

## Miljøvurdering af kemiske stoffer i byggevarer

## Miljøvurdering af kemiske stoffer i byggevarer

Hanne Krogh  
Statens Byggeforskningsinstitut, By og Byg

Stig Olsen  
Danmarks Tekniske Universitet, Institut for produktudvikling

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

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

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

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING OG DISKUSSION</b>	<b>6</b>
PROJEKTETS FORMÅL OG INDHOLD	6
METODER TIL VURDERING AF KEMISKE STOFFER	6
<i>Listning</i>	7
<i>Mængde af forskellige kategorier</i>	7
<i>Scoremetoder</i>	8
KORTLÆGNINGEN	9
AFPRØVNINGER	9
SAMMENFATTENDE VURDERINGER	10
<b>SUMMARY AND DISCUSSION</b>	<b>12</b>
THE AIM OF THE PROJECT	12
METHODOLOGIES	12
WATERPROOFING SYSTEMS AND ECO-PROFILE OF BATHROOM WALLS	14
RESULTS	14
CONCLUDING REMARKS	14
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>16</b>
1.1 KEMISKE STOFFER I LIVSCYKLUSVURDERINGER	16
1.1.1 <i>Fremstilling af byggevarer</i>	17
1.1.2 <i>Opførelse af bygningen</i>	17
1.1.3 <i>Vedligehold og brug af bygningen</i>	18
1.1.4 <i>Nedrivning og bortskaffelse</i>	18
1.2 MÅNGLER I LCA	18
1.3 PROJEKTETS FORMÅL OG INDHOLD	19
<b>2 METODER TIL VURDERING AF KEMISKE STOFFER</b>	<b>21</b>
2.1 LISTNING AF STOFFER	21
2.1.1 <i>Officielle lister</i>	21
2.1.2 <i>Andre lister</i>	22
2.2 MÆNGDE AF FORSKELLIGE KATEGORIER AF STOFFER	22
2.2.1 <i>Mængde af type 1, 2 og 3 stoffer</i>	22
2.2.2 <i>Mængde af U, P og H stoffer</i>	23
2.3 SCOREMETODER	23
2.3.1 <i>Eksposeringsscore</i>	23
2.3.2 <i>Score for sundhedseffekter</i>	24
2.3.3 <i>Score for miljøeffekter</i>	25
<b>3 EURAM-METODE OG MODIFIKATIONER AF DENNE</b>	<b>26</b>
3.1 SUNDHEDSEFFEKTER I INDEKLIMAET	26
3.1.1 <i>Eksposeringsscore</i>	26
3.1.2 <i>Score for effekt</i>	27
3.1.3 <i>Samlet score</i>	27
3.2 EFFEKTER I DET YDRE MILJØ	28
3.2.1 <i>Eksposeringsscore</i>	28
3.2.2 <i>Score for effekt</i>	29
3.2.3 <i>Samlet miljøscore</i>	29

<b>4</b>	<b>KEMISKE PRODUKTER I BADEVÆRELSER</b>	<b>30</b>
4.1	BADEVÆRELSER OG VANDTÆTNINGSSYSTEMER	30
4.2	OPLYSNINGER OM PRODUKTERNES SAMMENSÆTNING	34
<b>5</b>	<b>RESULTATER AF AFPRØVNINGEN</b>	<b>35</b>
5.1	NØDVENDIGE DATA TIL MODIFIKATIONER AF EURAM-METODE	35
5.2	RESULTATER MED MODIFIKATIONER AF EURAM-METODE	37
5.2.1	<i>Sundhedseffekter</i>	37
5.2.2	<i>Miljøeffekter ved bortskaffelse</i>	39
5.3	RESULTATER MED ANDRE METODER	39
<b>6</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>42</b>
<b>7</b>	<b>APPENDIKS</b>	<b>44</b>
7.1	EKSPONERINGSSCORE OG EFFEKTSKORE I EURAM-METODEN	44
7.1.1	<i>Vurderingsprincipper for det ydre miljø</i>	44
7.1.2	<i>Vurderingsprincipper for sundhed</i>	46
7.2	LISTER I BYGGESEKTOREN	48
7.2.1	<i>Kemikalielista över relevanta ämnen i byggvaror</i>	49
7.3	LIVSCYKLUSVURDERINGER	52
7.3.1	<i>Formål og afgrænsning</i>	52
7.3.2	<i>Opgørelse</i>	53
7.3.3	<i>Miljøvurdering</i>	53
7.4	MILJØPROFILER AF VÆG OG GULV	55
7.4.1	<i>BEAT 2000 - et database- og opgørelsesværktøj</i>	55
7.4.2	<i>Resultater</i>	55
7.4.3	<i>Miljødata</i>	56
7.5	INPUTDATA OG OUTPUTDATA FOR VÆG FRA BEAT 2000	59
7.6	SIKKERHEDSDATABLADE FOR VANDTÆTNINGSSYSTEMER	63

# Forord

Det er regeringens mål at fremme en bæredygtig udvikling i samfundet som helhed og dermed også fremme en bæredygtig udvikling af bygge- og anlægssektoren. Der skal være en afkobling mellem den økonomiske vækst og stigende miljøbelastning og anvendelse af ressourcer.

Dette projekt tager udgangspunkt i, at der i sektoren anvendes et stort antal byggevarer med et indhold af kemiske stoffer, som man kan være interesseret i at kende miljøbelastningen af. Der er derfor behov for at få udviklet praktisk anvendelige metoder til miljøvurdering af kemiske stoffer i byggevarer.

Formålet med denne rapport er at beskrive udviklingen af en metode, der baserer sig på en allerede udviklet scoremetode til vurdering af kemiske stoffer i byggevarer. Endvidere angives resultaterne af en afprøvning af metoden på produkter, der benyttes til vandtætning af badeværelser.

Miljøstyrelsen og By- og Boligministeriet har ikke medvirket direkte ved udformningen af rapporten og deler ikke nødvendigvis forfatterens synspunkter.

Miljøstyrelsen og By- og Boligministeriet. April 2001.

# Sammenfatning og diskussion

I Danmark markedsføres flere tusinde byggevarer, og nogle af disse kan indeholde farlige stoffer. De mange byggevarer gør det vanskeligt at få overblik over hvilke byggevarer, der indeholder de farlige stoffer.

I dag benyttes livscyklusvurderinger (LCA) til at beregne alle effekter, der opstår ved brug af produkter set over hele livsforløbet, fra råstofudvinding til bortskaffelse af materialer eller fra natur til natur. Vurdering af effekter fra kemiske stoffer indgår således i livscyklusvurderinger, men der mangler data og modeller til beregning af potentielle effekter fra kemiske stoffer i visse faser af en byggevars livsforløb. Der er derfor et behov for at vurdere effekter fra kemiske stoffer på en forenklet måde.

## Projektets formål og indhold

Projektets formål er at tilpasse og dernæst afprøve en allerede udviklet metode på kemiske stoffer i byggevarer. Metoden baseres på let tilgængelige data, som kan fremkomme f.eks. ved miljøvaredeklaration af byggevarer og bør omfatte alle faser i livsforløbet. I dette projekt lægges der vægt på brugs- og bortskaffelsesfasen.

Projektet omfatter en oversigt over eksisterende metoder, en diskussion af deres egnethed, en kortlægning af farlige stoffer i almindeligt anvendte vandtætningssystemer til badeværelser samt en afprøvning af en tilpasset metode på to vandtætningssystemer.

Vandtætningssystemer er valgt, fordi der eksisterer mange produkter, og en del indeholder farlige stoffer. Metoden vil gøre miljøvurdering af hele badeværelser mere fuldstændig. En miljøvurdering vil således supplere øvrige oplysninger, som i dag gives for de forskellige badeværelsesløsninger, (By- og Boligministeriet, 1999).

## Metoder til vurdering af kemiske stoffer

Litteraturen angiver flere forenkledede metoder til at vurdere kemiske stoffer. Tabel 1 giver en oversigt over metoder, der er anvendt i dette projekt.

Tabel 1. Enkle metoder til vurdering af kemiske stoffer.

Type	Metoder
Listning	Listning af stoffer
Mængden af forskellige kategorier af stoffer	Type 1, 2, 3 stoffer UPH-metode <sup>1)</sup>
Scoremetoder	UMIP-screeningsmetode <sup>2)</sup>
	EURAM-metode <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> UPH = Uønskede Problematiske Håndterbare stoffer.

<sup>2)</sup> UMIP = Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter.

<sup>3)</sup> EURAM = European Risk Ranking Method.

Her benyttes EURAM-metoden til at vurdere kemiske stoffer i byggevarer. EURAM-metoden vælges dels fordi metoden er accepteret i EU til at prioritere kemiske stoffer, der efterfølgende skal gennemgå en risikovurdering, dels fordi scoren både for eksponering og for effekt fastlægges ud fra en nuanceret vurdering.

Det er ønskeligt, at den valgte metode kan opfylde følgende krav:

- Skal være baseret på let tilgængelige data
- Skal tage hensyn til hvor byggevarer anvendes
- Vurderingen skal være overkommelig at udføre
- Resultaterne skal kunne kommunikeres som en del af miljøprofiler for bygningsdele.

### Listning

Listning anvender officielle lister, idet disse dækker et bredt udvalg af stoffer og indeholder stoffer, som myndighederne prioriterer, da de har særligt betænkelige effekter. Listerne er desuden nemt tilgængelige, (kan downloades fra Miljøstyrelsens hjemmeside, [www.mst.dk](http://www.mst.dk)), og det er muligt at få oplysninger om indhold af farlige stoffer i produkter, hvis produkterne har et sikkerhedsdatablad.

Tabel 2. Vurdering af metoder ud fra de opstillede krav.

	<i>Data tilgængelige</i>	<i>Inkludere anvendelse</i>	<i>Vurdering være overkommelig</i>	<i>Kommunikeres med miljøprofil</i>
<i>Listning</i>	+	-	(-)	-
<i>Mængde af forskellige kategorier af stoffer</i>	+	-	(+)	+
<i>Scoremetoder</i>				
UMIP-screeningsmetode	+	-	+	+
Mod. EURAM-metode	-	+	+	+

Ved listning af stoffer kan alle oplysninger viderebringes, og det fremgår tydeligt, om produktet indeholder f.eks. uønskede stoffer. Oplysninger kan nemt gives i en miljøvaredeklaration. Listningen tager imidlertid ikke højde for hvor i livsforløbet, påvirkningerne forekommer og heller ikke hvilken effekt, en påvirkning kan medføre.

Miljøvaredeklarationer af byggevarer i Sverige lister i dag stoffer fra officielle lister, og oplysningerne lagres i databaser, som gør det overkommeligt at udnytte disse oplysninger (Sandahl, 1997). En listning synliggør "listestoffer" i produktet, og derved om der på denne baggrund bør foretages et fravalg af produktet ("blacklistning"). Ofte vil et fravalg ske i tæt samarbejde med miljøeksperter for at kunne vurdere både fordele og ulemper ved anvendelse af byggevarer. Metoden kan således bruges, når der skal vælges mellem byggevarer. For bygningsdele eller bygninger kan der fremkomme lange lister, og tolkning af disse lister må ske i samarbejde med miljøeksperter.

### Mængde af forskellige kategorier

En forenklet vurdering af stofferne sker ved at angive mængde af forskellige kategorier af stoffer som et mål for kemibelastningen. Begge metoder (type 1, 2 og 3 stoffer og UPH-metoden) inddeler stofferne i forskellige kategorier, som baserer sig på stoffernes fareklassifikation. Alle stoffer i samme kategori tildeles samme vægt, og der tages ikke hensyn til forskel i stoffernes iboende egenskaber.



Metoden giver resultater, der kan indgå i miljøprofiler for bygningsdele og egner sig desuden til opgørelser af bygninger eller større dele heraf. Metoden opgør forbruget af sundheds- og miljøbelastende stoffer, og resultatet kan således sammenlignes med et opstillet mål f.eks. en reduktion i brug af sundheds- og miljøbelastende stoffer.

### Scoremetoder

UMIP-screeningsmetode og EURAM-metode er scoremetoder, hvor der tildeles en score for eksponering og en for effekt. Metoderne opfylder ikke alle de opstillede krav. Det har derfor været nødvendigt at modificere EURAM-metoden, således at den specifikt omfatter effekter i indeklima og ved deponering af materialer, som der fokuseres på i dette projekt. Styrken ved scoremetoder er, at der sker en vurdering på en standardiseret måde af komplicerede problemer, hvori der indgår mange parametre, og at metoden således fører til et enkelt tal for kemibelastningen. Dette tal kan benyttes, f.eks. når der er tale om dokumentation af en bygning, eller når der skal vælges mellem alternativer, hvor flere indikatorer skal håndteres, og det derfor er nødvendigt at have ét tal for kemibelastningen. I dag vælges der i sådanne situationer ud fra subjektive skøn, hvor der ikke redegøres for hvilke parametre, der benyttes og hvilken vægt, der tillægges den enkelte parameter.

Ulempen ved scoremetoder er, at der tabes en del detaljeret viden, men det er vigtigt for accept af metoderne, at der klart redegøres for hvilke parametre, der benyttes til at fastlægge scoren, og om der foretages en normalisering og en vægtning af scorerne, hvis der aggregeres f.eks. til ét tal. Tabel 3 angiver parametre til at fastlægge skala for scorer.

Scoren for eksponering fastlægges ud fra kvantitative parametre som mængde og oktanol/vand fordelingskoefficient, og scoren for effekt baseres på kvalitative parametre som risikosætninger. Skalaen for effektscoren er ofte en arbitrær skala der er fastsat af eksperter ud fra hvilke effekter stoffet medfører. Scoren for sundhedseffekter bruger i UMIP-screeningsmetoden en arbitrær skala og i EURAM-metoden baseres skalaen på en rangordning ud fra risikosætninger. I den modificerede EURAM-metode fastlægges scoren for effekt ud fra grænseværdi for slimhindeirritation eller lugtgrænse, dvs. en kontinuerlig skala, hvilket bedre afspejler den reelle effekt, end når scoren baseres på en rangordning af risikosætninger. Skalaen for scoren for effekter i miljøet beregnes ud fra toksicitetsdata for vandlevende organismer. Hvis resultaterne af scoremetoder skal indgå i miljøprofiler for bygningsdele, er det vigtigt, at der sker en normalisering og vægtning efter samme principper, som gælder for de øvrige effekter i miljøprofilen.

Tabel 3. Oversigt over parametre i de omtalte scoremetoder.

	<i>Sundhed</i>		<i>Miljø</i>	
	Eksponering	Effekt	Eksponering	Effekt
UMIP-screeningsmetode	Vurdering af om der sker udslip og ud fra risikosætninger (R53, R58)	Skala 1, 2, 4 fastlægges ud fra risikosætninger	Vurdering af om der sker udslip og ud fra risikosætninger (R53, R58)	Skala 1, 2, 4 fastlægges ud fra risikosætninger
EURAM-metode	Mængde, m.m.	Ranking på basis af risikosætninger	Mængde m.m.	Beregnes ud fra LC <sub>50</sub> for vandlevende organismer
EURAM-metode, modificeret (omtalt i kapitel 4)	Mængde	Score beregnes på basis af grænseværdi for slimhindeirritation	Mængde m.m.	Beregnes ud fra LC <sub>50</sub> for vandlevende organismer

		og lugt		
--	--	---------	--	--

## Kortlægningen

I projektet indhentes der oplysninger om de almindeligt anvendte vandtætningssystemer fra produktinformations- og sikkerhedsdatablade. Der indgår farlige stoffer i membraner og primer, men kortlægningen af farlige stoffer i produkterne giver ikke altid et rimeligt skøn for risici ved brug af produkterne. I tokomponentprodukter reagerer komponenterne med hinanden og giver derfor ikke effekter senere i produkternes livsforløb. En oversigt over tilstedeværelse af farlige stoffer giver derfor først og fremmest en grov vurdering af eventuelle risici i arbejdsmiljøet, men der kan også opstå effekter i det ydre miljø, hvis blandingen af de to komponenter ikke sker korrekt.

De farlige stoffer er fortrinsvis organiske opløsningsmidler i primeren, og en enkelt membran benytter chlorparaffiner som blødgøringsmiddel. Det har ikke været muligt at få oplysninger om den totale sammensætning af de valgte vandtætningssystemer. Oplysninger er især baseret på sikkerhedsdatablade, som fortrinsvis giver indholdet af sundhedsskadelige stoffer og ikke i så høj grad indholdet af miljøfarlige stoffer. Vandtætningssystemerne kan indeholde mange stoffer som rester af monomer, dispersionsmidler, konserveringsmidler, opløsnings- og filmdannende midler, pH-reguleringsmidler samt evt. blødgøringsmidler. Disse nævnes ikke altid i sikkerhedsdatabladene, enten fordi stofferne ikke er farlige, og/eller fordi indholdet er meget lavt. Det ville være ønskeligt, at det i et projekt som dette var muligt at udvikle/afprøve metoder på fulde recepter.

## Afprøvninger

Det er valgt at afprøve en modificeret EURAM-metode på to vandtætningssystemer, et vandtætningssystem med en primer og en membran af acrylat og et vandtætningssystem med en primer af tokomponentepoxy og en membran af acrylat, idet der især lægges vægt på at bestemme effekter i indeklima og ved deponering. Andre metoder afprøves også for at kunne sammenligne med resultaterne fra den modificerede EURAM-metode. Alle metoderne bygger på, at der kan skaffes oplysninger som anvendt mængde og indhold af farlige stoffer.

Resultaterne af afprøvningen viser, at det er vanskeligt at gennemføre en forenklet vurdering af byggevarers påvirkning af indeklimaet. Først og fremmest kan eksponering til indeklimaet ikke bestemmes ud fra stoffets egenskaber alene, men kræver målinger af afgangningen, og da disse ikke eksisterer, må en simpel vurdering derfor basere sig på den anvendte mængde. Et andet problem er, at grænseværdier for slimhindeirritation og lugtgrænse mangler for en del stoffer i de valgte produkter. Dette kan bl.a. skyldes, at stofferne i tokomponentprodukter ikke normalt vil emitteres til indeklimaet. Der anvendes default-værdier, men resultaterne giver ikke et realistisk billede, når der er anvendt default-værdier for næsten alle stoffer i et produkt.

Scoremetoder giver en mere realistisk vurdering af effekterne ved bortskaffelse, idet metoderne omfatter vigtige egenskaber som bionedbrydelighed og bioakkumulering. Vurderingen baseres på toksiske data for indholdsstoffer i produkterne, og der tages ikke hensyn til, at nogle komponenter reagerer med hinanden, og derfor muligvis slet ikke forekommer i bortskaffelsesfasen.

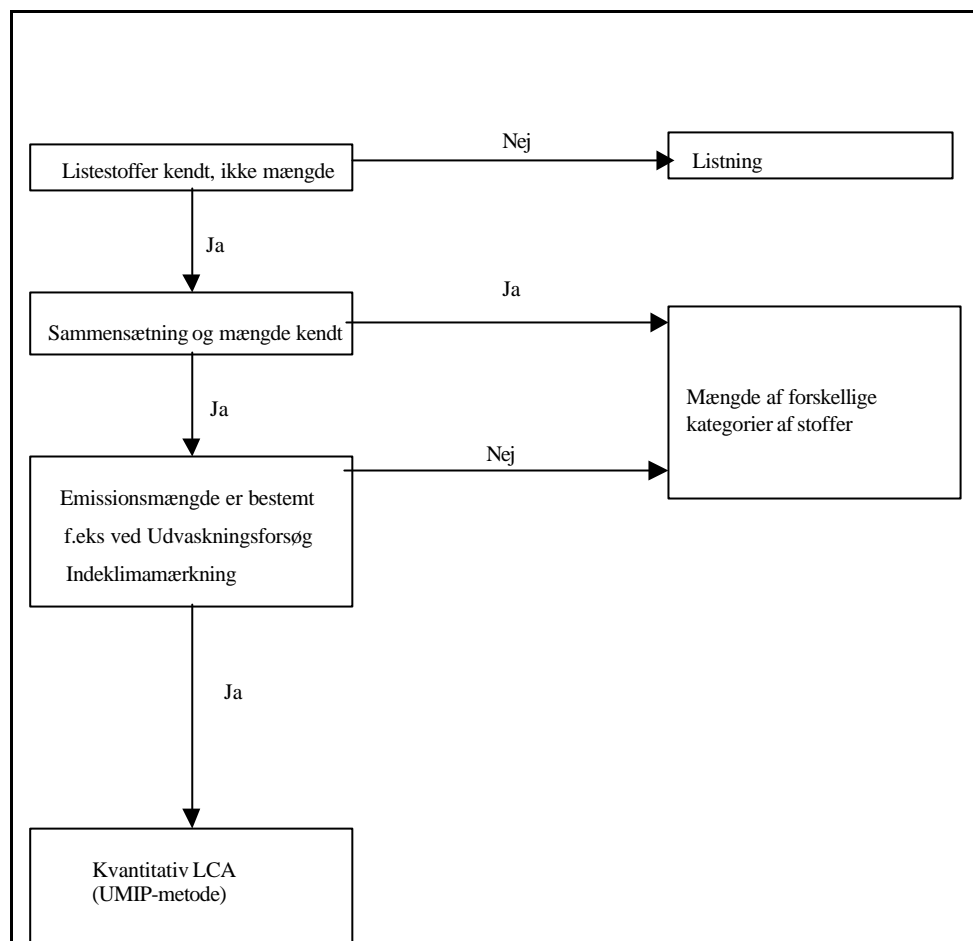
Resultaterne viser også, at det er muligt at anvende andre forenkede metoder, listning og mængde af forskellige kategorier af stoffer, men resultaterne afhænger af den enkelte metode. Metoderne giver dog samme rangorden af de to produkter, idet produkt 1 er bedre end produkt 2.

#### Sammenfattende vurderinger

Der er i dag et behov for at kunne anskueliggøre belastninger fra kemiske stoffer i bygningsdele bedre, end det gøres ved de nuværende LCA-modeller. Projektet har imidlertid vist, at det kan være meget vanskeligt at benytte metoder, der tager hensyn til de enkelte faser, da der mangler data for emissioner, toksiske data for stofferne og modeller til beregning af effekter i visse faser af livsforløbet. Dette bevirker, at vurderingen af kemiske stoffer på nuværende tidspunkt må baseres på oplysninger om anvendt mængde af det pågældende produkt og indhold af farlige stoffer i produktet.

Det anbefales at benytte en enkel metode, se figur 1, der bestemmer mængde af forskellige kategorier af stoffer (f.eks. mængden af type 1, 2 og 3 stoffer), idet denne metode er nem at bruge og giver et overskueligt mål for kemibelastningen. Metoden tydeliggør således brug af uønskede og farlige stoffer og fremmer, at der fokuseres på en reduktion i brugen af disse stoffer.

Der har i følgegruppen til projektet været kritik af scoremetoder, f.eks. er scoremetoder for grove til at vurdere effekter i arbejdsmiljøet og indeklimaet. Det anbefales ikke at bruge scoremetoder til at vurdere effekter i arbejdsmiljø, idet der i hvert enkelt tilfælde må fremskaffes detaljerede oplysninger om produkternes sammensætning, og der må benyttes eksperter til at vurdere effekter fra kemiske stoffer i stofferne. For effekter i indeklima anbefales der i stedet at fremme indeklimatemærkning af flere byggevarer. Kritikken af scoremetoder rammer selve grundideen med metoderne, idet scoremetoder netop skal give et overskueligt resultat, men det er vigtigt, at der altid redegøres for, hvad der er vurderet, og hvorledes scoren er fastlagt, samt hvis det er ønskeligt at baggrundsdata kan fremskaffes.



Figur 1. I figuren er vist muligheder for valg af metoder. I dette projekt anbefales mængde af forskellige kategorier af stoffer, så længe der mangler data og modeller i de forskellige faser af livsforløbet.

Det er væsentligt, at der i fremtiden arbejdes videre med metodeudvikling i LCA-modeller, således at effekter i arbejdsmiljø, indeklima og miljøbelastninger fra deponering af materialer kan vurderes. Det anbefales at fokusere på udvikling af modeller, der udnytter data fra indeklimamærkningen og at fremskaffe data for udvaskningen af byggeaffald, som kan indgå i modeller til vurdering af miljøeffekter i forbindelse med deponering af affald.

# Summary and discussion

The building sector uses numerous products (several thousands) many of which contain chemicals, some have harmful effects on human and environmental health. Due to the limited access of data the impacts of chemicals can be overlooked, e.g. in eco-profiles of building elements. The reason is lack of product-specific emissions by manufacturing chemical products, e.g. waterproofing systems and sealants. Besides, most LCA models do not include assessment of emissions in working environment, indoor climate or from disposal processes.

The aim of the project

This project aims to adapt an existing method for assessing chemicals and test it on selected construction products. The method should use easily available data, e.g. produced in environmental declarations of construction products, and include the whole life cycle of the materials. However, this project will focus on important life cycle phases, indoor climate and disposal.

The project gives an overview of simple existing methods and discusses their suitability for assessing chemicals in construction products. One method is adapted and then tested on waterproofing systems. Waterproofing systems are recommended for different types of bathrooms, and many products are available some containing dangerous substances. An assessment of chemicals together with eco-profiles of building elements can supplement technical information already available for the different types of bathrooms.

Methodologies

Today several simple methods for assessing chemicals exist, but in this project the stipulated requirements to the method were:

- To use easily available data
- To consider the application of the product
- Assessments should be easy to make
- Results can be communicated combined with an eco-profile of a building element.

In general chemicals can be assessed in different ways:

- Indicating the occurrence of substances on various lists of harmful substances (i.e. lists of substances, the use of which should be restricted due to their hazardous properties, persistence or other properties).
- Indicating the amount of substances in specific hazard categories, e.g. undesirable, problematic and non-problematic.
- Score methods.

Listing of chemicals use the same order of priorities as the authorities and include all information about the chemicals, but it may be difficult to get an overview of chemicals in building elements or buildings. In Denmark the

environmental authorities use three lists, *list of undesirable substances*, *list of effects* and *list of dangerous substances* (available at [www.mst.dk](http://www.mst.dk)).

The amount of specific hazardous categories, (e.g. type 1, 2 and 3 or unwanted, problematic or non-problematic) can be used as indicators of potential impacts from chemicals. The methods give results for building elements or buildings that are easy to communicate, but some detailed information is lost. All substances in the same category contribute equally, and special properties of some substances are not considered.

The project uses two score methods, EURAM (European Risk Ranking Method) and EDIP screening method (Environmental Design of Industrial Products), both using a score for exposure and effect, and then multiply the scores.

EURAM was used to rank high production volume chemicals, which afterwards went through a risk assessment. The principles for calculating scores according to EURAM were adapted to construction products.

Score for exposure in the indoor climate was calculated from the amount of substance used, as emissions from construction products cannot be calculated from the properties of the substances (vapour pressure/boiling point, octanol-water partition coefficient). The effect score was based on odour detection limit. According to EURAM the score for human health was based on the classification of hazardous substances (Risk phrases).

Score for exposure from disposal of products was calculated from the amount of substance used and some properties (vapour pressure/boiling point, octanol-water partition coefficient, and biodegradation). The effect score was based on the aquatic toxicity ( $LC_{50}$ ) for water organisms as in EURAM.

The EDIP method based the score for exposure on qualitative criteria (expected emission, biodegradability and accumulation potential), and score for effect was based on the classification of chemicals (Risk phrases).

Score methods give figures for the impacts from chemicals but it is important to give an overview of parameters and how the scale for these parameters are defined, see table 3.

Table 3. Score method parameters.

	Human health		Environmental health	
	Exposure	Effect	Exposure	Effect
EDIP screening method	Assessment of exposure and assessment based on Risk phrases (R53, R58)	Scales 1, 2, 4 based on Risk phrases	Assessment of exposure and assessment based on Risk phrases (R53, R58)	Scales 1, 2, 4 based on Risk phrases
EURAM	Amount used etc.	Ranking based on Risk phrases	Amount used etc.	Calculated from $LC_{50}$ for water organisms
EURAM modifications, (see chapter 4)	Amount	Score based on odour limit value	Amount used etc.	Calculated from $LC_{50}$ for water organisms

Score methods were developed to assess complex problems with many parameters in a standardized way that gives easily understandable results useful for documentation of buildings when comparing alternatives. Often the compari-

son is made on a subjective basis with no documentation of which parameters have been included.

The disadvantages are that detailed information is lost, but it may be possible to get background information about the included parameters and the scales used.

#### Waterproofing systems and eco-profile of bathroom walls

There have been many problems with waterproofing of bathrooms, and consequently several types have been developed and some have recommended use of waterproofing systems. The systems consist of a primer and a membrane. Information about waterproofing systems has been collected from product information sheets and safety sheets. Some primers contain organic solvents and one contains chlorinated paraffins, but the safety sheets give information only about dangerous substances above a specific level, and it has not been possible to get complete compositions of primers and membranes. In addition, the safety sheets only provide information about chemicals in a product, but chemicals in two-component products may react and therefore pose no risk of impacts in the indoor climate and the disposal processes.

The mentioned score methods assess chemicals in two waterproofing systems, one with a two-component epoxy primer and one with an acrylate primer, both with an acrylate membrane. The two-component primer contains several dangerous substances, and the acrylate primer contains some organic solvents.

#### Results

##### **Indoor climate**

Modifications of EURAM show that it is difficult to use the method due to lack of data on emissions and odour detection limits. Therefore the exposure score is based on the amount of chemicals used and default values for the odour detection limits, but for two-component primers the results did not provide a good indicator for impacts from chemicals as default values are used for nearly all the components.

##### **Disposal**

The results from the adapted EURAM show that it is possible to make an assessment of the chemicals in products, but for two-component products the chemicals may have reacted to other substances.

#### Concluding remarks

Today eco-profiles do not include all important potential impacts from chemicals because environmental data for chemicals are incomplete. Furthermore, LCA models most often do not include life cycle phases where chemicals may impact, e.g. indoor climate and disposal. Therefore, it is necessary to develop other assessment methods for chemicals.

From the application of different methods it can be emphasized that very simple methods should be used so long as life cycle assessments do not include impacts in the indoor climate and from disposal due to lack of data and models. At present it may be possible instead to list substances or to indicate the amount of specific categories of substances. However, efforts to obtain more data on chemicals and to develop generally accepted score methods should be intensified.

Experts on human health and the working environment have criticized the methods for being too simple for assessing impacts in the working environment and indoor climate. Detailed information about the amount and type of chemicals in products is necessary for the assessment of impacts in the working environment. For the indoor climate the labelling of more products should be intensified, and the results from the labelling should be utilized the LCA.

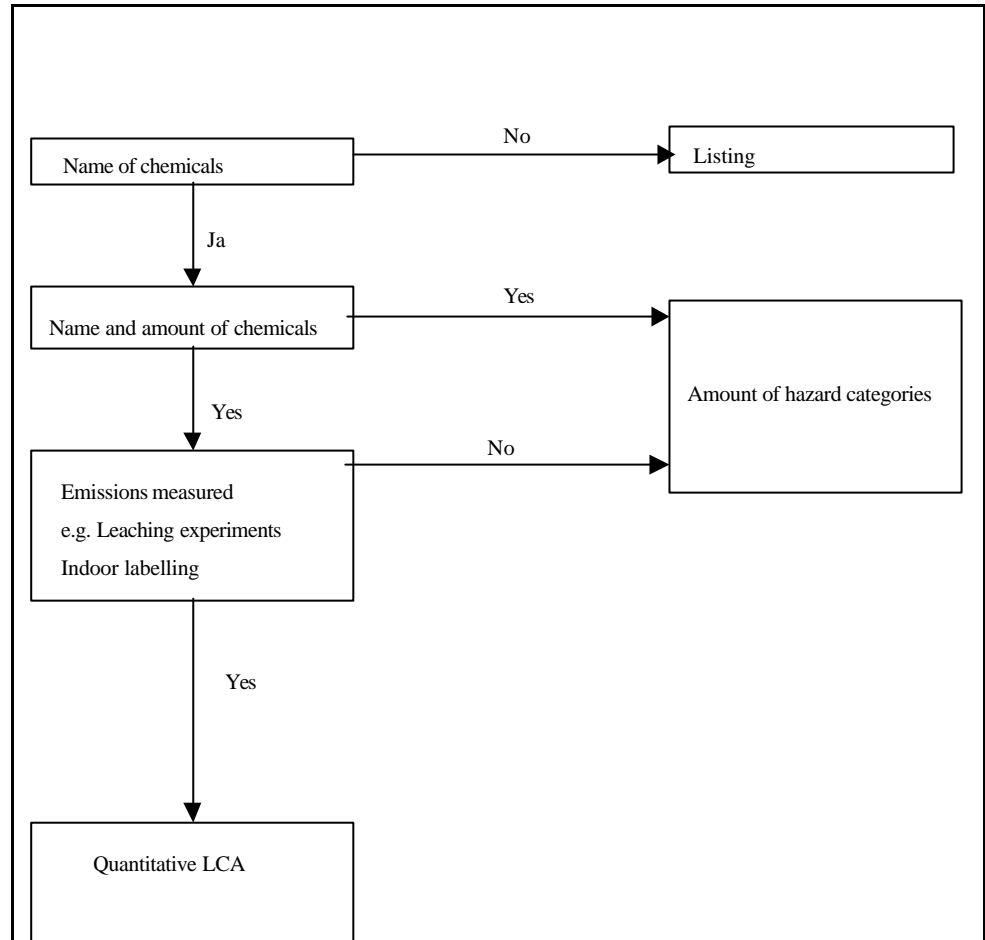


Figure 1. The figure shows the possibilities for selection of methods. The method calculating the amount of hazard categories is recommended, so long as there is a lack of data and models for the different phases in life cycle assessments.



# 1 Indledning

Der anvendes mange byggevarer med farlige stoffer. I 1995 anvendte bygge- og anlægssektoren således ca. 6.000 produkter med farlige stoffer, og følgende produkter indeholdt uønskede stoffer:

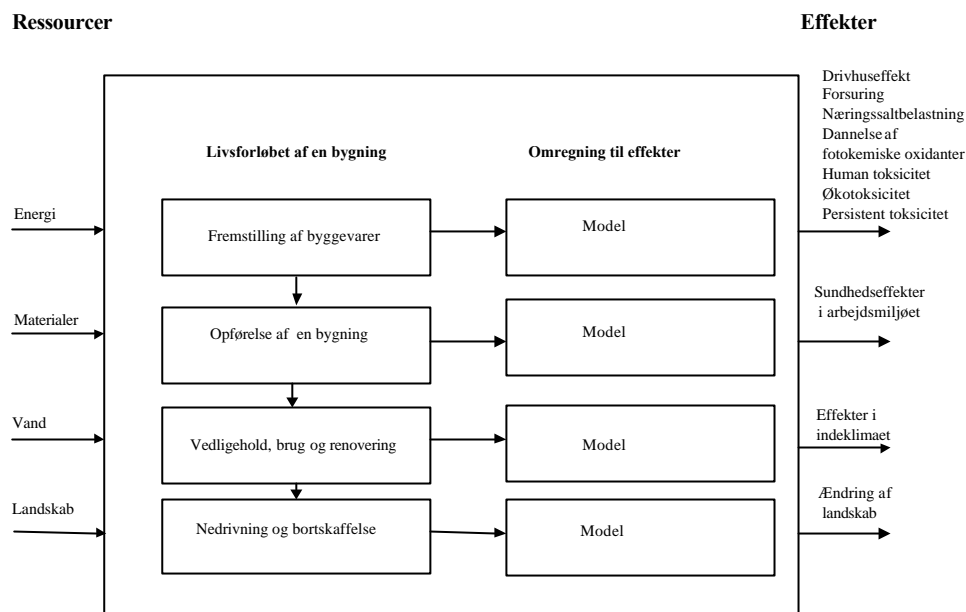
- Maling og lak
- Lime
- Fugemasser
- Plastprodukter
- Affedtningsmidler
- Opløsningsmidler
- Vaske- og rengøringsmidler
- Imprægneret træ, (Miljøstyrelsen, 1996).

Det er i dag erkendt, at nogle kemiske stoffer i byggevarer giver anledning til sundhedsskader og/eller skader i det ydre miljø. Nogle af stofferne er i dag forbudt, eller der er krav om en begrænset anvendelse, men stofferne kan stadig i forbindelse med bortskaffelse af affald give risiko for skader. Der savnes oplysninger om kemiske stoffer. Således vil nogle stoffer ikke være klassificeret på grund af manglende data, og den lange levetid for produkterne i bygninger gør det sandsynligt, at flere kemiske stoffer i løbet af en bygnings levetid klassificeres som farlige. Det er derfor væsentligt at få overblik over hvilke byggevarer, der indeholder farlige stoffer. Det er ligeledes vigtigt, at denne information videregives på en overskuelig måde, idet den skal forstås og anvendes af de mange parter med forskellig baggrund, der involveres i løbet af en bygnings levetid.

## 1.1 Kemiske stoffer i livscyklusvurderinger

Livscyklusvurderinger (LCA) omfatter beregning af alle potentielle effekter, der opstår ved brug af produkter set over hele livsforløbet, fra råstofudvinding til bortskaffelse af materialer eller fra natur til natur, se figur 2.

Beregning af de potentielle effekter sker ved at multiplicere den emitterede mængde af et stof med en effektfaktor, der er specifik for det pågældende stof og effekt. Effektfaktoren fastlægges ud fra kendskab til både stoffets skæbne og dets potentielle effekter, men da kemiske stoffer kan forårsage mange forskellige effekter, må hvert enkelt stof vurderes med hensyn til dets potentielle effekter. Denne vurdering er særlig vanskelig, fordi alle kemiske stoffer i princippet kan bidrage til toksicitet, og fordi der kun for et fåtal af stofferne findes toksiske data. Effektfaktorer for human toksicitet og økotoksicitet varierer for de forskellige LCA-modeller, der anvendes i Europa.



Figur 2. Figuren viser, at der tilføres ressourcer som energiråstoffer, materialeråstoffer, vand og landskab, og der opstår miljø- og sundhedseffekter i løbet af en bygnings livsføreløb.

The figure shows the supply of resources (energy, materials, water and landscape) and impact categories in the life cycle of a building (greenhouse effects, acidification, eutrophication photochemical oxidants formation, human toxicity (water and air), ecotoxicity, human health in the work environment and in the indoor climate together with changed landscape).

### 1.1.1 Fremstilling af byggevarer

Der bruges kemiske stoffer ved fremstilling af byggevarer, f.eks. tilsættes der stoffer for at ændre byggevarens tekniske egenskaber.

I dag er det som regel muligt at fremskaffe oplysninger om indholdet af farlige stoffer i byggevarer, og muligvis kan energiforbrug til fremstilling af disse stoffer skønnes. Der mangler imidlertid data for produktspecifikke emissioner ved fremstilling af stofferne, og det synes også i fremtiden at være overordentligt vanskeligt at fremskaffe disse data.

### 1.1.2 Opførelse af bygningen

På byggepladsen anvendes der byggevarer med kemiske stoffer til imprægnering og overfladebehandling, men der mangler data for emissioner til arbejdsmiljøet. Nyeste erfaringer viser, at det i livscyklusvurderinger er muligt at inkludere effekter i arbejdsmiljøet på brancheniveau, men ikke på produkt-niveau.

I dag sker reguleringer af arbejdsmiljøet ved, at der angives en MAL-kode for et kemisk produkt med farlige stoffer. MAL-kode består af to tal (koder), hvortil der er knyttet regler for sikkerhedsforanstaltninger for at undgå henholdsvis skader ved indånding af dampe og skader på hud og øjne. For kemiske produkter med farlige stoffer udarbejdes der sikkerhedsdatablade, og i dag er der etableret en database, som samler sikkerhedsdatablade for produkter, der bruges under opførelse af bygninger, (en demoversion er tilgængelig på internettet: [www.entrep-bst.dk](http://www.entrep-bst.dk)). I "Center for kemikalier i industriel produktion" arbejdes der i tæt samarbejde med producenter med udvikling af modeller, der kan benyttes, når der skal ske en substitution af stoffer til mindre farlige stoffer.

### 1.1.3 Vedligehold og brug af bygningen

Der bruges materialer til vedligehold og renovering af bygninger. Ud fra erfaringer fastsættes type og mængde af disse materialer. Oplysningerne indgår sammen med andre miljødata for materialerne i livscyklusvurderinger.

Under brug kan der ske afgangninger fra byggevarer til indeklimaet, som kan give sundhedseffekter. I Dansk IndeklimaMærkningsordning (DIM) måles afgangninger, og ordningen vurderer effekter fra disse afgangninger. Der angives således en tid inden for hvilken, der kan være risiko for sundhedsbelastninger. Data fra DIM kan benyttes til at beregne effekter i indeklima efter samme paradigme som de øvrige effekter i den danske livscyklusmodel, UMIP-modellen (Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter) og således indgå i livscyklusvurderinger. Effekter i indeklimaet kan dermed tydeliggøres i oversigter over miljøbelastninger fra bygningsdele, og der kan således på et meget tidligt tidspunkt i bygningens livsforløb tages hensyn til indeklimaet.

### 1.1.4 Nedrivning og bortskaffelse

I dag opgøres mængder af forskellige typer affald, der opstår ved nedrivning af bygningen. Der vurderes, om affaldet kan genbruges, om materialerne kan genindvindes, om energien i materialet kan udnyttes ved forbrænding af materialet, eller om affaldet skal deponeres. I livscyklusmodeller skelnes der mellem volumenaffald, farligt affald samt slagge og aske.

Meget af byggeaffaldet benyttes i dag som delkomponent i veje (alternativ til stabilt grus), og der er således risiko for, at der kan ske udvaskning til miljøet, men der mangler data for udvaskning af byggeaffald. Der arbejdes i dag med modeller, der beregner effekter fra deponering af affald, men der arbejdes ikke specifikt med byggeaffald.

## 1.2 Mangler i LCA

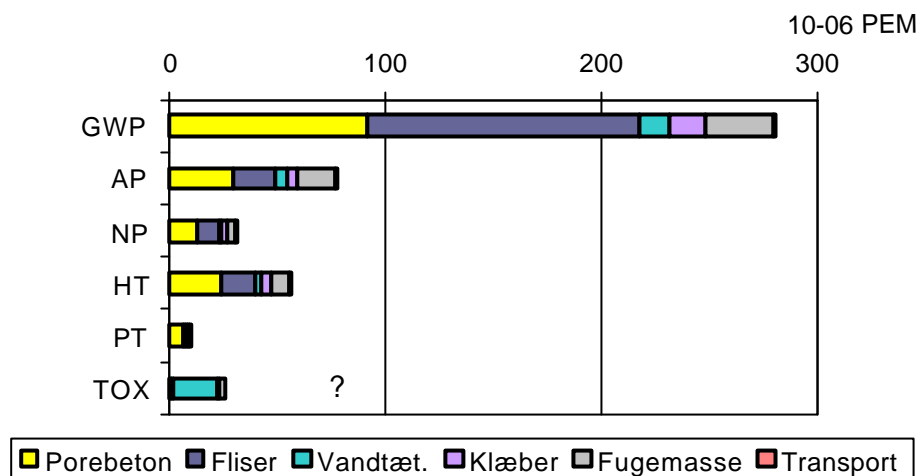
I dag indeholder livscyklusmodeller således ikke effekter fra kemiske stoffer, enten fordi der mangler data for emissioner, eller fordi der mangler modeller til beregning af potentielle effekter i visse dele af livsforløbet for et produkt. Det er et udbredt ønske i langt højere grad at kunne medtage effekter fra kemiske stoffer for dermed at motivere til et mindre forbrug af skadelige stoffer.

Tabel 4. Oversigt over manglende data og operationelle modeller i forbindelse med vurderinger af kemiske stoffer i LCA.

Lack of data and models for assessing chemicals in life cycle assessments.

	<i>Mangler i livscyklusfaser</i>
Produktspecifikke data	Ved fremstilling af kemiske stoffer. (i nogle tilfælde kendes energiforbruget). Emissioner til arbejdsmiljø. Afgangning til indeklima for nogle byggevarer. Udvaskning til miljø i forbindelse med deponering. Data for stofferne til fastsættelse af skæbne og effekt i miljø.
Modeller for effektvurderinger	Effekter i arbejdsmiljø (er udarbejdet på brancheniveau). Effekter i indeklima (skitse til model findes). Effekter i forbindelse med deponering/bortskaffelse. (Der arbejdes med dette i et igangværende projekt).

LCA-vurderinger af bygningsdele giver derfor ikke et fuldstændigt billede af belastninger fra brug af kemiske stoffer i byggevarer. Der må derfor vælges en anden metode til vurdering af kemiske stoffer f.eks. en scoremetode. Det er vigtigt, at resultatet fra en sådan metode anvendes i miljøprofiler, og at resultaterne normaliseres og vægtes efter samme principper som de øvrige effekter.



GWP: Drivhuseffekt, AP: Forsuring, NP: Nærings saltbelastning, HT: Human toksicitet, PT: Persistent toksicitet, TOX: Toksicitet af kemiske stoffer, muligvis i en anden enhed. Transport: Råmaterialer til fabrik. PEM: Personækvivalenter vægtes efter målsatte udledninger. Se appendiks 7.

GWP: Global warming potential, AP: Acidification potential, NP: Nitrification potential, HT: Human toxicity potential TOX: Toxicity of chemicals, in the future results from the score method.

Figur 3. Miljøprofil med udvalgte miljøeffekter af en badeværelsesvæg med vandtætningssystem af acrylat, hvor der er angivet en speciel søjle for toksicitet af kemiske stoffer. Eco-profile of a bathroom wall (1m<sup>2</sup>), life time 40 years.

Inden for byggesektoren vanskeliggøres vurderingen af kemiske stoffer af:

- At der bruges mange byggevarer (adskillige tusinde).
- At mange forskellige kemiske stoffer indgår i byggevarer.
- At der sker brug af restprodukter i byggesektoren, og at anvendelse af disse øges.
- At byggepladsen ikke er en stationær arbejdsplads, hvilket vanskeliggør forebyggelse af emissioner til arbejdsmiljøet.
- At bygningens lange levetid kræver, at der må udvises en større forsigtighed, når der skal vælges kemiske stoffer til byggevarer, idet det kan forventes, at flere kemiske stoffer bliver klassificeret som farlige.
- At også sensible personer udsættes over længere tid for afgangning fra byggevarer.

Derfor eksisterer der et behov for at kunne vurdere miljøeffekter fra kemiske stoffer i byggevarer på en forenklet måde, f.eks. ved brug af scoremetoder i de faser, hvor der ikke er eller kan fremskaffes data, og hvor der ikke er udviklet modeller til effektvurderinger.

### 1.3 Projektets formål og indhold

Projektets formål er at tilpasse og dernæst afprøve en allerede udviklet metode på kemiske stoffer i udvalgte byggevarer. Metoden bør omfatte alle faserne i en bygnings livsforløb, men her vil der blive lagt vægt på brugs- og bortskaffelsesfasen, idet disse er væsentlige for byggevarer. Arbejdsmiljøet er ikke

medtaget, da det er vanskeligt at vurdere effekter i arbejdsmiljøet fra et enkelt produkt. Arbejdsmiljøet er desuden en parameter, som der allerede i udstrakt grad tages hensyn til. Der er ikke medtaget fremstilling af kemiske stoffer, da der arbejdes i et igangværende projekt med at fremskaffe miljødata for denne fase.

Projektet omfatter en oversigt over forenklede metoder; væsentlige metoder er beskrevet i kapitel 2. Der vælges at tilpasse EURAM-metoden til vurdering af kemiske stoffer i byggevarer for effekter i indeklimaet og ved deponering af byggematerialer. EURAM-metoden og modifikationer heraf er beskrevet i kapitel 3. Metoden er afprøvet på to vandtætningssystemer til badeværelser, oversigt over vandtætningssystemer er givet i kapitel 4. Kapitel 5 giver resultaterne fra afprøvningen med den modificerede EURAM-metode. Til sammenligning gives også resultater fra afprøvningen med andre metoder.

## 2 Metoder til vurdering af kemiske stoffer

Der eksisterer et stort antal forenkede vurderingsmetoder. Her er det valgt at fokusere på metoder, der falder i tre hovedtyper, listning af stoffer, mængde af forskellige kategorier af stoffer samt scoremetoder, hvor der tildeles en score for emission og en for effekt. Tabel 5 giver en oversigt over de anvendte metoder.

Tabel 5. Oversigt over metoder, der er anvendt i dette projekt.  
Overview of simple methods used.

<i>Typer</i>	<i>Valgte metoder</i>
Listning	Listning af stoffer
Mængde af forskellige kategorier af stoffer	Type 1, 2, 3 UPH-metode
Scoremetoder	UMIP-screeningsmetode EURAM-metode

De nævnte metoder baserer sig på oplysninger om indhold af farlige stoffer i byggevarer, og det kan derfor overses, at kemiske stoffer forsvinder, når tokomponentprodukter blandes. Det fremgår heller ikke umiddelbart, at der dannes kemiske stoffer senere i byggevarers livsforløb.

### 2.1 Listning af stoffer

Ved listning af stoffer benyttes de officielle lister. En listning af stoffer baserer sig på klassificering af farlige stoffer, som gives i sikkerhedsdatablade.

#### 2.1.1 Officielle lister

Ud fra tilgængelige oplysninger har eksperter vurderet hvilke kemiske stoffer, der (evt. i en given anvendelsessituation) er farlige/risikable. I Danmark findes flere lister, men der er valgt at anvende tre lister, som afspejler den generelle farlighed af stofferne:

- *Effektlisten*
- *Listen over uønskede stoffer*
- *Listen over farlige stoffer.*

Miljøstyrelsen har udarbejdet en liste over stoffer, som anses for at have særligt betænkelige sundheds- og/eller miljømæssige effekter, den såkaldte *effektliste*. *Effektlisten* (Weddebye et al., 2000) indeholder ca. 1.400 stoffer, som er udvalgt fra en liste på 9.400 stoffer, der enten er "high production volume" (HPV) stoffer eller indgår i produkter, der er anmeldt til Kontoret for Produktdata. *Effektlisten* indeholder en lang række stoffer, hvor der savnes data, men som på baggrund af QSAR<sup>1</sup> computerberegninger vurderes at være

<sup>1</sup> QSAR betyder kvantitative strukturaktivitetrelationer. Ved hjælp af computer-simuleringer kan det på baggrund af viden om lignende stoffer forudsiges, hvilke egenskaber et stof har i miljø- og sundhedsmæssig sammenhæng.

miljøskadelige. Kriterierne for udvælgelse af sundhedsskadelige stoffer til *Effektlisten* fremgår af tabel 7.

*Listen over uønskede stoffer*, (Miljøstyrelsen, 2000) indeholder ca. 68 stoffer eller stofgrupper, som er udvalgt fra *Effektlisten*, fordi de anvendes i stor mængde (> 100 t/år) og repræsenterer således stoffer, som danske myndigheder på sigt ønsker at forbyde eller begrænse anvendelsen af.

*Liste over farlige stoffer* (Bekendtgørelse nr.733, 2000) indeholder stoffer, der ud fra fastlagte kriterier klassificeres som farlige stoffer. Stofferne på listen har ikke tidligere været vurderet med hensyn til miljøfare, men nu klassificeres stofferne også ud fra risiko for miljøeffekter. I dag skal en producent eller importør af kemiske produkter (som f.eks. maling, fugemasse, vandtætningssystemer, spartelmasser, lim m.m.) fremskaffe oplysninger om farlige stoffer i produkterne. Indeholder produktet farlige stoffer, skal det mærkes korrekt, og der udarbejdes et sikkerhedsdatablad, som følger produktet. Oplysningerne skal indberettes til Kontoret for Produktdata, hvor de indlægges i en database.

### 2.1.2 Andre lister

Der findes en række andre lister, som Arbejdstilsynet benytter, f.eks. liste over stoffer, som er klassificeret som kræftfremkaldende. Proaktive virksomheder inden for byggesektoren har udarbejdet lister over stoffer, som man på langt sigt ønsker at udfase eller begrænse brugen af. Listerne kan benyttes til at stille krav til byggevarer, (i appendiks 7.2 er der givet en oversigt over stoffer i disse lister).

## 2.2 Mængde af forskellige kategorier af stoffer

I sikkerhedsdatabladene angives indhold af farlige stoffer, og herudfra kan mængde af forskellige kategorier af stoffer beregnes. Der foretages en første sortering af stofferne i tre kategorier afhængig af deres sundheds- og miljømæssige egenskaber, f.eks. mængde af type 1, 2 og 3 stoffer eller mængde af uønskede (U), problematiske (P) og håndterbare stoffer (H).

### 2.2.1 Mængde af type 1, 2 og 3 stoffer

I *Håndbog i miljøvurdering af produkter*, (Miljøstyrelsen, 2001) er der valgt at inddele i følgende kategorier på basis af stoffernes fareklassifikation:

Type 1: Yderst problematiske stoffer

- Stoffer, der er optaget på *Listen over uønskede stoffer*
- Stoffer, der er optaget på *Effektlisten*
- Stoffer, der er optaget på *Listen over farlige stoffer* med særligt betænkelige effekter, f.eks. kan give kræft eller skader på reproduktionen, eller er klassificeret som miljøfarlige.

Type 2: Problematiske stoffer

- Stoffer, der er optaget på *Listen over farlige stoffer* bortset fra stoffer, som er klassificeret på grund af fare for brand eller eksplosion
- Stoffer, der ikke er oplysninger om.

Type 3: Mindre problematiske stoffer

- Stoffer, som alene er optaget på *Listen over farlige stoffer*, fordi de er brand- eller eksplosionsfarlige.

Kriterierne er etableret i forbindelse med udvikling af en forenklet trinvis metode til livscyklusvurderinger af produkter i små og mellemstore virksomheder, og er beskrevet i *Håndbog i miljøvurdering af produkter* (Miljøstyrelsen, 2001).

### 2.2.2 Mængde af U, P og H stoffer

I UPH-metoden udnyttes ligeledes fareklassifikationen af de kemiske stoffer, jf. tabel 7. Stoffer, som har særligt skadelige egenskaber, tildeles et U (Uacceptabel), og stoffer med skadelige egenskaber tildeles et P (Problematisk), mens dem, som har begrænset skadelige virkninger, f.eks. hudirritation, tildeles et H (håndterbare). Når det drejer sig om miljømæssige egenskaber, inddeles stofferne i A, B og C stoffer i henhold til *Vejledning vedrørende tilslutning af spildevand til kommunale spildevandsanlæg*, (Miljøstyrelsen, 1994). Denne vejledning indeholder dog ikke særlig mange stoffer, og UPH-metoden benyttes derfor her til vurdering af sundheden. Kriterierne er fastlagt i et projekt, som havde til formål at prioritere kemikalier, der anvendes i industrivirksomheder, (Erhvervsfremmestyrelsen, 1996). UPH-metoden anvendes også i et forslag til miljøvaredeklarationer, (Toldsted et al., 1997).

## 2.3 Scoremetoder

Scoremetoder anvendes til at screene kemiske stoffer i forhold til deres farlighed, og der fokuseres således på de stoffer, som har de største potentielle skadevirkninger. Der findes mange scoremetoder (Davis et al., 1994), nogle er udviklet i Danmark (f.eks. UMIP-screeningsmetode) og nogle i EU's kemiske kontor (EURAM-metoden). Metoderne er udviklet for at kunne prioritere kemiske stoffer. De nævnte metoder giver en score for eksponering og en for effekt. For begge metoder bygger effektscoren for sundhed på risikosætninger for kemiske stoffer. Effektscoren for miljø fastlægges primært ud fra toksicitetsværdier for vandlevende organismer  $LC_{50}$  (dvs. den koncentration, hvor 50 % af organismerne dør).

### 2.3.1 Eksponeringsscore

I scoremetoder gives der en score for eksponering, men scoren er ikke et mål for eksponering i de enkelte faser af livsforløbet. Det antages enten, at alt stoffet emitteres, dvs. at scoren reelt baserer sig på farlighed udtrykt ved risikosætninger, eller at scoren fastlægges på baggrund af beregninger, hvori der indgår mængde af stoffet, der anvendes, stoffets nedbrydelighed i miljøet (bionedbrydelighed) og dets evne til at koncentrere i levende organismer (bioakkumulering).

I UMIP-screeningsmetode (Hauschild et al., 1998a og 1998b) tildeles scoren for eksponering en værdi ud fra, om stoffet forventes udledt, om stoffet kan forventes at forblive i miljøet (ikke let-bionedbrydeligt, R53), eller om det forventes at kunne ophobes i levende organismer (bioakkumulerende, R58), jf. tabel 6. Principielt indgår mængden af stoffet ikke i denne metode, men den kan modificeres, således at den anvendte mængde multipliceres med scoren, UMIP-mængde screeningsmetode.



Tabel 6. Eksponeringscore i UMIP screeningsmetoden.

Score for exposure in the EDIP screening method (Environmental Design of Industrial Products, EDIP) is based on an assessment of expected exposure and risk-phrases.

Score	Forventet udledning		Klassificeret med R53 (ikke let-bionedbrydeligt) eller R58 ( $\log P_{ow} \geq 3$ )	
	Ja	Nej	Ja	Nej
	4	0	4	0

<sup>1)</sup>  $P_{ow}$ : Oktanol/vand fordelingskoefficient.

EURAM-metoden (Hansen et al., 1999) beregner stoffets fordeling i miljøet. Når det drejer sig om eksponering af mennesker, er den udelukkende baseret på mængde, damptryk/kogepunkt og oktanol/vand fordelingskoefficient. Når det gælder eksponering i miljøet, anvendes flere parametre til beregningen bl.a. damptryk, vandopløselighed, nedbrydelighed og oktanol/vand fordelingskoefficient. Eksponeringscoren i EURAM-metoden er forklaret nærmere i appendiks 7.1.

### 2.3.2 Score for sundhedseffekter

Scoren baserer sig på fareklassifikation af stoffer. Der er forskel på, hvor stor en vægt de enkelte metoder tillægger de forskellige effekter, se tabel 7. En væsentlig egenskab ved EURAM-metoden i forhold til de andre metoder er, at der lægges betydelig større vægt på kroniske skader som kræft, skader på arveanlæg og reproduktion end på akutte skader. I indeklimaet, hvor der oftest vil være tale om meget små emissioner over lang tid, er det rimeligt også at lægge vægt på de kroniske skader, idet det ikke er sandsynligt, at der optræder koncentrationer, der kan give akutte effekter bortset fra lugtgener og slimhindeirritation. Det vurderes derfor, at scoren i EURAM-metoden er relevant for indeklimaet i det omfang, det drejer sig om skadelige langtidsvirkninger af stofferne. Scoren i EURAM-metoden vil også være yderst relevant for produkters sundhedsskader, f.eks. i arbejdsmiljøet.

Tabel 7. Oversigt over effekter, der indgår i de valgte scoremetoder.  
Scores for human health in the simple methods are based on risk phrases.

	R-sætninger	Effektlisten	UPH <sup>1)</sup>	UMIP <sup>2)</sup>	EURAM <sup>3)</sup>
Akutte effekter	R 20-21-22 (sundhedsskadelig)		H	1	1
	R 23-24-25 (giftig)	X	P	4	2
	R 26-27-28 (meget giftig)	X	U	8	3
	R 36-38 (irriterende)		H	1	5
	R 37 (irriterer luftveje)		P	1	5
	R 34 (ætsende, lang tid)		P	4	6
	R 35 (ætsende, kort tid)		P	4	6
	R 41 (irriterende, alvorlig øjenskade)		P	4	6
Allergi	R 43 (allergi kontakt)	X	P U (hum.evidens)	4	6
	R 42 (allergi indånding)	X	P U (hum. evidens)	8	7
Langtidsvirkninger af gentagne eksponering	R 33 (kan ophobes i kroppen)	X	P	4	5
	R 39, T (giftig)	X	P	4	
	R 39, T <sub>x</sub> (meget giftig)	X	U	8	
	R 48 X <sub>n</sub> (sundhedsskadelig)	X	U	4	6
	R 48 T <sub>x</sub> (giftig)	X	U	8	7
	R 40 (X <sub>n</sub> , mulig varig skade på helbred)	X	P	4	9
	R 62-63 (rep. Tox. Rep 3) X <sub>n</sub>	X	P	8	9
	R 64	X			9
	R 46 (mutagen)	X	P (U mut.1)	8	10
	R 45 (kræft)	X	U	8	10
R 49 (kræft ved indånding)	X	U	8	10	
R 60-61 (rep 1 og 2) T	X	U	8	10	

Slimhindeirritation er ikke nødvendigvis fareklassificeret, men stoffer klassificeret med R37 vil have denne effekt (samt ofte stoffer med R34-35-36-38-41).

- 1) UPH (Uacceptabel, Problematisk, Håndterbar, Erhvervsfremmestyrelsen, 1996).
- 2) UMIP (Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter, Wenzel et al., 1996).
- 3) EURAM (European Risk Ranking Method, Hansen et al., 1999).

### 2.3.3 Score for miljøeffekter

I UMIP-screeningsmetoden tildeles scorer for effekter i miljø efter stoffets fareklassifikation, jf. tabel 8.

Tabel 8. Til deling af effektscorer for miljø i UMIP-screeningsmetoden.  
Parameters for the effect score in the EDIP screening method.

Akvatisk økotoxicitet		Terrestrisk økotoxicitet	
<b>R50</b> LC <sub>50</sub> ≤ 1 mg/l	4	<b>R54</b> Giftig for planter eller <b>R55</b> Giftig for dyr eller <b>R56</b> Giftig for organismer i jordbunden <b>R57</b> Giftig for bier	4
<b>R51</b> 1 mg/l < LC <sub>50</sub> ≤ 10 mg/l	2		
<b>R52</b> 10 mg/l < LC <sub>50</sub> ≤ 100 mg/l	1		

EURAM-metoden fastsætter en score ud fra stoffets giftighed over for organismer i miljøet. Der anvendes data for NOEC (NO Effect Concentration, dvs. den koncentration, der ikke giver effekter ved længere tids påvirkning), eller LC<sub>50</sub> (Lethal Concentration, dvs. koncentrationen, hvor 50 % af organismerne dør). Hvis ingen af disse data er til rådighed, anvendes der en standardværdi på 10 ng/l (0,00000001 g/l).

## 3 EURAM-metode og modifikationer af denne

I dette projekt afprøves EURAM-metoden på to vådrumsprodukter. EURAM-metoden (detaljeret beskrevet i Hansen et al., 1999), beregner en score for sundhed og miljø. Begge disse scorer fremkommer ved multiplikation af en score for eksponering og en for effekt. Eksponeringsscoren for sundhed beregnes ud fra mængde af stoffet, damptryk/kogepunkt og oktanol/vand fordelingskoefficient, se figur 4. Effektscoren fastsættes ud fra risikosætninger (R-sætninger), jf. tabel 7 i kapitel 2. Eksponeringsscoren for miljø beregnes ud fra mængde, stoffets fordeling i miljøet, dets bionedbrydelighed samt evne til ophobning i organismer. Der udregnes desuden en effektscore ud fra stoffets giftighed over for organismer i vandmiljø.

	EURAM miljø		EURAM sundhed	
	Eksponering	Effekt	Eksponering	Effekt
<u>EURAM</u>	Emission/mængde, nedbrydelighed, logKow, simple beregninger	LC <sub>50</sub>	Emission/mængde, damptryk/kogepunkt, logKow	Scorer ud fra fareklassificering
EURAM mod. 1	Emission/mængde, nedbrydelighed, logKow	LC <sub>50</sub>	Emission/mængde, damptryk/kogepunkt, logKow	Scorer ud fra lugtgrænse/slimhindeirritation
EURAM mod. 2	Ingen ændringer		Emission/mængde	Scorer ud fra lugtgrænse/slimhindeirritation
EURAM mod.3	Ingen ændringer		Emission/mængde	Scorer ud fra fareklassificering

Figur 4. Figuren viser de parametre, der indgår i score for eksponering og effekt. Der er udarbejdet modifikationer af EURAM-metoden for at tilpasse metoden til effekter i indeklima og ved deponering af byggematerialer.

The figure shows parameters for fixing scores for exposure and effect in the EURAM method (European Risk Ranking Method) and modifications of the EURAM method. The EURAM method is altered for assessing impacts from chemicals in indoor climate and by disposal of building materials.

### 3.1 Sundhedseffekter i indeklimaet

#### 3.1.1 Eksponeringsscore

Kemiske stoffer i byggematerialer kan bidrage til problemer i indeklimaet, men det er meget vanskeligt at vurdere emission ud fra simple data som stoffernes kemiske og fysiske egenskaber (Nielsen & Wolkoff, 1993b; Bluysen et al., 1997). Dette skyldes, at afgivelsen af flygtige og semiflygtige organiske stoffer i høj grad afhænger af diffusion af stoffet i materialet. Afgivelsen må derfor bestemmes ved laboratorieundersøgelser. I den danske

indeklimamærkningsordning (Nielsen & Wolkoff, 1993a og 1993b) er dette erkendt, og afgangningen måles. Konsekvensen heraf er, at der i EURAM-metoden modifikation i figur 4 bruges den anvendte mængde af stoffet pr. m<sup>2</sup> overflade som et mål for eksponeringen. Der tages således ikke hensyn til fordampning eller en tidsmæssig afgangning af stoffet.

### 3.1.2 Score for effekt

Effekter i indeklimaet fra kemiske stoffer er oftest komfortgener, dvs. primært lugt- eller helbredsgener i form af slimhindeirritation, hovedpine, træthed eller koncentrationsbesvær. Indeklimamærkningsordningen vurderer således i dag effekter som lugt og slimhindeirritation. Oplevelse af en ubehagelig lugt influerer på ens velbefindende, men der er endnu ikke dokumenteret en direkte sammenhæng mellem lugt- og helbredsgener. Slimhindeirritation repræsenterer en egentlig helbredsgene, som angives ved risikosætning R37 (irriterer luftvejene) og indgår derfor i EURAM-metoden.

Der vælges at fastlægge scorer ud fra grænseværdier for lugt og/eller slimhindeirritation. I praksis vil det oftest være lugt, som optræder ved den laveste koncentration, og som derfor vil være den bestemmende faktor. Scoren defineres analogt med effektfaktorer i UMIP-modellen, dvs. omvendt proportional med grænseværdien, og der vælges at benytte logaritmen til grænseværdien for lugt, da sanseindtryk normalt afhænger af logaritmen til koncentration (logaritmisk normalfordelt):

$$HEF = \frac{1}{\log \text{lugtgrænse}}$$

HEF: Human Effect

I de tilfælde, hvor der ikke eksisterer en lugtgrænse for stoffet, er der brugt en default-værdi på 100 ppb. Ved afprøvningen er der også tildelt en score for effekt efter stoffernes klassificering, EURAM-metoden og modifikation 3, se figur 4.

### 3.1.3 Samlet score

Den endelige score kan beregnes:

$$\text{Samlet score} = \text{Mængde} * \text{HEF}$$

HEF: Human Effect

I tabel 9 er EURAM-metoden sammenlignet med modifikationer af metoden, som er lavet i dette projekt.

Tabel 9. EURAM-metoden og modifikationer af denne.

Scores for human health in the EURAM method compared to parameters in the modifications of the EURAM method.

	<i>EURAM</i>	<i>EURAM modifikationer (mod. 2)</i>
Eksponering Faktor for eksponering (HEXV)	Mængde * fordelingskoefficient	Påført mængde pr. m <sup>2</sup>
Fordelingskoefficient (Dist <sub>HH</sub> )	På basis af kogepunkt, damptryk og oktanol/vand fordelingskoefficient	
<i>Score for eksponering (HEX)</i>	HEX = 1,785 [(log HEXV) - 0,398]	
Effekt Faktor for effekt (HEFV)	Ud fra R-sætninger	Ud fra værdier for lugt eller slimhindeirritation
<i>Effektscore (HEF)</i>	Værdier på basis af R-sætninger	1/log lugt
<i>Score for sundhed</i>	HEX * HEF	Mængde * HEF

HEXV: Human EXposure Value; HEX: Human EXposure; Dist<sub>HH</sub>: Distribution for Human Health; HEFV: Human Effect Value; HEF: Human Effect

## 3.2 Effekter i det ydre miljø

### 3.2.1 Eksponeringscore

Der kan forekomme udslip af kemiske stoffer i byggevarer til miljøet under brug af produkterne og ved deponering af nedknust byggeaffald på jord. Ved deponeringen er der mulighed for, at stofferne vil kunne udvaskes og nå grundvand og overfladevand. Selvom vandopløselighed og oktanol/vand fordelingskoefficient er stofegenskaber, som har væsentlig betydning for udvaskning, er der valgt at anvende mere generelle egenskaber for stoffets spredning i miljøet. Eksponeringspotentialet (EXP) beregnes ud fra anvendt mængde af stof pr. m<sup>2</sup> overflade, bionedbrydelighed (BIO) og akkumuleringspotentiale (AP). I forhold til EURAM-metoden udelades således en beregning af stoffets fordeling i miljøet, jf. tabel 10.

$$EXP = 0,971 (\log (BIO * \text{mængde}) + AP + 3,301)$$

EXP: EXposure Potential

BIO: BIONedbrydelighed

AP: Accumulation Potential, som fastsættes ud fra oktanol/vandfordelingskoefficient. BIO og AP bestemmes ud fra Hansen et al., 1999 (metoden er beskrevet i appendiks 7.1). (Hvis emissionen er mindre end 0,01 g, rundes af regnetekniske grunde op hertil. Bemærk, at udtrykket er ændret en smule i forhold til EURAM-metoden for at skalere scoren mellem 0 og 10).

I dette projekt benyttes den anvendte mængde af stoffet som et mål for den emitterede mængde. Der tages således ikke hensyn til, om stoffet virkelig emitteres. Den emitterede mængde kan være meget forskellig fra mængden af stoffet i produktet:

- Stoffet reagerer med en anden komponent, (f.eks. for tokomponent epoxyprimer).
- Stoffet kan være fordampet til luften og dernæst udvasket til jord og vandmiljø.
- Stoffet kan ikke opløses i vand eller er meget tungtopløselig.
- Risikoen kan være betydelig mindre end angivet, da nedknust byggeaffald benyttes som vejfyld og afdækkes med et overfladelag, hvorved affaldet ikke er i direkte kontakt med vand.

### 3.2.2 Score for effekt

Der er ikke mange stoffer, som er undersøgt for effekt på organismer i jordmiljøet, hvorfor der i de fleste sammenhænge anvendes data vedrørende effekter på organismer i vandmiljø. Der vælges at basere vurderingen på værdier for toksicitet over for vandorganismer. Der er stor forskel på datagrundlaget, der ligger til grund for fastlæggelse af grænseværdier, og dermed pålideligheden af disse. Der anvendes derfor en vurderingsfaktor, som afhænger af den tilgængelige datamængde (se appendiks 7.1):

$$EEFV = LC_{50} \text{ (NOEC el. lign.)} / AF$$

EEFV: Environmental Effect Value

AF: Assessment Factor

NOEC: NO Effect Concentration

(EEFV justeres således, at alle værdier over 1 rundes ned til 1, og alle værdier under 0,00001 rundes op hertil).

Effektscoren normaliseres derefter i EURAM-metoden til at ligge mellem 0 og 10 ved hjælp af følgende udtryk:

$$EEF = -2 \log(EEFV)$$

EEF: Environmental Effect

EEFV: Environmental Effect Value.

### 3.2.3 Samlet miljøscore

Den samlede score beregnes derefter ved multiplikation af eksponeringsscoren med effektscoren:

$$\text{Samlet score} = EXP * EEF$$

EXP: EXposure Potential

EEF: Environmental Effect.

Table 10. EURAM-metoden og modifikationer af EURAM-metoden for ydre miljø. Scores for ecological health in the EURAM method compared to scores in the modifications of the EURAM method.

	EURAM	Modificeret EURAM
Eksponering Faktor for eksponering (EEXV)	Mængde * bionedbrydelighedsindikator * fordelingskoefficient	Påført mængde pr. m <sup>2</sup> * bionedbrydelighedsindikator
Fordelingskoefficient	Simple beregninger (Mackay level I)	
Bioakkumulerbarhed AP	På basis af oktanol/vand fordelingskoefficient	På basis af oktanol/vand fordelingskoefficient
Score for eksponering (EEX)	EEX = 0,97 (log EEXV + AP+1,301)	EEX = 0,97(log EEXV + AP+3,301)
Effekt Faktor for effekt (EEFV)	NOEC, EC <sub>50</sub> el. LC <sub>50</sub> for vandlevende organismer og anvendelse af vurderingsfaktor	NOEC, EC <sub>50</sub> el. LC <sub>50</sub> for vandlevende organismer og anvendelse af vurderingsfaktor
Effektscore (EEF)	-2 log(EEFV)	-2 log(EEFV)
Miljøscore	EEX * EEF	EEX * EEF

EEXV: Environmental EXposure Value; AP: Accumulation Potential; EEX: Environmental EXposure; EEFV: Environmental Effect Value; EEF: Environmental Effect.

## 4 Kemiske produkter i badeværelser

Der har været problemer med at opnå en god vandtæthed i badeværelser. Myndighederne kræver således, at der anvendes vandtætning, når der i etagedækket indgår organisk materiale, eller når væggene består af gipskartonplader, fibergipsplader eller kalciumsilikatplader. Der er også udarbejdet anvisninger for, hvorledes badeværelset bør konstrueres for at opnå en god vandtæthed (Statens Byggeforskningsinstitut, 1998). Der anbefales derfor i mange udførelser at benytte vandtætningssystemer. Disse produkter kan indeholde farlige stoffer, hvorfor der i dette projekt er valgt at kortlægge de farlige stoffer.

Der gives her en oversigt over badeværelsestyper samt en oversigt over farlige stoffer i produkter som vandtætningssystemer, mørtel og fugemasse.

### 4.1 Badeværelser og vandtætningssystemer

Det har været vanskeligt at opnå en god vandtæthed i badeværelser. Der er derfor udviklet flere typer badeværelser, hvor der er lagt vægt på at øge vandtætheden især til den vandbelastede del af badeværelset (vådzonen). Tabel 11 angiver eksempler på badeværelser.

Tabel 11. Udvalgte eksempler på badeværelser (By- og Boligministeriet, 1999).

Selected bathrooms.

	Materialer i vægge (V) og gulv (G)	Vandtætning af vådzone (Z) og den øvrige del af badeværelse (B)
<i>Lette badeværelser</i>		
<i>In-situ løsninger</i>		
Badeværelse med opretstående badekar	V: Kalciumsilikatplader G: Krydsfiner på træbjælker	Z: Opretstående badekar af stål B: Plastmembran i vægge og gulv
Badeværelse beklædt med PVC	V: Kalciumsilikatplader G: Krydsfiner på træbjælker	Z: Rustfast stål i bunden af vådzone, vægge af kalciumsilikatplader indstøbt i glasfiberarmeret plast B: Vægge og gulv beklædt med PVC
Badeværelse med stålmembran	V: Skelet-, murede-, beton- eller bindingsværksvægge G: Eksisterende etagedæk	Z: Rustfast stålkar over hele badeværelset B: Vandtætning af vægge
<i>Elementløsninger</i>		
Badeværelse med stålmembran i vægge og gulv	V: Vægpaneler med rustfast stål membran G: Bund med stålkar	B: Stålmembran af vægge og gulv
Badeværelse med præfabrikeret badeværelsesbund	V: Kalciumsilikatplader G: Sandwichelement med rustfast stålkar	B: Stålmembran i gulv Vandtætning af vægge
Komponentbadeværelse (fiberbeton)	V: Præfabrikerede elementer i fiberbeton G: Præfabrikerede elementer i fiberbeton	B: Vandtætning af vægge og gulv
Badeværelses-elementer med stålmembran	V: Fibergipsplader G: Stålkar i gulv	B: Vandtætning af vægge
<i>Kabineløsninger</i>		
Præfabrikerede badeværelser	V: Præfabrikerede glasfiber-elementer af plast G: Præfabrikerede glasfiber-elementer af plast	
Bruseniche med stålmembran	V: Gips/kalciumsilikatplader G: Stålkar i gulv	Z: Cylindrisk bruseniche af rustfast stål B: Vandtætning af vægge
Halvlet kabine af letbeton	V: Kalciumsilikatplader på stål skelet G: Præfabrikeret element af letbeton	B: Vandtætning af vægge og gulv
<i>Tunge badeværelser</i>		
<i>In-situ løsninger</i>		
Tungt badeværelse	V: Eksisterende materialer G: Beton udstøbt på eksisterende etagedæk, højde 7,5 cm	B: Vandtætning af vægge og gulv
<i>Elementløsninger</i>		
Præfabrikerede betonbaderum	V: Konstruktionsbeton G: Præfabrikeret betonelement med 85 cm høje vægge	B: Vandtætning af vægge og gulv
Præfabrikerede baderumsbund af fiberbeton	V: Gasbeton G: Præfabrikerede element af fiberbeton	B: Vandtætning af vægge og gulv
<i>Kabineløsninger</i>		
Fabriksstøbte betonkabiner	V: Beton G: Beton	B: Vandtætning af vægge og gulv

Det anbefales således at benytte vandtætningssystemer i de fleste typer badeværelser og for vådzone at benytte et opretstående badekar af f.eks. stål eller plast.



Vandtætningssystemer består af en primer og en membran. I dag bruges membraner af acrylat eller copolymer af acrylat, tokomponentmembraner bestående af cement og acrylatdispersion samt membraner, der indeholder bitumen. I tabel 12 og 13 angives komponenter i de forskellige produkter.

Tabel 12. Typer af membraner, (oplysninger fra sikkerhedsdatablade).

Different membranes for waterproofing.

Type	Komponenter
Enkomponent acrylatbasis	Acrylat Acrylat copolymer
Tokomponent cement og plastdispersioner	Cement-acrylat Cement-acrylat copolymer Cement-acrylat-bitumen
Elastomere	Styren-butadien copolymer Styren-acrylat copolymer
Bitumenholdige	Bitumenkautsjuk Polyethylen med gummi/bitumenlim Bitumen-acrylat

Tabel 13. Hovedkomponenter i primer, flisemørtel og fugemasser, (oplysninger fra sikkerhedsdatablade).

Main components of primer, adhesive and sealants.

Produkttype	Komponenter
Primer	Acrylat Acrylat copolymer Acrylat copolymer med acrylpolyethylenglycolether Styren-acrylat copolymer Bitumen i xylene Epoxyprimer, tokomponent
Flisemørtel	Cement med copolymer Cement med calciumhydroxid og acrylat Cement med acrylat copolymer og plastificeringsmidler Cement med polyvinylacetat Acrylsyreester-styren copolymer
Fugemasse på cementbasis	Cement tilsat acrylat Cement tilsat calciumformiat Cement tilsat polyvinylacetat copolymer

I tabel 14 gives eksempler på farlige stoffer i vandtætningssystemer. Oplysningerne er hentet fra sikkerhedsdatablade, som skal oplyse om indholdet af farlige stoffer, hvis produktet er faremærket, og/eller hvis det indeholder mindst 0,5 % flygtigt opløsningsmiddel og/eller mindst 1 % aktivt epoxy/isocyanat. Regler for mærkning af kemiske produkter er præciseret i Miljøstyrelsens *Bekendtgørelse for mærkning og klassificering af produkter* (Bekendtgørelse om klassificering, 2000).

Tabel 14. Oversigt over farlige stoffer i vandtætningssystemer, (oplysninger fra sikkerhedsdatablade).

Hazardous substances in waterproofing systems.

	<i>Komponenter</i>
Primer	Acrylat copolymer Bitumen Ethylenglycol Komponenter i epoxyprimer, (se tabel 16) Solvent naphtha Xylen
Membran	Cement Chlorparaffiner
Flisemørtel	Cement Calciumformiat Calciumhydroxid
Fugemasse, cement	Cement Calcimformiat Calciumhydroxid
Fugemasse, silikone	Dodecylbenzol Tributylzinnolbat

Vandtætningssystemer kan indeholde andre kemiske stoffer, men indholdet er så lavt, at det ikke i dag skal deklareres:

- Rester af monomere (styren og butylacrylat i copolymer af styren-acrylat, men indholdet er lavt, under 0,1 %)
- Dispergeringsmidler
- Blødgøringsmidler
- Organiske opløsningsmidler.
- pH-reguleringsmidler f.eks. ammoniakvand
- Konserveringsmidler i acrylatdispersioner.

Tabel 15. Primer og membran af acrylater, (oplysninger fra sikkerhedsdatablade).

Composition of primer and membrane of acrylate polymer.

	<i>Sammensætning</i>	<i>Cas nr.</i>	<i>Mængde i %</i>
Primer	Styren-acrylat		46 <sup>1)</sup>
	Ehylenglycol	107-21-1	<2,5
	Solvent naphtha	64742-95-6	<2,5
	Fyldmiddel		?
	Monomer		?
	Dispersionmiddel		?
Membran	Styren-acrylat		46 <sup>1)</sup>
	Fyldmiddel		?
	Monomer		?

<sup>1)</sup> Der er regnet med, at primer og membran indeholder ca. 46 % styren-acrylat i miljøprofilen i appendiks 7.4.

Der er valgt at vurdere to typer vådrumsmembraner, én på acrylatbasis, hvor både primer og membran er acrylat eller copolymer af acrylat og styren, og én, hvor der benyttes en tokomponent epoxyprimer og en membran af acrylat. Tabel 16 giver oplysninger om farlige stoffer i primer til gulv, men der foreligger ikke oplysninger om farlige stoffer i membran og i primer til væg.

Tabel 16. Tokomponent epoxyprimer (gulv) og styren-acrylatprimer (væg) samt membran af styren-acrylat, (oplysninger fra sikkerhedsdatablade).

Hazardous substances in two-component epoxy primer (for floors), in styrene-acrylate primer (for walls) and in membrane of styrene-acrylate.

	<i>Stoffer</i>	<i>Cas nr.</i>	<i>Mængde i %</i>
Primer, gulv			
Komponent A lavmolekylær epoxy resin	Bisphenol -A-diglycidylether, reaktionsprodukt molvægt <700	25085-99-8	60-100
	Benzylalkohol	100-51-6	10-30
	Bisphenol-F-diglycidylether Epoxy resin molvægt <700	28064-14-4	1- 5
	Neodecansyre, oxiranyl- methylether	26761-45-5	1- 5
Komponent B hærder	1,2 cyklohexandiamin	3385-21-5	20-50
	Benzylalkohol	100-51-6	10-30
	2,4,6 TRIS (dimethylaminomethyl)diamin	90-72-2	1- 5
	Trimethylhexamethylendiamin	25513-64-8	1- 5
	m-xylen, 'alfal-alfadamin	1477-55-0	0,1- 1
Primer, væg	Styren-acrylat		
Membran og net af acrylfibre	Styren-acrylat		?
	Monomer		?
	Blødgørere		?
	Fyldstoffer		?
	Dispergeringsmiddel		?

Fra oplysninger fra Kontoret for Produktdata, fra sikkerhedsdatablade og produktinformationsblade er der genereret en typisk sammensætning for en fugemasse på cementbasis, se tabel 17. Det fremgår af sikkerhedsdatablade for de øvrige produkter, at disse fortrinsvis indeholder cement, som er klassificeret som lokalirriterende.

Tabel 17. Sammensætning af mørtten og fugemasse.

Composition of adhesive for tiles and sealants.

	<i>Flisemørtel</i>	<i>Fugemasse, cement</i>	<i>Fugemasse, silikone</i>
Bindemiddel	Rapid cement 40 %	Rapid cement 40 %	Silikonopolymer 75 %
Fyldstof	Sand 60 %	Sand 60 %	Kalksten 20 %
			Kvartssand 5 %

#### 4.2 Oplysninger om produkternes sammensætning

Det har i projektet været et ønske at få oplysninger om sammensætningen af produkterne, primer, membran, flisemørtel og fugemasse. Der er derfor indsamlet produktinformations- og sikkerhedsdatablade for almindelige anvendte vandtætningssystemer, se appendiks 7.5, men det har kun været muligt at skaffe supplerende oplysninger i ét tilfælde. Producenterne ønsker ikke at oplyse om produkternes sammensætning.

Mange af produkterne kan indeholde farlige stoffer og er registreret i databasen hos Kontoret for Produktdata. Dette kontor har på baggrund af de registrerede produkter opgivet en gennemsnitssammensætning for nogle udvalgte produktgrupper. Imidlertid er disse oplysninger så generelle, at de kun kan bruges orienterende.

# 5 Resultater af afprøvningen

I dette kapitel præsenteres resultaterne fra brug af EURAM-metode, modifikation 2 og 3. Resultaterne afhænger af metoden og for at anskueliggøre dette, afprøves flere forenklede metoder. (Mængde af forskellige kategorier af stoffer og UMIP-screeningsmetode).

## 5.1 Nødvendige data til modifikationer af EURAM-metode

Modifikationer af EURAM-metoden er afprøvet på to vandtætningssystemer, et bestående af en primer og en membran af acrylatdispersion (produkt 1), og et bestående af tokomponent epoxyprimer og en membran af acrylat (produkt 2). Tabel 18 giver en oversigt over de parametre, der er nødvendige for at kunne beregne scorer for det enkelte stof.

Tabel 18. Nødvendige data for produkt 1 ved brug af modifikationer af EURAM metode. De tre sidste kolonner anvendes i forbindelse med de andre scoremetoder.

Data needed for assessing impacts from chemicals in product 1 using modifications of the EURAM method. Data listed in the last three columns are needed for other simple methods used.

	Navn	Mængde	$\log K_{ow}$	Lugtgrænse	Slimhindeirritationsgrænse $0,03 RD_{50}$ <sup>1)</sup>	Nedbrydelighed <sup>2)</sup>	$LC_{50}$ <sup>3)</sup>	Klassificering	Opført på lister <sup>4)</sup>	Klassifikation UPH
		g		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{mg}/\text{m}^3$		$\text{mg}/\text{l}$			
Primer og flisemørtel	<b>1</b>	2,5	0,05	1,18E+03	706,59	0,1	4200	F;R11		-
	<b>2.</b> Ethylenglycol	5	-1,36	6,30E+04	-	0,1	5000	Xn;R22		H
	<b>3</b>	0,12	0,91	9,2	-	0,5	2700	Xi;R36		H
	<b>4</b>	0,125	-	4,07E+03	6,44	0,5	0,2	R10 T;R23 C;R34 N;R50	EFL	P
	<b>5</b>	0,04	0,35	1,3	76,9	0,1	765	R10, Xn; R21/22, C; R35, N; R50	EFL	P
	<b>6.</b>	0,018	2,95	160	51,03	0,1	9,1	R10, Xn; R20, Xi; R36/38		H
	<b>7.</b> Solvent naphtha	5	-	4,1E+02	-	1	50	Carc2;R45 <sup>5)</sup> Xn;R65	EFL	U
	<b>8.</b>	0,276	0,75	2,19E+03	-	0,1	42	-		-
Membran	Styren-acrylat		?	?	?	?	?	-	?	?
	Fyldmiddel		?	?	?	?	?	-	?	?
	Monomer		?	?	?	?	?	-	?	?
	Dispersionsmiddel		?	?	?	?	?	-	?	?

<sup>1)</sup>  $RD_{50}$  er den luftkoncentration, hvor 50 % af forsøgsdyrene (mus) får slimhindeirritation.

<sup>2)</sup> Nedbrydelighed er defineret i Hansen et al., 1999, se appendiks 7.1.

<sup>3)</sup>  $LC_{50}$  for organismer i vand,  $LC_{50}$  er den koncentration, hvor 50 % af dyrene dør.

<sup>4)</sup> LUS: Listen over uønskede stoffer, EFL: Effektlister.

<sup>5)</sup> R45 kan udelades, hvis det kan påvises, at benzenindholdet er <0,1 %, hvilket oftest er tilfældet i Danmark. Derfor baseres UMIP-score på R65 (effektscore 1).

Alle stofferne indgår i primeren med undtagelse af stof nr. 8, som er estimeret restmonomer i flisemørtlen. Der er ingen oplysninger om sammensætningen af membranen. Data for primeren er maskeret for at bevare fortroligheden.

Som det fremgår af tabel 18 er der fundet data for de fleste stoffer i produkt 1. Lugtgrænse for solvent naphtha er ikke tilgængelig, og der er derfor anvendt

en default-værdi for lugtgrænsen på 100 ppb, som i de øvrige tilfælde, hvor lugtgrænsen ikke kan findes. Desuden er visse nedbrydelighedsdata estimeret ved hjælp af analogislutninger (EPIWIN-program). De øvrige data er fundet i databaser, der er tilgængelige på internettet<sup>2</sup> eller i VOC-databasen (Jensen et al., 1996).

Der er enkelte mangler i data for produkt 1, men ikke flere end at det med en vis usikkerhed er muligt at anvende metoden. For slimhindeirritation er der dog så få data, at det ikke er muligt at beregne en score for effekt.

Tabel 19 giver data for stoffer i produkt 2, der alle stammer fra primeren. Der er ingen oplysninger om sammensætningen af membranen. Membranen indeholder bindemidler, blødgørere og fyldstoffer, som eventuelt kan være af betydning. Med undtagelse af data for benzylalkohol er de øvrige data i skemaet estimeret ved analogislutninger. Lugtgrænsen for benzylalkohol findes, men de øvrige værdier for lugtgrænse er default-værdier. Der er ingen data for slimhindeirritation.

Tabel 19. Data, som er nødvendige for at gennemføre en beregning af scorer efter den modificerede EURAM-metode for produkt nr. 2. De tre sidste kolonner anvendes i forbindelse med de andre scoremetoder.

Data needed for assessing impacts from chemicals in product 2 using modifications of the EURAM method. Data listed in the last three columns are needed for other simple methods used.

	Navn	Mængde	log (K <sub>OW</sub> )	Lugt-grænse	Slimhinde irritations-grænse 0,03 RD <sub>50</sub>	Nedbrydelighed	LC50	Klassificering	Opført på lister <sup>1)</sup>	UPH
		g		mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>		mg/l			
Primer, komp. A	A. Bisphenol-A-diglycidylether	67,2	-	1,4E+03	-	1	-	Xi;R36/38;R43	LUS, EFL	U
	B. Benzylalkohol	12,6	1,1	2,5E+04	-	0,1	55	Xn;R20/22	-	H
	C. Bisphenol-F-diglycidylether	2,1	-	1,1E+03	-	1	-	Xi;R36/38;R43	-	U
	D. Neodecansyre, oxiranylmethylester	2,1	-	9,3E+02	-	1	5 <sup>2)</sup>	Xi;R43 N;R51/53	-	P
Primer, komp. B hærdet	E 1,2-cyclohexandiamin	37,8	0,09	4,7E+02	-	0,1	160	C;R34	-	H
	F. Benzylalkohol	37,8	1,1	2,5E+04	-	0,1	55	Xn;R20/22	-	H
	G. 2,4,6-TRIS (dimethylaminomethylendiamin)	3,78	0,77	1,1E+03	-	1	160	Xn;R22, Xi;R36/38	-	H
	H. Trimethylhexamethylendiamin	3,78	1,63	6,5E+02	-	0,1	30	C;R34 Xn;R20/21/22; R43	-	P
	I. m-xylen, alfa-alfadiamin	0,84	0,15	5,6E+02	-	0,1	700	C;R34 Xn;R20/22	-	H
Membran	Styrenacrylat	?	?	?	?	?	?	?	?	?
	Monomer	40 ppm	?	?	?	?	?	?	?	?
	Blødgørere	?	?	?	?	?	?	?	?	?
	Fyldstoffer	?	?	?	?	?	?	?	?	?
	Dispergeringsmiddel	?	?	?	?	?	?	?	?	?

<sup>1)</sup> LUS: Listen over uønskede stoffer, EFL: Effektlister

<sup>2)</sup> LC<sub>50</sub> for Neodecansyre er baseret på stoffets fareklassificering med R51/53.

<sup>2)</sup> Primært [Aquire](http://www.epa.gov/ecotox/) tilgængelig på <http://www.epa.gov/ecotox/>, [HSDB](http://toxnet.nlm.nih.gov/) tilgængelig på <http://toxnet.nlm.nih.gov/> samt [environmental fate data base](http://esc.syrres.com/efdb.htm) tilgængelig på <http://esc.syrres.com/efdb.htm>.

Som nævnt tidligere kan emissionen til indeklimaet kun fastlægges ved målinger. Da der ikke foreligger målinger af emissionen, må eksponeringen derfor håndteres simpelt.

	EURAM miljø		EURAM sundhed	
	Eksponering	Effekt	Eksponering	Effekt
Modifikation 2	Emission/mængde, nedbrydelighed, logKow	LC <sub>50</sub>	Emission/mængde	Scorer ud fra lugtgrænse/slimhindeirritation
<u>Modifikation 3</u>	Emission/mængde, nedbrydelighed, logKow	LC <sub>50</sub>	Emission/mængde	Scorer ud fra fareklassificering

Figur 5. Modifikationer af EURAM-metoden, hvor score for eksponering til indeklimaet er baseret på den anvendte mængde. Scoren for sundhed i modifikation 2 baseres på lugtgrænse, medens modifikation 3 bruger stoffernes fareklassificering.

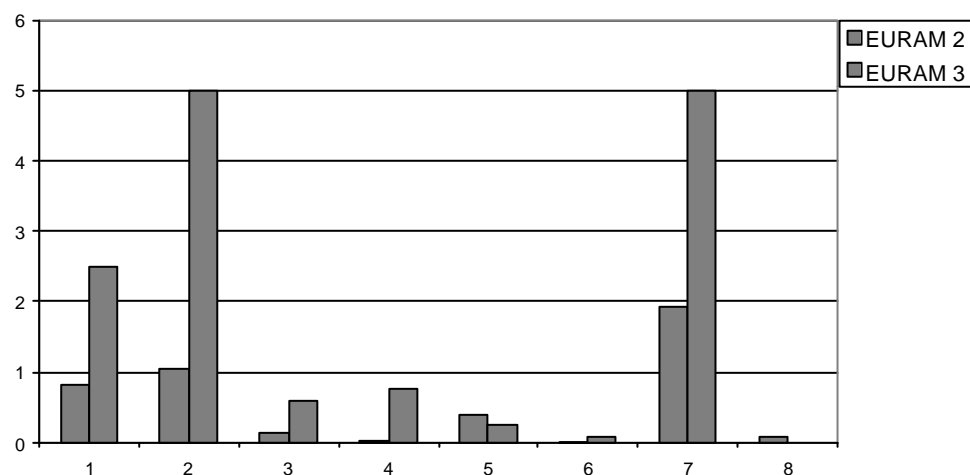
The figure gives an overview of scores in modifications of the EURAM method. The score for human health in modification 2 is based on odour detection limit, and in modification 3 on classification of chemicals (R-phrases).

Modifikation 2 benytter en kontinuerlig skala for effektscoren, hvor scoren baserer sig på lugtgrænser og således tager udgangspunkt i en specifik viden om stofferne. Modifikation 3 benytter en arbitrær skala for effektscoren, hvor scoren tager udgangspunkt i stoffernes fareklassificering. Modifikation 2 er derfor umiddelbart at foretrække.

## 5.2 Resultater med modifikationer af EURAM-metode

### 5.2.1 Sundhedseffekter

Begge modifikationer af EURAM-metoden benytter den anvendte mængde af stoffet som et mål for eksponeringen, se figur 5. I figur 6 ses resultaterne af afprøvningen.

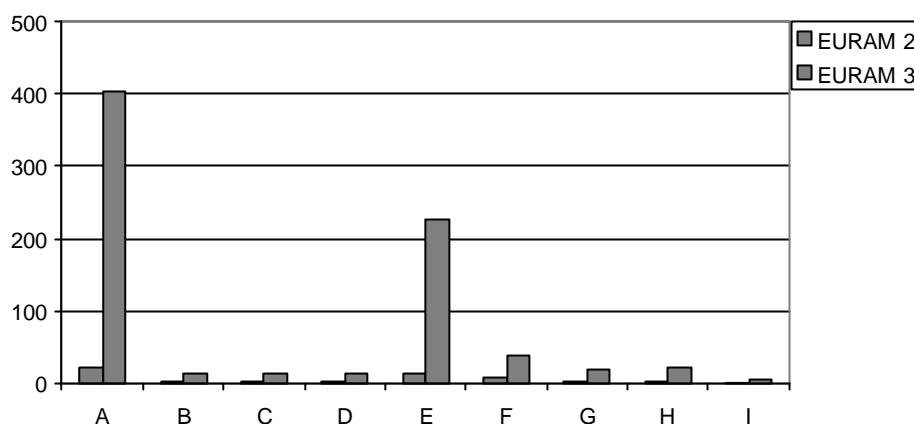


Figur 6. Scorer for sundhed ved anvendelse af modifikationer af EURAM-metoden for produkt. 1-8 angiver score for det enkelte stof i produktet, jf. tabel 18.

The figure shows scores for human health using modifications of the EURAM method. 1-8 give the score for the single substance in product 1. See table 18.

Som det ses af figuren, er scoren meget lav for nogle stoffer.

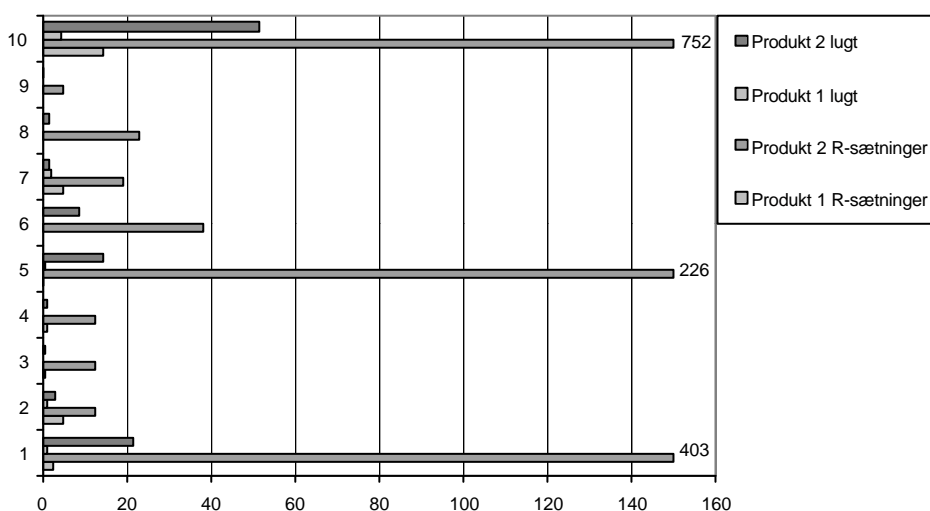
Figur 7 viser scorer for produkt 2 med anvendelse af default-værdier for lugtgrænsen. Det er selvfølgelig et problem, at der anvendes default-værdier, idet default-værdier giver gennemsnitsværdier. Således tages der ikke hensyn til stoffer med særligt betænkelige egenskaber.



Figur 7: Scorer for sundhed ved anvendelse af modifikationer af EURAM-metoden for produkt 2. A-I er score for de enkelte stoffer, se tabel 19.

The figure shows scores for human health for product 2 using modifications of the EURAM method. A-I gives the score for the single substance. See table 19.

I figur 8 er vist en sammenligning af de to produkter. Som det ses af figuren er scorerne for produkt 2 meget større (ca. 10 gange) end scorerne for produkt 1, når scorerne er baseret på fareklassificering (R-sætninger). Dette skyldes dels, at de farlige stoffer i produkt 1 kun findes i små mængder, dels at primeren for produkt 2 næsten udelukkende består af farlige stoffer. Dog reagerer stofferne i primeren med hinanden efter blanding, og dette tager EURAM-metoden ikke hensyn til. Scorerne for produkt 2 er højere, når disse baserer sig på grænseværdier for lugt, men i dette tilfælde er der næsten udelukkende anvendt default-værdier.



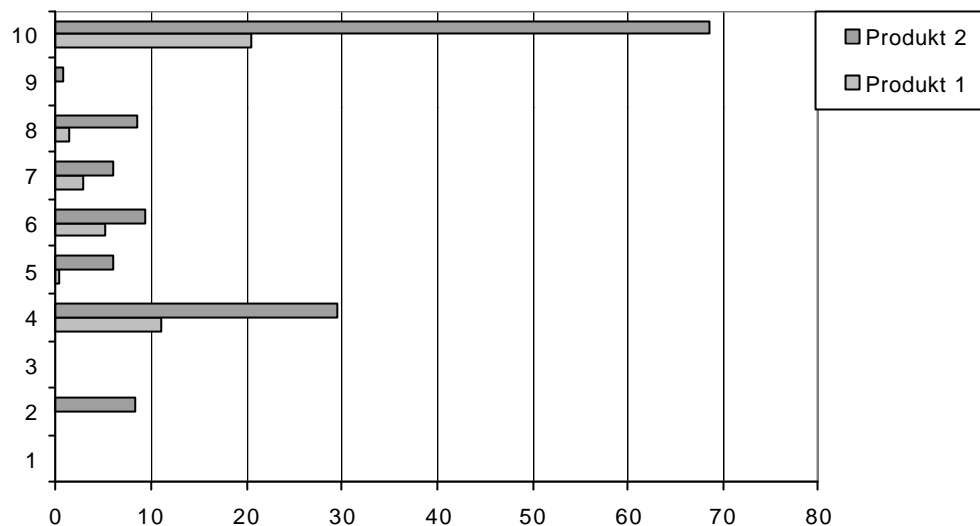
Figur 8. Scorer for sundhed for de to produkter beregnet ved de to modifikationer af EURAM-metoden. 1-9 er scoren for de enkelte stoffer, jf. tabel 20, mens 10 er den samlede score.

The figure shows the scores for human health for product 1 and 2 using different modifications of the EURAM method, see table 20. (Modification 2: Effect score based on odour detection limit; modification 3: Effect score based on classification of chemicals, R-phrases).

Produkt 1 indeholder kun 8 stoffer, hvorfor der ingen score er ud for nr. 9. Nogle stoffer giver desuden en meget lav score. For produkt 2 er det især stofferne 1 og 5, som har betydning, jf. tabel 20. Disse stoffer har en allergen henholdsvis ætsende virkning.

### 5.2.2 Miljøeffekter ved bortskaffelse

I nedenstående figur 9 ses det, at også ved bortskaffelse scorer produkt 2 højere end produkt 1.



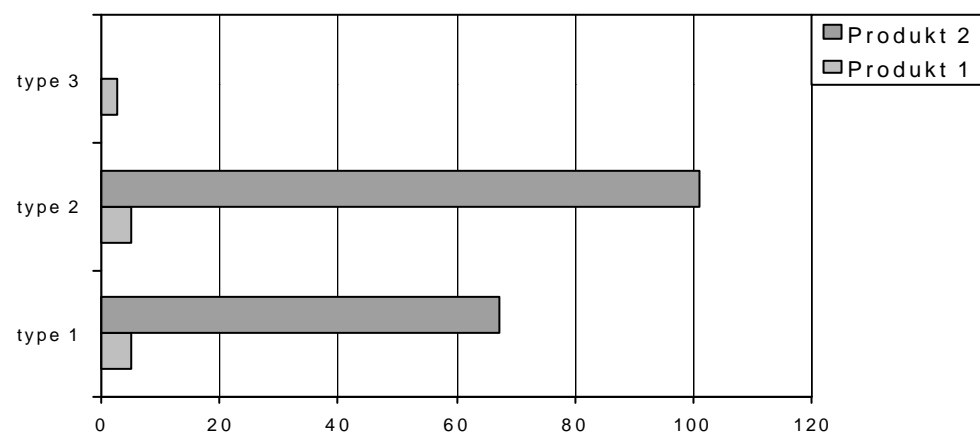
Figur 9. Scorer for miljø beregnet ved modifikationer af EURAM-metoden. 1-9 er scorer for de enkelte stoffer, og 10 er den samlede score.

The figure shows the scores for ecological health using modifications of the EURAM method. 1-9 give the score for the single substances and 10 gives the total score.

Den modificerede EURAM-metode viser således, at produkt 1 er bedre end produkt 2.

### 5.3 Resultater med andre metoder

Det har været et ønske at undersøge, om der opnås samme konklusioner med andre metoder. Ud fra mængden, der anvendes, og produktets sammensætning beregnes mængde af forskellige kategorier af stoffer, se figur 10.



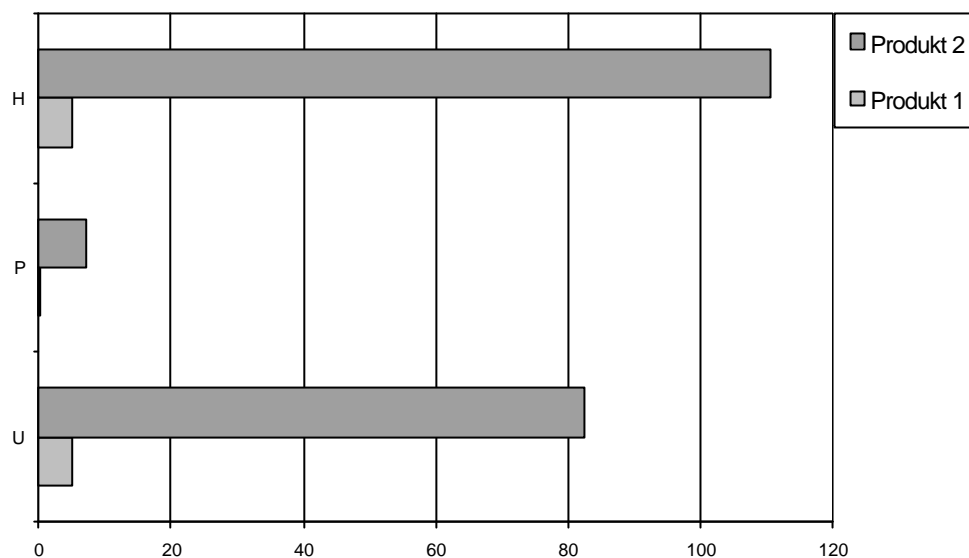
Figur 10. Mængden (i g) af kategorier af stoffer for produkt 1 og 2. Type 1 er yderst problematiske stoffer, mens type 3 er mindre problematiske.

The figure shows the amount (in g) of different hazard categories (type 1, 2 and 3) for product 1 and 2.



Diagrammet viser, at der indgår en stor mængde af type 1 og type 2 stoffer i produkt 2 og kun en lille mængde af type 3 stoffer, dvs. klassificerede stoffer uden sundhedsskadelige egenskaber.

UPH-metoden fastlægger mængden af henholdsvis U, P, og H stoffer (Uacceptable, Problematiske og Håndterbare stoffer). Som det fremgår af figur 11, viser denne metode også, at produkt 1 scorer lavere end produkt 2.



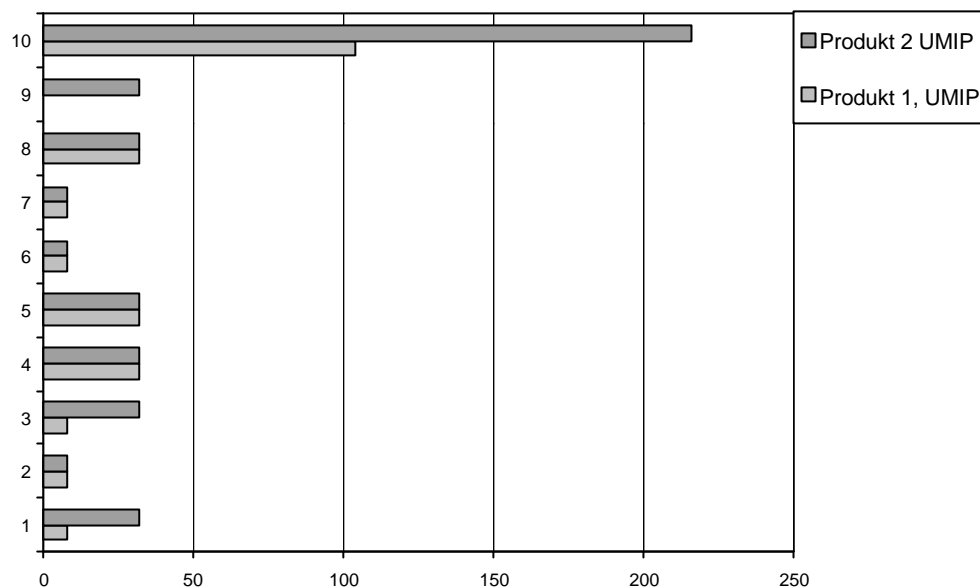
Figur 11. Mængden i (g) af unacceptable (U), problematiske (P) og håndterbare (H) stoffer i de to produkter.

The figure shows the amount (in g) of different hazardous categories (undesirable, problematic and non-problematic) in the two products.

Det er især epoxykomponenterne, der bidrager til mængden af U stoffer. Disse stoffer findes i tokomponentprimeren og vil reagere med hinanden ved sammenblandingen af komponenterne.

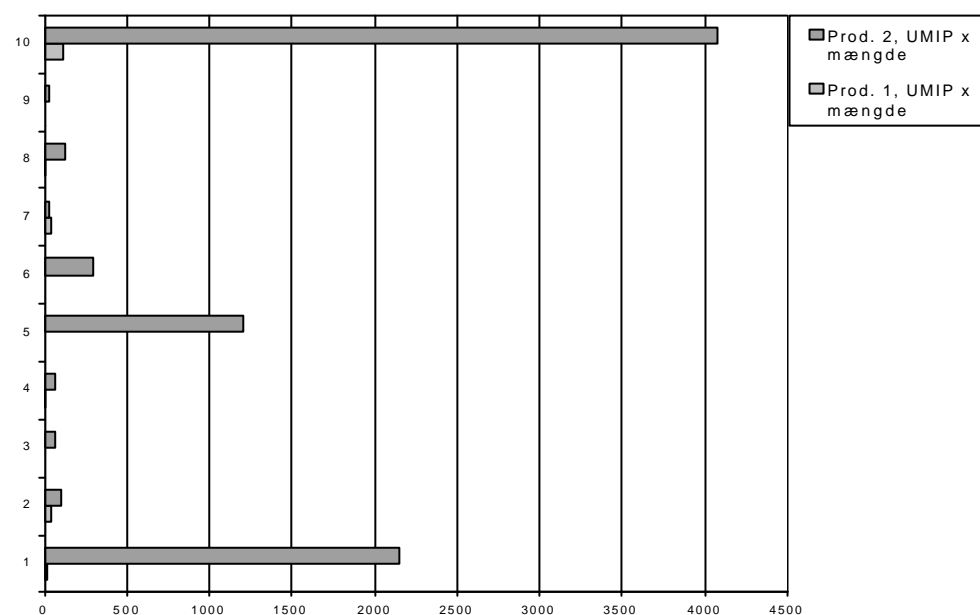
Begge metoder når frem til, at produkt 2 har den største mængde af yderst problematiske stoffer. Det kan anbefales at benytte metoden (type 1, 2 og 3 stoffer), da kriterierne er nemme at forstå, og gør dermed metoden let at anvende.

UMIP-screeningsmetoden tildeler scorer på baggrund af stoffernes fareklassificering. Da der ikke er oplysninger om emission af stoffer, antages det, at alle stoffer emitteres og nedbrydes langsomt (eksponeringsscore 8). Som det ses, er scorer for produkt 1 også her lavere end scorer for produkt 2, selv om forskellen er mindre end ved de to andre metoder.



Figur 12. UMIP-screeningsmetode for sundhed. 1-9 er scorer for de enkelte stoffer, og 10 er den samlede score. Produkt 1 indeholder 8 stoffer, og produkt 2 indeholder 9 stoffer.

The figure shows the scores for human health using the EDIP screening method. Nos. 1-9 give the score for the single substance and 10 gives the total score. Product 1 contains 8 substances and product 2 contains 9 substances.



Figur 13. UMIP x mængde screeningsmetode for sundhed, hvor scorerne efterfølgende er multipliceret med mængden af stoffet. 1-9 er scoren for de enkelte stoffer, og 10 er den samlede score for produktet.

The figure shows the scores for human health using the EDIP screening x amount method. In this method the scores are multiplied by the amount used. Nos. 1-9 give the score for the single substance and 10 gives the total score. Product 1 contains 8 substances and product 2 contains 9 substances.

I UMIP-screeningsmetoden tages der ikke hensyn til mængden. I figur 13 er scoren for det enkelte stof multipliceret med mængden af stoffet. Figuren viser, at produkt 2 scorer højere end produkt 1, men også at denne metode giver en større forskel på de to produkter end ved UMIP-screeningsmetoden. Det er rimeligt at medtage den anvendte mængde i scoren, da anvendelse af en større mængde sandsynligvis også vil føre til en større eksponering, og dermed til en større risiko for sundhedseffekter.

## 6 Referencer

*Bekendtgørelse af listen over farlige stoffer: Bekendtgørelse nr. 733 af 31. juli 2000.* (2000). København: Miljø- og Energiministeriet.

*Bekendtgørelse om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter: Bekendtgørelse nr. 1065 af 30. november 2000.* (2000). København: Miljø- og Energiministeriet.

Bluyssen, P., et al. (1997). *Evaluation of VOC emissions from building products: Solid flooring materials* (European collaborative action. Indoor air quality and its impact on man. Environment and Quality of Life. Report No. 18 = EUR 17334 EN). Brussels: European Commission, Joint Research Centre – Environment Institute.

BPS-centret. (1998). *Håndbog i miljørigtig projektering. Bind 2. Miljødata. Eksempler* (Publikation 121). København.

By- og Boligministeriet. (1999). *Vådtrum: Bedre brug af totalløsninger for opbygning af bade- og wc-rum* (Projekt Renovering). København.

Davis, G. A., Swanson, M. B. og Jones, S. L. (1994). *Comparative evaluation of chemical ranking and scoring methodologies*. Knoxville, TN: University of Tennessee, Center for Clean Products and Clean Technologies.

Erhvervsfremmestyrelsen. (1996). *Prioritering af kemikalieforbrug på industrivirksomheder* (forprojekt). DTI-Miljø, & dk-TEKNIK, & DTC, & VKI.

Hansen, B. G., Van Haelst, A. G., Van Leeuwen, K. og Van der Zandt, P. (1999). *Priority setting for existing chemicals: European Union risk ranking method*. Environmental Toxicology and Chemistry, 18(4), 772-779.

Hansen, E. (1995). *Miljøprioritering af industriprodukter* (Miljøprojekt nr. 281). København: Miljøstyrelsen.

Hauschild, M. Z., Wenzel, H., Damborg, A. og Tørsløv, J. (1998a). Ecotoxicity as a criterion in the environmental assessment of products. In M. Z. Hauschild & H. Wenzel (Eds.), *Environmental assessment of products. Vol. 2 Scientific background*. London: Chapman & Hall.

Hauschild, M. Z., Olsen, S. I. og Wenzel, H. (1998b). Human toxicity as a criterion in the environmental assessment of products. In M. Z. Hauschild & H. Wenzel (Eds.), *Environmental assessment of products. Vol. 2 Scientific background*. London: Chapman & Hall.

Höganäs Klinker, glaseret (1999). *Byggvarudeklarationer*. Höganäs Byggkeramik AB.

- Jensen, B. og Wolkoff, P. (1996). *VOC-database. Odor thresholds, mucous membran irritation thresholds, physico-chemical parameters of volative organic compounds. Version 2*. København: Arbejdsmiljøinstituttet.
- Miljøstyrelsen. (1994). *Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg* (Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 1994). København.
- Miljøstyrelsen. (1996). *Status og perspektiver for kemikalieområdet: Et debatoplæg* (Oplæg fra Miljøstyrelsen). København.
- Miljøstyrelsen. (2000). *Listen over uønskede stoffer: En signalliste over kemikalier, hvor brugen på længere sigt bør reduceres eller stoppes* (Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 9 2000). København.
- Miljøstyrelsen. (2001). *Håndbog i miljøvurdering af produkter*. København.
- Nielsen, P. A. og Wolkoff, P. (1993a). *Indeklimamærkning af byggevarer. Del 1: Beskrivelse af en prototypeordning*. (SBI-Rapport 232). Hørsholm: Statens Byggeforskningsinstitut.
- Nielsen, P. A. og Wolkoff, P. (1993b). *Indeklimamærkning af byggevarer. Del 2: Faglig og teknisk dokumentation af en prototypeordning*. (SBI-Rapport 233). Hørsholm: Statens Byggeforskningsinstitut.
- Petersen, E. H. (1998). *Database og opgørelsesværktøj for bygningsdele og bygningers miljøparametre* (2. udg.) (SBI-rapport 275). Hørsholm: Statens Byggeforskningsinstitut.
- Sandahl, E., et al. (1997). *Byggvarudeklarationer: Ett led i byggsektorns miljösvar för byggvaror. Anvisningar för upprättande av byggvarudeklarationer*. Byggsektorns Kretsloppsråd. Stockholm: Svensk Byggtjänst.
- Statens Byggeforskningsinstitut. (1998). *Badeværelser: Eksempler på planlægning, projektering og udførelse af badeværelser i nye og gamle boliger*. (SBI-anvisning 180). Hørsholm.
- Toldsted, J., Stranddorf, H.K, og Hansen, L.E. (1997). *Miljøvaredeklarationer*. (Arbejdsrapport nr. 37). København: Miljø- og Energiministeriet.
- Umweltgefährdende Stoffe. Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichstoffen in Bauberich* (1995). Band 2. Daten. Schriftenreihe Umwelt nr. 232. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern.
- Weddebye, E. B., Niemelä, J. og Petersen, K. (2000). *Effektlisten 2000* (Orientering fra Miljøstyrelsen, 6/2000). København.
- Wenzel, H., Hauschild, M., & Rasmussen, E. (1996). *Miljøvurdering af produkter*. Danmarks Tekniske Universitet, Institutet for Produktudvikling. København: Miljøstyrelsen og Dansk Industri.

# 7 Appendiks

## 7.1 Eksponeringscore og effektscore i EURAM-metoden

Vurderingen af eksisterende kemikalier i EU foretages i fire trin: Dataindsamling, prioritering, risikovurdering og hvis nødvendigt risikoreduktion. For at kunne håndtere prioriteringen, er EURAM (European Risk Ranking Method) blevet udviklet af det Europæiske kemiske kontor (ECB, Hansen et al., 1999). EURAM er det system, som medlemslandene i EU er blevet enige om at anvende til prioritering og udvælgelse af de såkaldte High Production Volume Chemicals (HPVC), der skal risikovurderes.

EURAM er et automatiseret værktøj, der anvender formaliserede data indsendt af industrien til at udarbejde en prioriteret liste over kemiske stoffer. Den prioriterede liste kommenteres efterfølgende af nationale eksperter, således at også nationale prioriteringer inkluderes.

### 7.1.1 Vurderingsprincipper for det ydre miljø

Vurderingen har i princippet fem "beskyttelses mål": Akvatisk økosystem, terrestrisk økosystem, top-predatorer, mikroorganismer i renseanlæg samt atmosfæren. I praksis sker vurderingen på baggrund af stoffers potentielle risiko i akvatiske systemer, fordi der kun er få data for terrestrisk toksicitet.

#### *Eksponeringscore*

Vurdering/beregning af eksponering i miljøet foregår via simple overvejelser vedrørende stoffets skæbne i miljøet (emission, fordeling og nedbrydning). Logaritmen til den samlede eksponeringscore skaleres til et tal mellem 0 og 10. For eksponering af top-predatorer tages også hensyn til bioakkumulering. Eksporerings fastlægges ud fra simple eksponeringsmodeller, som omfatter tre faktorer: Den producerede/importerede tonnage, fordeling i miljøet (beregnet ved simple modeller) samt bionedbrydelighed.

På baggrund af tonnagen og viden om det kemiske stofs hovedanvendelser estimeres emissionen som en fraktion af tonnagen. Fordelingen i miljøet beregnes ved hjælp af Mackay level 1-model, detaljer herom findes i (Hansen, 1999). Fordelingen udtrykkes ved den fraktion af emissionen, som (ved "steady state") vil findes i de forskellige delmiljøer. Der tages hensyn til nedbrydelighed af stoffet ved at multiplicere med en faktor 0,1 (letnedbrydelig), 0,5 (iboende-nedbrydelig) eller 1 (ikke-nedbrydelig):

$$EEXV_i = emission \times Dist_{ENV_i} \times degradation$$

$EEXV_i$ : Environmental EXposure Value  
 $i$ : Forskellige delmiljøer (luft, vand, jord, sediment, suspendede partikler og fisk (biota))

$EEX$ : Environmental EXposure  
 $Dist_{ENV_i}$ : Distribution factor eller den fraktion, som ender i delmiljø.

Selve eksponeringscoren skaleres til et tal mellem 0 og 10:

$$EEX_i = 1,37[(\log(EEXV_i) + 1,30)]$$

*EEX*: Environmental EXposure

Hvis stoffet er bioakkumulerende, kan der tages hensyn til dette i miljø 6 (fisk og biota). Der gives en score, der afhænger af log BCF (Bio Concentration Factor), hvorved denne egenskab ikke får så stor vægt som de andre eksponeringsegenskaber, jf. tabel 7.1.1. Log BCF kan desuden bestemmes på baggrund af log  $K_{ow}$ .

Eksponeringscore for vandmiljøet beregnes til:

$$EEX = 0,971[(\log(EEXV) + AP + 1,301)]$$

*AP*: Accumulation Potential eller akkumuleringspotentialet.

Tabel 7.1.1. Værdier for akkumuleringspotentialer, AP.

Log BCF	AP
Log BCF ≤ 2	0
2 < Log BCF ≤ 3	1
3 < Log BCF ≤ 4	2
4 < Log BCF	3
Default	3

BCF: Bio Concentration Factor.

### Effektscore

Effektvurderingen baseres på data fra akutte eller kroniske undersøgelser under anvendelse af de applikationsfaktorer, som anbefales i risikovurderingen (TGD'en).

Effektscoren for det ydre miljø baseres på økotoxicitetsdata ( $EC_{50}$ ,  $LC_{50}$ , NOEC), hvor der anvendes en vurderingsfaktor, hvis størrelse afhænger af datamængden/-kvaliteten. Faktor for effektscoren beregnes således:

$$EEFV_i = \frac{\text{økotoksicitets test}_i}{AF_i}$$

*EEFV<sub>i</sub>*: Environmental Effect Value

*AF<sub>i</sub>*: Assessment Factor, se tabel 7.1.2.

Tabel 7.1.2. Vurderingsfaktorer AF til beregning af faktor for effektscore.

Effektmål	Antal arter	AF
NOEC	≥ 3	10
NOEC	2	50
NOEC	1	100
L(E)C <sub>50</sub>	≥ 3	1000
L(E)C <sub>50</sub>	2	1000
L(E)C <sub>50</sub>	1	1000

Hvis værdien for økotoxicitet er mindre end 10 ng/l, rundes der op til 10 ng/l, ligesom der rundes ned til 1 mg/l, hvis værdien er højere end 1 mg/l. Hvis der ikke findes toksicitetsværdier, anvendes 10 ng/l som default-værdi.

Effektscore normaliseres til at ligge mellem 0 og 10 ved at tage logaritmen til faktor for effektscore:

$$EEF_i = -2 \log(EEFV_i)$$

*EEF*: Effect Factor

### *Samlede score for det ydre miljø*

Score for det ydre miljø fremkommer ved multiplikation af eksponeringscoren og effektscoren:

$$ES_i = EEX_i \times EEF_i$$

*ES*: Environmental Score  
*EEX*: Environmental EXposure  
*EEF*: Environmental Effect

I (Hansen, 1999) anføres det, at scoren for det akvatiske delmiljø kan anvendes direkte, men at scorer for de andre delmiljøer først kan anvendes på et senere niveau, f.eks. efter at data er vurderet nærmere. Scoren for det akvatiske delmiljø bør forbedres ved at inkludere akkumuleringspotentialet.

Den akvatiske effektscore beregnes ved:

$$AEF = 0,7 * EEF + AP$$

*AEF*: Aquatic Effect  
*EEF*: Environmental Effect  
*AP*: Accumulation Potential

Og den samlede score for det akvatiske delmiljø beregnes ved:

$$AS = EEX * AEF$$

*AS*: Aquatic Score

## **7.1.2 Vurderingsprincipper for sundhed**

### *Eksponeringscore*

Beregninger af eksponeringscoren for sundhed er enklere end eksponeringscore for det ydre miljø. Scoren beregnes ud fra emission på tilsvarende måde som for det ydre miljø og en faktor for tilgængelighed af stoffet. Tilgængeligheden af stoffet beregnes ud fra damptryk, kogepunkt og oktanol/vand fordelingskoefficient. I tabel 7.1.3 gives fraktionen af stoffet, som bidrager til eksponeringspotentialet. Der benyttes de højeste værdier bestemt ud fra kogepunkt og damptryk, og værdien adderes med fraktionen bestemt ud fra  $\log K_{ow}$ .

$$HEXV = emission * Dist_{HH}$$

*HEXV*: Human health EXposure Value  
*Dist<sub>HH</sub>*: Distribution for Human Health eller den fraktion af stoffet, som frigives til fordeling i miljøet.

Tabel 7.1.3. Fraktion af det emitterede stof, som mennesker eksponeres for.

Fysisk kemisk egenskab	Værdi	Dist <sub>HH</sub>
Kogepunkt °C (ved 950-1050 hPa)	b.p. ≤ 60	0,75
	60 < b.p. ≤ 200	0,50
	200 < b.p. ≤ 15000	0,25
	1500 < b.p.	0,05
	Default	0,50
Damptryk (hPa) (ved 20-30°C)	VP ≥ 200	0,75
	0,5 ≤ VP < 200	0,50
	VP < 0,5	0,25
	VP < 0,5 ved 200°C	0,05
	Default	0,5
Log K <sub>ow</sub>	Log K <sub>ow</sub> > 3	0,75
	Log K <sub>ow</sub> ≤ 3	0,00
	Default	0,25

Eksponeringsscoren skaleres til en værdi mellem 0 og 10:

$$HEX = 1,785[\log(HEXV) - 0,398]$$

*HEX*: Human health EXposure .

*HEXV*: Human health EXposure Value

#### *Effektscore*

Effektscoren fastlægges ud fra en rangordning af risikosætninger, se tabel 7 i kapitel 2. Der inkluderes desuden viden om stoffers egenskaber ved at undersøge genotoksicitet og toksicitet ved gentagen dosering. For detaljer herom henvises til (Hansen, 1999).

#### *Samlet score for sundhedseffekter*

Den samlede sundhedsscore beregnes ved multiplikation af eksponeringsscore og effektscore:

$$HS = HEX * HEF$$

*HS*: Human health Score

*HEX*: Human health EXposure

*HEF*: Human health Effect.



## 7.2 Lister i byggesektoren

(Forfattet af Danielle Freilich, Byggentreprenörernas Medlemservice, Stockholm 1999).

### *Bakgrund*

Listan är en exempellista över kemiska ämnen med hälso- och miljöegenskaper som är relevanta ur hälso- och/eller miljösynpunkt och behöver anges på byggvarudeklarationer för att kunna hanteras tillfredsställande. Ämnen är inte förbjudna och många är inte heller prioriterade för särskilda insatser av typ avveckling eller begränsning. En del förekommer dock på tidigare publicerade prioriteringslistor.

Byggföretagen behöver ökade kunskaper om innehåll av hälso- och/eller miljöfarliga kemiska ämnen i byggvaror för att kunna välja mindre farliga produkter och för att kunna dokumentera de material som byggs in i dagens konstruktioner. Den bifogade kemikalielistan bör fungera som ett medel för att öka informationen och underlätta dialogen mellan materialleverantören och byggaren.

### *Listan*

Listan tar upp exempel på kemiska ämnen som förekommer i Sverige i kemiska produkter som levereras till byggesektorn och som på sina egenskaper kan medföra risker för hälsa och/eller miljö.

Kemikalieinspektionens produktregister kan ge en samlad överblick över import och tillverkning av kemiska produkter och ämnen som används inom byggesektorn med minst 100 kg per år. Registrets sökningar under våren 1998 har givit en grov lista på drygt ca 3 000 ämnen som återfinns i produkter i byggbranschen men också i olika råvaror och tillsatser som används i byggbranschen. Sökningen i produktregistret återspeglar siffror från 1996.

De flesta av de kemiska ämnen som redovisas återfinns i Kemikalieinspektionens sökning i produktregister och i följande listor och rapporter:

- Kemikalieinspektionens OBS-lista, 2a upplaga 1998.
- Kemikalieinspektionens Begränsningslista 1996.
- Kemikalieinspektionens rapporter:
- 4/91 Tillsynsprojekt hårdplaster (epoxi-, isocyanat- och akrylatprodukter)
- 5/95 Tillsatser i plast - slutrapport från plastadditivprojektet
- 16/95 Flamskyddsmedelsprojektet. Slutrapport
- 2/96 En nyans grönare - en studie av färg till konsument- och yrkesmåleri.
- Den danska Miljøstyrelsens lista över uønskade ämnen, orientering fra Miljøstyrelsen, nr 1 1998.
- Kemiska ämnen som ej får användas inom Volvokoncernen: svarta lista, 1998.
- Kemiska ämnen vars användning skall begränsas inom Volvokoncernen: Grå lista, 1998.
- Utbyte av farliga kemiska ämnen inom Volvokoncernen: Vit lista, 1998.

## 7.2.1 Kemikalielista över relevanta ämnen i byggvaror

(Daniel le Freilich og Jörgen Åhgren, Byggentreprenörernas Medlemservice, Stockholm 1999).

Produkttyp	Användning/ funktion	Namn	Cas nr.
Lim, lack, golv Tätningemedel	Akrylatbaserade lim och lack Cyanoakrylat	ex: Etylakrylat Butylakrylat 2-Etylhexylakrylat 2-Hydroxietylakrylat 2-Hydroxietylakrylat Metylmetakrylat Etylmetakrylat Butylmetakrylat 2-Hydroxietylmetakrylat 1,6-Hexandioldiakrylat Etylenglykoldiakrylat Dietylenglykoldiakrylat Tripropylendiakrylat Pentaerytriol triakrylat Trimetylolpropan triakrylat Oligotriakrylat (OTA 480) 1,4-Butandioldimetakrylat Etylenglykoldimetakrylat Trietylenglykoldimetakrylat Trimetylolpropantrimetakrylat Etyl-2-cyanoakrylat	140-88-5 141-32-2 103-11-7 818-61-1 999-61-1 80-62-6 97-63-2 97-88-1 868-77-9 13048-33-4 2274-11-5 4074-88-8 42978-66-5 3524-68-3 15625-89-5 52408-84-1 2082-81-7 97-90-5 109-16-0 3290-92-4 7085-85-0
	Epoxibaserade produkter	epoxiharts Diglycidyleter av bisfenol A Bisfenol A (4,4'-(1- etyletyliden)bisfenol) DGEBA monomer DGEBA dimer Diglycidyleter av bisfenol Fmonoepoxider: Kresylglycidyleter Butylglycidyleter Epoxide 7 Epoxide 8 diepoxider: 1,4-Butandioldiglycidyleter 1,6-Hexandioldiglycidyleter Neopentylglykoldiglycidyleter	25068-38-6 80-05-7 1675-54-3 47861-93-8 54208-63-8 26447-14-3 2426-08-6 55838-67-0 39390-62-0 2425-79-8 16096-31-4 17557-23-2
Lim, lack, golv, Tätningemedel	PUR (polyuretan)	Isocyanater, monomerer och polymerer Toluendiisocyanat (TDI) blandning av: 80 % 2,4 isomer 20 % 2,6 isomer 4,4'-Metylendifenyl-diisocyanat (MDI) Hexametylen-1-6-diisocyanat (HDI) Isoforondiisocyanat (IPDI) Fenylisocyanat 4,4',4''-Trifenylmetantriisocyanat 2,4'-Metylendifenyl-diisocyanat	1321-38-6 584-84-9 91-08-7 101-68-8 822-06-0 4098-71-9 103-71-9 2422-91-5 5873-54-1
Tätningemedel		Akrylamid N-metylolakrylamid Glyoxal	79-06-1 924-42-5 107-22-2
	Harts	Kolofonium	8050-09-7, 8052-10-6, 73138-82-6

Flertal produkter	Biocider	BIT (1,2-Benzisotiazolin-3-on) Bronopol (2-Brom-2-nitro-1,3-propandiol) Diklofluanid (N-diklorfluormetyltio-N <sup>1</sup> -N <sup>1</sup> -dimetyl-N-fenylsulfamid) Diuron (3-(3,4-Diklorfenyl)-1,1-dimetylurea) Folpet (N-triklormetyltioftalimid) Formaldehyd Jodocarb (3-Jod-2-propynylbutylkarbamat) Kaptan (N-(Triklormetyltio)cyklohex-4-en-1,2-dikarboximid) Karbendazim (Metylbensimidazol-2-yl-karbamat) Kathon®: 5-Klor-2-metyl-4-isotiazolin-3-on 2-Metyl-5-isotiazolin-3-on Klortalonil (Tetrakloroisoftalonitril) 2-Oktyl-2H-isotiazol-3-on Tiram (Tetrametyltiuramdisulfid, TMTD)	2634-33-5 52-51-7 1085-98-9 330-54-1 133-07-3 50-00-0 55406-53-6 133-06-2 10605-21-7 26172-55-4 2682-20-4 1897-45-6 26530-20-1 137-26-8
Flertal produkter	Biocider	Tolyfluanid (N-diklorfluormetyltio-N <sup>1</sup> -N <sup>1</sup> -dimetyl-N-P-tolyl-sulfamid) Tris(n-hydroxietyl)-sym-hexahydrotriazin	731-27-1 4719-04-4
Träimpregnering		Arsenik- och arsenikföreningar Krom, krom(VI) föreningar Organiska tennföreningar Stenkolstjära Kreosot	flera flera flera 8007-45-2
Plast, lim, golv	Mjukgörare	Ftalater Diethylhexylftalat (DEHP) Dibutylftalat (DBP) Diisodecylftalat (DIDP) Diisononylftalat (DINP) Dimetylftalat Dioktylftalat Benzylbutylftalat (BBP)	117-81-7 84-74-2 26761-40-0 28553-12-0 131-11-3 117-84-0 85-68-7
Lösningsmedel		Aromatisk lacknafta Bensen Glykoletrar: ex: 2-Etoxietylalcohol 2-Etoxietylacetat 2-Metoxietylalcohol 2-Metoxietylalcoholacetat n-Hexan Limonen d-Limonen l-Limonen Metanol Metylenklorid Terpentinolja Tetrakloretylen Toluen Triklöretylen Xylen	64742-82-1 m.fl. 71-43-2 110-80-5 111-15-9 109-86-4 110-49-6 110-54-3 ex.: 138-86-3 5989-27-5 5989-54-8 67-56-1 75-09-2 8006-64-2 127-18-4 108-88-3 79-01-6 ex: 95-47-6 108-38-3 1330-20-7

Oljor/petroleum-produkter	Bränslen, brännolja, bindemedel, asfalt, bitumen, tjära	ex: Destillat (petroleum), tunga nafteniska	64741-53-3
Flertal produkter	Ytaktiva ämnen	Oktylfenol + isomerer Nonylfenol + isomerer Dodecylfenol Alkylfenoletoxylater eller propoxylater ex nonylfenoletoxylat nonylfenoletoxylat, sulfaterat natriumsalt grenad nonylfenoletoxylat isononylfenoletoxylat 4-nonylfenoletoxylat oktylfenoletoxylat	ex: 140-66-9 27193-28-8 ex: 140-40-5 25154-52-3 27193-86-8 9016-45-9 9014-90-8 68412-54-4 37205-87-1 26027-38-3 9063-89-2
Gaser	Brandsläckningsmedel	Haloner ex Halon 1211 ex Halon 1301 ex Halon 2402	353-59-3 75-63-8 124-73-2
Gaser	Kylmedium	HCFC Klordinfluormetan (HCFC-22) 1-Fluor-1,1-diklorethan (HCFC-141b) 1-Klor-1,1-difluoretan (HCFC-142b) HFC	75-45-6 1717-00-6 75-68-3
Plast, elektronik, isolering	Flamskydd	Antimontrioxid Antimonpentoxid Borax Borsyra Bromerade flamskyddsmedel Polybromerade bifenyler (PBB) ex: dekabrombifenyl Polybromerade difenyletrar (PBDE) ex: pentabromdifenyleter oktabromdifenyleter dekabromdifenyleter Hexabromcyklododekan (HBCD) Halogenerade trialkylfosfater ex: TCEP TCPP TDCP	1309-64-4 1314-60-9 1303-96-4 10043-35-3 13654-09-6 32534-81-9 32536-52-0 1163-19-5 3194-55-6 115-96-8 13674-84-5 13674-87-8
Spackel, fogmassor	Mjukgörare, flamskydd	Klorparaffiner, kortkedjiga C <sub>10</sub> -C <sub>13</sub> Klorparaffiner, mellankedjiga C <sub>14</sub> -C <sub>17</sub>	85535-84-8 85535-85-9
Färg, lim, lack	Aminer	Dietyltriamin Isoforondiamin (3-aminometyl-3,5,5-trimetylcyclohexylamin) Trietylentetramin (3,6-diazaoktan-1,8-diamin)	111-40-0 2855-13-2 112-24-3
	Antiskinnmedel	2-Butanonoxim	96-29-7
Metaller		Kadmium- och kadmiumföreningar (pigment) Koppar- och kopparföreningar Kvicksilver och kvicksilverföreningar (elektrisk utrustning) Nickel- och nickelföreningar Silver- och silverföreningar Zink- och zinkföreningar	flera
Smörjmedel	Stabilisator	Butylhydroxitoluen (BHT)	128-37-0
	Korrosionsinhibitor	Natriumnitrit	7632-00-0

### 7.3 Livscyklusvurderinger

I dette afsnit gives der en kort beskrivelse af livscyklusvurderinger, som opgør alle forbrug af råstoffer, emissioner til luft og vand samt mængde af affald over hele bygningens livsforløb, dvs. fra vugge til grav. I livscyklusvurderinger omregnes forbrug af råstoffer til forbrug af ressourcer og emissioner til potentielle miljøeffekter. I Danmark er der udviklet en model for livscyklusvurderinger, UMIP-model (Udvikling af Miljørigtige IndustriProdukter). Denne udnyttes i værktøjet BEAT 2000, som er tilpasset forholdene inden for bygge- og anlægssektoren.

Livscyklusvurderinger omfatter hele livsforløbet og kan bruges til at udpege i hvilke faser af livsforløbet, de væsentligste miljøbelastninger finder sted, og hvilke materialer eller processer, der bidrager mest til miljøbelastningerne.

En livscyklusvurdering kan opdeles i følgende faser:

- Formål og afgrænsning
- Opgørelse
- Miljøvurdering.

#### 7.3.1 Formål og afgrænsning

Ud fra formålet foretages der en afgrænsning af systemet og de miljøeffekter, som vurderingen skal omfatte.

Tabel 7.3.1. giver en oversigt over væsentlige ressourcer og miljøeffekter for bygge- og anlægssektoren.

Tabel 7.3.1. Oversigt over vigtige ressourcer og miljøeffekter inden for bygge- og anlægssektoren (BPS-centret, 1998).

Kategorier		Ressourcer og miljøeffekter
Ressourcer	Tab af energiråstoffer	Tab af knappe fossile brændsler
	Tab af materialeråstoffer	Tab af knappe materialer
	Tab af vandressourcer	Tab af knappe (lokale) vandreserver
	Tab af landskaber mm.	(Bl.a. som følge af skovbrug og råstofudvinding)
Sundhed	Effekter i arbejdsmiljøet	Flere effekter
	Effekter i indeklimaet	Flere effekter
	Effekter i det ydre miljø	Human toksicitet
Ydre miljø	Globale miljøeffekter	Drivhuseffekt
		Stratosfærisk ozonnedbrydning
	Regionale og lokale miljøeffekter	Fotokemisk ozondannelse
		Forsuring
		Nærings saltbelastning
		Persistent toksicitet
Økotoksicitet		
Effekter vedr. affald		

I den danske livscyklusmodel, UMIP-modellen, kan der i dag ikke beregnes tab af landskab, effekter i arbejdsmiljøet og i indeklimaet eller effekter ved bortskaffelse af affald. For bortskaffelsesfasen beregnes der mængde af forskellige typer affald.

### 7.3.2 Opgørelse

Der indsamles data for hele livsforløbet fra vugge til grav, dvs. udvinding af råstoffer, fremstilling af materialer, opførelse, drift og vedligehold, nedrivning af bygninger samt bortskaffelse af affald. Det er i dag muligt at få data for udvinding af råstoffer og for fremstilling af materialerne, dvs. data for de to første faser i livsforløbet, medens det er betydeligt vanskeligere at skaffe gode data for faserne drift, vedligehold og nedrivning af bygningen. De indsamlede data benyttes til at beregne forbrug af råstoffer (materiale- og energiråstoffer), emissioner til luft og vand, mængde af affald, der deponeres samt mængde af restprodukter. Restprodukter er affald, der bruges i en anden produktion eller går til forbrænding.

### 7.3.3 Miljøvurdering

Data fra opgørelse (input- og outputdata) omregnes til miljøeffektpotentialer, der normaliseres og vægtes, inden den endelige vurdering finder sted.

En miljøvurdering består således af:

- En klassificering af de enkelte miljøpåvirkninger
- En karakterisering
- En normalisering
- En vægtning af de normaliserede miljøeffekter.

Ved klassificering rubriceres de enkelte miljødata under de tilhørende miljøeffekter. Miljødata kan således bidrage til flere miljøeffekter, f.eks. bidrager udledning af NO<sub>x</sub> til forsurening, nærings saltbelastning, dannelse af fotokemiske oxidanter og human toksicitet.

Ved karakterisering udregnes den maksimale miljøeffekt, et miljøeffektpotentiale. Den virkelige miljøeffekt vil afhænge af forholdene, hvorunder det enkelte stof udsendes. Miljøeffektpotentialet beregnes ved en effektfaktor:

$$MP = Q * EF$$

<i>MP</i> :	Miljøeffektpotentiale
<i>Q</i> :	Emission pr. år
<i>EF</i> :	Effektfaktor.

I UMIP-modellen beregnes energi- og materialerressourcer ved at angive mængden af den pågældende ressource, medens emissioner til luft omregnes til miljøeffekter som drivhuseffekt, nedbrydning af ozonlaget m.m. Modellen beregner ikke miljøeffekter forårsaget af bortskaffelse af affald, men beregner mængde af forskellige typer affald, volumenaffald, farligt affald, slagge og aske samt radioaktivt affald.

Ved normalisering sættes de udregnede miljøeffekter i forhold til den årlige, totale miljøeffekt beregnet pr. person. Den årlige miljøeffekt pr. person kaldes også normaliseringsreference. De normaliserede miljøeffektpotentialer beregnes ved at dividere med den forventede levetid af produktet og derefter med normaliseringsreferencen. Det normaliserede miljøeffektpotentiale har enheden personækvivalent PE.

**Et eksempel:**

Drivhuseffekten beregnes pr. leveår for en bygningsdel, og denne divideres med normaliseringsreference:

$$\text{Drivhuseffekt} = \frac{\sum (\text{emission} * \text{effektfaktor})}{\text{normaliseringsreference}} * \text{vægtningfaktor}$$

Tabel 7.3.2. Normaliseringsreferencer og vægtningfaktorer for nogle ressourcer i UMIP-modellen (Wenzel et al., 1996).

Ressourcer	Normaliseringsreference kg/person/år	Vægtningfaktor år
<i>Energiressourcer</i>		
Olie	590	0,023
Kul	570	0,0058
Naturgas	310	0,016
<i>Metaller</i>		
Aluminium	3,4	0,0051
Bly	0,64	0,048
Jern	100	0,0085
Kobber	1,7	0,028
Mangan	1,8	0,012
Nikkel	0,18	0,019
Tin	0,04	0,037
Zink	1,4	0,050

Tabel 7.3.3. Normaliseringsreferencer og vægtningfaktorer for miljøeffekter i UMIP-modellen (Wenzel et al., 1996).

Miljøeffekt	Normaliseringsreference	Vægtningfaktor
<i>Global</i>		
Drivhuseffekt	8.700 kg CO <sub>2</sub> -ækv./person/år	1,2
Nedbrydning af ozonlaget	0,202 kg CFC 11-kv./person/år	23
<i>Regional og lokal</i>		
Fotokemisk ozondannelse	20 kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv./person/år	1,2
Forsuring	124 kg SO <sub>2</sub> -ækv./person/år	1,3
Nærings saltbelastning	298 kg NO <sub>3</sub> -ækv./person/år	1,2
<i>Human toksicitet</i>		
- human toksicitet, luft	2,9·10 <sup>10</sup> m <sup>3</sup> luft/person/år	1,1
<i>Økotoksicitet</i>		
- vand, akut	3,8·10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> vand/person/år	2,3
- vand, rensningsanlæg	4,9·10 <sup>5</sup> m <sup>3</sup> vand/person/år	
<i>Persistent toksicitet</i>		
- human toksicitet, vand	2,3·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> vand/person/år	2,8
- human toksicitet, jord	6.700 m <sup>3</sup> jord/person/år	
- økotoksicitet, kronisk	4,2·10 <sup>5</sup> m <sup>3</sup> vand/person/år	
- økotoksicitet, jord	1,2·10 <sup>5</sup> m <sup>3</sup> jord/person/år	
<i>Affald</i>		
Volumen affald	1.350 kg/person/år	1,1
Slagge og aske	20,7 kg/person/år	1,1
Farligt affald	350 kg/person/år	1,1
Radioaktivt affald	0,035 kg/person/år	1,1

Normaliseringsreferencerne har som referenceår 1990.

*Vægtningfaktorerne* beregnes ud fra henholdsvis forsyningshorisonten for ressourcer og politisk fastsatte reduktionsmål for miljøeffekter for år 2000. Vægtningfaktorer afspejler, hvor alvorlig en miljøeffekt er ud fra en overordnet samfundsmæssig helhedsvurdering. Jo skrappe den politiske målsætning er, jo større bliver vægtningfaktoren. De normaliserede ressourceforbrug og miljøeffekter multipliceres med vægtningfaktorer vist i tabellerne 7.3.2 og 7.3.3, hvorved ressourcerne får enheden personreserve (PR) og miljøeffekterne enheden målsat personækvivalent (PEM).

## 7.4 Miljøprofiler af væg og gulv

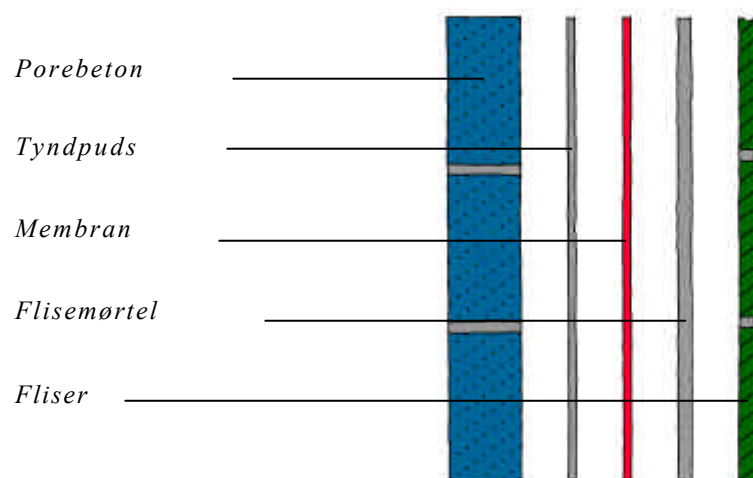
### 7.4.1 BEAT 2000 - et database- og opgørelsesværktøj

Edb-værktøjet BEAT 2000, udviklet af By og Byg, Statens Byggeforskningsinstitut, anvendes til opgørelse af miljøpåvirkninger fra bygningsdele og hele bygninger, og omregner miljøpåvirkninger til forbrug af ressourcer og miljøeffektpotentialer. BEAT 2000 baserer sig således på UMIP-modellen. Til værktøjet hører en database, som indeholder miljødata for byggematerialer, (Petersen, 1998).

For et produkt indtastes der således forbrug af råstoffer, råmaterialer og energi, emissioner til luft og vand samt mængde af affald, der deponeres, brændes eller genbruges. For bygningsdele angives mængde af materialer, som indgår i bygningsdelen ved opførelse, materialer, der bruges i forbindelse med vedligehold af bygningsdelen samt mængde af affald, der opstår ved nedrivning af bygningsdelen.

### 7.4.2 Resultater

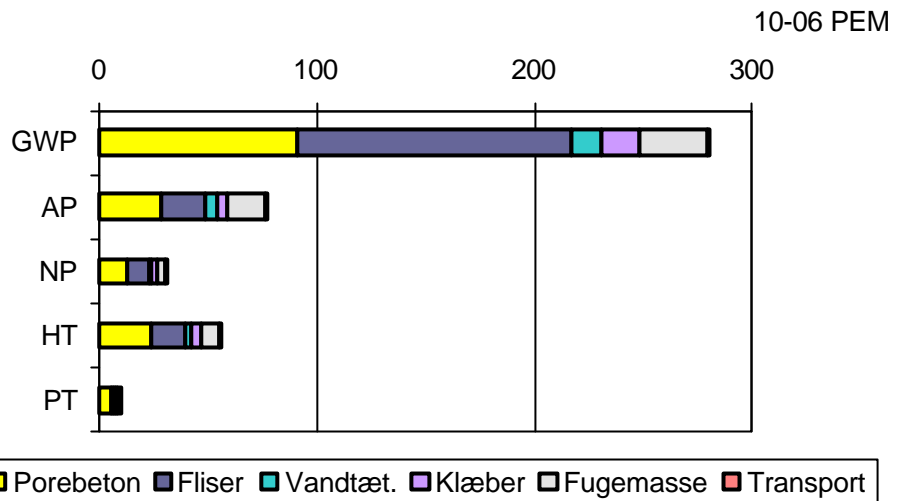
I dette projekt er der beregnet miljøbelastninger for en væg og et gulv i et badeværelse bestående af tunge materialer, som er den løsning, der oftest benyttes ved nybyggeri. Væggen består af porebeton med et tyndt lag puds og er beklædt med glaserede fliser. Der anvendes et vandtætningssystem mellem porebeton og fliser, hvor f.eks. primer og membran begge kan bestå af acrylat. Fliserne er opsat i en cementmørtel og fuget med en cementbaseret fugemasse. I hjørner anvendes en elastisk fugemasse, her silikonefugemasse.



Figur 7.4.1. Anvendte materialer i en badeværelsesvæg i et ny bolig.

I figur 7.4.2 er vist en miljøprofil for en badeværelsesvæg samt bidraget fra de enkelte materialer. Der ses, at fliser og porebeton bidrager til de viste miljøbelastninger. Alle miljøbelastninger kan relateres til energiforbruget. Effekterne som human toksicitet og persistent toksicitet er beregnet ud fra forbruget af energi og ikke ud fra produktspecifikke emissioner ved fremstilling af produkterne.

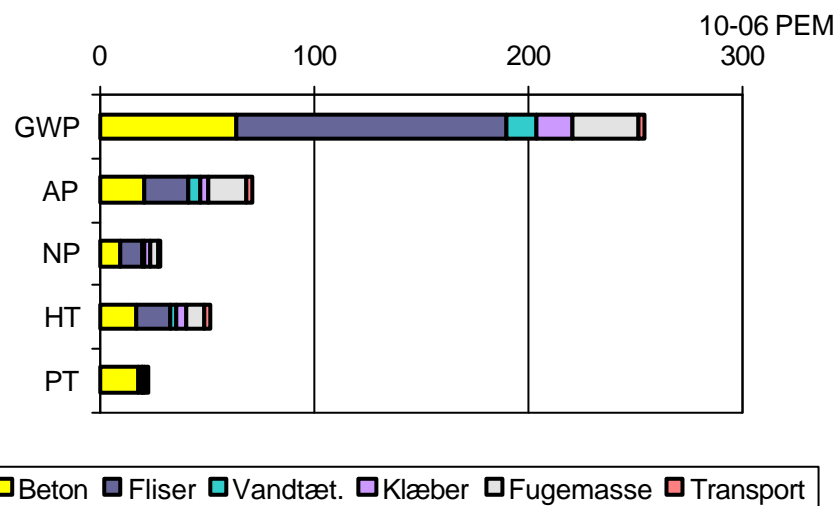




GWP: Drivhuseffekt, AP: Forsuring, NP: Næringssaltbelastning, HT: Human toksicitet, PT: Persistent toksicitet. Transport af materialer til fabrik. PEM: Personækvivalenter vægtet efter målsatte udledninger.

Figur 7.4.2. Miljøeffekter for en badeværelsesvæg med et vandtætningssystem af acrylat.

Gulvet består af armeret beton og er belagt med glaserede fliser. Der anvendes ligeledes et vandtætningssystem mellem beton og fliser, f.eks. primer og membran af acrylater.



GWP: Drivhuseffekt, AP: Forsuring, NP: Næringssaltbelastning, HT: Human toksicitet, PT: Persistent toksicitet. Transport af materialer til fabrik. PEM: Personækvivalenter vægtet efter målsatte udledninger.

Figur 7.4.3. Miljøeffekter for et badeværelsesgulv med et vandtætningssystem af acrylat.

Miljøprofilen af badeværelsesgulvet viser ligeledes, at det er fliser og beton, der bidrager mest til miljøbelastningerne.

### 7.4.3 Miljødata

Miljøprofilen er beregnet ud fra oplysninger om mængder, der indgår i bygningsdelen. I tabel 7.4.1 angives forbrug pr. m<sup>2</sup> væg eller pr. m<sup>2</sup> gulv samt levetid for produktet. Levetiden kan godt være kortere end materialernes holdbarhed, idet materialerne kan udskiftes af andre hensyn end de rent holdbar-

hedsmæssige. Her er skønnet, at et badeværelse renoveres efter 40 år, og at der udskiftes fliser efter 20 år. Tabellen angiver energiforbruget, der medgår til fremstilling af materialet. Energiforbruget kan bruges som en grov indikator for miljøbelastningerne.

Det har været vanskeligt at få detaljerede miljødata for de materialer, der indgår i væggen eller gulvet, se tabel 7.4.2. De benyttede miljødata er ret grove, men bruges her for at vise hvilke materialer, der bidrager mest til miljøbelastningerne, når beregningerne baseres på oplysninger om energiforbruget til fremstilling af materialer.

Tabel 7.4.1. Mængde pr. m<sup>2</sup> væg og pr. m<sup>2</sup> gulv, levetid for de forskellige materialer i et badeværelse i en ny bolig samt energiforbrug til fremstilling af materialerne.

	Mængde kg/m <sup>2</sup>	Levetid År	Energiforbrug MJ/m <sup>2</sup>
<i>Badeværelsesvæg</i>			
Porebeton (incl. mørtel)	72	40	320
Tyndpuds	1,2	20	6
Vandtætningssystem	1,8	20	61
Flisemørtel	6	20	30
Fliser	21,5	20	650
Fugemasse, cement	0,8	20	4
Fugemasse, silikone	0,5	20	120
I alt (incl. transport)			1200
<i>Badeværelsesgulv</i>			
Beton	138	40	89
Armeringsjern	4,2	40	67
Vandtætningssystem	1,8	20	61
Flisemørtel	6	20	30
Fliser	21,5	20	650
Fugemasse, cement	0,8	20	9
Fugemasse, silikone	0,5	20	110
I alt (incl. transport)			1030

Der er anvendt data for glaserede fliser, der fremstilles i Sverige. Oplysningerne findes i miljøvaredeklarationen for dette produkt. Miljøvaredeklarationen giver data som forbrug af råmaterialer og energi til fremstilling, men der mangler data for fremstilling af glasur (Höganäs klinker, glaseret, 1999). Det har ikke været muligt at få en nøjagtig sammensætning af tyndpuds, flisemørtel og fugemasse på cementbasis. Sammensætningen er fastlagt ud fra oplysninger fra produktinformationsblade og oplysninger fra Kontoret for Produktdata, se kapitel 4. Miljødata er således relateret til mængde af cement, der indgår i de pågældende produkter.

Tabel 7.4.2. Miljødata som forbrug af energi, produkt eller processpecifikke emissioner samt affald for de anvendte materialer.

Materialer	Forbrug af råmaterialer	Energiforbrug	Produktspecifikke emissioner	Affald
Fliser	+	+	-	-
Tyndpuds	+	-	-	-
Flisemørtel	+	-	-	-
Vandtætningssystem	-	(+)	-	-
Fugemasse, cement	+	-	-	-
Fugemasse, silikone	-	+	-	-

I dette projekt kendes ikke den præcise sammensætning af vandtætningssystemet. Derfor er der anvendt nogle retningsgivende miljødata for primer og membran. Der er anvendt aggregerede data for en acrylbaseret maling (46 % acrylater i vand), hvor der angives forbrug af råmaterialer og energiforbrug samt produktrelaterede emissioner til luft og vand (Umweltgefährdende Stoffe, 1995). Emissionerne er givet som den totale mængde hydrocarboner VOC (Volatile Organic Carbons) til luft og som den totale mængde organiske materiale COD (Chemical Oxygen Demand) til vand. Emissioner skal splittes op på enkeltkomponenter for at kunne omregnes til potentielle miljøeffekter. Opsplitningen kan ske ud fra et kendskab til de enkelte processer, men er ikke mulig her, da de enkelte processer ikke er kendt. For silikonefugemasser er der benyttet et meget groft skøn for energiforbrug (Hansen, 1995).

Ud fra ovenstående må det konstateres, at det er vanskeligt at skaffe data for produktspecifikke emissioner, og at miljødata for byggevarer ofte må basere sig på oplysninger om energiforbruget. Miljøprofiler afspejler således miljøbelastninger fra forbrug af energi selv ved kemikalietunge produkter.

## 7.5 Inputdata og outputdata for væg fra BEAT 2000

### Data for 1 m2 Væg, badeværelse

Estimeret levetid (år): 40

Forbrug af bygningsdele	Fase	Enhed	Mængde	Min mængde	Max mængde
Indervæg, puds/porebetonblok/puds (10/100/10)	O	m2	1	0	0

Forbrug af produkter	Fase	Enhed	Mængde	Min mængde	Max mængde
Betonspartelmasse, tyndpuds	O	kg	1,2	0	0
Fliser, glaseret	O	kg	21,5	0	0
Fugemasse, cementbaseret	O	kg	0,8	0	0
Fugemasse, silikonefugemasse	O	kg	0,48	0	0
Kemi, acrylater i vandig opløsning	O	kg	1,75	0	0
Mørtel, fliser	O	kg	6	0	0
Betonspartelmasse, tyndpuds	V	kg	1,2	0	0
Fliser, glaseret	V	kg	21,5	0	0
Fugemasse, cementbaseret	V	kg	0,8	0	0
Fugemasse, silikonefugemasse	V	kg	0,48	0	0
Kemi, acrylater i vandig opløsning	V	kg	1,75	0	0
Mørtel, fliser	V	kg	6	0	0

Transport af råstoffer og produkter	Afstand	Min afstand	Max afstand
Lastbil, >16 ton (Fliser, glaseret)	200	0	0
Lastbil, >16 ton (Fugemasse, cementbaseret)	20	0	0
Lastbil, >16 ton (Fugemasse, silikonefugemasse)	20	0	0
Lastbil, >16 ton (Kemi, acrylater i vandig opløsning)	20	0	0
Lastbil, >16 ton (Mørtel, fliser)	20	0	0

Fast affald til deponering	Fase	Enhed	Mængde	Min mængde	Max mængde
Volumen affald, fliser	V	kg	21,5	0	0
Volumen affald, mørtel	V	kg	0,8	0	0
Volumen affald, mørtel	V	kg	1,2	0	0
Volumen affald, mørtel	V	kg	6	0	0
Volumen affald, silikonefugemasse	V	kg	0,48	0	0
Volumen affald, vandtætningssystemer	V	kg	1,75	0	0
Volumen affald, fliser	N	kg	21,5	0	0
Volumen affald, mørtel	N	kg	0,8	0	0
Volumen affald, mørtel	N	kg	1,2	0	0
Volumen affald, mørtel	N	kg	6	0	0
Volumen affald, silikonefugemasse	N	kg	0,48	0	0
Volumen affald, vandtætningssystemer	N	kg	1,75	0	0

#### kommentarer

##### BAGGRUND

Der regnes på en væg i et tungt badeværelse.

##### MATERIALER

Ved opførelse af bygningsdelen anvendes:

- porebetonblok (100)
- betonspartelmasse 1,2 kg/m<sup>2</sup> for 1 mm
- primer: 250 g/m<sup>2</sup>
- membran: 1500 g/m<sup>2</sup>
- klæbere 6 kg/m<sup>2</sup> for en dybde på 5 mm
- fliser 21,5 kg/m<sup>2</sup>
- fugemasse, cementbaseret 800 g/m<sup>2</sup> for fliser, der er 20\*20 cm
- fugemasse, silikone 0,1 l/m og med en massefylde på 1,2 kg/l

##### SPILD/AFFALD

Der er ikke data for spild

##### BEMÆRKNINGER

Alle mængderne for primer og membran hentet for M/K godkendelse for det pågældende produkt.

21. august 2000, 13:34:53

Side: 1

Øvrige mængder fra produktinformationsblade. Mængder af fugemasser er ikke præcise.

---

**Referencer**

Badeværelser, Eksempler, SBI-anvisning 180, Statens Byggeforskningsinstitut, 1998, ISBN 87-563-0981-3 (Forbrug pr m2 pr mm tykkelse)  
NBK - Flexmørtel, Produktinformationsblad, NBK Nordisk Bygge Kemi A/S, September 1997 (Forbrug pr m2)  
NBK silikonefugemasse, Silcoferm S, Produktinformationsblad, NBK Nordisk Bygge Kemi A/S, Juni 1998 (Forbrug pr lbm)  
NBK- flexfuge, Produktinformationsblad, NBK Nordisk Bygge Kemi A/S, September 1998 (Forbrug pr m2)  
Platter, våtpressede frostbestandige glaserede "Sydney", Produktdata Nr B 36302, CC Höganäs byggkeramik, febr. 1997

---

**Total energiforbrug, ressourceforbrug og emissioner for  
1 m2 Væg,badeværelse**

Estimeret levetid (år): 40

Forbrug af primære råstoffer/brændsler	Enhed	Total	Pr. år	Spredning
Gips, anhydrit, CaSO4	g	269,643	6,741	0,000
Gips, naturgips, CaSO4+2H2O	g	148,186	3,705	0,000
Kalksten	g	27.392,180	684,804	0,000
Kridt	g	19.617,864	490,447	0,000
Kvartssand	kg	50,064	1,252	0,000
Ler, stengjæler	g	24.940,000	623,500	0,000
Pegmatit	g	4.300,000	107,500	0,000
Sand	kg	53,974	1,349	0,000
Vand, grundvand, uspec.	m3	0,013	0,000	0,000
Kul, brunkul	g	106,398	2,660	0,000
Kul, stenkul	g	7.152,113	178,803	0,000
Naturgas	Nm3	18,591	0,465	0,000
Råolie	g	4.416,514	110,413	0,000

Forbrug af sekundære råstoffer/brændsler	Enhed	Total	Pr. år	Spredning
Chamotte	g	13.760,000	344,000	0,000
Flusspat	mg	10.924,949	273,124	0,000
Restprodukt, blæsemiddel	mg	10.070,903	251,773	0,000
Restprodukt, FCC-katalysator	mg	10.070,903	251,773	0,000
Restprodukt, ferrosulfat, FeSO4	mg	7.283,299	182,082	0,000
Restprodukt, flyveaske	g	11.628,329	290,708	0,000
Restprodukt, industrigips	g	358,022	8,951	0,000
Restprodukt, kalkfiller	g	625,052	15,626	0,000
Restprodukt, kisaske	g	507,624	12,691	0,000
Restprodukt, olieslam	g	109,071	2,727	0,000
Restprodukt, oxiton	g	102,148	2,554	0,000
Restprodukt, porebeton & mørtel	kg	-117,900	-2,947	0,000
Restprodukt, returpapir	mg	-66,203	-1,655	0,000
Skrot, aluminium	g	55,602	1,390	0,000
Skrot, stål	g	-132,497	-3,312	0,000
Brændbart, papirslam	g	552,584	13,815	0,000
Brændbart, uspec.	g	47,388	1,185	0,000

Forbrug af energi	Enhed	Total	Pr. år	Spredning
Biobrændsel, uspecificeret	MJ	0,978	0,024	0,000
Brændbart restprodukt, papirslam	MJ	1,690	0,042	0,000
Electricitet, atomkraft	MJ	55,739	1,393	0,000
Electricitet, vandkraft	MJ	4,711	0,118	0,000
Gas, naturgas	MJ	686,789	17,170	0,000
Kul, brunkul	MJ	1,064	0,027	0,000
Kul, stenkul	MJ	214,128	5,353	0,000
Olie, bitumen	MJ	1,801	0,045	0,000
Olie, fælole	MJ	113,719	2,843	0,000
Olie, gasolie	MJ	28,808	0,720	0,000
Olie, petroleumskoks	MJ	8,587	0,215	0,000
Precombustion	MJ	74,134	1,853	0,000
<b>Total</b>	<b>MJ</b>	<b>1.192,148</b>	<b>29,804</b>	<b>0,000</b>
Feedstock, ind	MJ	87,134	2,178	0,000
Feedstock, ud	MJ	-0,001	0,000	0,000

21. august 2000, 13:39:27

Side: 1

Emission til luft	Enhed	Total	Pr. år	Spredning
Ammoniak (NH3)	µg	6274,888	156,872	0,000
Arsen (As)	µg	1388,138	34,703	0,000
Bly (Pb)	µg	3429,820	85,746	0,000
Cadmium (Cd)	µg	220,189	5,505	0,000
Chlor (Cl2)	µg	24,413	0,610	0,000
Dioxin	µg	0,000	0,000	0,000
Hydrogenchlorid (HCl)	µg	204,271	5,107	0,000
Hydrogenfluorid (HF)	µg	174,378	4,359	0,000
Kuldioxid (CO2)	kg	74,797	1,870	0,000
Kulmonoxid (CO)	g	53,389	1,335	0,000
Kviksølv (Hg)	µg	366,027	9,151	0,000
Lattergas (N2O)	mg	80,187	2,005	0,000
Metan (CH4)	mg	105,569	2,639	0,000
Nikkel (Ni)	µg	39911,799	997,795	0,000
Nitrogenoxider (NOx)	g	229,679	5,742	0,000
Partikler	mg	2005,808	50,145	0,000
phosphin (PH3)	µg	259,076	6,477	0,000
Støv, cement	mg	1882,114	47,053	0,000
Svovlbrinte (H2S)	µg	139,502	3,488	0,000
Svovldioxid (SO2)	g	135,230	3,381	0,000
VOC, aluminium	µg	4484,006	112,100	0,000
VOC, bil (diesel)	mg	3757,776	93,944	0,000
VOC, kraftværk	mg	207,636	5,191	0,000
VOC, plast	mg	32760,000	819,000	0,000
Zink (Zn)	µg	4319,491	107,987	0,000

Fast affald til deponering	Enhed	Total	Pr. år	Spredning
Farligt affald, uspec.	mg	1061,871	26,547	0,000
Radioaktivt affald	g	436,138	10,903	0,000
Slagge & flyveaske	g	323,012	8,075	0,000
Volumen affald, fliser	kg	43,000	1,075	0,000
Volumen affald, mørtel	g	16000,000	400,000	0,000
Volumen affald, porebeton	g	12953,000	323,825	0,000
Volumen affald, silikonefugemasse	g	960,000	24,000	0,000
Volumen affald, teglsten	mg	99,645	2,491	0,000
Volumen affald, uspec.	g	5779,350	144,484	0,000
Volumen affald, vandtætningssystemer	g	3500,000	87,500	0,000

## 7.6 Sikkerhedsdatablade for vandtætningssystemer

I dag anvendes der vandtætningssystemer med forskellige membraner. I nedenstående tabel gives en oversigt over de vigtigste produkter, der er indsamlet oplysninger om. Der vises to eksempler på oplysninger om indholdsstofferne i vandtætningssystemer.

Tabel 7.6.1. Oversigt over vigtige typer vandtætningssystemer.

<i>Membrantype</i>	<i>Antal produkter</i>
Enkomponent membraner af acrylat	2
Tokomponent membraner: Cement og plastdispersioner	5
Membraner af elastomer	2
Bitumenholdige membraner	4





Membran: Polyacrylater med tokomponent epoxy primer

	Sammensætning	CAS nr.	MAL-kode	Sikkerhedsdatablade	
				Mærkning	Affalds-type/ produkt nr.
<i>Primer</i> Styren-acrylat (200g/m <sup>2</sup> ) 2-komponent på epoxy basis (200 g/m <sup>2</sup> )	Copolymer Komponent A: Bisphenol-A-diglycidylether 60-100% Benzylalkohol 10- 30% Bisphenol-F-diglycidylether 1- 5% Komponent B: Neodecansyre, oxiranylmethylester 1- 5% 1,2-cyclohexandiamin 20- 50% Benzylalkohol 10- 30% 2,4,6-TRIS (dimethylaminomethylendiamin ) 1- 5% Trimethylhexamethylendiamin 1- 5% m-Xylen -alfa,alfa'-diamin 0,1-1%	25085-99-8 100-51-6 28064-14-4 26761-45-5 3385-21-5 100-51-6 90-72-2 25513-64-8 1477-55-0	00-3 00-5  5-4	X <sub>n</sub> R36/38 R43 X <sub>n</sub> R20/22 X <sub>n</sub> R36/38 R43  X <sub>n</sub> R43 N; R51/53 C; R34 X <sub>n</sub> R20/22  C; R22; X <sub>n</sub> R36/38 C; R34; X <sub>n</sub> R20/21/22 R43 C; R34; X <sub>n</sub> R20/22	493192 H  493205
<i>Membran</i> Styren-acrylat, net af acrylfibre (2500 g/m <sup>2</sup> )	Bindemidler, blødgørere, fyldstoffer		00-3		
<i>Klæber</i> Cement, copolymer, fyldstoffer (for begge klæbere)	Portland cement 30-60% Portland cement 60% Cement 5-10% Calciumhydroxid 1- 5%	65997-15-1 65997-15-1 1305-62-0	00-4 00-4	X <sub>n</sub> R37/38-4 X <sub>n</sub> R37/38-41 X <sub>n</sub> R37/38-41 X <sub>n</sub> R37-41	
<i>Fugemateriale</i> Cement, fyldstoffer Silikone	Portland cement 30-60% Polydimethylsiloxaner, bindemidler, fyldmidler, afgiver 2 -butanonoxim under hærning	65997-15-1	00-4 1-1	X <sub>n</sub> R37/38-41	445924 H
<i>Andet</i> Elastisk fugebånd Glasfibervæv til membran	Polyester med glasfibervæv				

*Bemærkninger:*

Monomer:

Konserveringsmidler:

Dispergeringsmidler:

Blødgørere: I membran

Elastificeringsmidler:

Uønskede stoffer: 2-butanonoxim

Farlige stoffer: Cement, calciumhydroxid, stoffer i epoxyprimer

Membran: Elastomer

	Sammensætning	CAS nr.	MAL-kode	Sikkerhedsdatablade	
				Mærkning	Affaldstype/ produkt nr.
<i>Primer</i> Styren-acrylat (250 g/m <sup>2</sup> )	Ethylenglycol <2,5% Solventnaphtha (råolie, let aromatisk) <2,5%	107-21-1 64742-95-6	1-1	X <sub>n</sub> ; R22 X <sub>n</sub> ; N; R10-37-51/53-65	H <sup>1)</sup> 437553
<i>Membran</i> Styren-acrylat (1500 g/m <sup>2</sup> )	Ingen oplysning		00-1		H <sup>1)</sup>
<i>Klæber</i> Elastificeret cementbaseret	Kvartssand 50-100% Portland cement 25- 50%	14808-60-7 65997-15-1	00-4	X <sub>n</sub> ; R37/38-41	X <sup>2)</sup>
<i>Fugemateriale</i> Cement	Kvartssand 50-100% Portland cement 25- 50%	14808-60-7 65997-15-1	00-4	X <sub>n</sub> ; R37/38-41	H <sup>2)</sup> 65790
Silikone	Enkomponent silikonegummi, alkoholhærdende		00-1		H <sup>3)</sup>
<i>Andet</i> Forstærkninger	Gummiarmeret glasfibervæv				

- 1) Malingsaffald,  
2) Cementmørtel,  
3) Silikonegummi

*Bemærkninger:*

Monomer:

Konserveringsmidler:

Dispergeringsmidler:

Elastificeringsmidler: I klæbere og fugemasser

Uønskede stoffer:

Farlige stoffer: Cement, kvartssand, ethylenglycol, solventnaphtha

