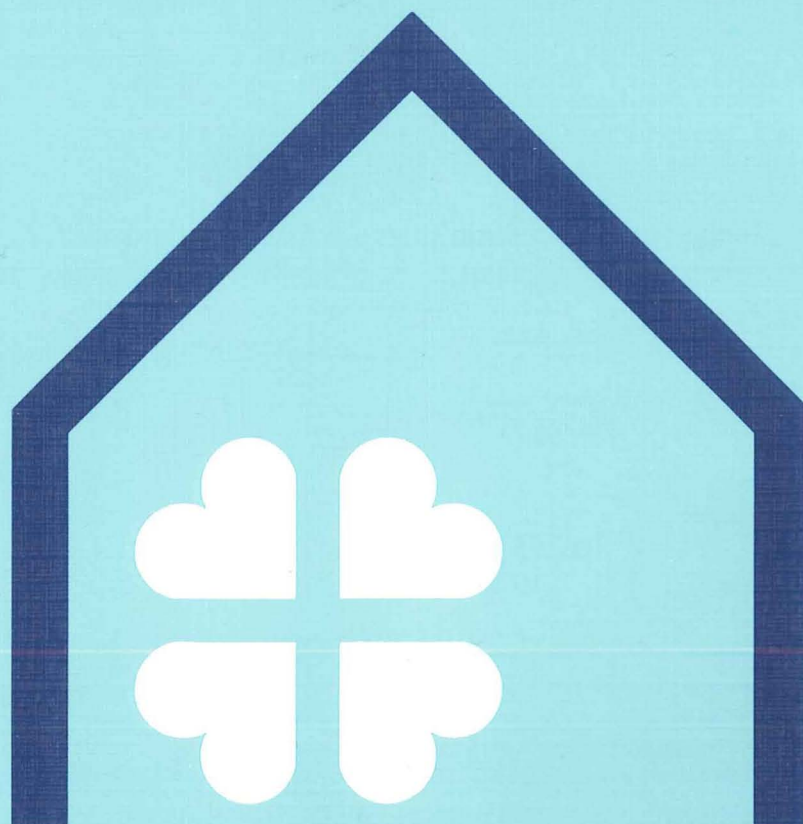
SBI - pub.

Indeklimamærkning af byggevarer

Del 2: Faglig og teknisk dokumentation af en prototypeordning



UDARBEJDET I ET SAMARBEJDE MELLEM ARBEJDSMILJØINSTITUTTET
OG STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT 1993 · SBI-RAPPORT 233



Indeklimamærkning af byggevarer

Del 2: Faglig og teknisk dokumentation af en prototypeordning

Peder Wolkoff, Arbejds miljøinstituttet
Peter A. Nielsen, Statens Byggeforskningsinstitut

STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT

26 OKT. 1993

00457 P



SBI-rapporter er beretninger om afsluttede forskningsprojekter.

SBI-publikationer udgives i følgende serier: Anvisninger, Rapporter, Meddelelser, Byplanlægning og Beton. Publikationerne fås gennem boghandelen eller ved at tegne et SBI-abonnement. Institutets årsberetning og publikationskatalog er gratis og kan rekvireres fra SBI.

SBI-abonnement er en rabatordning med mange fordele for dem, der vil sikre sig løbende orientering om væsentlige udgivelser inden for byggeforskningsområdet. Ring til SBI og hør nærmere.

ISBN 87-563-0851-5.

ISSN 0573-9985.

Pris: Kr. 170,00 inkl. 25 pct. moms.

Oplag: 500.

Tekstbehandling: Ulla Seitzberg Nielsen.

Omslag: Henning Holmsted.

Tryk: Dyva Bogtryk, Glostrup.

Statens Byggeforskningsinstitut,

Postboks 119, 2970 Hørsholm.

Telefon 42 86 55 33.

Eftertryk i uddrag tilladt, men kun med kildeangivelsen:

SBI-rapport 233: Indeklimamærkning af byggevarer. Del 2:

Faglig og teknisk dokumentation af en prototypeordning, 1993.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Indledning	9
Udvikling af "sunde byggematerialer" - kildekontrol	9
Lugtoplevelse	10
Sensorisk analyse	11
Kemisk versus sensorisk analyse	12
Metodeprincip	12
Krav til udvikling af sundere byggematerialer	13
Krav til vurdering af afgangens betydning i et standardrum - baseret på kemisk analyse	13
Eksperimentelle principper	17
Preliminær analyse af afgivne stoffer ved hjælp af headspace screeningsanalyse	17
Prøveindsamling	17
Prøveopbevaring	17
Prøveforberedelse	17
Konditionering af prøver	18
Klimakamre	18
Prøvning/måling af afgangens profil	20
Kemisk analyse	20
Modelberegning	21
Resultater	23
Fugemasser (A-C)	23
Malevarer (A-C)	24
Tæpper (A-C)	25
Diskussion	27
Konklusion	30
Faglige krav til en mærkningsordning	30
Litteratur	31
Summary	39
Schemes	41
Tables	51
Appendikser/Appendixes	63
Ordliste	89

Forord

På Boligministeriets foranledning blev der i efteråret 1992 igangsat et arbejde med at udforme grundlaget for en indeklimateknologisk ordning for byggevarer. Det er hensigten, at ordningen skal give de projekterende og brugerne af byggevarer en overskuelig og let forståelig information, som grundlag for vurdering og valg af de mindst indeklimateknologiske produkter i en varegruppe. Der er lagt vægt på at gøre ordningen fleksibel, så den kan udbygges til at omfatte flere sundhedsmæssige forhold. Dette skal ses på baggrund af ønsket om at få ordningen igangsat hurtigt og på baggrund af den relativt begrænsede viden, der endnu er om materialernes betydning for indeklimaet.

Arbejdet med ordningen er udført i et samarbejde mellem Statens Byggeforskningsinstitut (SBI), Arbejds miljøinstituttet (AMI) og Dansk Teknologisk Institut (DTI), Byggeteknisk Institut.

AMI og SBI har udarbejdet det faglige og tekniske grundlag for ordningen og angivet, hvordan ordningen kan etableres på prototype-niveau. Arbejdet er udført af "Forskningsgruppen for udvikling af sunde byggematerialer", der er etableret med forskere fra de to institutter som led i et projekt finansieret af Industri- og Handelsstyrelsen. Sidstnævnte projekt udgør en væsentlig del af arbejdet med grundlaget for ordningen. DTI har udarbejdet forslag til, hvordan ordningen kan organiseres og finansieres.

Resultatet af arbejdet med det faglige og tekniske grundlag præsenteres i to del-rapporter, som kan læses uafhængig af hinanden. Første del-rapport: "Indeklimamærkning af byggevarer. Del 1: Beskrivelse af en prototypeordning", præsenterer resultaterne på en let tilgængelig måde, så stoffet også kan tilegnes af personer uden forhåndskendskab til de faglige discipliner, der indgår i emnet. Nærværende rapport, som er den anden del-rapport, redegør i detaljer for de laboratorieforsøg, der udgør det faglige og tekniske grundlag for ordningen. Her undersøges og vurderes mulighederne for, ved en kemisk og sensorisk analyse af udvalgte byggematerialers afgasningsprofil af organiske gasser og dampe, kombineret med en sundhedsmæssig vurdering, at kunne karakterisere og rangfølge byggematerialers mulige indvirkning på indeklimaet. Princippet skulle være en bestemmelse af tidsværdien, $t(C_m)$, til at nå en acceptabel indeklimatelevante værdi baseret på indeklimatelevante lugt- og slimhindeirritationstærskler, C_m , i et standardrum. Tidsværdierne kan anvendes til rangfølgeordning af byggevarerne.

Ordningen er afprøvet på tre byggevaregrupper: fugemasser, indvendige vægmaling og tekstile gulvbelægninger.

Resultatet af arbejdet vedrørende organisering og økonomi er samlet i rapporten "Indeklimamærkning af byggevarer. Organisering af en prototypeordning: Dansk Indeklima Mærkning. Beskrivelse af en prototype af Dansk Indeklima Mærkning" er udgivet hos DTI.

Virksomhederne EGE-tæpper, Flügger A/S og Casco Nobel A/S har beredvilligt stillet materialer til rådighed for afprøvningen. SBI og AMI ønsker at takke såvel følgegruppen som virksomhederne for den store

bistand, de har ydet ved gennemførelsen af projektet. Projektet har modtaget finansiel støtte fra Bygge- og Boligstyrelsen.

Ordningen er den første mærkningsordning, der alene dækker indeklimaet. Det har således været begrænset, hvad der har kunnet hentes og overføres af viden fra andre ordninger i Danmark og i udlandet. Modellen for ordningen forventes at være interessant også for andre lande; den har således været til høring hos to internationalt anerkendte eksperter på området: Hal Levin, USA, og Bernd Seifert, Tyskland, som takkes for det arbejde, de har haft i forbindelse hermed.

Miljøtekniker Birthe Kvam, AMI, har udført GC analyserne, laboratoriefuldsmægtig Kjeld Larsen, AMI, har udført GC/MS analyserne, og cand.scient. Per A. Clausen, AMI, har været behjælpelig med modelberegningerne. Civilingeniør Katharina Thøgersen, Hjellnes COWI AS, har, som gæsteforsker ved SBI, stået for de sensoriske analyser.

Indeklimamærkningsordningen træder i kraft 1. januar 1994.

STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT
Afdelingen for Energi og Indeklima, september 1993
Erik Christophersen, forskningschef

Sammenfatning

Den kemiske og sensoriske afgangsprøveprofil for tre fugemasser, tre malevarer og tre tæpper er blevet målt for at kunne karakterisere og rangfølge byggematerialers mulige indvirkning på indeklimaet. Det er kun stoffernes lugt- og irriterende egenskaber, der har indgået i undersøgelsen. Generelle principper og metoder til prøvetagning, konditionering og målemetoder er gennemgået og desuden principper og antagelser for overførsel af den målte afgangsprøveprofil til acceptable indeklimarelevante værdier i et standardrum. Disse værdier er baseret på enten de(n) laveste indeklimarelevante lugttærskler eller den kumulerede irriteringsværdi af potentielle afgivne stoffer.

Materialerne blev konditioneret i et klimakammer, CLIMPAQ, under identiske betingelser (friskluftskifte = 64 gange per time, lufthastighed = 0,15 m/s) i 23 timer. Afgasningen blev målt i en mikroemissionscelle, FLEC (luftskifte = 507/time), over tre måneder ved prøveudtagning på Tenaxrør. Den sensoriske prøvning blev gennemført i CLIMPAQ'en. Den kemiske analyse blev udført ved termisk desorption af Tenaxrør efterfulgt af gaschromatografi, mens den kvalitative analyse af afgasningen er udført ved termisk desorption koblet med gaschromatografi og massespektrometri. Sundhedsmæssige data om de afgivne stoffers detektionslugttærskler og slimhindeirritationstærskler er indsamlet og danner basis for beregning af den nødvendige tidsværdi, $t(C_m)$, som det tager for at nå under ovennævnte koncentrationstærskler af de stoffer, som har de laveste indeklimarelevante lugt- eller irritationstærskler (indeklimarelevante værdier (C_m) i standardrum). For den sensoriske analyses vedkommende omsættes acceptabilitet og intensitet til en gennemsnitlig acceptværdi og en gennemsnitlig intensitetsværdi. Disse gennemsnitsværdier kan omsættes til hvor mange procent, der vil være tilfredse med luftkvaliteten, når de træder ind i et standardrum, hvor materialet er anvendt.

Metoden baserer sig på blandt andet følgende forudsætninger:

- 1) At vurderingen relateres til et standardrum på 17,4 m³ (areal m²: gulv = 7, vægge = 24, fugemasse 0,2) med et luftskifte på 0,5 per time.
- 2) At alle materialeoverflader tillades lige stor afgasning per arealenhed.
- 3) At byggematerialer kun må bidrage med op til 50 pct. af den relevante sundhedsmæssige tærskel (den indeklimarelevante værdi).

Det har vist sig, at tidsværdien, $t(C_m)$, kan bestemmes ved visuel inspektion af afgangsprøveprofilen, når data ligger under den indeklimarelevante værdi. Modelberegning af afgangsprøveprofilen er påkrævet, når det tager lang tid (måneder) at nå til den indeklimarelevante værdi. Ved modelberegning bestemmes afgangsprøveprofilens henfaldskonstant k_1 og afgasningsfaktoren M_0 eller F_0 (mg/(m²×time)) ved en ikke lineær regressionsanalyse. For malevarerne anvendtes en første ordens hen-

faldsmodel uden en sink-effekt, da denne var forsvindende på grund af en høj og konkurrerende koncentration af 1,2-propandiol. For fugemasserne og tæpperes vedkommende blev der anvendt en nyudviklet model, som inkorporerer en diffusionsmodel, hvori diffusionskoefficienten er eksponentielt afhængig af koncentrationsgradienten inde i materialet. De beregnede konstanter anvendtes til bestemmelse af tidsværdien $t(C_m)$.

Resultaterne viste, at det er muligt at rangfølge fugemasserne og tæpperne i henhold til en lugtbaseret indeklimarelevant værdi. De fundne tidsværdier, $t(C_m)$ (måned), er baseret på tre måneders afgangningsprofiler. Tidsværdien for fugemasserne: 2 måneder (dimethyloctanoler) < 7 måneder (2-(2-butoxyethoxy)ethanol) < 39 måneder (butanonoxim). For tæpperne (4-phenylcyclohexen): 61 måneder < 94 måneder og ≤ 98 måneder. Afgangningsprofilen for dette stof viste et markant fald efter fire måneder, således at tæppe A var nået under C_m , mens koncentrationen for tæpperne B's og C's vedkommende lå på ca. $2 \times C_m$ værdien. Malevarerne udviste ingen forskelle. De beregnede tidsværdier $t(C_m)$, skal vurderes i forhold til, hvor god korrelationen af modelberegningen var. En visuel inspektion af afgangningsprofilerne viste, at $t(C_m)$ var en måned eller mindre, undtagen for en af malevarerne, som fortsatte med afgangning af Texanol selv efter tre måneder.

Syv ud af de ni materialer havde nået ti gange værdien C_m , baseret på indeklimarelevante lugttærskler inden for tre måneder. Fremtidige strategier med henblik på udvikling af "sundere" materialer kunne være det fælles mål at nå den indeklimarelevante værdi og som ultimativt mål en tiendedel af værdien inden for en fastsat tid som kriterium for mærkning.

En validering af metoden til bestemmelse af tidsværdier $t(C_m)$ ved modelberegning må afventeyderligere afgangningsmålinger. Undersøgelsen har desuden vist nødvendigheden af langtidsforsøg med henblik på en bedre forståelse af materialers afgangninger efter lang tid (måneder), herunder repeterbarhed og reproducerbarhed.

Indledning

Udvikling af "sunde byggematerialer" - kildekontrol

Byggematerialer er, sammen med menneskelig aktivitet, de største bidragydere til forurening af indeklimaet med fordampelige organiske stoffer, kaldet VOC'er (Volatile Organic Compounds) (Levin 1989; 1992; Wallace 1987). Enkelte studier har vist, at byggematerialer skønsmæssigt bidrager med 50 pct. af den samlede VOC forurening indendørs (Seifert et al. 1989; Wolkoff et al. 1991a).

Hensigten med at anvende "sunde byggematerialer" er at opnå et bedre indeklima. Det vil sige byggematerialer, produkter og kontorinventar, som har en lav afgangning og minimum af sundhedsmæssig indvirkning på indeklimaet. Dette fører til fire lugt/luftkvalitet og irritationskontrolstrategier. Disse er følgende: Materialevalg (Andersen et al. 1982; Levin 1992; Tucker 1991) eller kildekontrol som foreslået af WHO (1989). De tre andre er karakterisering af materialers lugtprofil eller indvirken på luftkvaliteten, energibesparelser, og endelig viden om de rigtige betingelser for udluftningsprocedurer før ibrugtagning af en ny bygning.

Der er til dags dato udført adskillige undersøgelser af byggematerialers afgangning. Disse har som hovedmål at beskrive afgangningsprofilen både kvalitativt og kvantitativt og beskrive de mulige afgangningsprocesser, som kan være gældende for det enkelte materiale (Tichenor 1992). Faktorer, som har indflydelse på afgangningsprofilen, herunder sink-effekten, er blevet belyst (De Bortoli et al. 1993; Jørgensen et al. 1993, Levsen and Sollinger 1993). Det altafgørende formål har været at kunne relatere disse målinger til realistiske betingelser i praksis. Der findes allerede flere tekniske forskrifter, som i detaljer beskriver, hvordan afgangningsmålinger kan udføres (ASTM 1990; Colombo et al. 1991a; Nordtest 1990). Imidlertid er der kun få studier, der har fokuseret på, hvordan de forskellige tekniske forskrifter og klimakamre interkorrelerer (De Bortoli og Colombo 1993; Gunnarsen et al. 1993). Enkelte amerikanske undersøgelser har sammenholdt laboratorieundersøgelser med fuldskalaforsøg (Sparks et al. 1991; Tichenor et al. 1991a).

Der er udført en del modelstudier, der som formål har haft at beskrive de matematisk-fysiske modeller, som afgangningsprocessen foregår efter. Disse er vist i skema 1.

Der foreligger få sammenlignende undersøgelser, hvor produkttypers afgangningsprofil er sammenlignet og en rangfølge udarbejdet. Clausen et al. (1990, 1991) undersøgte fem forskellige vandfortyndbare malevarer. Den første beskrivelse af en produktudvikling af en fugemasse ved kvalitativ screening af afgangningen ved hjælp af kombineret kemisk analyse og "snifning" blev beskrevet af Wolkoff (1990a). Senere har Jensen et al. (1993) beskrevet afgangningsprofilen for forskellige linoleumstyper og inkorporeret modelberegninger af tiden til at nå koncentrationer svarende til 50 pct. af lugttærskler af udvalgte afgivne VOC'er. At forbinde afgangningen med den sundhedsmæssige betydning, som må være det

ultimative formål med byggematerialeafprøvning, er kun udført i et begrænset antal studier. Der er blevet udført humane eksponeringsforsøg med fire udvalgte danske byggematerialer (Johnsen et al. 1991; Wolkoff et al. 1991b) og i et simuleret kontormiljø (Wolkoff et al. 1992). En dyreeksperimentel metode, der måler de fra materialer afgivne stoffers samlede irriterende virkning, er blevet anvendt på malevarer (Hansen et al. 1991) og selvkopierende papir (Wolkoff et al. 1988).

Seifert (1992) har som den første forsøgt at inddele byggematerialers betydning for indeklimaet i tre klasser. Seifert har rangfølget materialers afgang ved hjælp af et pointsystem, som er baseret på stoffernes sundhedsmæssige egenskaber, det vil sige dels stoffer som har langtids-effekt: allergene, cancerogene, mutagene, teratogene, dels stoffer, som har korttids-effekt: lugt og irritation. En fransk gruppe har undersøgt husholdningsprodukters afgangsprøfil og sammenholdt dem med gængse arbejdsmiljøgrænseværdier og koncentrationer beregnet ved hjælp af en compartment model (Person et al. 1991). Den af det amerikanske miljøministerium indførte "carpet dialogue" har medført adskillige undersøgelser, hvori tæppers afgang er blevet målt som total VOC'er (TVOC) og rangfølget derefter, men uden en sundhedsmæssig vurdering (Black et al. 1991; Black 1992).

Staten Washington kræver sikkerhed for, at statens nye bygninger ikke må give anledning til indeklima-problemer på grund af dårlig luftkvalitet. Dette indebærer specifikke krav til byggematerialers afgang, idet der er sat specielle afgangstandarder for blandt andet formaldehyd, TVOC, 4-phenylcyclohexen (fra tæpper), som skal være nået inden for 30 dage efter materialets ibrugtagning (Black et al. 1993). Endelig har det amerikanske miljøministerium igangsat et projekt "Source Ranking Database", som har til formål at kunne rangfølge materialer og produkter i forhold til deres bidrag til forurening af indeklimaet og risiko for eksponering (Cinalli et al. 1993).

Lugtoplevelse

De dominerende og oftest rapporterede indeklimasympptomer er slimhindeirritation og lugtubehag (Marbury og Woods 1991; Wolkoff og Kjærsgaard 1992; Cain og Cometto-Muñiz 1993). Disse symptomer tilhører det såkaldte "sick-building syndrome - indeklimasygen" (SBS symptomer). Hvorvidt lugtoplevelse eller lugtubehag er et symptom eller har en sundhedsmæssig virkning er usikkert, men det er sikkert, at lugt advarer imod forurening af lugtende VOC'er (Ziem og Davidoff 1992). Om de stammer fra kunstige duftstoffer (parfumer, etc.), kropslugt, eller fra byggematerialer, produkter og maskiners afgang kan være vanskeligt at skelne. Oplevelse af lugtgene, især ubehagelig lugt, i indeklimaet er generelt betragtet som uacceptabelt, fordi det kan indicere mulig eksponering af lugtstoffer og irritanter, et lavt luftskifte/effektivitet, lavt frisklufttilførsel eller en kombination af førnævnte.

Der er undersøgelser, der peger på, at lugt (parfumer) kan være årsag til forværring af astma (Shim og Williams 1986). Der foreligger også den mulighed, at lugt kan medvirke til en forstærket oplevelse af typiske SBS-symptomer (hovedpine, øjen- og næseirritation) (Shusterman et al. 1991, 1992). Kontrollerede forsøg har vist, at udsættelse for behagelig (frisk) lugt kan reducere symptomforekomsten relativt til en udsættelse for

"dårlig" lugt (Knasko 1992). Wallace et al. (1991) fandt i tre store bygninger, at personer, som oplevede lugt fra frisk maling, tæpperensning og lignende, også rapporterede SBS-symptomer som hovedpine, problemer i halsen, kulde og svimmelhed. Personer, som havde en konfliktpræget arbejdssituation, var generet af lugt bl.a. fra fotokopiering. Lugtoplevelse er en kompliceret proces, hvor mange faktorer spiller en rolle, fx oplevede ikke-rygere en højere lugtintensitet af tobaksrøg, når de kunne se rygerne end i forhold til når de ikke så dem (Moschandreas og Relwani 1992), selvom tobakskoncentrationen var den samme.

Hyperadditive (synergistiske) effekter er kendte (bl.a. beskrevet af Arctander 1969). En undersøgelse viste, at et panel af personer ikke oplevede (lugtintensitet) af en høj formaldehydkoncentration, men tilsattes der luft fra en syg bygning til indåndingsluften, firedobledes forekomsten af oplevede SBS symptomer ved 100 pct. tilførsel (Ahlström et al. 1986). Virkningen gjaldt indtil lugten af formaldehyd dominerede ved koncentrationer over lugttærsklen.

Bioeffluenter (mennesker og mikrobielle metabolitter), tobaksrøg, organiske dampe afgivet fra byggematerialer og husholdningsprodukter, luftfiltre og parfume/duftstoffer er de væsentligste bidragydere til luftkvaliteten. En dansk undersøgelse, baseret på panelvurdering af den umiddelbart oplevede luftkvalitet viste, at inden for 15 minutter var tilvænningen til byggematerialer lavere end tilvænningen til henholdsvis tobaksrøg og humane bioeffluenter (Gunnarsen og Fanger 1992). Afgasningen fra materialer kan præsentere en kompleks blanding af lugte, som det vil være vanskeligt at måle kvantitativt. Panelvurdering af den umiddelbart oplevede luftkvalitet vil derfor kunne bruges som et mål for det totale bidrag af kemiske og biologiske lugte (Cone og Shusterman, 1992).

For en yderligere introduktion til lugt, slimhindeirritation og indeklimafaktorer henvises til to rapporter (Andersen og Nielsen 1993; Cain og Cometto-Muñiz 1993; Cain 1993; Wolkoff og Kjærsgaard 1992).

Sensorisk analyse

Menneskets sensoriske bedømmelse af luftforurening er præget af store interpersonelle forskelle. Derfor må man altid anvende flere personer i et panel ved objektiv brug af sensoriske bedømmelser.

Nyere forskning (Fanger 1988a) har vist, at ventilationssystemer, byggematerialer og inventar udgør en ligeså stor eller større forureningskilde til indeklimaet som personer. Der er indført (Fanger 1988b) nye enheder for kildestyrken "olf" og for oplevet luftkvalitet "decipol". En decipol er den oplevede luftkvalitet af en olf, som ventileres med 10 l ren luft pr. sekund. En decipol er således en anden måde at udtrykke på hvor mange mennesker, der gennemsnitlig finder luftkvaliteten utilfredsstillende ved et første indtryk. På lignende måde kan andre forureningskilder fx byggevarer korreleres med eller kvantificeres med det antal standardpersoner "olf" som medfører samme utilfredshed som den betragtede forureningskilde. For at opnå højst 20 pct. utilfredse med den oplevede luftkvalitet (1,4 decipol) skal lufttilførslen være mindst 7 l/s pr. olf.

Der findes en række metoder til kvantificering af luftforurening på baggrund af sensorisk bedømmelse. Den metode, det er valgt at benytte her, er baseret på anvendelsen af et utrænnet personpanel, der angiver

oplevelsen af luftkvaliteten ved markeringer på kontinuerte skalaer for accept og for intensitet (Gunnarsen 1990).

Denne metode er valgt, fordi den vil være lettere og billigere at anvende for producenter af byggevarer end den metode, der er baseret på anvendelsen af et trænet personpanel.

Der er vist en entydig sammenhæng imellem den oplevede luftkvalitet (målt i decipol med et trænet personpanel) og andelen utilfredse (målt med et utrænnet personpanel). Anvendelsen af et trænet personpanel giver erfaringsmæssigt store unøjagtigheder i bestemmelsen ved lave forureningskoncentrationer under 3 decipol. Et utrænnet personpanels bedømmelser på den kontinuerte skala for accept vil give de mest pålidelige resultater ved lavere niveauer omkring 2,5 decipol eller 30 pct. utilfredse.

Kemisk versus sensorisk analyse

Den kemiske analyse giver information om et byggematerialers afgangsprøfil på enkeltstof-niveau. Samtidig informerer den om den totale sammensætning af lugtende og irriterende stoffer, som kan afgasse fra materialet. Den sensoriske analyse med et panel af lugtdommere vurderer den umiddelbart oplevede luftkvalitet svarende til indtrængelse i et rum med det pågældende materiale. Mens analysen på enkeltstof-niveau kan sammenholdes med kendte lugttærskler og irritationstærskler af de enkelte afgivne stoffer, så giver den sensoriske analyse et totalt luftkvalitetsudtryk af den umiddelbart oplevede luftkvalitet. Denne kan sammenholdes med fx 80 pct. tilfredsstillelse hos det vurderende panel. En panelvurdering kan ikke på nuværende tidspunkt skelne mellem en bygning med høj klageforekomst ("syg" bygning) og en bygning med lav klageforekomst. Berglund og Esfandabad (1993) har foreslået en bisensorisk panelvurdering af byggematerialers afgang, idet det har vist sig muligt at kunne skelne mellem irritation og lugt. Der mangler viden om den umiddelbart oplevede luftkvalitets betydning for indeklimaet over tid, det vil sige betydning for forværring af indeklimaet, fx i form af øget klagefrekvens over indeklimasygen (Wolkoff og Kjærgaard 1992). Nyeste undersøgelser har vist, at tilvænningen (tidsforløbet) til irritation og lugt både er stofafhængig, og også koncentrationsafhængig, og tidsforløbet er i modsætning til tidligere undersøgelser betydeligt længere (Hudnell et al. 1993). En væsentlig fejlkilde ved den sensoriske analyse er, at lugtoplevelse kan overdøves af irritationsoplevelsen ved høje koncentrationer og vice versa ved lave koncentrationer (Cain og Murphy 1980; Cometto-Muñiz og Cain 1993).

Metodeprincip

Den tidsværdi, $t(C_m)$, det tager for et materiale i et standardrum at nå under den indeklimarelevante værdi bestemmes ved måling af potentielle afgivne stoffers (VOC'ers) afgangsprøfil (kemisk analyse). Tidsværdien $t(C_m)$ kan bestemmes enten ved en visuel inspektion eller ved hjælp af en modelberegning hvor henfaldskonstanter og afgangshastigheder beregnes. Disse værdier er et godt mål for materialets initiale indhold af specifikke VOC'er og samtidig giver de information om afgangsprøfilens tidsforløb.

For den sensoriske del bestemmes ligeledes den tidsværdi, det tager for et materiales afgang at nå op på fastlagte gennemsnitsværdier for acceptabilitet og intensitet.

Krav til udvikling af sundere byggematerialer

For at kunne vurdere den sundhedsmæssige betydning af afgangningen fra byggematerialer til indeklimaet er det nødvendigt med et detaljeret kemisk kendskab til hvert af de afgassede enkeltstoffer. Dette kræver en bestemmelse af, hvor meget der er i starten af potentielle enkeltstoffer i materialet, og hvor længe de enkelte stoffer afgasser fra materialet under standardbetingelser. Sammenholdes disse data med de sundhedsmæssige data for lugt og irritation er det muligt at:

- * vurdere betydningen og virkningen af irriterende stoffer,
- * vurdere betydningen og virkningen af afgiven lugt,
- * rangfølgeordne byggematerialer i forhold til deres potentielle virkning på luftkvaliteten.

Måling af byggematerialers afgangsprøfil og bestemmelse af den nødvendige tid, $t(C_m)$, til at nå en acceptabel koncentration (C_m), baseret på indeklimarelevante lugt- og irritationstærskler i et på forhånd givet standardrum, kræver en serie tekniske og faglige overvejelser som skitseret i skema 2. Prøveindsamlingen, som afsluttes med den endelige analyse og eventuelt efterfølgende modelberegning, skal følge de forskellige trin skitseret i skema 2. Nogle af de enkelte punkter med hensyn til prøveudtagning, lagring, prøvetagning og kemisk analyse er allerede i detaljer beskrevet i flere vejledninger (ASTM 1990; Colombo et al. 1991a; DS anvisning 1993; Nordtest 1990). Disse vejledninger skal nøje granskes og inkorporeres i de prøvningsmetoder, der udarbejdes i forbindelse med indeklimamærkningsordningen. (Se del 1).

Krav til vurdering af afgangningens betydning i et standardrum - baseret på kemisk analyse

En vurdering af de målte afgivne VOC'er fra et byggemateriale kræver viden om følgende fem forhold:

1) Kvalitativ information om de afgivne VOC'er

Både statisk og dynamisk headspace analyser kan give informationer om afgivne VOC'er. Ligeledes kan en ekstraktionsanalyse give oplysninger om et materiales indhold af fordampelige stoffer. Disse typer analyser giver derimod ikke information om afgangsprøfilen. Sammenligning af statisk med dynamisk headspace kan desuden være behæftet med fejlkilder; fx kan damptryksforskelle i de fra materialet afgivne VOC'er give et skævt billede af hvilke VOC'er, som vil være dominerende (Colombo et al. 1991b; Pleil og Whiton 1990).

2) **Kvantitativ måling af afgangningen på enkeltstofniveau**

Dette stiller krav til et dokumenteret klimakammer ud over oplysninger om de klimatiske parametre (ASTM 1990; Colombo et al. 1991a; DS 1993; Nordtest 1990). Disse er blandt andet kontrol af temperatur, relativ fugtighed, genfindning af specifikke VOC'er, opblanding, samt lufthastigheden hen over materialet. Sidstnævnte bør være realistisk i størrelsesordenen 1-15 cm/s. Matthews (1989) målte lufthastigheden i seks boliger til 0-2,5 cm/s.

Afbildning af målte koncentrationer mod tid giver afgangningsprofilen, samtidig dermed fås også sammensætningen af afgivne stoffer.

Derudover kræves der specifikationer om analytiske parametre som:

- * Kriterier for analytisk specificitet.
- * Kriterier for analytisk følsomhed, som imødekommer måling af både lugtstoffer og irritanter. Det skønnes, at den kemiske analyse skal kunne analysere afgangningshastigheder i størrelsesordenen $0,1-2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$. Se i øvrigt skema 3. Det skal dog påpeges, at kravene til bestemmelse af tidsværdien $t(C_m)$ er betydeligt mindre end til bestemmelse af lugtstoffer og irritanter i luft generelt.
- * Kriterier for udvælgelse af potentielle VOC'er, se skemaerne 4 og 5.

Af praktiske og økonomiske årsager bør antallet af målinger være så lille som muligt, ideelt set 2-3. Dette kræver grundigt kendskab til det pågældende materiales afgangningsprofil. Kendskabet kan være opnået ved tidligere udførte målinger.

3) **Kriterier for udvælgelse af potentielle indeklimarelevante VOC'er**

Udvælgelsen af potentielle VOC'er baserer sig dels på den acceptable indeklimarelevante C_m koncentration, og dels på at VOC'erne skal have en vedvarende relativ høj afgangningshastighed. Sidstnævnte kan blandt andet ses ud fra de udtagne headspace analyser. C_m svarer til $C_{\text{odour/accept}}$ og $C_{\text{irr/accept}}$, som er baseret på henholdsvis detektionslugttærskler (Devos et al. 1990) og slimhindeirritationstærskler (Schaper 1993; AT 1992).

De overordnede principper er, at lugte generelt er hypoadditive, men hyperaddition er kendt, se i øvrigt skema 4. Derimod antages det, at irriterende VOC'er generelt er additive i deres virkning.

4) **Modelberegning, antagelser, bestemmelse af tidsværdien $t(C_m)$**

Modelberegning er baseret på en serie forudsætninger, som skitseret i skemaerne 4-8. Princippet er at den målte afgangningsprofil (henfaldskurve) for udvalgte VOC'er anvendes til bestemmelse af henfaldskonstanten og afgangningshastigheden. Disse værdier anvendes til bestemmelse af den tidsværdi, $t(C_m)$, det tager at nå C_m i et standardrum under standardbetingelser, se skema 6.

Modelberegning er baseret på en række forudsætninger om standardrummets dimension og materialernes afgangning. Se skemaerne 6, 8 og 9. Disse er følgende (bl.a. fra DS 1993):

- * Standardrum: $17,42 \text{ m}^3$, gulv, væg og fugemasser dækker henholdsvis 7, 24 og $0,2 \text{ m}^2$. Luftskifte er $0,5 \text{ h}^{-1}$.
- * Det tilladelige bidrag per materialeoverflade er 50 pct. af den relevante sundhedsmæssige tærskel.
- * Afgangningshastigheden er den samme i klimakammer som i standardrum. Denne antagelse er rimelig, såfremt afgangningshastigheden er uafhængig af overfladelufthastigheden.
- * At den anvendte model, som ideelt set bør beskrive afgangningsprocessen, også er gyldig efter lang tid.
- * Der anvendes de(n) laveste detektionslugttærskler, idet det antages, at lugte er hypoadditive, men hyperadditive effekter er kendte. Såfremt der ikke findes en lugttærskel, anvendes generelt en gennemsnitslugttærskel på 100 ppb i følge Devos et al. (1990). Det er imidlertid kendt at nogle VOC'er har meget høje lugttærskler, fx typen siloxaner og dioler.
- * Der anvendes indtil en bedre summationsmodel findes, summation på slimhindeirritation efter formlen $C_m = C_{\text{irr/accept}} = \sum C_{m1}/IT_1 + C_{m2}/IT_2 + C_{mi}/IT_i < 0,5$, hvor C_{mi} er lig med koncentration af VOC_i og IT_i er lig med irritationstærskel for VOC_i .

5) **Rangfølgemærkningsprincip**

Blandt stoffer, som forekommer i høj koncentration ved headspace analysen, udvælges til $t(C_m)$ bestemmelse de(n), som har lavest(e) lugt- og/eller kumuleret irritationstærskler. En rangfølge etableres i henhold til stigende tidsværdier, som i nærværende rapport er baseret på den indeklimarelevante lugttærskel.

Eksperimentelle principper

Preliminær analyse af afgivne stoffer ved hjælp af headspace screeningsanalyse

For at kunne udføre målingerne er det nødvendigt med et forkendskab til de VOC'er, som kan afgives fra materialet. Den bedst egnede analyse er en headspace screening. I et lukket rum (statisk) (Wolkoff 1990a) eller klimakammer, FLEC, (dynamisk) (Colombo et al. 1991b; Wolkoff et al. 1993a) opsamles de afgivne VOC'er på et adsorptionsrør. Analysen udføres ved en kombination af termisk desorption og gaschromatografi (GC) og eventuelt massespektrometri (MS). Ekstraktion af materialet er en alternativ metode (Pleil og Whiton 1990). I de fleste tilfælde vil 1-2 liter prøveopsamling være tilstrækkelig ved enten nylonposemetoden eller mikroemissionscellen FLEC. I denne undersøgelse er dynamisk headspace analyse udtaget 24 timer efter FLEC påsætning.

Prøveindsamling

Det blev aftalt med Flügger A/S og Casco Nobel A/S at de begge tilsendte tre forskellige produkter (A-C), som alle bliver anvendt indendørs. Malingerne var i halvliter plastdåser og fugemasserne i patronform (300 ml). Det blev aftalt med EGE-tæpper, at prøver fra tre forskellige tæppeproduktioner skulle udtages, således at de alle havde tilnærmelsesvis det samme produktionstidspunkt, og havde været lagret ca. 14 dage før afsendelse. Tæppeprøverne var rullet sammen og indpakket separat i polyethylenfolie.

Prøveopbevaring

Prøverne blev opbevaret ved stuetemperatur. Tæpperne forblev indpakket i polyethylenfolie i ca. 14 dage før prøveudtagning.

Prøveforberedelse

Alle prøver blev behandlet så ensartet som muligt.

Malinger

Malingerne blev påført på fortinnede stålplader (bredde = 200 mm, længde = 600 mm). For at få en ensartet lagtykkelse anvendtes en spalteapplikator (200 µm), som blev ført hen over den påførte maling to gange.

Fugemasser

Fugemasserne blev påført med pistol til en matrix (ydre diameter = 33 mm, i.d. = 21 mm, dybde = 10 mm) udboret i en cylindrisk aluminiumsplade (diameter = 200 mm, højde = 20 mm). For at undgå kontaminering af matrix blev denne beskyttet med paraffinfolie. Massen blev udjævnet med spartel, så den blev plan med matrixflade. Til de sensoriske analyser blev fugemasserne appliceret i en aluminiumsskinne (bredde = 10 mm, dybde = 12 mm, længde = 600 mm). Fugemassernes fri overflade blev udjævnet med en spartel, så den blev plan med aluminiumsskinnen.

Tæpper

En cirkelformet prøve (diameter = 150 mm) blev udskåret fra rullens midte og midt i tæppets bredde. Prøven blev lagt i en matrix (diameter = 150 mm, dybde = 8,9 mm) udboret i en cylindrisk aluminiumsplade (diameter = 200 mm, højde = 20 mm). Til de sensoriske analyser blev der af hver tæpperulles midte og midt i tæppets bredde udskåret prøveemner (bredde = 200 mm, længde = 600 mm).

Konditionering af prøver

Fugemasserne og malingerne blev efterladt til tørring i en time ved stuetemperatur før konditionering. Prøverne blev derefter konditioneret i klimakamret CLIMPAQ (Gunnarsen et al. 1993) i 23 timer, henholdsvis 24 timer for tæpperne. CLIMPAQ betingelserne var for prøverne til de kemiske analyser: Temperatur ($20 \pm 0,5$ °C) og relativ fugtighed (30 ± 5 pct. rh), luftskifte $1/h^{-1}$ og lufthastighed 0,15 m/s. For prøverne til de sensoriske analyser blev der anvendt de samme betingelser ved konditioneringen, som ved selve afprøvningerne.

Klimakamre

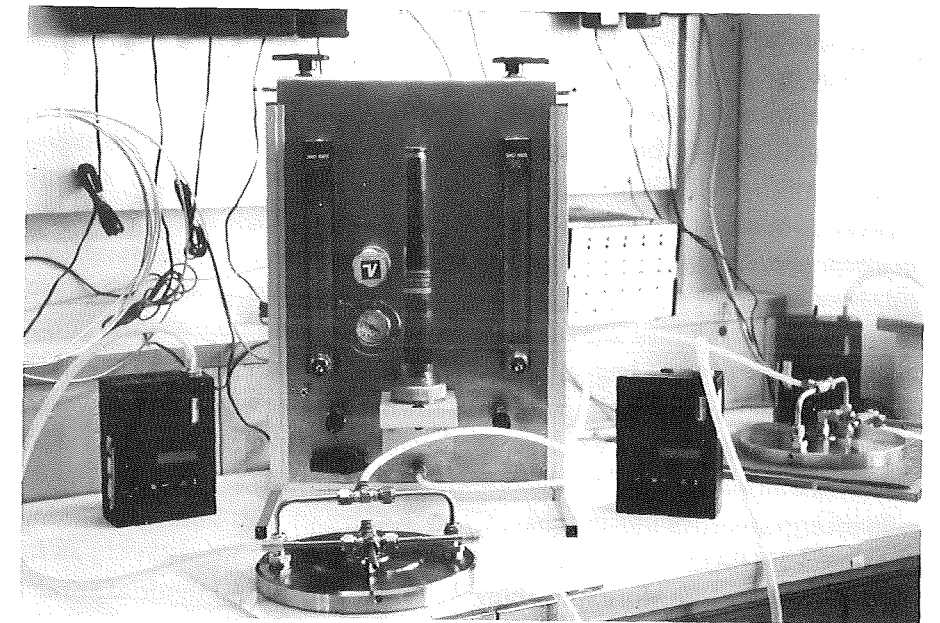
Tilkonditionering af prøverne anvendtes klimakammeret CLIMPAQ, som blev rensat med acetone og vand før hver ny prøveindsætning. Til selve den kemiske prøvning anvendtes mikroemissionscellen, FLEC (Wolkoff et al. 1991c, 1993a,b).

FLEC blev anvendt under følgende betingelser. Luftforsyningsenheden, FLEC Air Control Unit, forsynede FLEC med $300 \pm 1,5$ ml/min ren og befugtning luft (51 ± 2 pct. rh). Flow blev finjusteret til 300 ml/min (svarende til en beregnet lufthastighed = 10,5 mm/s) før hver prøveopsamling. (Såfremt der ikke anvendes elektroniske flow kontrol af luftforsyningen, skal luftflowet gennem klimakammeret bestemmes løbende og justeres). Temperaturen var $22 \pm 1,5$ °C. (Både temperaturen og fugtigheden skal registreres løbende). FLEC blev rensat efter forskrifterne før hver ny afprøvning. Baggrundmåling viste, at FLEC var ukontamineret med de udvalgte stoffer. Baggrundsværdier var i størrelsesordenen ca. $\leq 0,4$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$, formodentlig betydeligt lavere.

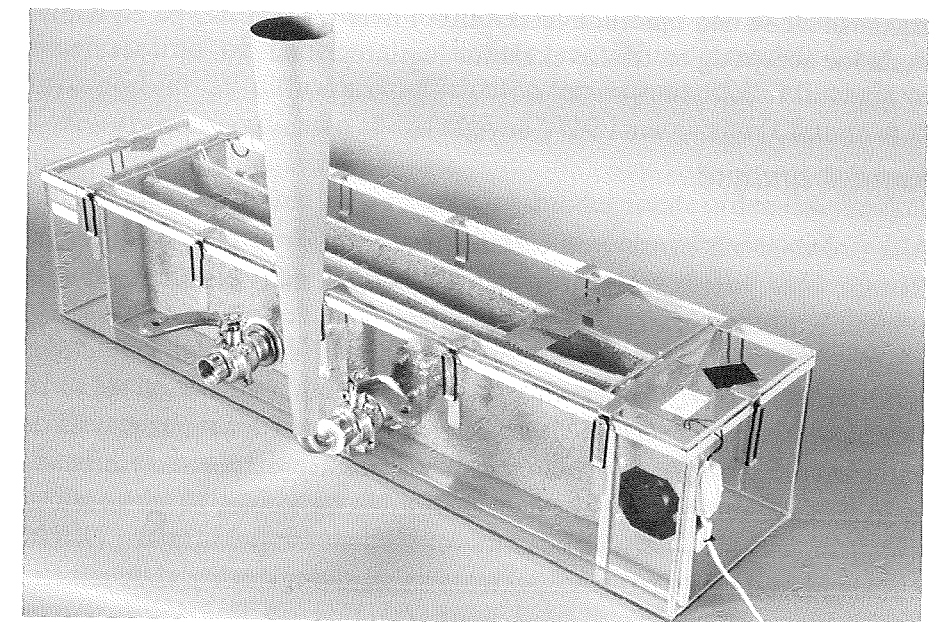
Den valgte luftforsyningshastighed til FLEC på 300 ml/min svarer til et luftskifte på $507 h^{-1}$. Dette betyder for fugemasserne og tæpperne vedkommende, at den målte koncentration (masse/ m^3) i FLEC er ca. den samme som i standardrummet. For malevarerne skal FLEC-koncentratio-

nerne ganges med en faktor 2,8. Det betyder også, at den målte koncentration i FLEC er den samme som afgangshastigheden (masse/ $\text{m}^2 \times \text{h}$) for gulv- og vægmateriale, mens koncentrationen skal ganges med 10 for fugemasserne.

Til de sensoriske prøvninger blev CLIMPAQ'en anvendt under følgende betingelser: Temperatur $22 \pm 1,5$ °C, lufthastighed $0,15 \pm 0,05$ m/s, udeluftstrøm $0,86 \pm 0,05$ l/s og luftskifte $60,8 \pm 3,6 h^{-1}$.



Figur 1. FLEC afgangskammer. FLEC blev anvendt i forbindelse med bestemmelse af den kemiske afgangprofil.



Figur 2. QLIMPAQ afgangskammer. QLIMPAQ blev anvendt til konditionering af byggevarerne og i forbindelse med de sensoriske afprøvninger.

Prøvning/måling af afgasningsprofil

FLEC blev sat på prøverne til tid = 0 time. For at få information om afgasningens profil såvel efter kort tid som efter lang tid blev der udtaget en dobbeltprøve ved følgende ca. tider, timer: 1, 2, 4, 6, 24, 48, 96, 144, ca. dage: 8, 10, 30, 60, 90, 120 og 150. Mellem prøvetagningerne blev prøverne opbevaret frit i et ventileret kælderlokale ved temperatur ($22 \pm 1,5$ °C) og relativ fugtighed (30 ± 5 pct. rh). Midtpunktet mellem start og sluttidspunktet af målingen anvendtes som måletidspunkt. Prøverne, der blev opsamlet på Tenax TA rør (200 mg, 60-80 mesh) til termisk desorption på Perkin-Elmer desorber (ATD 50 eller ATD 400), blev udtaget som beskrevet for FLEC (Wolkoff et al. 1991c). Volumen hastighed = 40,0 ml/min, opsamlings tid = 45 min; der anvendtes Dupont Alpha-1 pumper. Volumen hastigheder blev bestemt før den første prøvetagning hver dag og efter hver prøvetagning med Gilibrator (Gilian Instrument Corp.). Forskellen mellem før og efter prøvetagning var sjældent større end 3 pct. Prøverørene, der hver havde gennemgået en forudgående renhedsskontrol, blev forsejlet med Swagelock fittings og opbevaret i nylonposer i fryser ved -20 °C indtil analyse.

Efter opbevaring af byggematerialeprøven i kælderlokale blev FLEC påsat og målinger først udtaget 24 timer efter.

Til bestemmelse af den sensoriske afgasningsprofil blev der gennemført sensoriske afprøvninger på følgende tidspunkter: 2, 6, 13, 20, 29, 37 og 45 dage efter prøvernes indsættelse i CLIMPAQ. Der blev udført nulforsøg på tom CLIMPAQ til tiden 0.

Til den sensoriske afprøvning blev anvendt et panel bestående af mindst 20 personer. Personerne, der indgik i panelet, var ikke specielt træned, men de blev inden hver afprøvning instrueret i, hvordan afprøvningen skulle foregå. Luften i CLIMPAQ'erne blev bedømt af hver enkelt person i panelet ved at lugte til CLIMPAQ'ernes trakte. Som reference anvendtes bedømmelsen af luften i et rum med ren luft. Panelbedømmelsen blev gennemført som individuelle randomiserede blindprøver. Hver paneldel-tager voterede den oplevede luftkvalitet i hver CLIMPAQ på en trinløs skala for accept og en trinløs skala for lugtintensitet.

Kemisk analyse

Alle prøverør var rensed ved termisk desorption ved 250 °C i 20 min. Rørene blev yderligere rensed ved 275 °C i 7 min, efterfulgt af fuld standardchromatografi for renhedskontrol.

Kvalitativ

Der blev udtaget prøver 24 timer efter til kvalitativ bestemmelse af de afgivne VOC'er. Prøvevolumet var som ovenfor. Røret blev analyseret ved termisk desorption (Perkin-Elmer ATD 50) og koblet til en gaschromatograf (HP 5890 Ser. II) kombineret med massespektrometri (KRA-TOS Profile HV3). En massespektrometrisk identifikation af de enkelte VOC'er blev sammenholdt med deres retentionstid. For desorption og chromatografi-betingelser, se nedenfor. Resultaterne af den kvalitative analyse fremgår af tabellerne 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17 og figurerne 10-18. Metodens følsomhed under de anvendte betingelser kan bedømmes

skønsmæssigt ud fra, at 100 arealenheder (FID) svarer til en FLEC-koncentration på ca. 2-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ afhængig af hvilket enkeltstof der er tale om, se Appendiks D. Dette svarer til en afgasningshastighed på 2-100 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$ for tæpper og malevarer.

Kvantitativ

Alle luftprøver blev analyseret inden for 1 uge. Prøverne blev analyseret på ATD 400 termisk desorber og analyseret på HP 5890 gaschromatograf med FID-detektor og integreret ved brug af Perkin-Elmer Turbochrom-program. Betingelser var for ATD 400 og ATD 50: desorptionstid/temp. = 20 min/250 °C, temperatur for box og transfer line = 150 °C, cool trap/flash temp. = -30 °C/300 °C. Gaschromatograf temperaturprogram: 20 °C \rightarrow 220 °C for 13 min ved en stigning på 4 °C/min. Der anvendtes en 50 m halvpolar SIL 19CB kolonne (i.d. = 0,32 mm, film = 0,2 μm) (Chrompack). Hvert tredje rør var intern kontrol med en afvejet decan-standard. Alle bestemmelser er baseret på 4 punktskalibrering af de enkelte VOC'er og sammenholdt med den interne kontrol. Kalibreringen udførtes ved injektion af methanol opløsninger (5 μl) med afvejede mængder i området 0,1-4 μg VOC per injektion. Korrelationen for kalibreringen var $r^2 > 0,98$ for de fleste enkeltstoffer. Der anvendes stoffer af høj renhed, fx FLUKA puriss, til kalibreringen. Principper for analyse af chromatografiske data i forbindelse med kombineret termisk desorption er beskrevet tidligere (Bertoni et al. 1981; Bianchi et al. 1991; Clausen et al. 1990; Fabbri et al. 1987; HSE 1992; Mangani et al. 1982; Wolkoff 1990b), og er yderligere beskrevet i ASTM (se ASTM 1990) og Colombo et al. (1991a).

Modelberegning

Afgasningsprofiler (tid mod koncentrationsdata) blev inddateret i regneark og overført til programmet STATGRAPHICS. Til modellering af malingerne anvendtes en første ordens model uden inkorporering af en kammer sink-effekt (Dunn and Tichneor 1988). Til modellering af fugemasserne og tæpperne anvendtes en diffusionsmodel, hvori er inkorporeret at diffusionskoefficienten er eksponentielt afhængig af koncentrationsgradienten af den afgivne VOC i materialet (Clausen et al. 1993; Wolkoff et al. 1993b).

Henfaldskonstanten k_1 (fordampningsmodel, første ordens henfald) og k_1/l (diffusionskontrolleret model, hvor l = materialets lagtykkelse) og afgasningshastigheden ($\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$) blev bestemt ved ikke-linear regressionsanalyse af koncentrationsdata mod tid. På grund af ukontrollerbare henfald for nogle af VOC'erne blev det nødvendigt med data-reduktion af de første målinger indtil start på kontinuerligt aftagende henfald.

Derfor er der som regel, på grund af diskontinuert henfald, kun anvendt data fra ca. henholdsvis 1/2, 1, 2 og 3 måneder til modelberegning.

De nødvendige formler for beregning af den nødvendige tid, $t(C_m)$, til at nå C_m fremgår af skemaerne 6, 8 og 9. Den anvendte C_m er baseret på detektionslugttærskler ($C_{\text{odour/accept}}$) indhentet fra Devos et al. (1990) og en database fra USEPA. Ud fra disse tærskler udvælges dominerende VOC'er med de(n) lavest(e) tærskel(er).

Lagtykkelse af malingerne blev bestemt som middel af 24 målinger med Elcometer 300 (Elcometer Inc.).

For den sensoriske bedømmelse afbildes for hvert materiale den gennemsnitlige acceptværdi og den gennemsnitlige intensitetsværdi som funktion af tiden. I et virkeligt indeklima svarer ethvert acceptniveau til et bestemt antal tilfredse af de personer, der vurderer den umiddelbart oplevede luftkvalitet ved indtræden. Dette kan udtrykkes i procent tilfredse. En tilsvarende omregning kan anvendes for de her opnåede acceptværdier, således at de kan omsættes til procent tilfredse. Se figur 20. Ved at se på de beregnede acceptkurver kan man for hvert materiale forudsige, hvornår et givent kriterium vil være opfyldt. Dette kan anvendes til rangordning af materialerne eller til at bedømme dem absolut.

Resultater

Ved gennemgang af de indhentede lugttærskler og irritationstærskler fremgik det, at lugttærskler gennemgående var betydeligt lavere end irritationstærsklerne (dog uden at foretage en summering af irritationen). I dette arbejde er der kun udført modelberegning med henblik på lugt. For slimhindeirritation er der indhentet data fra musemetoden, som er konverteret til arbejdsmiljø-grænseværdier ($TLV = 0.03 \times RD_{50}$) (Schaper 1993). En sammenligning af disse med Arbejdstilsynets grænseværdier (1992) viste generelt god overensstemmelse.

Appendiks A lister de i litteraturen fundne lugt- og irritationstærskler for identificerede VOC'er.

Appendiks B viser afgangningsprofilerne af udvalgte VOC'er afgivet fra de ni materialer. På grund af metodens følsomhed på ca. 2-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i FLEC betyder et fravær af et enkeltstof ikke, at stoffets afgangning dermed er ophørt.

Appendiks C viser resultatet af den gaschromatografiske (headspace) analyse af FLEC afgangningsmålinger udtaget 24 timer efter FLEC påsætning. Der er generelt kun rapporteret VOC'er, som havde en afgangningshastighed større end ca. 10 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{time})$. Antallet af identificerede VOC'er ville have været betydeligt større, især for malevarernes vedkommende, hvis den kvalitative analyse var blevet udtaget enten ved ekstraktion eller headspace under konditioneringsperioden.

Appendiks E viser de sensoriske afgangningsprofiler for de ni materialer (figurerne 19-26).

Fugemasser (A-C)

Resultaterne af de undersøgte fugemasser (A-C) fremgår af tabellerne 1-6. Tabellerne 1, 3 og 5 viser de identificerede VOC'er fundet ved dynamisk headspace analyse, samt de tilgængelige data om lugttærskler og irritationsdata. Tabellerne 2, 4 og 6 viser resultaterne af de modelberegnete tidsværdier, $t(C_m)$, for VOC'er, der er udvalgt ud fra lugtbaseret sundhedskriterium. Figurerne 1-3 viser afgangningsprofilerne for de udvalgte VOC'er afgivet fra fugemasserne A-C, og figurerne 10-12 viser resultatet af prøveudtagning 24 timer efter FLEC-påsætning.

For fugemasserne A-C blev der identificeret i alt 53 forskellige VOC'er dimethyloctanol tæller her kun som én VOC, selvom der afgives en blanding af isomere dimethyloctanoler. Antallet af afgivne identificerede VOC'er fra fugemasserne A-C var henholdsvis 23, 17 og 18. De VOC'er, som afgassede i størst mængde, er angivet ved * i tabellerne 1, 3 og 5.

For fugemasse A's vedkommende var 2-(2-butoxyethoxy)butanol den VOC, der forekom i højeste koncentration, og samtidig havde den laveste lugttærskel. For fugemasse B's vedkommende var 2-butanonoxim altdominerende med en massiv afgangningshastighed. Derefter var det decamethylcyclotetrasiloxan, som dominerede, men efter ca. 600 timer dominerede dimethyloctanol; der er imidlertid ingen information om

siloxanen til at kunne inddrage den i en sundhedsmæssig vurdering. De væsentlige VOC'er for fugemasse C var 2-ethylhexanol og dimethyloctanol.

Flere af de afgivne VOC'er udviste et diskontinuert henfald, sandsynligvis på grund af konkurrerende processer og reaktioner, eller fordi koncentrationsgradienten inde i fugemassen endnu ikke var blevet færdig-etableret før start. Det var således nødvendigt med data-reduktion for at kunne udføre modelberegningen. Gennemgående var modelberegningen tilfredsstillende med en korrelation på model fit ($r^2 > 0.92$) i de fleste af tilfældene. Selvom korrelationen for butanonoxim fra fugemasse B er høj, skal den beregnede tidsværdi $t(C_m)$ dog tages med forbehold, da stoffet nedbrydes. For fugemasse C's vedkommende gav dimethyloctanol den dårligste korrelation. Dette kan skyldes dels at stoffet er vanskeligt at analysere, da det præsenterer 6 forskellig isomere, dels at det dannes ved en fraspaltningsproces oven i afgangningen. Den modelberegne tidsværdi $t(C_m)$ i fugemasse C skal derfor tages med forbehold.

Ved at antage, at den bedste fugemasse er den der afgiver færrest lugtstoffer og på kortest tid når C_m for alle VOC'er, kan følgende rangfølge for fugemasserne sættes: $C < A < (B)$ efter stigende tidsværdi baseret på lugttærskler. Rangfølgen skal imidlertid tages med forbehold, da det ikke har været muligt at indhente tox data om de dominerende siloxaner i fugemasse B.

Den sensoriske bedømmelse giver samme rangfølge af de afprøvede fugemasser, nemlig $C < A < B$. Der var dog ikke særlig stor forskel på fugemasserne A og C. Ved den sensoriske analyse ses også det samme diskontinuerte forløb som ved den kemiske.

Malevarer (A-C)

Resultaterne af de undersøgte malinger (A-C) fremgår af tabellerne 7-12. Tabellerne 7, 9 og 11 viser de identificerede VOC'er fundet ved dynamisk headspace analyse, samt de tilgængelige data om lugttærskler og irritationsdata. Tabellerne 8, 10 og 12 viser resultaterne af de modelberegne tidsværdier, $t(C_m)$, for VOC'er udvalgt ud fra et lugtbaseret sundhedskriterium. Figurerne 4-6 viser afgangningsprofilerne for de udvalgte VOC'er afgivet fra malevarerne A-C, og figurerne 13-15 viser resultatet af prøveudtagning 24 timer efter FLEC-påsætning.

For malevarerne A-C blev der identificeret i alt 8 forskellige VOC'er. Antallet af afgivne VOC'er fra malevarerne A-C var henholdsvis 8, 6 og 8. De VOC'er, som afgassede i størst mængde er angivet ved * i tabellerne 7, 9 og 11.

For malevarerne A's og B's vedkommende var 1,2-propandiol, 2,4,4-trimethyl-1,3-pentandiol (kun A), Texanol og TXiB de VOC'er, der forekom i højeste koncentration. Texanol havde den laveste lugttærskel blandt disse, idet det antages, at lugttærsklerne for de to dioler er relativt høje. De væsentlige VOC'er for malevare C's vedkommende var 1,2-propandiol, 2-(2-butoxyethoxy)ethanol) og Texanol.

Afgangningsprofilerne var karakteriseret ved et fravær af en sink-effekt, som ellers var forventet fra tidligere erfaringer (Clausen et al. 1991; Wolkoff et al. 1993b). Der var kun behov for modelberegning af Texanol og butoxyethoxyethanol fra malevare C. For de andre VOC'ers vedkommende kunne tidsværdien $t(C_m)$ bestemmes ved visuel inspektion.

Korrelationen for modelberegningen af Texanol var ikke særlig god ($r^2 = 0,70$), mens den var tilfredsstillende for butoxyethoxyethanol. Malevare C udviste en fortsat afgangning af Texanol selv efter tre måneder og over ($C_{\text{odour/Texanol}}$) værdien.

Ved at antage, at den bedste maling er den som hurtigst når C_m for alle VOC'er, viser de fundne tidsværdier $t(C_m)$, baseret på et lugtbaseret sundhedskriterium, at malevarerne indbyrdes er ligeværdige ($A \sim B \sim (C)$) under de givne eksperimentelle betingelser. Denne rangfølgeorden skal imidlertid tages med forbehold, fordi den eventuelle sundhedsmæssige betydning af de to dioler ikke er medtaget. Desuden giver den fortsatte afgangning af Texanol fra malevare C indikation om, at A og B trods alt er bedre. Derudover kommer så det faktum, at afgangningshastigheden fra malevarers overflader er kraftigt afhængig af lufthastigheden. De målte lagtykkelser for de tre malinger var ikke statistisk forskellige, se tabel 19.

Den anvendte procedure er endvidere behæftet med to fejlkilder. Den ene er, at upolære og lettere flygtige VOC'er er afgasset under konditioneringsperioden, blandt andet terpentiner med undecan som hovedkomponent. Det er derfor sandsynligt, at afgangningsprofilen ville være anderledes ved anvendelse af et "realistisk" (porøst) materiale i stedet for stålplader.

Den sensoriske bedømmelse af malingerne rangordner dem også ens.

Tæpper (A-C)

Resultaterne af de undersøgte tæpper (A-C) fremgår af tabellerne 13-18. Tabellerne 13, 15 og 17 lister de identificerede VOC'er ved dynamisk headspace analyse samt de tilgængelige data om lugttærskler og irritationsdata. Tabellerne 14, 16 og 18 viser resultaterne af de modelberegne tidsværdier $t(C_m)$ for VOC'er, der er udvalgt ud fra lugtbaseret sundhedskriterium. Tabel 20 viser tæppernes lagtykkelse. Figurerne 7-9 viser afgangningsprofilerne for de udvalgte VOC'er afgivet fra tæpperne A-C, og figurerne 16-18 viser resultatet af prøveudtagning 24 timer efter FLEC-påsætning.

For tæpperne A-C blev der identificeret i alt 14 forskellige VOC'er. Antallet af afgivne VOC'er fra tæpperne A-C var henholdsvis 5, 11 og 13. De VOC'er, som afgassede i størst mængde, er angivet ved * i tabellerne 13, 15 og 17.

For tæppe A's vedkommende var 2-ethylhexanol den altdominerende VOC, men 4-phenylcyclohexen blev også observeret. For tæppe B's vedkommende var eddikesyre, benzylalkohol og 4-phenylcyclohexen de dominerende VOC'er. De væsentlige VOC'er for tæppe C var benzylalkohol, 2-ethylhexanol og 4-phenylcyclohexen.

Som også observeret ved fugemasserne udviste flere af de afgivne VOC'er fra tæpperne et diskontinuert henfald både i starten og efter en måned, sandsynligvis på grund af konkurrerende processer og reaktioner. Data-reduktion var derfor nødvendig for modelberegningen. Korrelationen for modelberegningen af 4-phenylcyclohexen var ikke tilfredsstillende ($r^2 > 0,77$). De beregnede tidsværdier $t(C_m)$ for 4-phenylcyclohexen skal derfor tages med stærkt forbehold, indtil flere målinger er udført. Modelkurven for tæppe B viste en nedadgående afbøjning i forhold til måledata. En visuel inspektion af tæppe B's

afgasningsprofiler for benzylalkohol og eddikesyre viste, at tidsværdien $t(C_m)$ var henholdsvis ca. 0,6 og 0,3 måneder. En visuel inspektion af afgasningsprofilerne for tæppe A viste, at 2-ethylhexanol var under C_m allerede efter ca. 0,6 måned, men den oversteg igen efter ca. to måneder C_m værdien; en modelberegning er derfor ikke mulig endnu. Tilsvarende viste en inspektion af tæppe C's afgasningsprofil for benzylalkohol, at C_m var ca. 0,75 måned, mens 2-ethylhexanol allerede fra start lå under C_m .

Den umiddelbart oplevede lugtoplevelse af tæpperne viste, at tæppe A havde et mærkbart lugtindtryk selv efter fire måneder i modsætning til tæpperne B og C. For tæppe A gælder det, at afgasningsprofilerne for 2-ethylhexanol og 4-phenylcyclohexen begge oversteg de tilsvarende C_m værdier.

Ved at antage, at det bedste tæppe er det, som hurtigst når C_m for alle VOC'er, kan følgende rangfølge for tæpperne sættes: $B < C \leq A$ efter stigende tidsværdi baseret på lugtbaseret sundhedskriterium, idet henfaldet af 4-phenylcyclohexen er den altafgørende VOC. Det skal yderligere bemærkes, at den rapporterede lugttærskel for 4-phenylcyclohexen ikke er baseret på en standardiseret lugtpanelvurdering, men stammer fra en undersøgelse, hvor der er udført luftmålinger i en bygning.

Samlet betragtet for de tre tæpper var den afgørende VOC 4-phenylcyclohexen, som stammer fra gummibagsiden. Det er i den sammenhæng interessant, at startkoncentrationen for ovennævnte VOC var lavest i det tæppe, som har den tyndeste gummibagside (tæppe A), se tabel 20. Dette er også i overensstemmelse med, at F_0 var mindst for tæppe A, som imidlertid udviste den laveste k_1/l værdi, hvilket medførte at tidsværdien $t(C_m)$ blev stor.

Den sensoriske bedømmelse af tæpperne gav i de første ti dage en bedre bedømmelse af tæppe C end af både tæppe A og tæppe B. Efter denne tid fik tæppe C en ringere bedømmelse og kom ned på samme niveau, som de to øvrige tæpper. Resultatet af bedømmelsen er, at de er ens.

Bemærk, at resultaterne for fugemasserne og tæpperne, hvis henfald har vist sig er være mindre følsom over for lufthastigheden, er de angivne tidsværdier ægte. Det vil sige, at de burde kunne overføres direkte til standardrummet, såfremt påføringerne har været realistiske. For malingerne vedkommende er det kendt, at afgasningen er stærkt afhængig af lufthastigheden. Tidsværdierne kan derfor ikke anvendes ud over en rangfølgeordning.

Resultaterne af de sensoriske analyser viser, at man skal være varsom med på få data at tilpasse afgasningen en matematisk model. Den sensoriske afprøvningstid bør være så lang som mulig og mindst strække sig over to måneder.

Diskussion

Undersøgelsens overordnede formål har været at undersøge om kemisk måling af afgasningen fra byggematerialer, forenet med en sundhedsmæssig vurdering baseret på den indeklimatelevante lugttærskel og matematisk modelberegning, tilsammen kunne etablere en tidsparameter $t(C_m)$, som skulle være et mål for materialets betydning for indeklimaet og luftkvaliteten.

I denne undersøgelse har det været hensigten, at afgasningsbetingelserne for tre typer fugemasser, malevarer og tæpper, skulle være så "realistiske" som muligt. Derfor er materialerne blevet konditioneret under realistiske forhold i CLIMPAQ før selve prøvningen.

Undersøgelsen af de tre materialetyper har vist, at det er muligt at bestemme tidsværdien $t(C_m)$ baseret på indeklimatelevante lugttærskler. Resultaterne viste, at der var store individuelle forskelle i materialernes afgasningsprofil, både kvalitative og kvantitative. Resultaterne viste også, at der stadig mangler sundhedsmæssige data for flere af de afgivne VOC'er. De fundne rangfølger skal tages med det forbehold, at nogle af de afgivne VOC'er, hvorom der ikke findes sundhedsmæssige data, kan have en væsentlig virkning på indeklimaet eventuelt i samspil med de øvrige afgivne VOC'er. En sammenligning af materialernes afgasningsprofiler kræver et nøje kendskab til materialernes kemi og de faktorer, som kan spille en rolle for afgasningsprocessens hastighed.

Undersøgelsen har vist, at der nu er lagt basis for et værktøj til produkt-rangordning, produktkontrol og produktudvikling af byggematerialer. Principperne dertil er baseret på sundhedsmæssig vurdering kombineret med kemisk analyse. Værktøjet vil kunne forstærkes ved implementering efter behov med andre teknikker som bisensorisk analyse (se Berglund og Esfandabad 1993), en dyreeksperimentel bestemmelse af afgasningens irritative potentiale og endelig humane eksponeringsforsøg, som kan kaste lys over mulige årsag/virkningssammenhænge.

Der foreligger to umiddelbare fejlkilder til bestemmelse af tidsværdien $t(C_m)$. Disse er dårlig korrelation af data og hypoadditivitet (eventuelt hyperadditivitet) af lugte. De fleste modelberegninger viste en god korrelation, men for enkeltes vedkommende var den mindre god. Dette kan være forårsaget af, at det kemiske henfald enten skyldes en afgasning fra endnu ikke afsluttede processer eller reaktionsprodukter, som dannes eller afspaltes, og endvidere en endnu ikke etableret koncentrationsgradient i materialet. Der er i bestemmelsen af tidsværdien $t(C_m)$, baseret på lugttærskler, ikke taget hensyn til lugtafgivelsens gode og dårlige indtryk, men alene på den absolutte lugttærskel. Da det er kendt, at lugtoplevelse af intensitet generelt er hypoadditive, men hyperadditive effekter er kendte, foreligger der den mulighed, at en sanering baseret på afgivne lugtstoffer stadig vil kunne resultere i nye lugtindtryk. I en sådan situation vil det være naturligt at foretage en kemisk analyse, fx under statiske forhold, for på den måde at få identificeret "nye" potentielle afgivne lugte.

Lugttærskler er generelt en faktor 10-100 lavere end irritationstærskler (AT; Berglund og Esfandabad 1993; Cometto-Muñiz og Cain 1993; Devos et al. 1993; Schaper 1993). Dette giver en vis sikkerhed for, at en $t(C_m)$ lugttærskel baseret værdi også sikrer mod slimhindeirritation, såfremt de irriterende egenskaber er additive. Nyeste undersøgelser peger imidlertid i retning af, at irritanter kan have en betydelig hyperadditiv virkning (Cometto-Muñiz og Cain 1993). Det skønnes dog, at lugtbaserede $t(C_m)$ værdier, indtil ny erkendelse er fremkommet, er et godt mål for udvikling og rangfølgeordning af materialer.

Der er ikke i denne undersøgelse målt for afgangning af formaldehyd eller formaldehyd-fraspaltende stoffer. Dette ville være relevant især for malevarene. Det er muligt at en formaldehydafgasning ville medføre, at den indeklimatelevante og summerede irritationstærskel, $C_{m,irritation}$, ville være betydelig.

En validering af metoden til bestemmelse af tidsværdien $t(C_m)$ må afvente resultaterne af afgasningsmålingerne for fugemasserne A-C og tæppe B. En absolut validering vil først kunne gennemføres efter de indhentede erfaringer fra mange afprøvninger, herunder kendskab til spredning i de modelberegnete henfaldskonstanter og afgasningshastigheder, blandt andet som funktion af anvendt klimakammer og andre materialeegenskaber, se nedenfor.

Resultaterne viste, at ud af de ni materialer var der fem, som ville have nået tærskelværdien C_m inden for syv måneder. Tidsværdien svarende til at nå ti gange den indeklimatelevante lugttærskel lå inden for tre måneder for fugemasserne A og C, alle malevarene og tæpperne A og C, se tabel 21. En mulig strategi med henblik på udvikling af "sundere" materialer kunne være at have som endeligt mål, materialer som kun bidrager til en tiendedel af C_m . En alternativ vej kunne være, at den enkelte branche bruger tidsværdien $t(C_m)$ som et dynamisk instrument, idet hver enkelt branche sætter som mål en forudbestemt tidsværdi for branchens materialer, som kriterium for mærkning.

Undersøgelsen har vist, at der mangler viden om flere faktorer, som kan have indflydelse på metoden og gøre den realistisk rentabel og validerbar. Disse er i vilkårlig rækkefølge:

- * Materialehomogenitet og prøvens repræsentabilitet, det vil sige hvor mange prøver er påkrævet - eller hvor universel er prøvningen?
- * Afprøvning af materialers ensartethed med henblik på reduktion af antal afgasningsmålinger - er én måling nok, hvis afgasningsprocessen er kendt for materialet?
- * Undersøgelse af lufthastighedens betydning for afgasningsprocessen ved indeklimatelevante hastigheder.
- * Undersøgelse af underlagets betydning for malinger - stål versus gipsvæg/tapet.
- * Undersøgelse af samstemmighed mellem kemisk og sensorisk analyse.

- * Undersøgelse af i hvilken udstrækning recept-data, herunder fysisk-kemiske data, kan bruges i mærkningsøjemed med henblik på, hvor meget der afgasser ud i et standardrum. Der er behov for en sammenligning af recepters totalindhold af VOC med den eksperimentelt bestemte M_0 værdi.

Konklusion

Der er udarbejdet en metode til måling af afgangningen fra byggematerialer. Principper og værktøjer til måling og kombineret med en sundhedsmæssig vurdering baseret på den indeklimarelevante lugttærskel er udviklet og afprøvet på tre fugemasser, tre malevarer og tre tæpper. Undersøgelsen viser også nødvendigheden af flere afgangningsforsøg udført over lang tid med henblik på at få en bedre forståelse af materialers opførsel efter en indeklima-relevant tidsskala (flere måneder).

Faglige krav til en mærkningsordning

Gennemførelse af en mærkningsordning vil, ud over et velfungerende laboratorium til kemisk og sensorisk analyse af VOC'er i lavkoncentrationsområdet, klimakammerteknik og afgangningsmålinger, kræve et indgående kendskab til materialer, modelberegning, sundhedsmæssig indsigt, foruden et generelt kendskab til indeklimatiske faktorer og deres betydning for luftkvaliteten og de sundhedsmæssige konsekvenser heraf. Derudover vil en sådan mærkning for en given byggevare først kunne træde i kraft, når det faglige og tekniske grundlag herfor er klar. Bl.a. kunne det være ønskeligt med langtidsforsøg og dokumentation på repeterbarhed opnået ved gentagne afgangningsforsøg af det samme materiale, samt reproducerbarhed opnået ved interlaboratorie-kontrolstudier.

Litteratur

Arbejdstilsynet (1992) "Grænseværdier for stoffer og materialer", At-anvisning Nr. 3.1.0.2.

Arctander, S. (1969) "Perfume and flavor chemicals", Montclair, N. J., USA.

Ahlström, R., Berglund, B., Berglund, U., and Lindvall, T. (1986) "Formaldehyde odor and its interaction with the air of a sick building", *Environment International*, **12**, 289-295.

Andersen Nexø, B. and Nielsen, G. D. (1993) "Toksikologisk vurdering af indeklimaforureninger - Typiske forureninger fra jordforurening", Bygge- og Boligstyrelsen, Copenhagen, pp. 1-95.

Andersen, I., Seedorff, L., and Skov, A. (1982) "A strategy for reduction of toxic indoor emissions", *Environment International*, **8**, 11-16.

American Society for Testing and Materials, (1990) "Standard guide for small-scale environmental chamber determinations of organic emissions from indoor materials/products", ASTM, Philadelphia.

Berglund, B. and Esfandabad, H. S. (1993) "A bisensory testing procedure suitable for odorous irritants and emissions from building materials", *Indoor Air '93*, **1**, 107-112.

Bertoni, G., Bruner, F., Liberti, A., and Perrino, C. (1981) "Some critical parameters in collection, recovery and gas chromatographic analysis of organic pollutants in ambient air using light adsorbents", *Journal of Chromatography*, **167**, 263-270.

Bianchi, A., Varney, M. and Phillips, J. (1989) "Modified analytical technique for the determination of trace organics in water using dynamic headspace and gas chromatography-mass spectrometry", *Journal of Chromatography*, **467**, 111-128.

Black, M. S. (1992) "Measuring the TVOC contributions of carpet using environmental chambers". In: Pierson, T. K. and Naugle, D. F. (eds) *NATO/CCMS Pilot Study on Indoor Air Quality - Sampling and Analysis of Biocontaminants and Organics in Non-Industrial Indoor Environments*, Research Triangle Park, N. C.: Research Triangle Institute, p. 57-67.

Black, M. S., Pearson, W. J., and Work, L. M. (1991) "A Methodology for Determining VOC Emissions from New SBR Latex-Backed Carpet, Adhesives, Cushions, and Installed Systems and Predicting Their Impact on Indoor Air Quality", ASHRAE, Atlanta. *Healthy Buildings '91*, 267-272.

Black, M. S., Pearson, W. J. Brown, J., and Sadie, S. (1993) "Material selection for controlling IAQ in new construction", *Indoor Air '93*, 2, 611-616.

Cain, W. S. and Murphy, C. L. (1980) "Interaction between chemoreceptive modalities of odor and irritation", *Nature*, 284, 255-257.

Cain, W. S. and Cometto-Muñiz, J. E. (1993) "Irritation and odor: Symptoms of indoor air pollution", *Indoor Air '93*, 1, 21-31.

Chang, J. C. S. and Guo, Z. (1992a) "Modelling of the fast organic emissions from a wood-finishing product - floor wax", *Atmospheric Environment*, 26A, 2365-2370.

Chang, J. C. S. and Guo, Z. (1992b) "Characterization of Organic Emissions from a Wood Finishing Product - Wood Stain", *Indoor Air*, 2, 146-153.

Cinalli, C. A., Johnston, P. K., Koontz, M. D., Girman, J. R., and Kennedy, P. W. (1993) "Ranking consumer/commercial products and materials based on their potential contribution to indoor air pollution", *Indoor Air '93*, 2, 146-153.

Clausen, P. A., Nielsen, P. A. og Wolkoff, P. (1990) "Afgasning fra vandfortyndbare malinger", Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm. SBI-rapport 207, pp. 1-95.

Clausen, P. A., Wolkoff, P., Holst, E., and Nielsen, P. A. (1991) "Long Term Emission of Volatile Organic Compounds from Waterborne Paints. Methods of Comparison", *Indoor Air*, 1, 562-576.

Clausen, P. A. (1993) "Emission of volatile and semivolatile organic compounds from waterborne paints - The effect of the film thickness", *Indoor Air*, in press.

Clausen, P. A., Laursen, B., Wolkoff, P., Rasmussen, E., and Nielsen, P. A. (1993) "Emission of Volatile organic compounds from a vinyl floor carpet", *Modeling of Indoor Air Quality and Exposure, ASTM STP 1205*, Nagda, N. L. (ed.), American Society for Testing and Materials, Philadelphia. p. 3-13.

Colombo, A., Crump, D., De Bortoli, M., et al. (1991a) Report No. 8. Guideline for the Characterization of Volatile Organic Compounds Emitted from Indoor Materials and Products Using Small Test Chambers, Commission of the European Communities, Luxembourg.

Colombo, A., De Bortoli, M., Knöppel, H., Schauenburg, H. and Vissers, H. (1991b) "Small Chamber Tests and Headspace Analysis of Volatile Organic Compounds Emitted from Household Products", *Indoor Air*, 1, 13-21.

Cometto-Muñiz, J. E. and Cain, W. S. (1991) "Influence of Airborne Contaminants on Olfaction and the Common Chemical Sense". In: Getchell, T. V. and et al., (eds) *Smell and taste in Health and Disease*, New York: Raven Press, p. 765-785.

Cometto-Muñiz, J. E. and Cain, W. S. (1993) "Nasal irritation and odor from homologous series of chemicals", *Indoor Air '93*, 1, 561-566.

Cone, J. E. and Shusterman, D. (1992) "Health Effects of Indoor Odorants", *Environmental Health Perspectives*, 95, 53-59.

Dansk Standard (1993) "Anvisning for bestemmelse og vurdering af afgasning fra byggevarer". Dansk Standard, Hellerup, til høring.

De Bortoli, M. and Colombo, A. (1993) "Determination of VOCs emitted from indoor materials and products - Interlaboratory comparison experiment of small chamber measurements", CEC Joint Research Centre, Luxembourg.

Devos, M., Patte, F., Rouault, J., Laffort, P., and van Gemert, L. J. (1990) "Standardized Human Olfactory Thresholds", IRL Press at Oxford University Press, Oxford, pp. 1-165.

Dunn, J. E. and Tichenor, B. A. (1988) "Compensating for sink effects in emission test chambers by mathematical modeling", *Atmospheric Environment*, 22, 885-894.

Fabbri, A., Crescentini, G., Mangani, F., Mastrogiacomo, A. R., and Bruner, F. (1987) "Advances in the Determination of Volatile Organic Solvents and other Organic Pollutants by Gas Chromatography with Thermal Desorption Sampling and Injection", *Chromatographia*, 23, 856-860.

Fanger, P. O. (1988a) "Introduction of the olf and the decipol unit to quantify air pollution perceived by humans indoors and outdoors", *Energy and Buildings*, 12, 1-6.

Fanger, P. O., Lauridsen, J., Bluysen, P., and Clausen, G. (1988b) "Air pollution sources in offices and assembly halls quantified by the olf unit", *Energy and Buildings*, 12, 7-19.

Gunnarsen, L. (1990) "Ventilationsbehov og adaptation til indeluft", Carl Bro as, Glostrup.

Gunnarsen, L. and Fanger, P. O. (1992) "Adaption to indoor air pollution", *Environment International*, 18, 43-54.

Gunnarsen, L., Nielsen, P. A. and Wolkoff, P. (1993) "Design and characterization of the CLIMPAQ, Chamber for Laboratory Investigations of Materials, Pollution and Air Quality", *Indoor Air*, submitted.

Hansen, L. F., Nielsen, G. D., Tøttrup, J., et al. (1991) "Biological Determination of Emission of Irritants from Paint and Lacquer", *Indoor Air*, **2**, 95-110.

Health and Safety Executive, (1992) "Methods for the determination of hazardous substances: Volatile organic compounds in air, Laboratory method using pumped solid sorbent tubes, thermal desorption and gas chromatography", Health and Safety Executive, London.

Hudnell, H. K., Otto, D. A., and House, D. E. (1993) "Time course of odour and irritation effects in humans exposed to a mixture of 22 volatile organic compounds", *Indoor Air '93*, **1**, 567-572.

Jensen, B., Wolkoff, P., Wilkins, C. K., and Clausen, P. A. (1993) "Characterization of linoleum. Part I: Measurements of volatile organic compounds by use of the Field and Laboratory Emission Cell, "FLEC"", *Indoor Air*, submitted.

Johnsen, C. R., Heinig, J. H., Schmidt, K., et al. (1991) "A Study of Human Reactions to Emissions from Building Materials in Climate Chambers. Part I: Clinical Data, Performance and Comfort", *Indoor Air*, **1**, 377-388.

Jørgensen, R. B., Knudsen, H. N., and Fanger, P. O. (1993) "The influence in indoor air quality of adsorption and desorption of organic compounds on materials", *Indoor Air '93*, **2**, 383-388.

Knasko, S. C. (1992) "Ambient odor's effect on creativity, mood, and perceived health", *Chemical Senses*, **17**, 27-35.

Levin, H. (1989) "Building Materials and Indoor Air Quality", *Occupational Medicine: State of the Art Reviews*, **4**, 667-693.

Levin, H. (1992) "Controlling sources of indoor air pollution". In: Knöppel, H. and Wolkoff, P. (eds) *Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 321-341.

Levsen, K. and Sollinger, S. (1993) "Textile floor coverings as sinks for indoor air pollutants", *Indoor Air '93*, **2**, 395-400.

Mangani, F., Mastrogiacomo, A. R., and Marras, O. (1982) "Evaluation of the Working Conditions of Light Adsorbents and Their Use as Sampling Material for the GC Analysis of Organic Air Pollutants in Work Areas", *Chromatographia*, **15**, 712-716.

Marbury, M. C. and Woods, J. E., Jr. (1991) "Building-Related Illnesses". In: Samet, J. M. and Spengler, J. D. (eds) *Indoor Air Pollution - A Health Perspective*, Baltimore, Maryland: The John Hopkins Press, p. 306-322.

Matthews, T. G., Thompson, C. V., Wilson, D. L., and Hawthorne, A. R. (1989) "Air velocities inside domestic environments: an important parameter in the study of indoor air quality and climate", *Environment International*, **15**, 545-550.

Moschandreas, D. L. and Relwani, S. M. (1992) "Perception of ETS Odors: A Visual and Olfactory Response", *Atmospheric Environment*, **26B**, 263-269.

NORDTEST, (1990) "Building Materials, Emission of Volatile Compounds, Chamber Method", NORDTEST, Espoo, *Nordtest method no. 358*.

Person, A., Laurent, A.-M., Festy, B., Anguenot, F., Aigueperse, J., and Hardy, S. (1991) "Impact atmosphérique des composés organiques volatils (COV) générés dans l'habitat par les produits à usage domestique: caractérisation des émissions et modélisation de l'exposition", *Pollution Atmosphérique, Avril-Juin*, 159-176.

Pierson, T. K., Hetes, R. G. and Naugle, D. F. (1991) "Risk characterization framework for noncancer end points", *Environmental Health Perspectives*, **95**, 121-129.

Pleil, J. and Whiton, R. (1990) "Determination of Organic Emissions from New Carpeting", *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, **5**, 693-699.

Schaper, M. (1993) "Development of a database for sensory irritants and its use in establishing occupational exposure limits", *American Conference of Governmental Industrial Hygienists*, in press.

Seifert, B., Mailahn, W., Schultz, C. and Ullrich, D. (1989) "Seasonal Variation of Concentrations of Volatile Organic Compounds in Selected German Homes", *Environment International*, **15**, 397-408.

Seifert, B. (1992) "Guidelines for Material and Product Evaluation", *Annals of the New York Academy of Sciences*, **641**, 125-136.

Shim, C. and Williams, M. H. (1986) "Effects of Odors in Asthma", *The American Journal of Medicine*, **80**, 1822.

Shoaf, C. R. (1991) "Current assessment practices for noncancer end points", *Environmental Health Perspectives*, **95**, 111-119.

Shusterman, D. (1992) "Critical Review: The Health Significance of Environmental Odor Pollution", *Archives of Environmental Health*, **47**, 76-87.

Shusterman, D., Lipscomb, J., Neutra, R. and Satin, K. (1991) "Symptom Prevalence and Odor-Worry Interaction near Hazardous Waste Sites", *Environmental Health Perspectives*, **94**, 25-30.

Sollinger, S., Levsen, K. and Wunsch, G. (1993) "Indoor air pollution by organic emission from textile floor coverings. II. Climate chamber studies under dynamic conditions", *Atmospheric Environment*, **27B**, 183-192.

Sparks, L. E., Tichenor, B. A., White, J. B., and Jackson, M. D. (1991) "Comparison of Data from an IAQ Test House with Predictions of an IAQ Computer Model", *Indoor Air*, **1**, 577-592.

STATGRAPHICS. Statistical Graphics Corporation. Version 2.6, 1987.

Tichenor, B. A. and Guo, Z. (1991) "The effect of ventilation on emission rates of wood finishing materials", *Environment International*, **17**, 317-323.

Tichenor, B. A., Guo, Z., Dunn, J. E., Sparks, L. E., and Mason, M. A. (1991a) "The Interaction of Vapour Phase Organic Compounds with Indoor Sinks", *Indoor Air*, **1**, 23-35.

Tichenor, B. A., Guo, Z., and Dorsey, J. A. (1991b) "Emission Rates of Mercury from Latex Paints", *Healthy Buildings '91*, ASHRAE, Atlanta, 276-279.

Tichenor, B. A. (1992) "Characterization Material Sources and Sinks: Current Approaches", *Annals of the New York Academy of Sciences*, **641**, 63-78.

Tucker, W. G. (1991) "Emission of organic substances from indoor surface materials", *Environment International*, **17**, 357-363.

USEPA, US Environment Protection Agency database.

Wallace, L. A., Pellizzari, E. D., Leaderer, B. P., Zelon, H. and Sheldon, L. (1987) "Emissions of Volatile Organic Compounds from Building Materials and Consumer Products", *Atmospheric Environment*, **21**, 385-393.

Wallace, L. A., Nelson, C. J., Kollander, M., Leaderer, B., Bascom, R., and Duntzman, G. (1991) "Indoor Air Quality And Work Environment Study - Multivariate Statistical Analysis of Health, Comfort And Odor Perceptions As Related to Personal And Workplace Characteristics " - Volume 4, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C.

Wolkoff, P., Hansen, L., and Nielsen, G. D. (1988) "Airway-irritating effect of carbonless copy paper examined by the sensory irritation test in mice", *Environment International*, **14**, 43-48.

Wolkoff, P. (1990a) "Proposal of Methods for Developing Healthy Building Materials; Laboratory and Field Experiments", *Environmental Technology*, **11**, 327-328.

Wolkoff, P. (1990b) "Some Guides for Measurements of Volatile Organic Compounds Indoors", *Environmental Technology*, **11**, 339-344.

Wolkoff, P., Clausen, P. A., Nielsen, P. A., and Mølhave, L. (1991a) "The Danish Twin Apartment Study; Part I: Formaldehyde and Long-Term VOC Measurements", *Indoor Air*, **1**, 478-490.

Wolkoff, P., Nielsen, G. D., Hansen, L. F., et al. (1991b) "A Study of Human reactions to Building Materials in Climatic Chambers. Part II: VOC Measurements, Mouse Bioassay, and Decipol Evaluation in the 1-2 mg/m³ TVOC Range", *Indoor Air*, **1**, 389-403.

Wolkoff, P., Clausen, P. A., Nielsen, P. A., Gustafsson, H., Jonsson, B., and Rasmusen, E. (1991c) "Field and Laboratory Emission Cell: FLEC", ASHRAE. *Healthy Buildings '91*, ASHRAE, Atlanta. 160-165.

Wolkoff, P., Johnsen, C. R., Franck, C., Wilhardt, P., and Albrechtsen, O. (1992) "A Study of Human Reactions to Office Machines in a Climatic Chamber", *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, **Suppl. 1**, 71-97.

Wolkoff, P. and Kjærgaard, S. K. (1992) *Indeklimasyndromet i kontormiljøet - State of the art oversigt*, Bygge- og Boligstyrelsen, Copenhagen, pp. 1-43.

Wolkoff, P., Clausen, P. A., and Nielsen, P. A. (1993a) "Application of Field and Laboratory Emission Cell "FLEC" - Recovery Study, Case Study of Damaged Linoleum, and Liquid wax", *Journal of Chromatographic Science*, submitted.

Wolkoff, P., Clausen, P. A., Nielsen, P. A., and Gunnarsen, L. (1993b) "Documentation of Field and Laboratory Emission Cell "FLEC" - Identification of Emission Processes from Carpet, Linoleum, Paint, and Sealant by Modelling", *Indoor Air*, in press.

World Health Organization, (1989) "Indoor Air Quality: Organic Pollutants". EURO Reports and Studies No. 111, World Health Organization, Copenhagen.

Ziem, G. E. and Davidoff, L. L. (1992) "Illness from chemical odors", *Archives of Environmental Health*, **47**, 88-91.

Summary

SBI Report 233: Indoor Labeling of Building Products. Part 2: Technical Dokumentation.

The emission profiles of selected volatile organic compounds (VOC) emitted from three different types of carpets, waterborne paints, and sealants have been measured during four months in the Field and Laboratory Emission Cell (FLEC) at an air exchange rate of 507 h⁻¹ and 50 per cent relative humidity.

The materials were preconditioned for 24 hours in a glass chamber, CLIMPAQ, with an air exchange rate = 64 h⁻¹, air velocity = 1,5 mm/s. Chemical analysis was performed by sampling on Tenax TA followed by thermal desorption and gas chromatography, in addition to mass spectrometry for qualitative analysis. General principles for material selection, conditioning, and VOC sampling are presented. Principles for modeling of the emission profile data and conversion of these data to indoor relevant health data, i.e. lowest odour detection thresholds and cumulated mucous irritation thresholds in a standard room are presented. The time, $t(C_m)$ (months), required to reach the indoor relevant concentration in a standard room is determined and used for ranking purposes. The conversion of the emission profile data obtained from FLEC is based on several assumptions. These are:

- * A standard room (17.42 m³, area m²: floor 7, wall 24, sealants 0.2) and air exchange rate of 0.5 h⁻¹.
- * All materials are permitted an equal emission per square meter.
- * The maximum permissible contribution of building materials to the indoor environment is 50 per cent.

Determination of $t(C_m)$ can be obtained by visual inspection of the emission profile if the indoor relevant concentration of potential VOC is above the emission profile. If the emission profile is above the relevant chamber concentration based on relevant indoor health data modeling is required to obtain the emission profile constants, the emission rate constant, k_1 (h⁻¹), and the emission factor M_0 or F_0 (mg/(m² x h)). These values are estimated by non-linear regression analysis of the emission profile data (up to three months) using a proper model describing the emission process from the material surface. The constants are then used for the calculation of $t(C_m)$. A first order decay model was applied for the paints. The emission profile of the paints did not show a chamber sink effect because of a dominating and competing high concentration of 1,2-propandiol. A diffusion model, in which the diffusion coefficient depends exponentially on the concentration gradient within the material, was applied to the emission profiles of the carpets and sealants.

The found $t(C_m)$ time values in months based on the lowest odour detection thresholds of major emitting VOC showed no difference for the paints, though one of the paints continued to emit Texanol thus resulting

in the following ranking order of increasing $t(C_m)$ $A \sim B < C$. For the three carpets the following ranking order was obtained for increasing $t(C_m)$: $61 < 94 < 98$ (4-phenylcyclohexene), respectively. However, a visual inspection of the emission profile of this VOC after four month showed a marked decrease of the concentration, so that carpet A was below $t(C_m)$ and carpets B and C had reached $2 \times t(C_m)$. For the sealants the following ranking order of increasing $t(C_m)$ months was obtained: 2 (dimethyloctanols) < 7 (2-(2-butoxyethoxy)ethanol) < 39 (butanone oxime) (VOC). The $t(C_m)$ values must be evaluated according to the quality of the model fit correlation and the health data available.

Seven out of the nine materials had reached $10 \times C_m$ within three months. Future strategies for development of healthy materials could be mutually agreed $t(C_m)$ values with $0.1 \times t(C_m)$ as the ultimate goal.

Validation of the method must wait for until further experimental data of $t(C_m)$ can be compared with the calculated $t(C_m)$ for the sealants based on the modeling.

Schemes

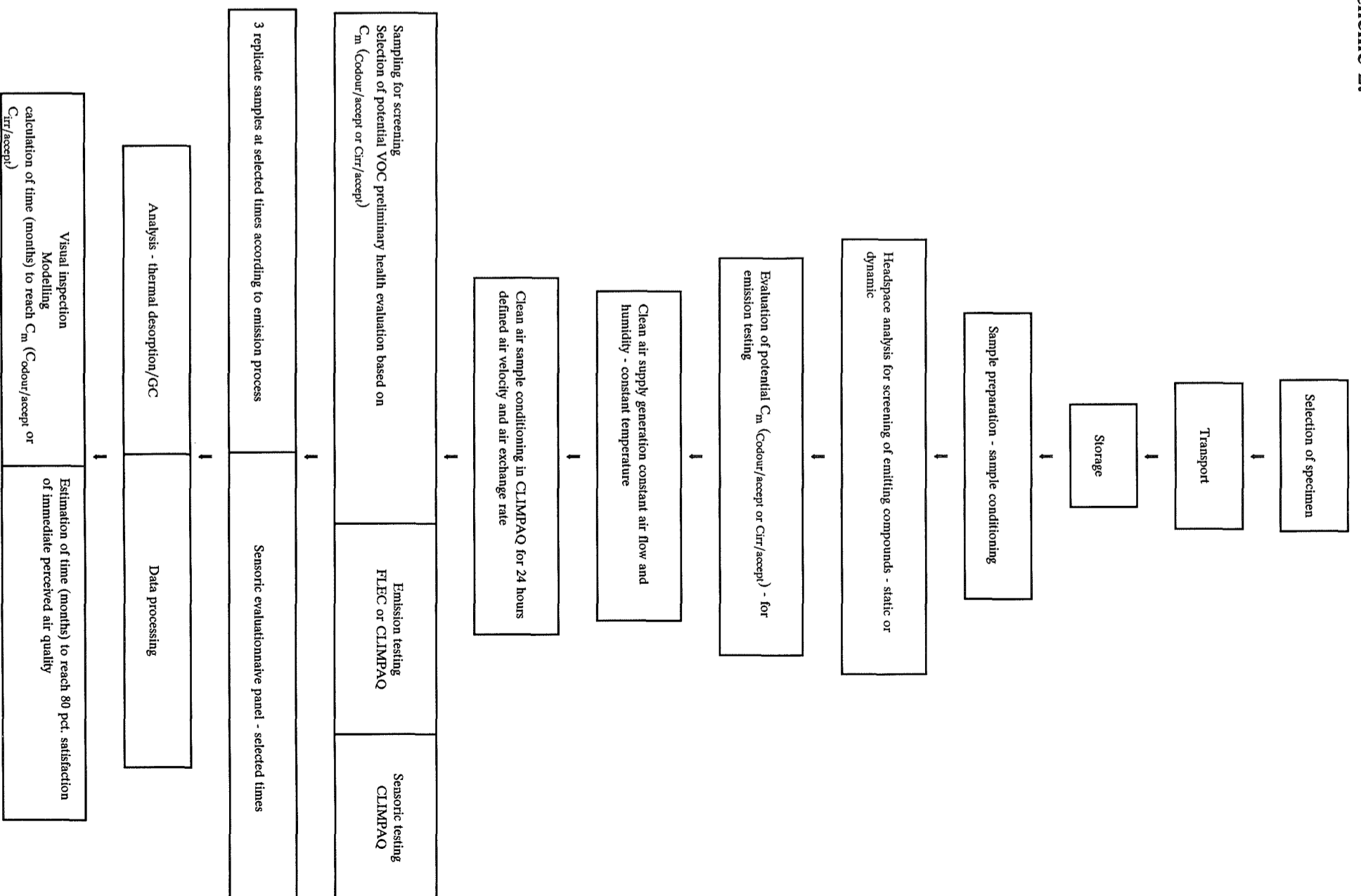
Scheme 1.	
Status: Models applied to emission from building materials	42
Scheme 2.	
From material to modelling and calculation of $t(C_m)$	43
Scheme 3.	
Analytical criteria	44
Scheme 4.	
Principle for chemical odour evaluation (indoor air value, $C_{m/odour/accept}$)	45
Scheme 5.	
Principle for chemical irritation evaluation (relevant indoor air value for irritative VOC, C_m)	46
Scheme 6.	
Calculation principles for determining acceptable indoor VOC concentration and the time required to reach an acceptable concentration from building materials	47
Scheme 7.	
Analysis, modelling and toxicological evaluation, requirements	48
Scheme 8.	
Calculations, FLEC vs standard room	49
Scheme 9.	
Models and formulars for calculating the time ($t(C_{m,FLEC})$) required to reach $C_{m,FLEC}$	50

Scheme 1.

Status: Models applied to emission from building materials					
Materials	First order decay	First order decay + sink effect	Diffusion exp. conc. dep. diff.	Time elapsed hours	Comments
Carpet	+		+ ¹ + ²	56 96	Emission rate enhanced by increased air velocity. Emission sensitive to temp., but not humidity.
Domestic products	+		+ ³	300	
Linoleum			+ ⁴	1000	
Paint	+ ⁵			8400	
Paint-mercury	+ ⁷	+ ^{2,6}		350 100	Emission strongly depends on AER. 2.5-order decay model fitted.
Polyurethane	+ ⁸			24	
PVC flooring			+ ⁹	600	
Sealant	+ ⁸		+ ²	48 192	Emission rate enhanced with increasing AER. Model accomodates unpolar and polar VOC. Emission rel. insensitive to AER.
Wax, wet products	+ ^{8,10}	+ ¹¹		24 14	Emission rate is enhanced with increasing AER.
Wood stain				150	Double exp. model ¹²

References: 1) Sollinger et al. 1993. 2) Wolkoff et al. 1993a. 3) Person et al. 1991. 4) Jensen et al. 1993. 5) Clausen et al. 1991. 6) Clausen 1993. 7) Tichenor et al. 1991b. 8) Tichenor and Guo 1991. 9) Clausen et al. 1993. 10) Wolkoff et al. 1993b. 11) Chang and Guo 1992a. 12) Chang and Guo 1992b.

Scheme 2.



Scheme 3.

Analytical criteria:

The analytical criteria should account for:

- 1) the lowest reported odour detection threshold concentration in a standard room
 - 2) analytical sensitivity taking into account S/N ratio and standard sampling conditions.
- 1: An odour detection threshold of $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($= 1000 \text{ ng}/\text{m}^3$) ($C_{\text{odour/accept}} = 500 \text{ ng}/\text{m}^3$) in a standard room is chosen.*
2: The analytical requirement for sensitivity should be 1/10 of the corresponding C_m (test chamber).

General formula: C_m (standard room) = $EF_m \times A_m / (n_{st} \times V_{st})$

$$\begin{aligned} C_m \text{ (chamber)} &= EF_m \times \text{Chamber}_m / (n_{\text{chamber}} \times V_{\text{chamber}}) \\ C_m \text{ (chamber)} &= [C_{\text{odour/accept}} \times n_{st} \times V_{st} \times \text{chamber}_{\text{area}}] / [\text{Area}_m \times \text{chamber}_n \times V_{\text{chamber}}] \\ C_m \text{ (FLEC)} &= [50 \times 0.5 \times 17.42 \times \text{FLEC}_{\text{area}}] / [\text{Area}_m \times \text{FLEC}_n \times 3.55 \times 10^{-5}] \text{ ng}/\text{m}^3 \\ C_m \text{ (FLEC)} &= 1.2267 \times 10^7 \times (\text{FLEC}_{\text{area}} / \text{Area}_m \times \text{FLEC}_n) \end{aligned}$$

At FLEC flow $300 \text{ ml}/\text{min} \rightarrow \text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$

Analytical detector sensitivity requirements at $C_{\text{odour/accept}}$ ($500 \text{ ng}/\text{m}^3$):

$$\begin{aligned} C_m \text{ (FLEC)}_{\text{floor}} &= 0.1 \times 1.2 \text{ ng}/\text{m}^3 \text{ at 2 litre air sampling} \\ C_m \text{ (FLEC)}_{\text{wall}} &= 0.1 \times 0.4 \text{ ng}/\text{m}^3 \text{ at 2 litre air sampling} \\ C_m \text{ (FLEC)}_{\text{seal}} &= 0.1 \times 1.8 \text{ ng}/\text{m}^3 \text{ at 2 litre air sampling} \end{aligned}$$

*) The lowest reported odour detection threshold in Devos et al. (1990) is $14 \text{ ng}/\text{m}^3$ for artificial musk. Most odour detection thresholds are about 100 ppb ($42000 \text{ ng}/\text{m}^3$) for a standard compound with a molecular weight = 100). I.e., incorporating a factor of 50 per cent contribution, the permissible $C_{\text{odour/accept}}$ equals $21000 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Scheme 4.

Principle for chemical odour evaluation (indoor air value, $C_{m/\text{odour/accept}}$):

Assumption: odours are generally hypoadditive, but hyperadditive phenomena are known. Different adaptation patterns are known.

$$C_m = C_{\text{odour/accept}}$$

$$C_m = C_{\text{odour/accept}} = 50 \text{ per cent of odour detection threshold (OT)}$$

model applied to 2-3 volatiles with lowest (indoor) odour detection threshold (OT)

* Odour detection thresholds are obtained from the literature (Devos et al. 1990).

* Qualified guess based on homologue series. This can only be applied in few cases.

* A standard compound mean odour detection threshold for compounds anticipated to have odour potential is set at 100 ppb (based on Devos et al. 1990) until further information is obtained.

Note: To account for individual difference (log normal distribution) and hyperadditive/additive effects in perception a safety factor of 10 is suggested

$$C_m = 50 \text{ per cent of odour detection threshold (OT)}.$$

Note: The potential of sensoric evaluation is in particular relevant for quality control of the same product and in product development.

Note: It is anticipated, due to hypoadditivity of odours, that substitution of less odorous VOC that the odour perception may change.

Scheme 5.

Principle for chemical irritation evaluation (relevant indoor air value for irritative VOC, C_m):

Assumption: irritants act on an additive basis until better models are available.

$$C_m = C_{\text{irr/accept}} = 50 \text{ per cent of total summed irritative threshold (IT).}^*$$

An additive model for irritation is applied:

$$C_m = C_{\text{irr/accept}} \quad (\sum C_{m1}/IT_1 + C_{m2}/IT_2 + C_{mi}/IT_i) < 1 \times 0.5 = 0.5$$

Model must be applied to volatiles (number unspecified) with lowest irritation thresholds (IT). C_{mi} = concentration of VOC_i .

* ITs are obtained from:

- 1) Mouse bioassay ($IT = RD_{50} \times 0.03$) (Schaper review 1993).
- 2) Evaluation of literature (RTECS and other tox. databases) in addition to analogy.
- 3) TLVs $\times (1/40)^*$. TLVs are obtained from the Danish Working Environment Service (Arbejdstilsynet 1992).

*) Considering the difference between 8 normal working hours with full 24 hours occupation indoors all year one obtains pseudo indoor irritative thresholds $_{24 \text{ h}}$ equals to approximately 1/4 TLV. Such values should protect against irritation because irritative effects generally have steep dose-effect relationships (Commetto-Muñiz and Cain 1991). Indoor air evaluations based on traditional TLVs have been objected to (Pierson et al. 1991) and may be avoided by introducing an additional safety factor of 10 as applied by US-EPA (Shoaf 1991) thus resulting in an indoor relevant value, $TLV_{24 \text{ h}} \approx (1/40) \times TLV_{8 \text{ h}}$ (Andersen Nexø and Damgaard Nielsen 1993).

Scheme 6.

Calculation principles for determining acceptable indoor VOC concentration and the time required to reach an acceptable concentration from building materials

The assumptions are:

Standard room

volume	17.4 m ³
floor area	7,0 m ²
wall	24,0 m ²
sealant	0,2 m ²
air exchange rate	0.5 h ⁻¹

* All materials are permitted an equal emission per square meter.

* The maximum permissible contribution of building materials to the indoor environment is 50 per cent. The material must only contribute to half the indoor air (odour or irritation) threshold concentration.

It is hoped that consensus can be reached so that the contribution of wall and sealants = 50 per cent., ceiling material only 25 per cent., and floor material up to 75 per cent. of the 50 per cent. of the accepted indoor air value.

* The acceptable odour concentration (the relevant odour indoor air value), $C_{\text{odour/accept}}$ in a standard room is equal or less than the reported odour threshold of the volatile(s) disregarding the hedonistic perception of emitted VOC.

* The time required to reach such a concentration reflects not only the total amount emitted of a specific odorous volatile in the material per square meter, but it reflects also the emission characteristic of the material and its surface properties.

Generally, for evaluation purposes the lowest threshold among odorous and irritative volatiles is chosen for modeling. It should be noted that odours generally are hypoadditive, while irritative compounds generally are additive.

The same principle applies to mucous irritation. In this case the irritative/acceptable concentration (the relevant irritative indoor air value), $C_{\text{irr/accept}}$ is the reported or total indoor evaluated irritation threshold. However, for irritative volatiles an additive model must be applied, because the irritative effect is generally considered to be additive, until better models are developed.

Scheme 7.

Analysis, modelling and toxicological evaluation, requirements:

Analytical and health requirements:

- * Measured concentrations versus time in a climatic chamber.
Note: limited number of measurements according to emission process/model, ideally only three measurements required.
- * A mathematical model which accommodates the chamber concentration versus time decay at long time.
- * Health evaluation of the odour and irritation thresholds (the lowest indoor air value, C_m) caused by the specific material in a standard room

$$C_m = C_{\text{odour/accept}} \text{ OR } C_{\text{irr/accept}}$$

Calculations:

- * Calculation of the climate chamber concentration corresponding to $C_{\text{odour/accept}}$ or $C_{\text{irr/accept}}$ in a standard room.
- * Calculation of the time required to reach $C_{\text{odour/accept}}$ or $C_{\text{irr/accept}}$ in the climatic chamber.
Note: if $C_{m, t=0} < C_{\text{odour/accept}}$ or $C_{\text{irr/accept}}$ calculation not required.

Modelling and labelling principle:

- * Labelling of a building material is based on time $t(C_m)$ required to reach $C_m = C_{\text{irr/accept}}$ or $C_{\text{odour/accept}}$ based on chemical emission testing.

Scheme 8.

Calculations, FLEC vs standard room

$$\text{General formula: } C_m (\text{standard room}) = EF_m \times A_m / (n_{st} \times V_{st})$$

EF_m = maximum acceptable emission factor of material for volatile (x)
($\text{mg}/\text{m}^2 \times \text{h}$)

C_m = max. acceptable concentration in standard room from material
(mg/m^3)

A_m = area of material in standard room (m^2) (7.0 for floor, 24 for wall,
0.2 for sealant)

n = air exchange rate (h^{-1})

n_{st} = 0.5 air exchange rate in standard room (h^{-1})

V_{st} = standard room volume (17.42 m^3)

$FLEC_v$ = FLEC volume ($3.55 \times 10^{-5} \text{ m}^3$)

$FLEC_{\text{area}}$ = FLEC material surface area, normally 0.0177 m^2 , for sealants
 0.00072 m^2

$FLEC_n$ = FLEC air exchange rate (h^{-1})

$$C_m = C_{\text{odour/accept}} \text{ OR } C_{\text{irr/accept}} (\text{mg}/\text{m}^3)$$

$$C_m = C_{\text{odour/accept}} = \text{odour threshold (OT)} \times 50 \text{ per cent.}$$

$$C_m = C_{\text{irr/accept}} = \text{total summed irritative threshold (IT)} \times 50 \text{ per cent.}$$

$$\text{For flooring materials (7 m}^2\text{): } C_m \leq EF_m \times 7 / (17.42 \times 0.5)$$

$$\text{For wall materials (24 m}^2\text{): } C_m \leq EF_m \times 24 / (17.42 \times 0.5)$$

$$\text{For sealants (0.2 m}^2\text{): } C_m \leq EF_m \times 0.2 / (17.42 \times 0.5)$$

EF_m must be converted to a chamber concentration, e.g. FLEC chamber concentration (C_m (FLEC)).

$$C_m (\text{FLEC})_{\text{floor}} \leq OT \times 0.5 \times 17.42 \times 0.5 \times FLEC_{\text{area}} / (7 \times FLEC_n \times FLEC_v) \rightarrow$$

$$C_m (\text{FLEC})_{\text{floor}} \leq OT \times 310.2 / FLEC_n$$

likewise:

$$C_m (\text{FLEC})_{\text{wall}} \leq OT \times 0.5 \times 17.42 \times 0.5 \times FLEC_{\text{area}} / (24 \times FLEC_n \times FLEC_v) \rightarrow$$

$$C_m (\text{FLEC})_{\text{wall}} \leq OT \times 90.5 / FLEC_n$$

likewise:

$$C_m (\text{FLEC})_{\text{seal}} \leq OT \times 0.5 \times 17.42 \times 0.5 \times FLEC_{\text{area}} / (0.2 \times FLEC_n \times FLEC_v) \rightarrow$$

$$C_m (\text{FLEC})_{\text{seal}} \leq OT \times 441.6 / FLEC_n$$

$$C_m = \text{Model F}(t)$$

Models and formulae for calculating the time ($t(C_{m,FLEC})$) required to reach $C_{m,FLEC}$		Comments
First order decay	$t(C_{m,FLEC}) = (\ln(M_0 \times k_1 / EF_m)) / k_1$	First order decay with and without sink, and diffusion follows this formula. However, for thin films the layer thickness, L , has to be implemented for ranking purposes.
First order decay with sink ¹	$t(C_{m,FLEC}) = L(\ln(M_{L0} \times k_1 / EF_m)) / k_1$	
	$EF_m = (C_{m,FLEC} \times FLEC_n \times FLEC_v) / FLEC_{area}$	
Diffusion with exp. dep. diffusion ²	$t(C_{m,FLEC}) = FLEC_{area} / ((C_m \times FLEC_v \times FLEC_n \times (k/l)) - 1 / (F_0 \times (k/l)))$ for $t > > FLEC_n$	Valid for high air velocities l = thickness

1) EF_m = emission factor at $C_{m,FLEC}$; k_1 = rate constant h^{-1} ; M_0 = initial mass $\mu g/m^2$, all determined from modelling.
 2) $C_m = C_{odour/accept}$ or $C_{irr/accept}$ (mg/m^3); $FLEC_{area} = FLEC$ area m^2 ; $FLEC_n = FLEC$ air exchanges h^{-1} ; $FLEC_v = FLEC$ volume m^3 ; F_0 = emission factor $\mu g/(m^2 \times h)$; k/l = rate constant/length $h^{-1} \times m^{-1}$, all determined from modelling.

Tables

Table 1. Identified VOC emitted from Sealant A and their odour and irritation thresholds 53

Table 2. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Sealant A 53

Table 3. Identified VOC emitted from Sealant B and their odour and irritation thresholds 54

Table 4. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Sealant B 54

Table 5. Identified VOC emitted from Sealant C and their odour and irritation thresholds 55

Table 6. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Sealant C 55

Table 7. Identified VOC emitted from Paint A and their odour and irritation thresholds 56

Table 8. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Paint A 56

Table 9. Identified VOC emitted from Paint B and their odour and irritation thresholds 57

Table 10. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Paint B 57

Table 11. Identified VOC emitted from Paint C and their odour and irritation thresholds 58

Table 12. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Paint C 58

Table 13. Identified VOC emitted from Carpet A and their odour and irritation thresholds 59

Table 14. Emission profile constants and $t(C_{odour/accept})$ for Carpet A 59

Table 15. Identified VOC emitted from Carpet B and their odour and irritation thresholds 60

Table 16. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ for Carpet B 60

Table 17. Identified VOC emitted from Carpet C and their odour and irritation thresholds 61

Table 18. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ for Carpet C 61

Table 19. Physical data for Paints A-C. 62

Table 20. The Thickness of Carpets' (A-C) Backing and Fibres. ... 62

Table 21. The Time to Reach $10 \times (C_{\text{odour/accept}})$ for Carpets, Paints, and Sealants. 62

Table 1. Identified VOC emitted from Sealant A 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Sealant A VOC	Indoor thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous irritation + 40
1.	acetone	34670	
2.	2-propanol	25700	
3.	2-methyl-2-propanol	38900	
4.	butanal	28	2240
5.	2-methyl-1-propanol *	2570	4124
6.	butanol *	1510	2876
7.	acetic acid	360	300
8.	butyl acetate	930	18
9.	1,2-ethandiol		3233
10.	1,2-propanediol		
11.	butyl propionate *		
12.	2-butoxyethanol	1660	3078
13.	ethoxyacetic acid		
14.	unknown (MW=144)		
15.	2-ethylhexanol	1320	1753
16.	nonanal	13	
17.	2-(2-butoxyethoxy)ethanol *	680	
18.	2-(2-butoxyethoxy)ethanol acetate *	2290	
19.	pentadecane		
20.	hexadecane		
21.	bis-(1-methylpropyl) malonate *	900	
22.	bis-(1-methylpropyl) succinate *	960	
23.	bis-(1-methylpropyl) adipate	1080	

* = major VOC after 24 h.

Table 2. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Sealant A.

Sealant A $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1/l $\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$	F_0 $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
butanol	755	1315	$2.48\text{E}-4^1$	1.836E1	0.9235	~ 0
2-(2-butoxyethoxy)ethanol	340	592	$4\text{E}-6^1$	2.6523E2	0.9873	22
2-(2-butoxyethoxy)ethanol acetate	1150	1995	$2.96\text{E}-5^1$	7.504E1	0.9970	0.3

1) Reduced data set applied after 100 hours.

Table 3. Identified VOC emitted from Sealant B 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

Sealant B VOC No.	Indoor thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	Odour detection	Mucous irritation + 40
24. ethanol *	54950	
25. methylisocyanate * (toxic)		0.6
26. butanone	23440	19865
27. toluene *	5880	8000
28. hexamethylcyclsiloxane *		
29. octamethyltrisiloxane		
30. butanone oxime *	360	
31. octamethyl cyclotetrasiloxane *		
32. tetraethyl orthosilicate		2170
33. decamethyl cyclotetrasiloxane		
34. undecane	7760	
35. octanal	7.2	
36. ethyl acetamide	360	
37. decamethyl cyclopentasiloxane *		
38. dimethyloctanols ¹ *	120	
39. dodecamethyl cyclopentasiloxane *		
40. tetradecamethyl cycloheptasiloxane		

* = major VOC after 24 h. 1) Sum of 6 isomers.

Table 4. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Sealant B.

Sealant B FLEC _n = 507 h ⁻¹	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1/l $\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$	F_0 $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
butanone oxime	180	314	1.73E-6	5.461E3	0.9847	102
decamethyl cyclo- pentasiloxane			8.13E-4	1.32E1	0.9799	
dimethyloctanols ¹	60	104.5	7.32E-5 ²	2.38E2	0.9957	7.2

1) It is assumed that the isomeric dimethyl octanols can be added. 2) Reduced data set applied after ca. 600 hours.

Table 5. Identified VOC emitted from Sealant C 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

Sealant C VOC No.	Indoor "environment" thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	Odour detection	Mucous irritation + 40
1. acetone	34670	
41. hexane *	79430	
42. methylcyclopentane		
43. cyclohexane	77630	17500
6. butanol	1510	2876
26. toluene	5880	8000
27. hexamethylcyclsiloxane		
44. nonane	6760	244258
45. ethylbenzene	13	5531
46. xylene		2708
47. decane	4370	6656
48. ethyltoluene		
49. trimethylbenzene	780	3130
50. 2-ethylhexanol *	1318	1753
51. dodecane	14450	
52. phenol	430	98
53. dimethyloctanols ¹ *	120	
17. 2-(2-butoxyethoxy)ethanol *	1660	3078

* = major VOC after 24 h. 1) Sum of 6 isomers.

Table 6. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Sealant C.

Sealant C FLEC _n = 507 h ⁻¹	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1/l $\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$	F_0 $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
hexane	39720	69184	2.27E-4 ³	3.423E1	0.9386	
2-ethylhexanol	659	1148	1.03E-2 ³	1.35	0.8624	< 1 ²
dimethyloctanols ¹	60	104.5	5.38E-5	1.562E1	0.9151	8.2

1) It is assumed that the isomeric dimethyl octanols can be added. 2) By visual inspection of Fig. 3. 3) Reduced data set applied from ca. 250 hours.

Table 7. Identified VOC emitted from Paint A 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Paint A VOC	Indoor thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous ir- ritation + 40
1.	1,2-propandiol *		
2.	nonanal	13	
3.	decanal	5.9	
4.	2-(2-butoxyethoxy)ethanol *	680	
5.	2,2,4-trimethyl-1,3-propanediol *		
6.	Texanol ¹ *	910	
7.	TXiB ² *	1190	
8.	Phthalate		75

* = major VOC after 24 h. 1) 2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol isobutyrate (2 isomers). 2) 2,2,4-trimethyl-1,2-pentandiol diisobutyrate.

Table 8. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Paint A.

Paint A $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1 h^{-1}	R_0 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
1,2-propandiol						
Texanol	455	162				$\approx 0.4^1$
TXiB	595	212				2

1) By visual inspection of Fig. 4. 2) Below C_m at start.

Table 9. Identified VOC emitted from Paint B 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Paint B VOC	Indoor "environment" thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous irritation + 40
1.	1,2-propandiol *		
2.	nonanal	13	
3.	decanal	5.9	
4.	2-(2-butoxyethoxy)ethanol *	680	
6.	Texanol ¹ *	910	

* = major VOC after 24 h. 1) 2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol isobutyrate (2 isomers).

Table 10. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Paint B.

Paint B $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1 h^{-1}	R_0 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
1,2-propandiol						
2-(2-butoxyethoxy)ethanol	340	121				0.4^1
Texanol	455	162				2

1) By visual inspection of Fig. 5. 2) Below C_m at start.

Table 11. Identified VOC emitted from Paint C 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Paint C VOC	Indoor "environment" thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous irritation + 40
1.	1,2-propandiol *		
2.	nonanal	13	
3.	decanal	5.9	
4.	2-(2-butoxyethoxy)ethanol *	680	
6.	Texanol ¹	910	
7.	TXiB ² *	1190	
8.	butyl phthalate		75

* = major VOC after 24 h. 1) 2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol isobutyrate (2 isomers).
2) 2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol diisobutyrate.

Table 12. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Paint C.

Paint C $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1 h^{-1}	R_0 $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
1,2-propandiol						
2-(2-butoxyethoxy)ethanol	340	121	9.19E-3	1.096E-1	0.9552	0.3 ¹
Texanol	455	162	7.96E-3	3.603E2	0.7000	$\approx 0.5^2$

1) By visual inspection of Fig. 6. 2) Poor correlation, see also Fig. 6.

Table 13. Identified VOC emitted from Carpet A 24 after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Carpet A VOC	Indoor "environment" thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous irritation + 40
1.	2-ethylhexanol *	1318	1753
2.	nonanal	13	
3.	decanal	5.9	
4.	4-phenylcyclohexene	2.1	
5.	phthalate		75

* = major VOC after 24 h.

Table 14. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Carpet A.

Carpet A $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1/l $\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$	F_0 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
2-ethylhexanol	659	806				(< 1 ¹)
4-phenylcyclohexene	1.05	1.28	1.00E-5 ²	1.60E1	0.7754	98

1) By visual inspection of Fig. 7, however an increase appears after two months. 2) Reduced data set applied (after ca. 200 hours).

Table 15. Identified VOC emitted from Carpet B 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Carpet B VOC	Indoor "environment" thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous irritation + 40
6.	acetic acid *	360	300
7.	toluene	5880	8000
8.	hexanal	56	
9.	xylene	1410	2708
10.	styrene	630	2708
11.	benzaldehyde	190	1082
2.	nonanal	13	
12.	benzyl alcohol *	450	
13.	1,4-dimethyl-ethylbenzene		3490
3.	decanal	6	
4.	4-phenylcyclohexene *	2.1	

* = major VOC after 24 h.

Table 16. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Carpet B.

Carpet B $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1/l $\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$	F_0 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
acetic acid	180	220				$\approx 0.6^1$
benzyl alcohol	225	275				$\approx 0.3^2$
4-phenylcyclohexene	1.05	1.28	$1.66\text{E}-5^3$	$2.84\text{E}1$	0.7928	61

1,2) By visual inspection of Fig. 8. 3) Reduced data set applied (after ca. 200 hours).

Table 17. Identified VOC emitted from Carpet C 24 h after start, and their odour and irritation thresholds.

No.	Carpet C VOC	Indoor "environment" thresholds $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Odour detection	Mucous irritation + 40
15.	butanol	1510	2876
16.	hexamethylcyclsiloxane		
17.	isoalkane		
18.	propylbenzene	100	5630
10.	benzaldehyde	190	1082
19.	octanal	7.2	
1.	2-ethylhexanol *	1318	1753
2.	nonanal	13	
11.	benzyl alcohol *	45	
3.	decanal	5.9	
14.	4-phenylcyclohexene *	2.1	
4.	phthalate		75

* = major VOC after 24 h.

Table 18. Emission profile constants and $t(C_{\text{odour/accept}})$ values for Carpet C.

Carpet C $\text{FLEC}_n = 507 \text{ h}^{-1}$	$C_{\text{odour/accept}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_{\text{m,FLEC}}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	k_1/l $\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$	F_0 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{h})$	Corr. r^2	$t(C_m)$ months
2-ethylhexanol	659	806				$\approx 1^1$
benzyl alcohol	225	275				$< 1^2$
4-PCH	1.05	1.28	$1.05\text{E}-5^3$	$1.85\text{E}1$	0.8520	94

1) Below C_m at start, see Fig. 9. 2) By visual inspection, Fig. 9. 3) Reduced data set applied after ca. 150 hours.

Table 19. Physical data for Paints A-C.

	Paint A Density = 1.45	Paint B Density = 1.45	Paint C Density = 1.31
Total weight after 24 hours g/m ²	110	137	137
Total weight after 3 months g/m ²	96	125	108
Film thickness of dry film $\mu\text{m} \pm \text{SD}$ (n=24)	51.0 \pm 16.6	66.9 \pm 7.8	48.9 \pm 7.9

Table 20. The thickness (mm) of carpets backing and fibres.

Carpet	backing	fibres
A	2.5	5.6
B	3.8	3.5
C	3.9	3.1

Table 21. The time to reach $10 \times (C_{\text{odour/accept}})$ (hours) for carpets, paints, and sealants.

Material	Carpets	Paints	Sealants
A	1400	< 50	745
B	4416	~ 100	7200
C	2169	~ 25	< 1

Appendikser/Appendixes

Appendix A. Compiled health data.	64
Appendix B. Emission profiles	67
Appendix C. FLEC air sampling	77
Appendix D. Detection limits	81
Appendix E. Resultater - Sensoriske tidsprofiler	83

Appendiks A

Indsamlede sundhedsmæssige data om detektionslugttærskler (Devos et al. 1990; USEPA database) og irritationstærskler indhentet fra Schaper (1993) og AT (1992).

Compiled health data on detection odour thresholds (Devos et al. 1990; USEPA database) and irritation thresholds (Schaper 1993; AT 1992).

Health data for odour an mucous irritation.

VOC	Indoor "environment" thresholds µg/m ³	
	Odour detection	Mucous irritation + 40
Alkanes/cycloalkanes		2694 (AT)
hexane	79430	
isoalkane (heptane)		47851 (mouse)
nonane	6760	244258 (mouse)
decane	4370	6656 (AT), not reached (mouse)
undecane	7760	not reached (mouse)
dodecane	14450	
pentadecane		
hexadecane		
methylcyclopentane		
cyclohexane	77630	17500
Aromatics		
toluene	5880	8000 (WHO) 9510 (mouse)
ethylbenzene	13	5531 (AT) 4655 (mouse, min)
m-xylene	1410	2708 (AT) 4308 (mouse)
ethyltoluene		
styrene	631	2708 (AT) 1869 (mouse, min)
propylbenzene	100 (USEPA)	5630 (mouse)
1,2,4-trimethylbenzene	780	3130 (AT)
1,4-dimethyl-ethylbenzene		3490 (AT) 2917 (mouse, butbenzene)
4-phenylcyclohexene	2.1 (USEPA) ¹	no effect (mouse) (SBLMC)

1) Tentative value based on a room air measurement.

(To be continued)

VOC	Indoor "environment" thresholds µg/m ³	
	Odour detection	Mucous irritation + 40
Alcohols		
ethanol	54950	
2-propanol	25700	9199 (mouse, min)
2-methyl-2-propanol	38900	
2-methyl-1-propanol	2570	4124 (mouse)
butanol	1510	3859 (AT) 2876 (mouse, min)
2-ethylhexanol	1318	1753 (mouse)
dimethyloctanols (decanol-ST150)	120-630	
phenol	430	98 (AT) 479 (mouse)
benzyl alcohol	450 ST	
glycols/glycol ethers		
1,2-ethandiol MW = 62.07		3233 (AT)
1,2-propandiol MW = 76.1		
ethoxyethanol MW = 90.1	4570	469 (AT)
2-butoxyethanol MW = 118.2	1660	3078 (AT) 10222 (mouse)
2-(2-butoxyethoxy)ethanol MW = 162.2	680 (ST)	
2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol		
Esters		
butyl acetate	930	18150 (AT) 2597 (mouse)
butyl propionate		
2-(2-butoxyethoxy)ethanol acetate	2290 ¹	
Texanol ² MW = 216.3	910 (ST)	
TXiB ³ MW = 286.4	1190 (ST)	
butyl phthalate		75 (AT)
phthalates		75
bis-(1-methylpropyl) malonate, MW = 216	900 (ST)	
bis-(1-methylpropyl) succinate, MW = 230	960 (ST)	
bis-(1-methylpropyl) adipate, MW = 258	1080 (ST)	

1) Based on 2-butoxyethyl acetate 2) 2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol isobutyrate (2 isomes). 3) 2,2,4-trimethyl-1,3-pentandiol diisobutyrate.

(To be cotinued)

VOC	Indoor "environment" thresholds µg/m ³	
	Odour detection	Mucous irritation + 40
Alkanals/alkanons		
butanal	28	2240 (mouse, min)
hexanal	56	
octanal	7.2	
nonanal	13	
decanal	5.9	
2-nonenal	0.87	
benzaldehyde	190	1082 (mouse)
acetone	34670	41760 (mouse)
butanone	23440	19865 (mouse, min)
Carboxylic acids		
acetic acid	360	300 (mouse)
Siloxanes		
hexamethylcyclotrisiloxane, MW = 222		
octamethyltrisiloxane, MW = 236		
octamethyl cyclotetrasiloxane, MW = 296		
tetraethyl orthosilicate, MW = 208		2170 (AT)
decamethyl cyclotetrasiloxane, MW = 310.7		
decamethyl cyclopentasiloxane		
dodecamethyl cyclopentasiloxane		
tetradecamethyl cycloheptasiloxane		
Miscellaneous		
butanone oxime, MW = 87	360 (ST)	RTECS EL9275000
N-ethyl acetamide, MW = 87	360 (ST)	RTECS AB8500000
ethoxy-acetic acid		
methylisocyanate		0.6 (AT) 5.1 (mouse)
standard compound X (M = 100)	420	
standard compound Y (M = 150)	630	
standard compound Y (M = 200)	830	

Appendiks B

Figurer 1-9. Afgasningsprofiler af udvalgte VOCer fra fugemasser (fig. 1-3), malevarer (fig. 4-6) og tæpper (fig. 7-9).

Figures 1-9. Emission profiles of selected VOC from sealants (Figs. 1-3), waterborne paints (Figs. 4-6), and carpets (Figs. 7-9).

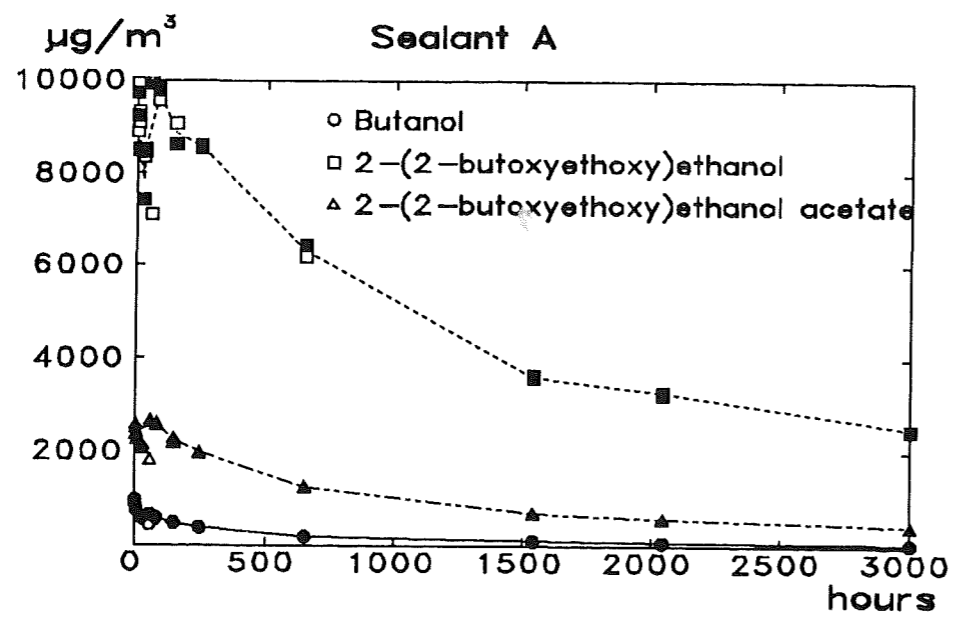


Fig. 1.

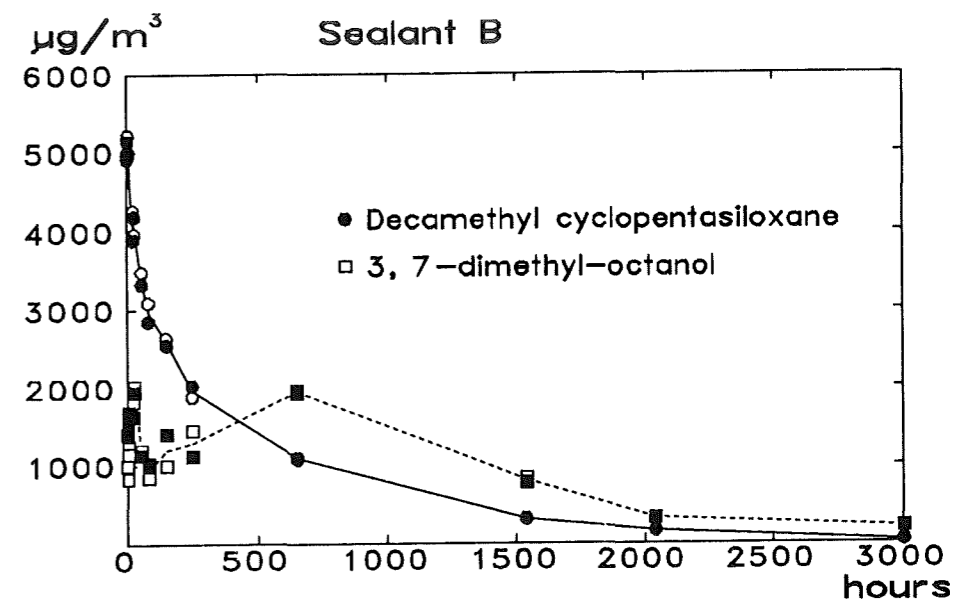
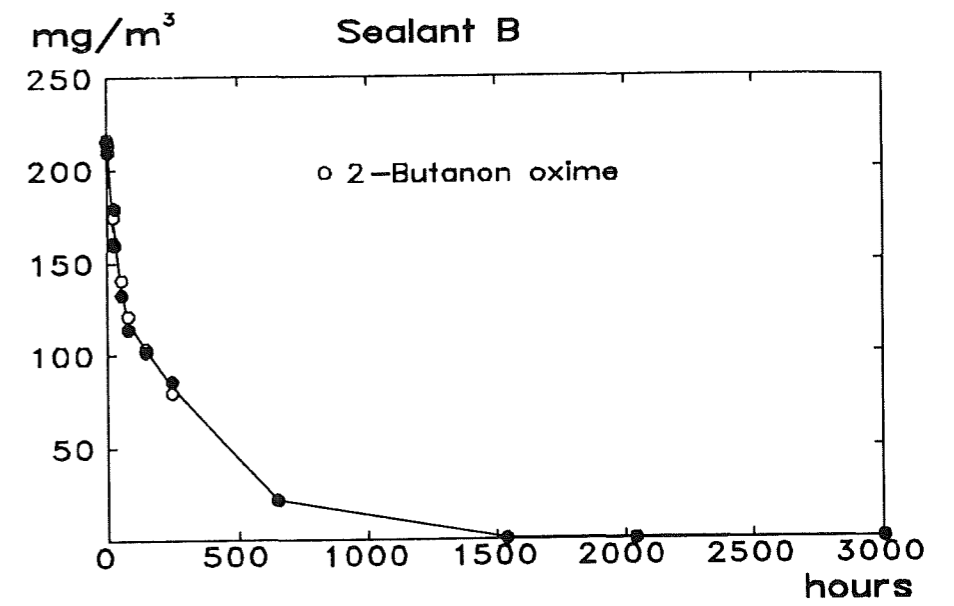


Fig. 2.

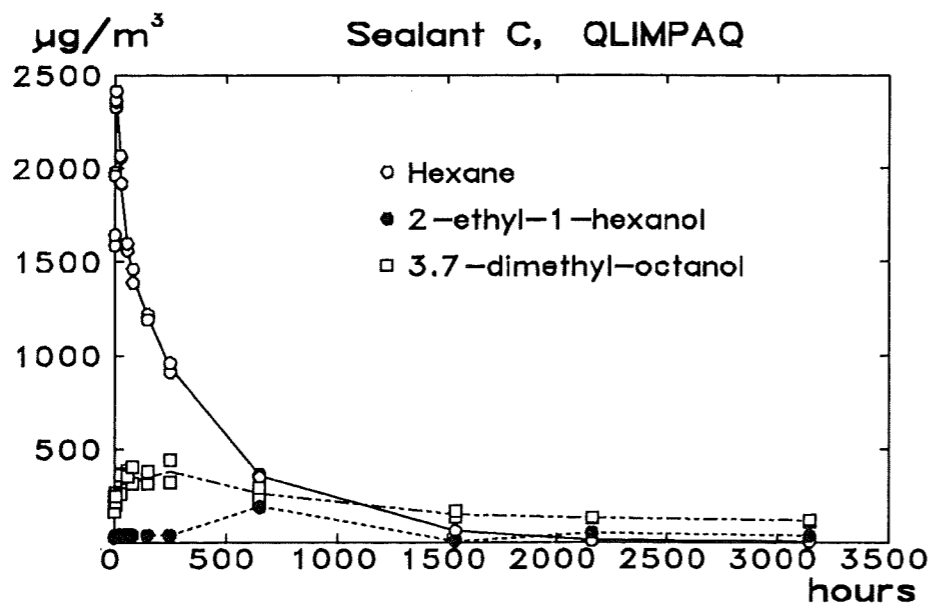
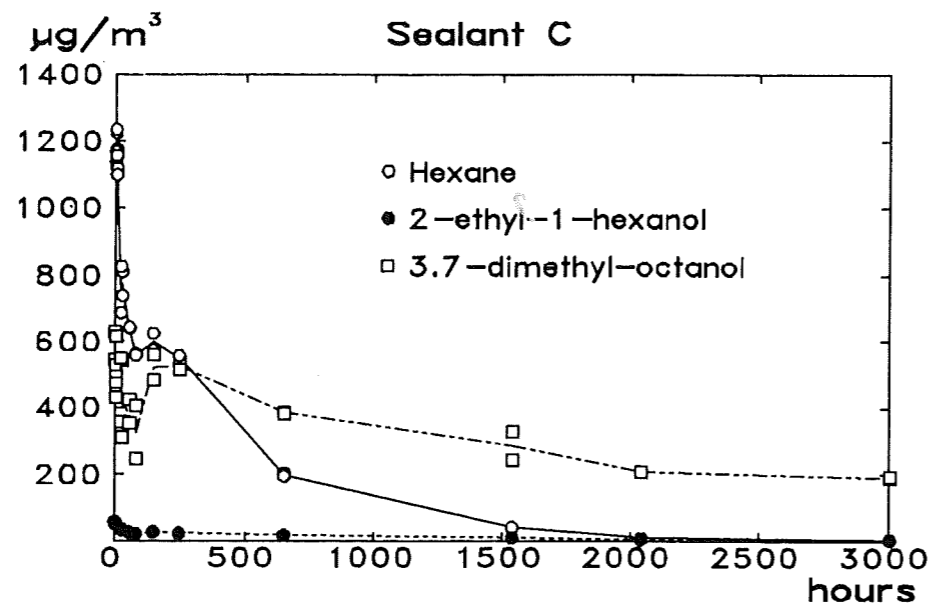


Fig. 3 and 3A.

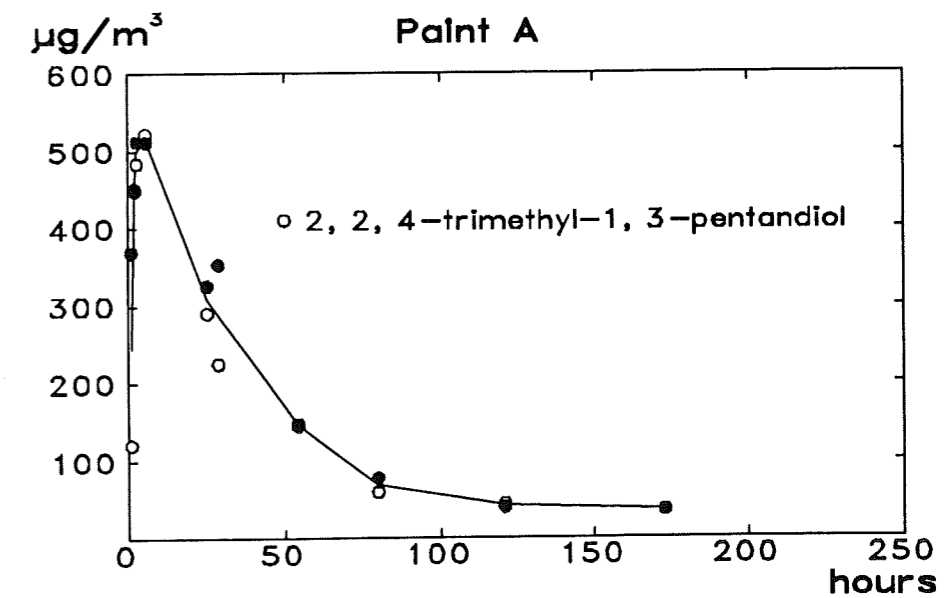
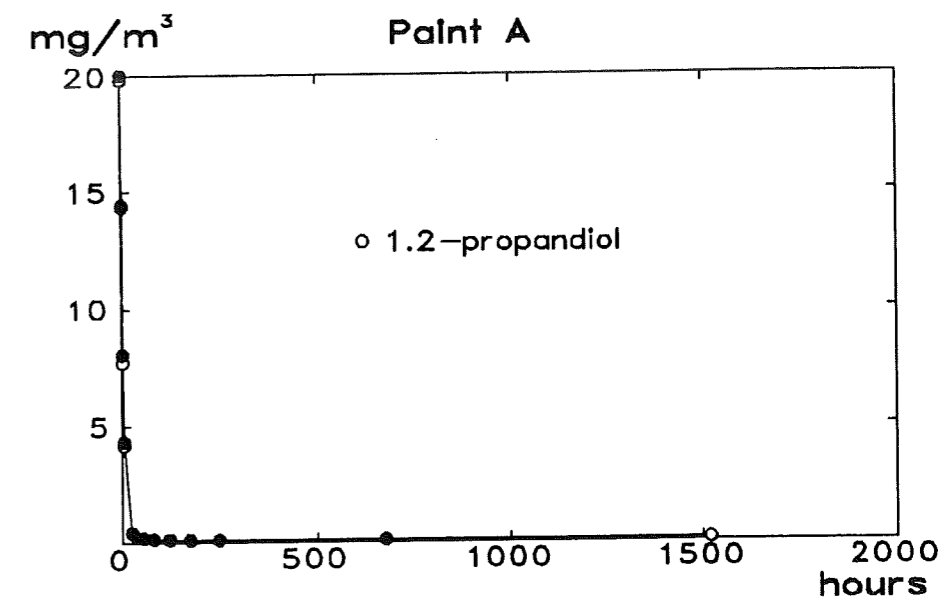
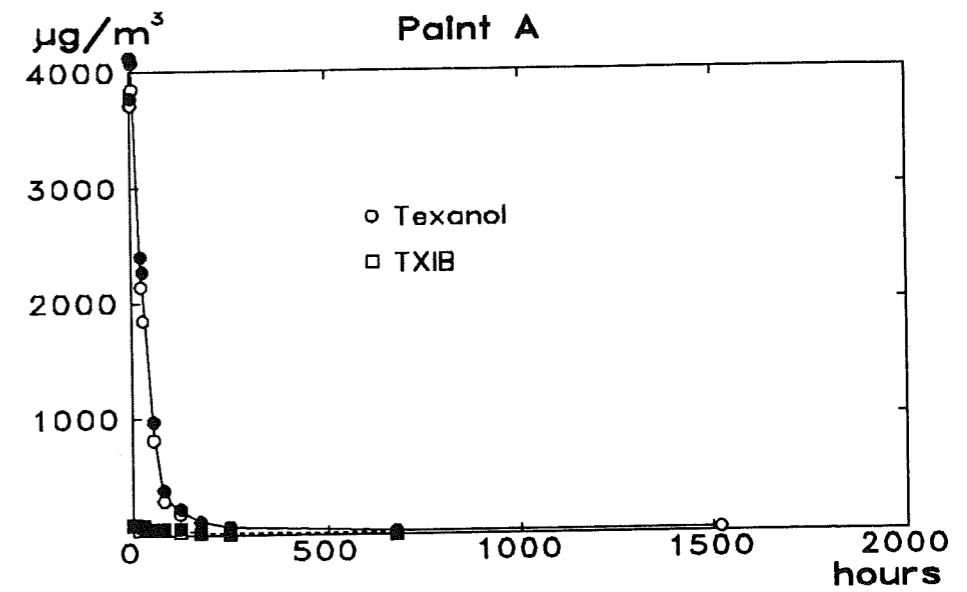


Fig. 4.

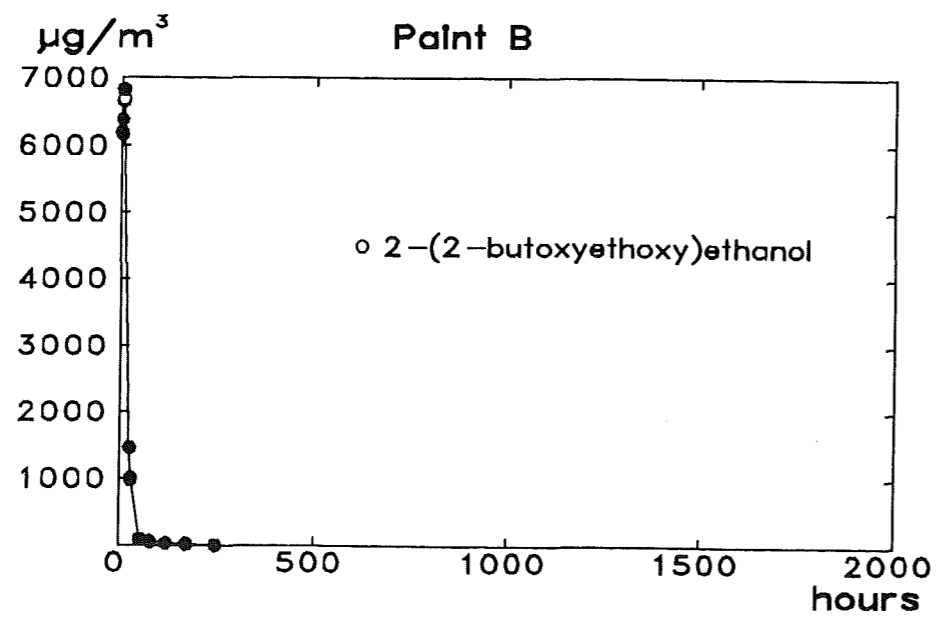
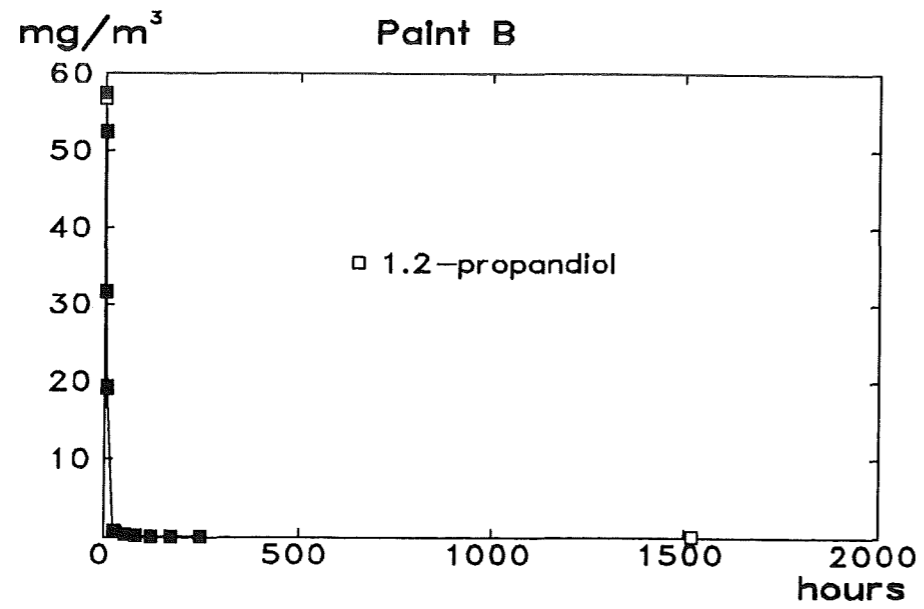
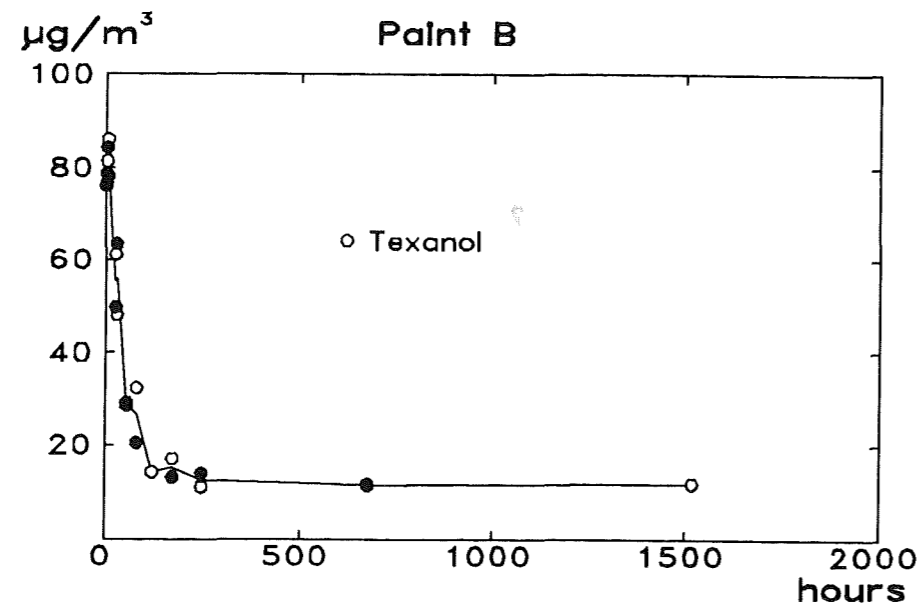


Fig. 5.

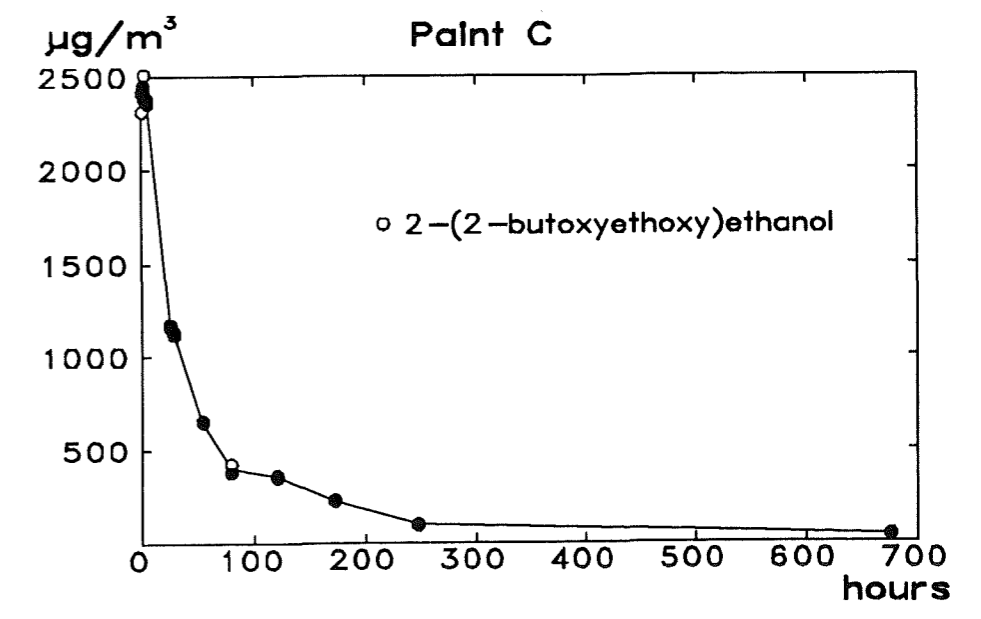
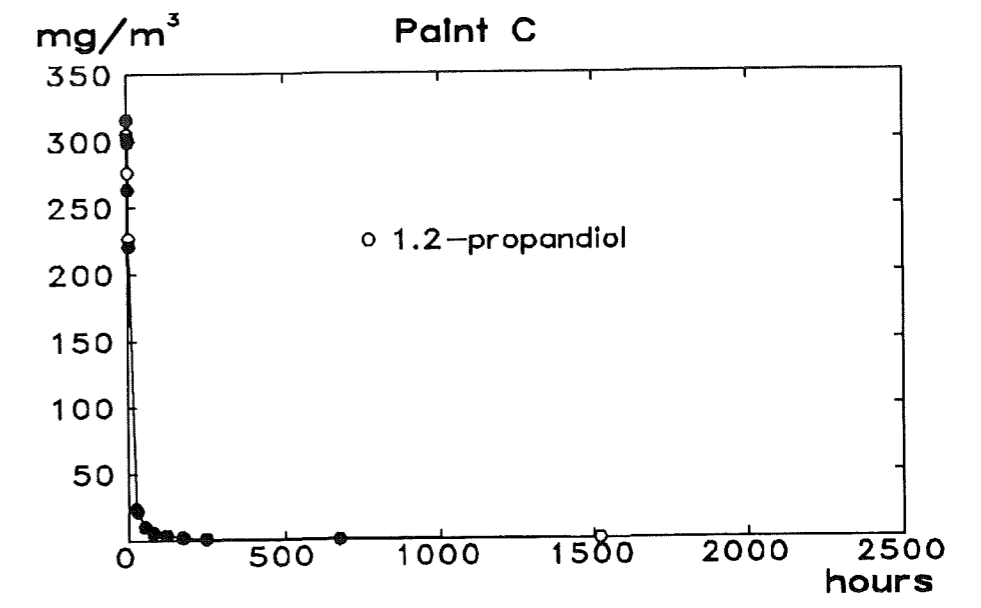
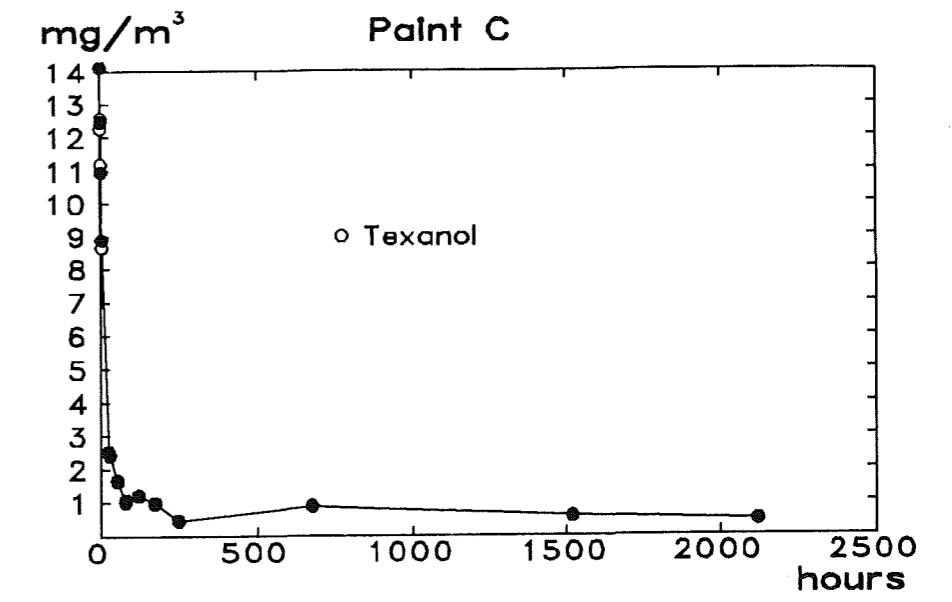


Fig. 6.

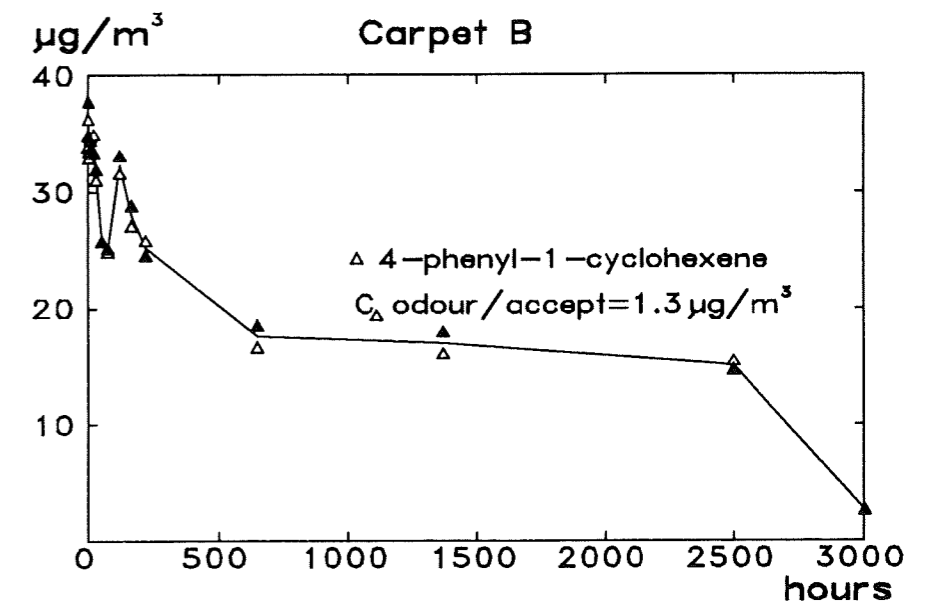
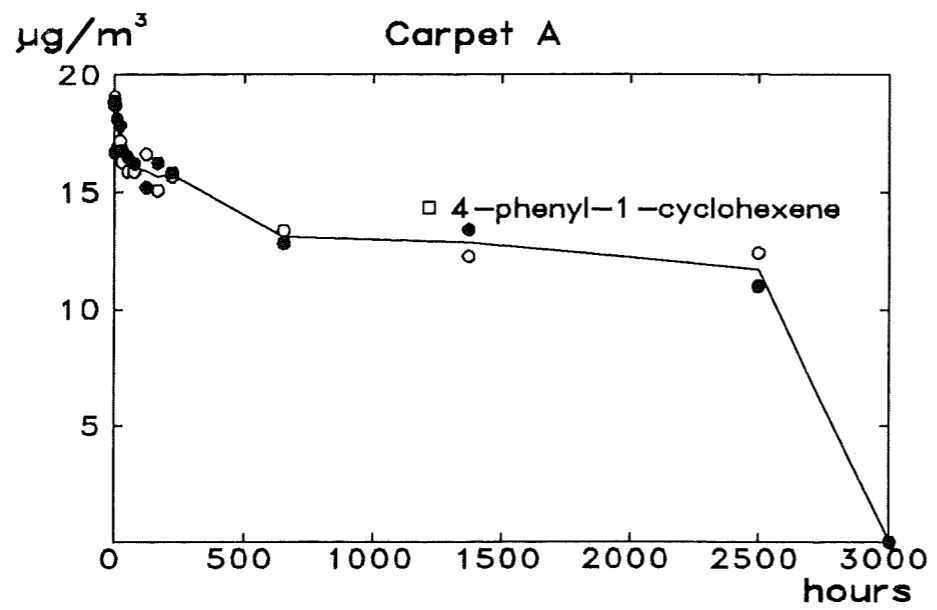
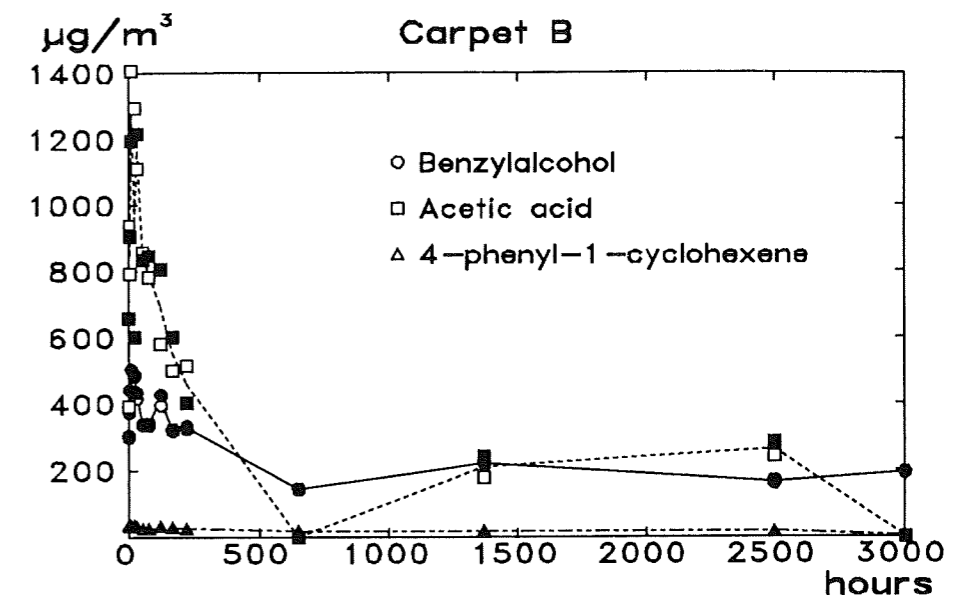
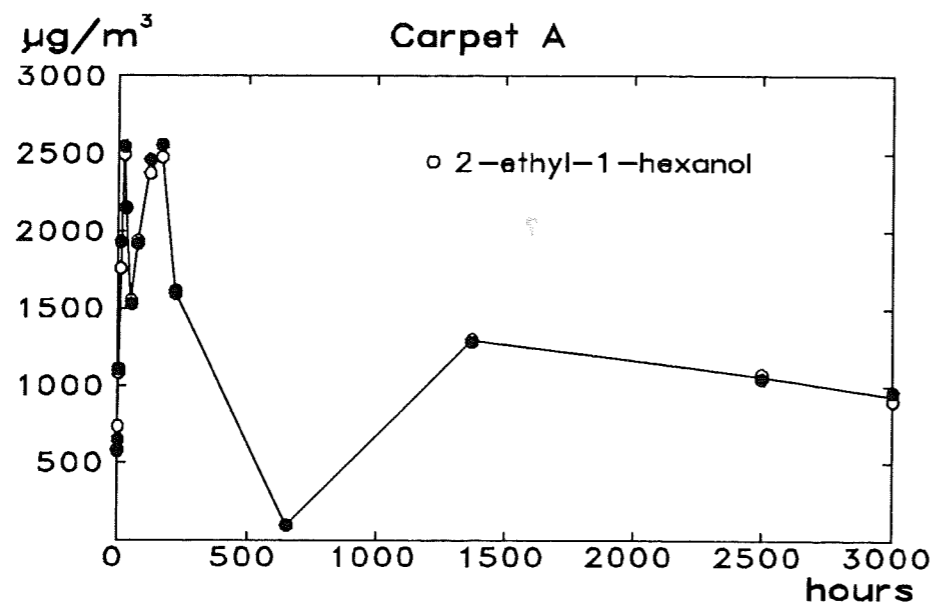


Fig. 7.

Fig. 8.

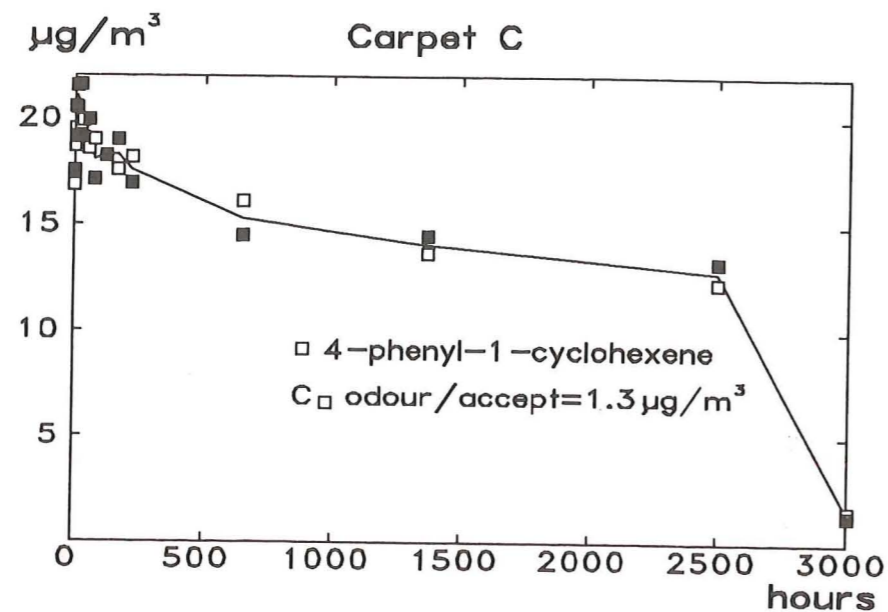
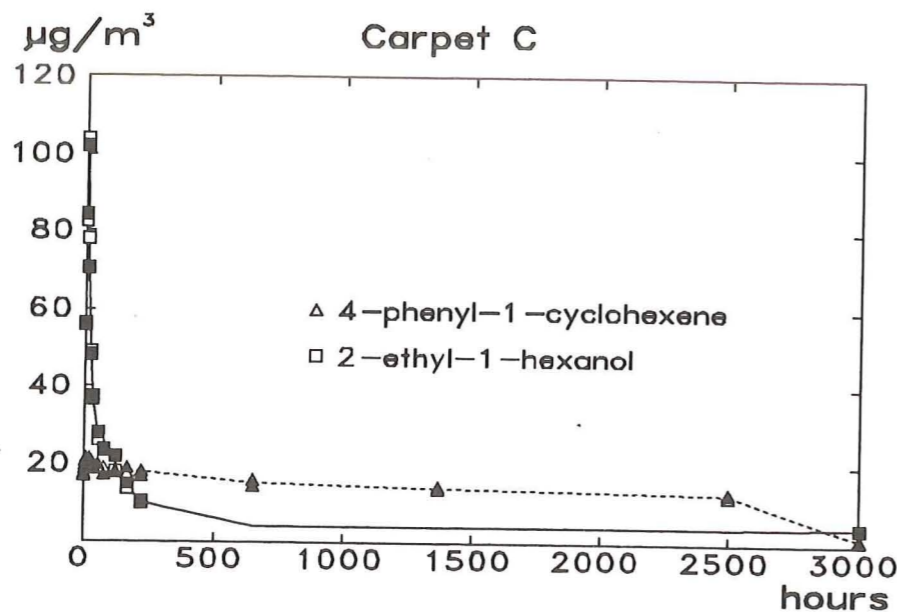
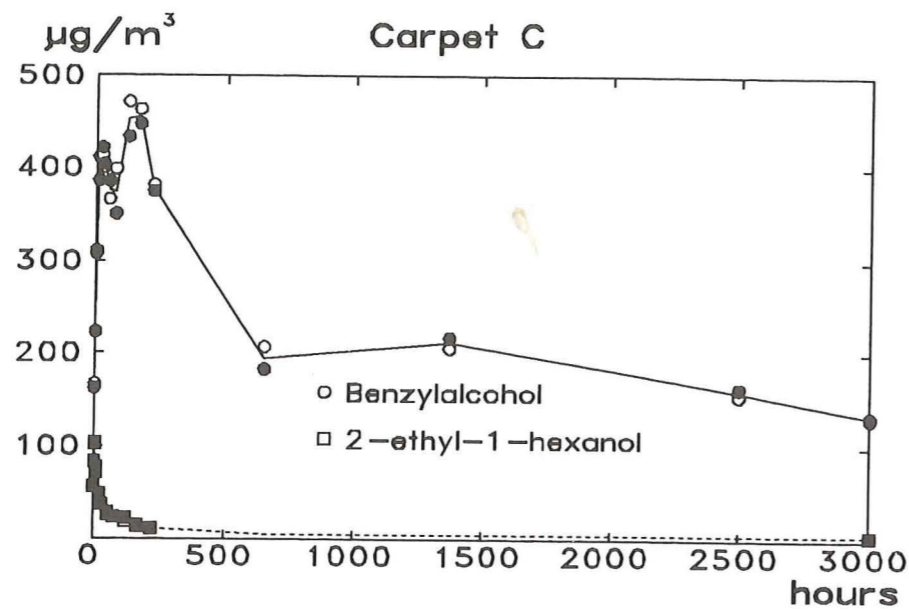


Fig. 9.

Appendiks C

Resultat af gaschromatografisk analyse af FLEC emissionsmåling udtaget 24 timer efter FLEC påsætning.

Gas chromatographic analysis of FLEC air sampling (1.8 l) taken 24 hours after FLEC start.

Figurer 10-12. FLEC prøveudtagning (1,8 l) af fugemasser A-C 24 timer efter FLEC påsætning; for identifikation af VOCer, se Tabellerne 1, 3 og 5 for identifikation.

Figures 10-12. FLEC air sampling (1.8 l) of sealants A-C taken 24 hours after FLEC start, for VOC identification taken 24 hours after FLEC start, see Tables 1, 3, and 5, respectively, for identification.

Figurer 13-15. FLEC prøveudtagning (1,8 l) af malevarer A-C 24 timer efter FLEC påsætning; for identifikation af VOCer se Tabellerne 7, 9 og 11 for identifikation.

Figures 13-15. FLEC air sampling (1.8 l) of waterborne paints A-C taken 24 hours after FLEC start, for VOC identification see Tables 7, 9, and 11, respectively, for identification.

Figurer 16-18. FLEC prøveudtagning (1,8 l) af tæpper A-C 24 timer efter FLEC påsætning; for identifikation af VOCer, se Tabellerne 13, 15 og 17 for identifikation.

Figures 16-18. FLEC air sample (1.8 l) of carpets A-C taken 24 hours after FLEC start, for VOC identification, see Tables 13, 15, and 17, respectively, for identification.

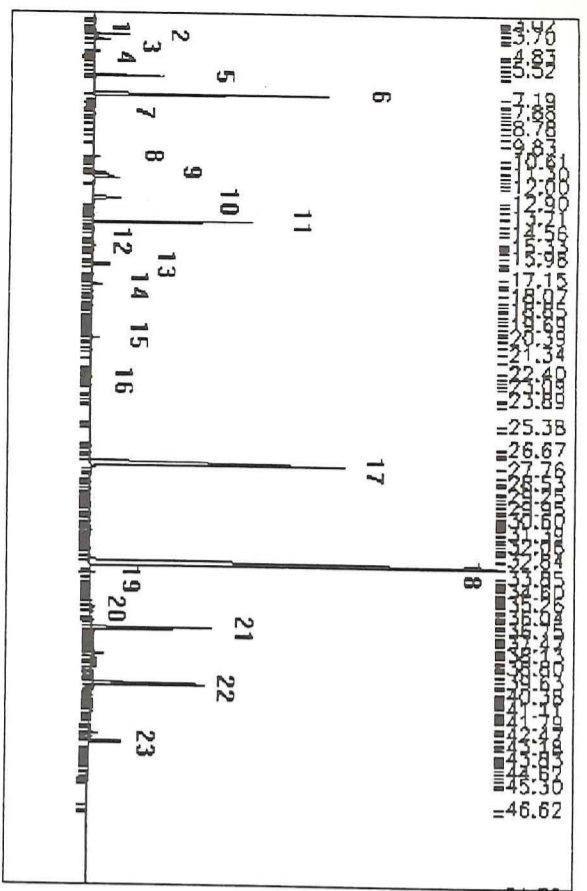


Fig. 10. Sealant A.

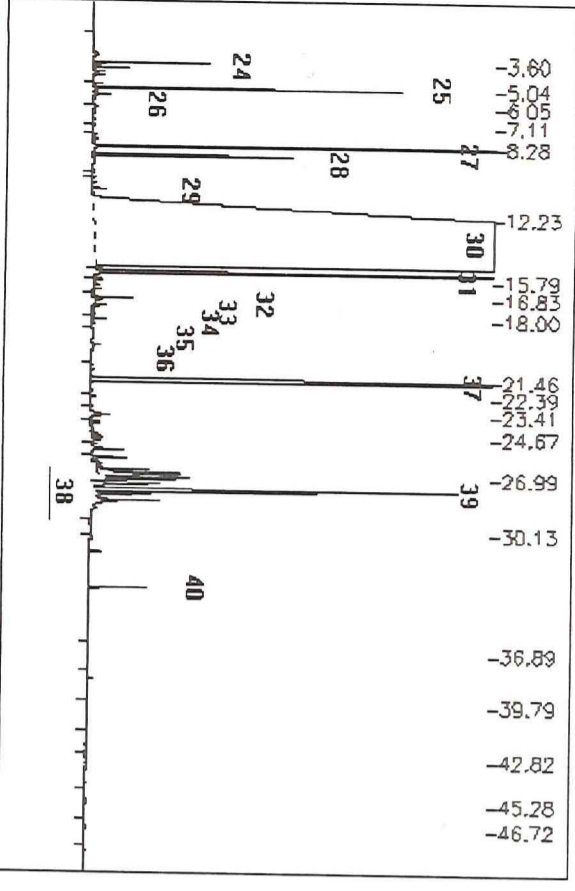


Fig. 11. Sealant B.

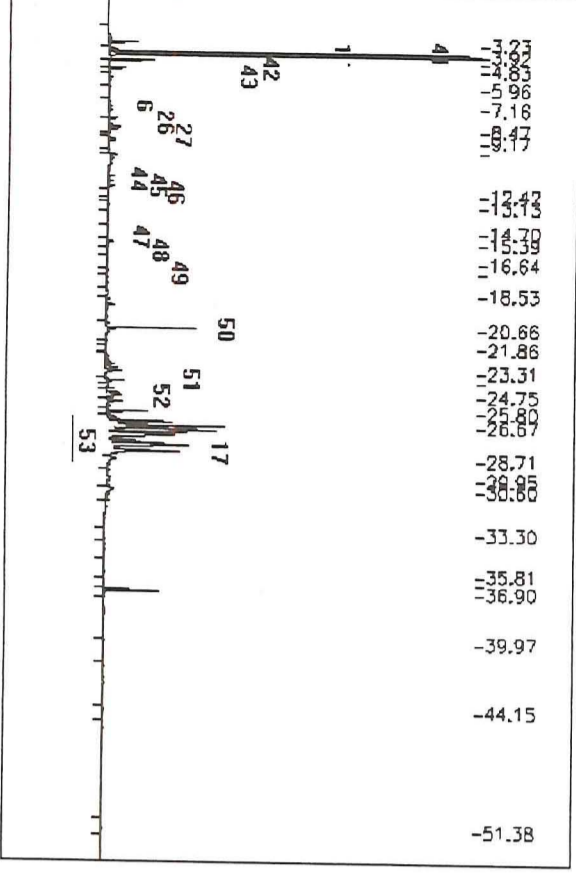


Fig. 12. Sealant C.

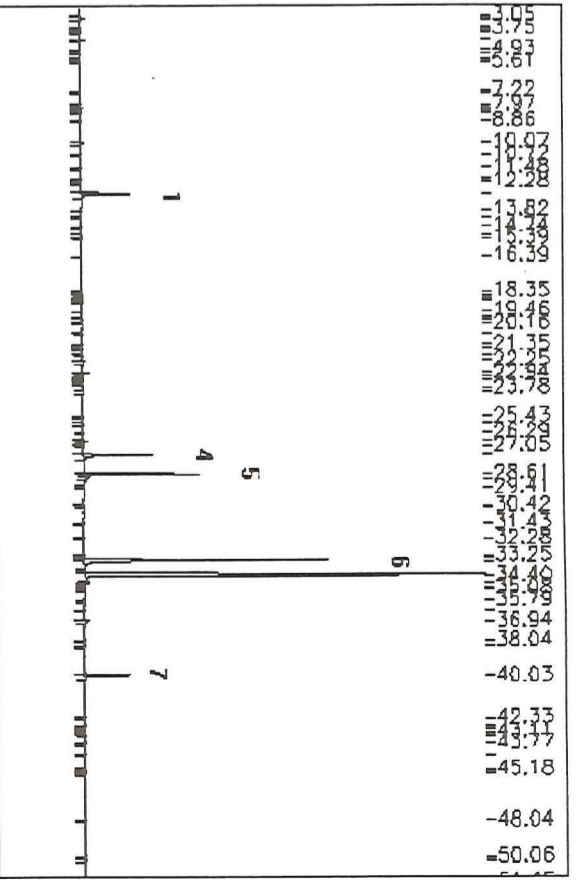


Fig. 13. Paint A.

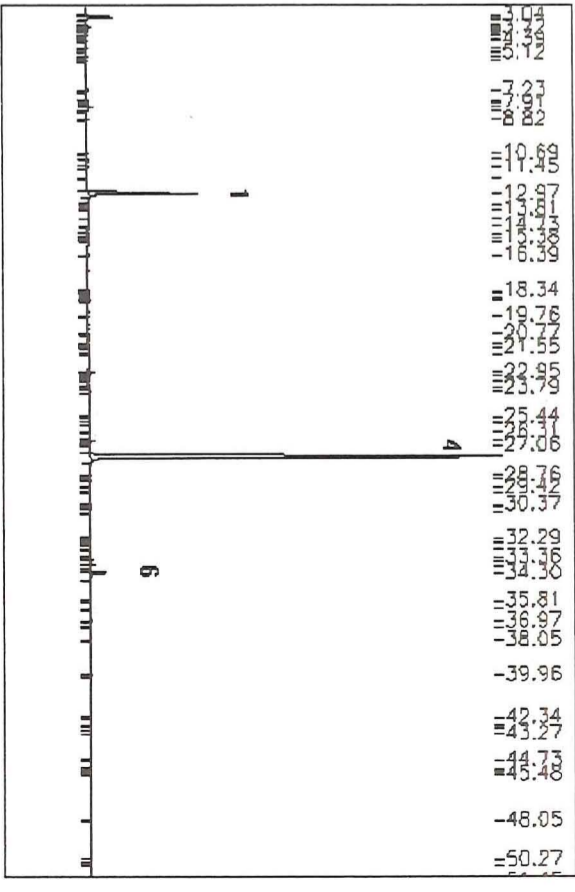


Fig. 14. Paint B.

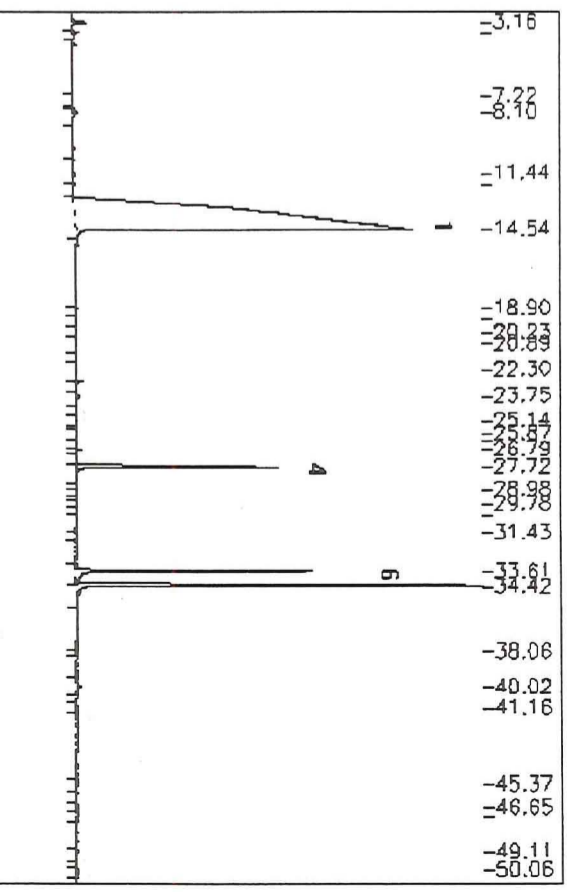


Fig. 15. Paint C.

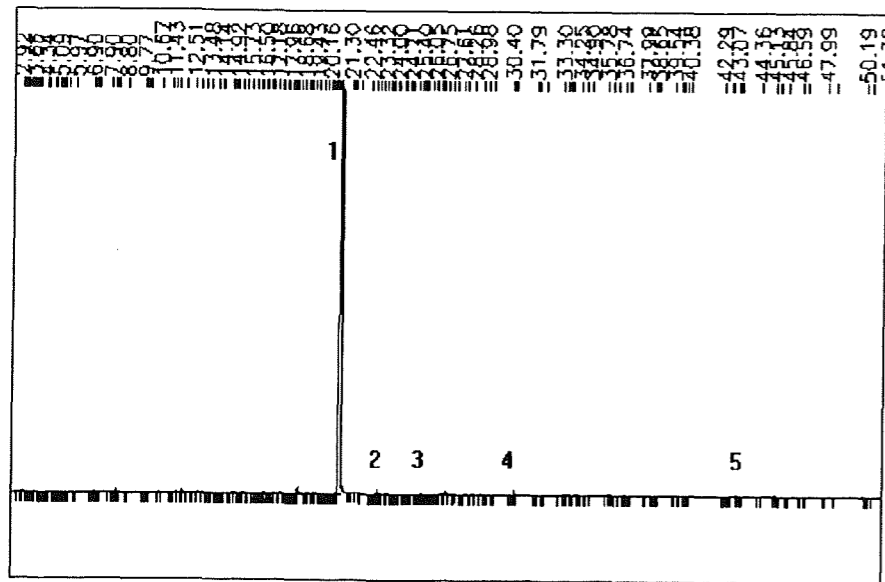


Fig. 16. Carpet A.

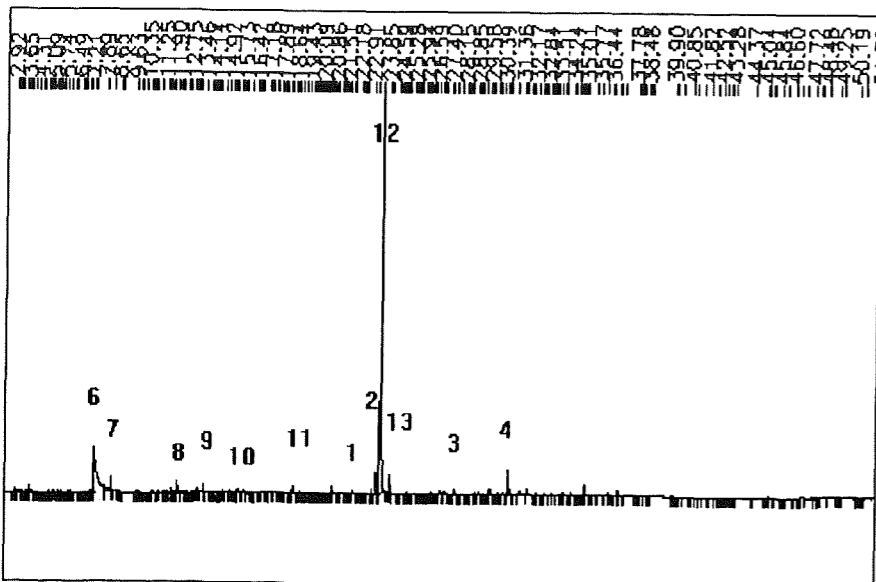


Fig. 17. Carpet B.

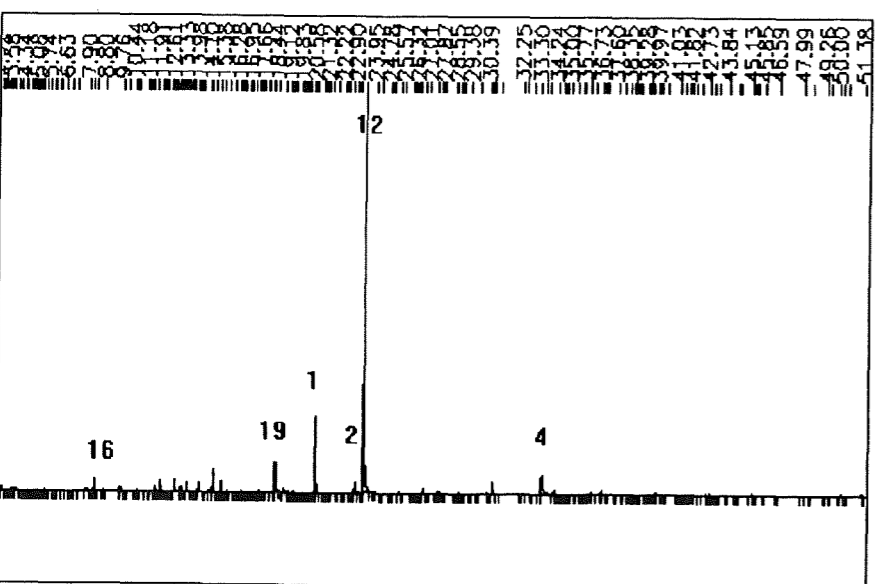


Fig. 18. Carpet C.

Appendiks D

Detektionsgrænser i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for identificerede VOCer i FLEC ved FID
 responseareal = $10000 \mu\text{V}\times\text{s}$ (100 arealenheder) og prøvevolumen =
 1,8 l.

Detection limits in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for identified VOC in FLEC at FID response
 area = $10000 \mu\text{V}\times\text{s}$ (100 area counts) and sampling volume = 1.8 l.

VOC	Detection limits $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alkanes	
hexane	~ 10
decane	2
dodecane	4
Aromatics	
4-phenylcyclohexene	13
Alcohols	
butanol	8
2-ethylhexanol	27
dimethyloctanols	7
benzyl alcohol	39
glycols/glycol ethers	
1,2-propandiol	57
2-(2-butoxyethoxy)ethanol	19
2,2,4-trimethyl-1,3-propandiol	38
Esters	
2-(2-butoxyethoxy)ethanol acetate	~ 20
Texanol	22
TXiB	9
Alkanals	
hexanal	0.7
nonanal	11
Misc.	
acetic acid	136
decamethyl cyclopentasiloxane	11
butanone oxime	33

Appendix E

Figur 19. Spørgeskema for panelbedømmelse.

Figur 20. Kurve til omsætning fra acceptabilitet til procent utilfredse.

Figur 21. Sensorisk bedømmelse, malinger, accept.

Figur 22. Sensorisk bedømmelse, fuger, accept.

Figur 23. Sensorisk bedømmelse, tæpper, accept.

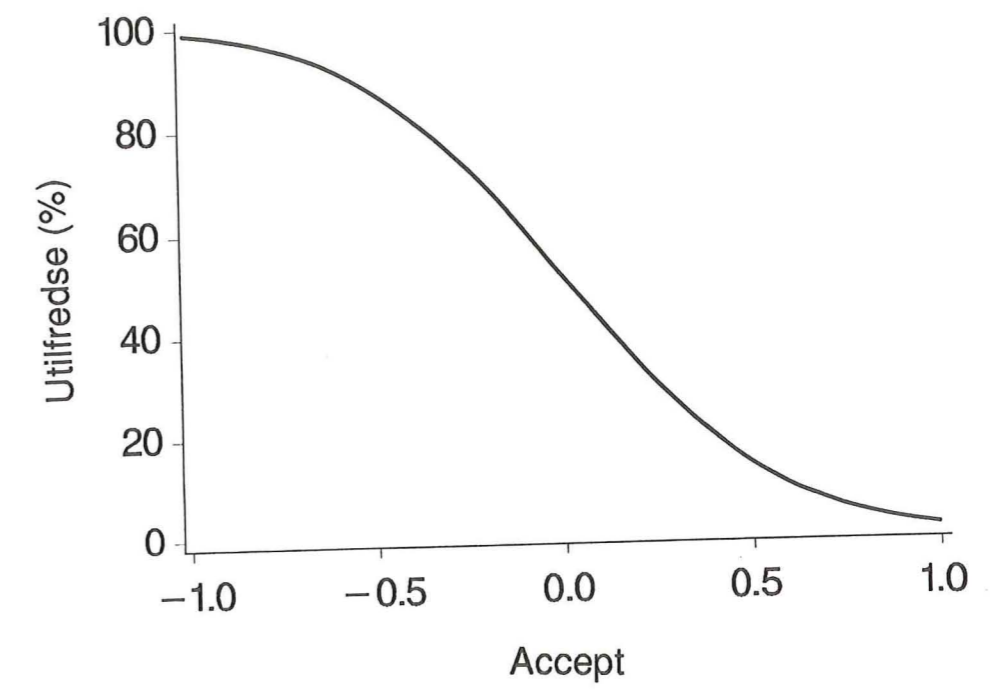
Figur 24. Sensorisk bedømmelse, malinger, intensitet.

Figur 25. Sensorisk bedømmelse, fuger, intensitet.

Figur 26. Sensorisk bedømmelse, tæpper, intensitet.

ACCEPT	
<i>Forestil dig at du i det daglige ville blive udsat for luften i denne Climpaq.</i>	
<i>Hvor acceptabel synes du luften er ?</i>	
<i>Markér med en streg på skalaen:</i>	
	Klart uacceptabel
	Netop uacceptabel ----- Netop acceptabel
	Klart acceptabel
INTENSITET	
<i>Hvor intens synes du lugten er?</i>	
<i>Markér med en streg på skalaen:</i>	
	5 — Overvældende lugt
	4 — Meget stærk lugt
	3 — Stærk lugt
	2 — Moderat lugt
	1 — Svag lugt
	0 — Ingen lugt

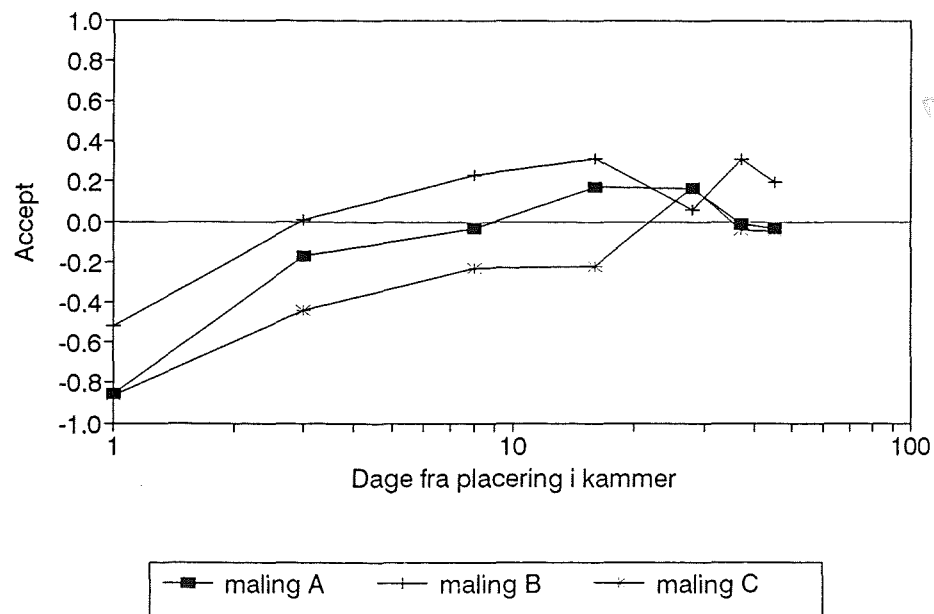
Figur 19. Spørgeskema for panelbedømmelse.



Figur 20. Kurve til omsætning fra acceptabilitet til procent utilfredse.

SENSORISK BEDØMMELSE

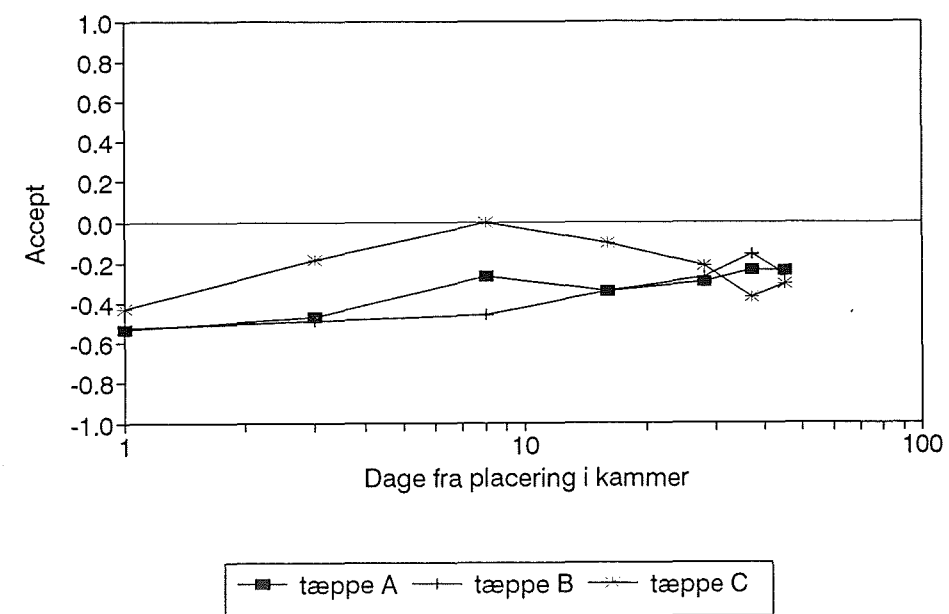
Maling - accept



Figur 21. Sensorisk bedømmelse, maling, accept.

SENSORISK BEDØMMELSE

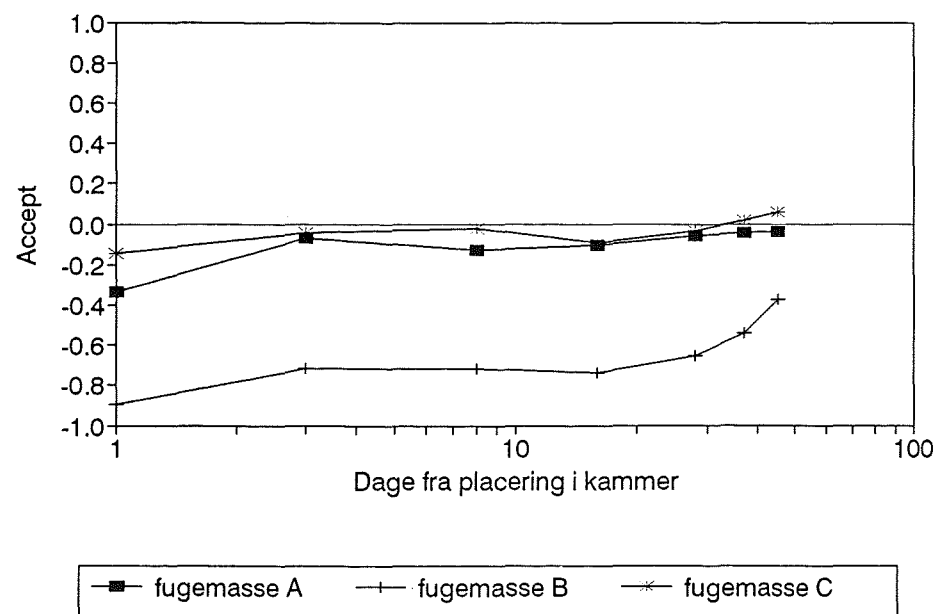
Tæpper - accept



Figur 23. Sensorisk bedømmelse, tæpper, accept.

SENSORISK BEDØMMELSE

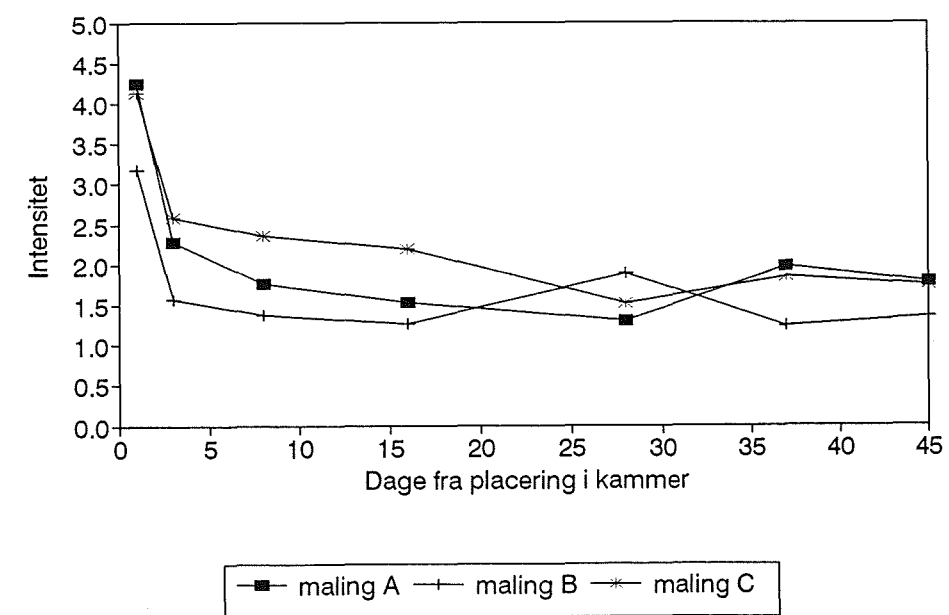
Fuger - accept



Figur 22. Sensorisk bedømmelse, fuger, accept.

SENSORISK BEDØMMELSE

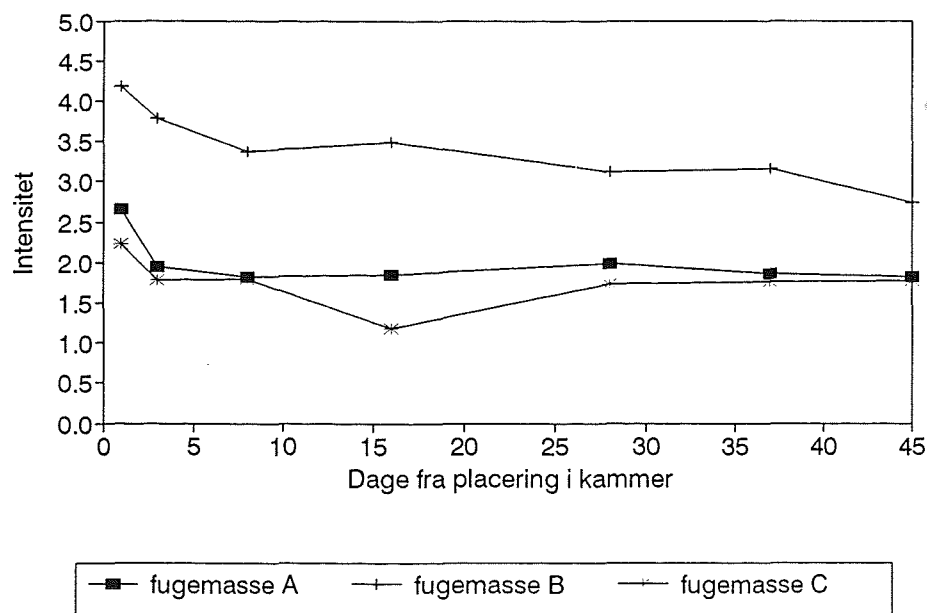
Maling - intensitet



Figur 24. Sensorisk bedømmelse, maling, intensitet.

SENSORISK BEDØMMELSE

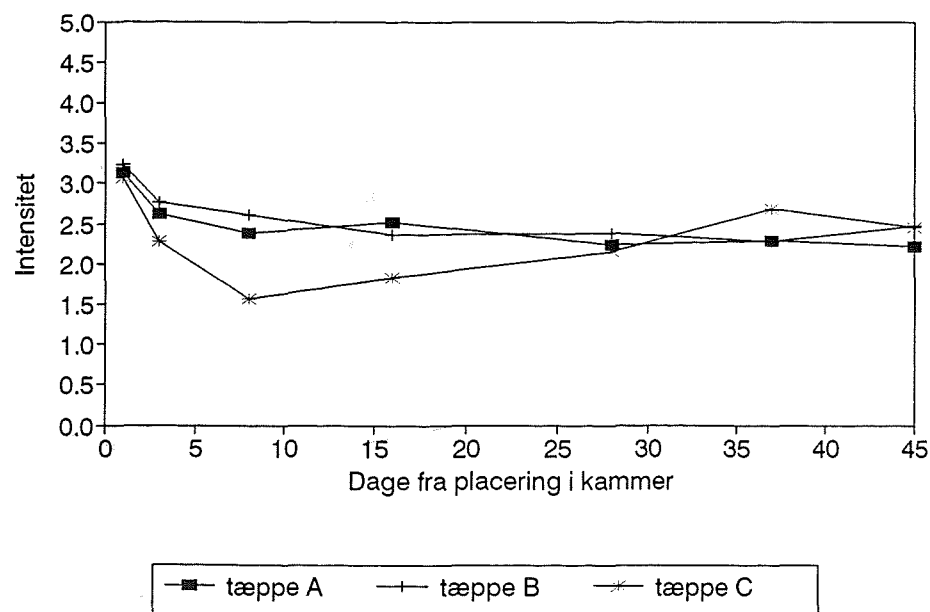
Fuger - intensitet



Figur 25. Sensorisk bedømmelse, fuger, intensitet.

SENSORISK BEDØMMELSE

Tæpper - intensitet



Figur 26. Sensorisk bedømmelse, tæpper, intensitet.

Ordliste

Acceptabel indeklimatelevante værdi

Acceptabel indeklimatelevante værdi er den koncentration, der er acceptabel i et indeklima, baseret på indeklimatelevante lugt- og irritationstærskler.

Afgasningshastighed

Afgasningshastigheden eller emissionshastigheden er en betegnelse for den mængde, der afgives pr. tidsenhed og arealenhed.

Afgasningsprofil

Afgasningsprofilerne fås når de afgassede komponenter afbildes som funktion og tid.

CLIMPAQ

CLIMPAQ (Chamber for Laboratory Investigations of Materials, Pollution and Air Quality). Et afgasningskammer der er anvendt ved konditionering og ved bestemmelsen af byggevarernes sensoriske afgasning. Se billedet side 19.

C_m

C_m er de materialer relaterede indeklimatelevante koncentration baseret på indeklimatelevante lugt- og slimhindeirritationstærskler.

$C_{m/FLEC}$

$C_{m/FLEC}$ er den materialer relaterede koncentration, bestemt med FLEC'en, der svarer til den indeklimatelevante koncentration C_m .

Detektionslugttærskler

Detektionslugttærskler er den koncentration, hvor en lugt kan detekteres.

F_0

F_0 er afgasningsfaktoren $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$.

FLEC

FLEC (Field and Laboratory Emmission Cell) er et lille afgasningskammer, der er anvendt ved bestemmelse af byggevarernes kemiske afgasning. Se billede side 19.

Irritationstærskel

Irritationstærskel er den koncentration i luften, hvor der begynder at optræde slimhindeirritation.

k_1

k_1 er hastighedskonstant h^{-1} .

Kemisk analyse

Den kemiske analyse kan give information om et byggematerials afgasningsprofil på enkeltstof-niveau.

M_0

M_0 er den initiale masse der findes pr. arealenhed af materialet $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Modelberegning

Modelberegning er baseret på en række forudsætninger (se skemaerne 4-7). Princippet er at den målte afgasningsprofil anvendes til bestemmelse af henfaldskonstanten og afgasningshastigheden. Disse værdier anvendes til bestemmelse af den tidsværdi $t(C_m)$ det tager at nå C_m i et standardrum under standardbetingelser.

Standardrum

Et rum, der bruges som model for generelle beregninger af indeklimatekoncentrationer og materialerelaterede indeklimatekoncentrationer ud fra målte afgasningshastigheder. De her anvendte dimensioner og mængder af de eksponerede arealer af forskellige byggevarer i standardrummet er defineret i skema 6.

Sensorisk analyse

Den sensoriske analyse kan give information om den umiddelbart oplevede luftkvalitet ved indtræden i et rum med det pågældende materiale.

$t(C_m)$

$t(C_m)$ er den tid det tager at nå en acceptabel indeklimatelevante koncentration C_m , i et standardrum under standardbetingelser.

VOC

VOC (Volatile Organic Compounds) flygtige organiske forbindelser med kogepunkter i intervallet 50 - 280 °C afhængig af polaritet.

Denne rapport beskriver laboratorieforsøg med ni byggevarer - tre fugemasser, tre malinger og tre tekstile gulvbelægninger - samt modelberegninger og sundhedsmæssige vurderinger. Resultaterne heraf udgør det faglige og tekniske grundlag for indeklimateknologiens ordning. Formålet har været at undersøge, hvordan byggevarers afgasningsprofil af organiske gasser og dampe kan anvendes til at karakterisere og rangordne byggematerialers indvirkning på indeklimaet. I rapporten redegøres for resultaterne af de kemiske og sensoriske analyser og for den sundhedsmæssige vurdering, der anbefales gennemført, så den indeklimatelevante tidsværdi kan bestemmes. Tidsværdien er baseret på indeklimatelevante lugttærskler og kan anvendes til rangfølgeordning af byggevarerne.