

(Contract AP/67/43)

EINDRAPPORT

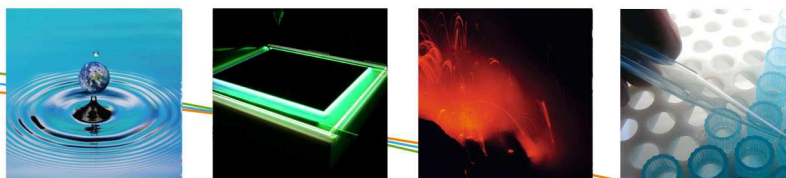
## Q-INTAIR:

# modellering van binnenluchtkwaliteit op basis van bouwmaterialen- emissies, gebouwluchtdichtheid en ventilatie van woningen

Katleen De Brouwere (VITO), Samuel Caillou (WTCB), Rudi Torfs (VITO) en Paul Van den Bossche (WTCB)

Studie uitgevoerd in opdracht van: BELSPO  
2009/MRG/R/XXXX

September 2009



VITO NV

Boeretang 200 – 2400 MOL – BELGIUM  
Tel. + 32 14 33 55 11 – Fax + 32 14 33 55 99  
vito@vito.be – www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)  
Bank 435-4508191-02 KBC (Brussel)  
BE32 4354 5081 9102 (IBAN) KREDBEBB (BIC)



Alle rechten, waaronder het auteursrecht, op de informatie vermeld in dit document berusten bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek NV ("VITO"), Boeretang 200, BE-2400 Mol, RPR Turnhout BTW BE 0244.195.916. De informatie zoals verstrekt in dit document is vertrouwelijke informatie van VITO. Zonder de voorafgaande schriftelijke toestemming van VITO mag dit document niet worden gereproduceerd of verspreid worden noch geheel of gedeeltelijk gebruikt worden voor het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin aangewend worden

## **VERSPREIDINGSLIJST**

BELSPO – Belgisch Federaal Wetenschapsbeleid

LNE – Vlaamse overheid – departement Leefmilieu, Natuur en Energie

FOD VVVL - volksgezondheid, veiligheid van de voedselketen en leefmilieu

VEA – Vlaams Energie Agentschap

VITO – Vlaamse Instelling Technologisch Onderzoek

WTCB - Wetenschappelijk en Technisch Centrum voor het Bouwbedrijf

UGent – Onderzoeksgroep bouwfysica

## SAMENVATTING

### Probleemstelling

Het belang van een goede binnenluchtkwaliteit op de gezondheid en het welzijn van mensen is meer dan ooit actueel. Door de betere luchtdichtheid van woningen ten opzichte van vroeger, is er de bezorgdheid dat pollutanten geëmitteerd door bouwmaterialen en andere binnenhuisbronnen zich kunnen opstapelen in het binnenmilieu. Om hieraan tegemoet te komen is het noodzakelijk om een beleid te voeren dat naast de bevordering van de isolatiegraad en de luchtdichtheid van woningen, ook aandacht heeft voor een gezond binnenklimaat door de emissie van materialen te beperken en te zorgen voor een goede ventilatie van woningen.

In deze studie werd een instrument ontwikkeld dat op een modelmatige manier de emissie van vluchtige chemische stoffen uit bouwmaterialen, luchtdichtheid en ventilatie en binnenluchtkwaliteit op elkaar afstemt.

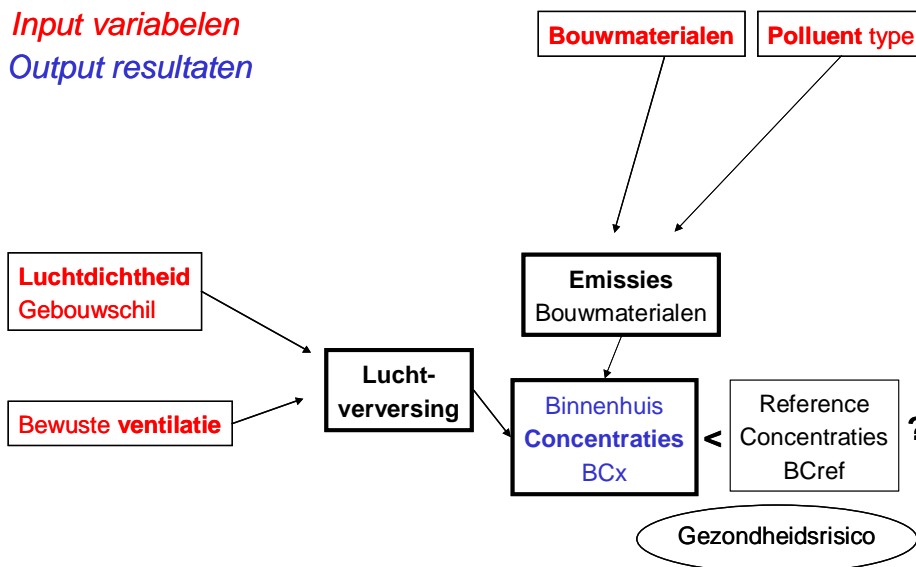
### Aanpak

Op basis van een literatuurstudie, bestaande databanken en kennis omtrent verschillende ventilatiesystemen (natuurlijk en/of mecahnisch: type A tot D), en luchtdichtheid van woningen, werd het effect van deze parameters op de luchtverversingsgraad onder verschillende condities van ventilatiesystemen berekend aan de hand van modellering in CONTAM.

Op basis van een inventarisatie van bestaande binnenluchtmodellen bleek CONTAM immers het meest geschikte model te zijn voor deze oefening, en ook om in een verder stadium te combineren met emissies uit bouwmaterialen om binnenluchtconcentraties en blootstelling te berekenen.

*Input variabelen*

*Output resultaten*



Daarnaast werd op basis van emissiedatabanken uit bouwmaterialen, en toxicologische informatie van deze stoffen die geëmitteerd worden uit bouwmaterialen in kaart gebracht welke emissies mogelijks kunnen leiden tot overschrijding van veilige drempels van binnenluchtconcentraties, waarboven gezondheidsrisico's niet uit te sluiten zijn.

Het CONTAM model ontwikkeld voor het berekenen van de luchtverversingsgraad werd uitgebreid met emissies uit bouwmaterialen, om op deze manier de relatie emissies,

luchtdichtheid en ventilatie en binnenluchtkwaliteit en evaluatie van gezondheidsrisico's op elkaar af te stemmen. In een aantal concrete case studies werd de methode toegepast en case by case vereenvoudigd en aangepast naargelang de vraagstelling.

In deze case studies werden wegens gebrek aan representatieve data i.v.m. blootstelling (tijdsbesteding, gebruik materialen, emissiesterkes, woning karakteristieken,...) bepaalde veronderstelling gemaakt, die een beperkte representativiteit van de resultaten veroorzaken.

## Resultaten

De luchtdichtheid van de gebouwschil, en de ventilatiedebieten geleverd door ventilatie (natuurlijk of mechanisch) zijn 2 onafhankelijke sleutelparameters die de luchtverversingsgraad van een ruimte bepalen.

De meerderheid van de huidige woningen is momenteel niet uitgerust met een ventilatiesysteem. Sinds de invoering van de energie prestatie en binnenklimaat (EPB) wetgevingen (vanaf 2006 in Vlaanderen, vanaf 2008 in Brussel en voorzien voor 2010 in Wallonië, maar ventilatie is verplicht in Wallonië sinds jaren 90'), moeten nieuwe woningen voldoen aan bepaalde vereisten inzake ventilatie (norm NBN D 50-001).

Er zijn geen wettelijke vereisten voor de luchtdichtheid van de gebouwschil, maar een goede luchtdichtheid kan gevaloriseerd worden in de EPB-regelgeving via een beter E-peil. Er wordt dus verwacht dat de luchtdichtheid van de gebouwschil in de toekomst zal verbeteren.

Voor een modelwoning (vrijstaande woning) werden bij vaste ontwerpdebieten (volgens norm NBN D 50-001) en een vaste luchtdichtheid voorspellingen gemaakt van de luchtverversingsgraad bij verschillende ventilatiesystemen, allen ontworpen om te voldoen aan de norm NBN D 50-001. Uit modelleringen bleek dat de verschillende systemen (A: natuurlijke toevoer en afvoer; C: natuurlijke toevoer en mechanische afvoer, D: mechanische toevoer en afvoer) niet equivalent zijn wat betreft de luchtverversingsgraad die zij leveren. Bij systemen die afhankelijk zijn van weersomstandigheden (A en C) varieert de luchtverversingsgraad sterk in functie van het weer: soms is deze onvoldoende, en soms overmaats. Volledig mechanische systemen (D) zijn daarentegen in staat op een constante luchtverversingsgraad te leveren, die bovendien hoger ligt dan het gemiddelde van de andere systemen.

Er bestaat geen eenduidige relatie tussen 1) luchtdichtheid, luchtverversingsgraad en 2) energieprestatieniveau. Thermische isolatie en luchtverversing zijn immers totaal onafhankelijk van elkaar.

Emissiedatabanken van bouwmaterialen tonen aan dat er meer dan 300 stoffen zijn die geëmitteerd worden door bouwmaterialen. Voor een deel van deze stoffen is gekend dat ze mogelijk schadelijk zijn voor de menselijke gezondheid via inademing. Op basis van literatuurdata, Europese projecten, werkgroepen, kunnen de volgende stoffen naar voor geschoven worden als belangrijkste pollutanten geëmitteerd uit bouwmaterialen die kunnen bijdragen tot gezondheidsrisico's: formaldehyde, benzeen, naftaleen, toluen, xyleen, styreen, pineen, limoneen, 1-butanol, 2-ethyl-1-hexanol, 3-careen, benzaldehyde, dichloromethaan, hexaldehyde, trichloroethyleen. Voor deze stoffen werden toxicologische referentiewaardes en richtlijnen voor binnenlucht geïnventariseerd.

De koppeling van het luchtverversingsmodel en emissiedata stelden ons in staat om binnenluchtconcentraties, en blootstelling aan stoffen geëmitteerd uit bouwmaterialen te berekenen, en evalueren.

Dit model werd toegepast op een aantal case studies voor formaldehyde emissies uit bouwmaterialen.

Hoewel de resultaten van de case studie illustratief zijn, en beperkt tot de randvoorwaarden van de case studies, kunnen ook enkele algemene conclusies getrokken worden:

- Er is een heel hoge spreiding in emissieniveau's tussen verschillende producten en merken van één bouw materiaal. De keuze van het bouw materiaal (en dus emissieniveau) is de grootste determinant voor binnenluchtconcentraties. De invloed van de luchtverversingsgraad op binnenluchtconcentraties is orders van grootte lager dan het emissieniveau van bouwmaterialen
- Bij simultaan gebruik van hoog-emitterende materialen voorspellen we dat onder ventilatiedebieten permanent gelijk aan de minimum ontwerpdebieten van de norm NBN D50-001 formaldehyde concentraties tot meer dan 10 keer boven de norm voor korte en lange termijns blootstelling ligt.
- Reductie van dergelijke hoge formaldehyde concentraties ten gevolge van hoog-emitterende materialen door verhogen van ventilatiedebieten is niet haalbaar (hoge energetische kost). Reductie van formaldehyde concentraties door gebruik van laag-emitterende materialen is wel haalbaar.

Uit deze case studie blijkt ook dat een complexe CONTAM modellering sterk vereenvoudigd kan worden in bepaalde gevallen:

- een eerste screening van bouwmaterialen m.b.t. het effect van het emissieniveau op gezondheidsrisico's kan gebeuren met een sterk vereenvoudigd model, gebaseerd op een constante en gemiddelde waarde voor luchtverversingsgraad.
- Indien we wensen te achterhalen wat het effect is van een bepaald ventilatiedebiet (onafhankelijk van het ventilatiesysteem) is een statische modellering voldoende (a.h.v. ventilatiesysteem D, waarbij de luchtverversingsgraad vrij onafhankelijk is van weersomstandigheden).
- Indien effecten van ventilatiesystemen onderling wensen onderzocht te worden, wordt best een vaste emissiewaarde en uniforme verdeling van bouw materiaal gehanteerd. Voor de case studie werden op die manier concentratiedistributies i.f.v. tijd opgesteld, aan de hand van dynamische modelleringen (rekening houden met klimaatsdata) Deze distributies kunnen een handig instrument vormen voor beleidsmakers zonder telkens opnieuw de dynamische modellering te hoeven uitvoeren, en zijn bovendien extrapoleerbaar naar andere emissiesterktes (niet naar andere bouwtypes, en verdeling bouwmaterialen).

### **Beleidsaanbevelingen**

- Invoeren van grenswaardes voor emissieniveau's (wettelijk/vrijwillig, enz. )
- Aanbeveling tot opleggen van ventilatie-vereisten voor renovatie woningen
- Controles om na te gaan of ventilatiesystemen correct geplaatst ,goed gebruikt en onderhouden worden

### **Verder te ontwikkelen/onderzoeken**

- Lange termijn tijdsevolutie emissiesterkes bouwmaterialen; huidige testen zijn meestal beperkt tot 3, 7 of 28 dagen. Met deze huidige korte termijn emissies overschatten we waarschijnlijk onnodig lange termijn blootstelling

(over meerdere jaren tot levenslang) en bijgevolg risico's. Een beter inzicht op lange termijn evoluties is daarom wenselijk.

- Effect van factoren die emissies – verspreiding kunnen beïnvloeden:
  - maskerende barrières van emissies (bvb. emissies uit lijmen van vloerbekleding zullen mogelijks gedeeltelijk tegengehouden worden door de fysieke belemmering van de vloerbekleding zelf. Dit wordt momenteel genegeerd.
  - effect van vloerverwarming. De vraag dringt zich op of emissies uit vloerbekledingsproducten verhoogd zijn bij gebruik van vloerverwarming.
  
- De resultaten in de case studie zijn momenteel gebaseerd op hypothetische veronderstellingen voor materiaalgebruik, representativiteit emissiesterktes,... en bijgevolg is de zijn de resultaten niet representatief voor het geheel van de Belgische woningen. Om dit gebrek in te vullen dienen representatieve Belgische databases ontwikkeld te worden voor:
  - Tijdsbesteding
  - Woningkenmerken (gebruik bouwmaterialen, ventilatiesystemen, het gebruik en reeël onderhoud van ventilatiesystemen, grootte en indeling woningen)
  - Emissiesterktes van producten momenteel op de Belgische markt
  
- Bijdrage verschillende binnenhuisbronnen (verschillende types bouwmaterialen, meubilair, onderhoudsproducten,...) tot binnenluchtconcentraties. Kennis betreffende het relatief belang van elk van deze groepen is essentieel om een effectief beleid te kunnen voeren om binnenluchtconcentraties,- en blootstelling te kunnen reduceren.
  
- Emissies van 'emerging compounds' zoals ftalaten. Er is een sterk vermoeden dat ftalaten een rol spelen in de ontwikkeling van astma en allergiën. Het gebrek aan objectieve blootstellingdata (zowel emissiedata uit bouwmaterialen als binnenluchtconcentraties) zijn een beperkende factor in de epidemiologische kennis. Metingen, zowel emissiemetingen als binnenluchtmetingen zijn aangewezen.
  
- Secundaire reacties en cumulatieve blootstelling aan verschillende polluenten geëmitteerd door bouwmaterialen + (chemische) interactie tussen polluenten. De huidige pollutent-per-polluent benadering in de risico-evaluatie en opstellen van blootstellingnormen houdt geen rekening met de mogelijke synergetische effecten van verschillende polluenten.
  
- Deze studie is beperkt tot chemische polluenten geëmitteerd uit bouwmaterialen. Biologische verontreiniging, deels te wijten aan schimmel veroorzaakt door gebrek aan ventilatie of een slecht ontwerp/gebruik van ventilatiesystemen is een mogelijke bron van gezondheidsrisico's ten gevolge van een slechte binnenomgeving.

## RÉSUMÉ

### Problématique

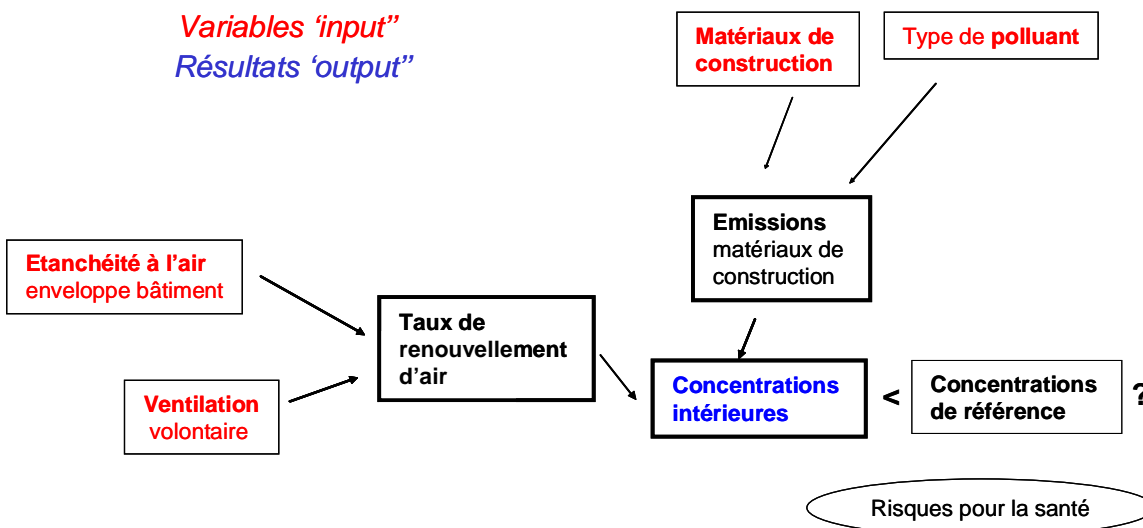
L'importance d'une bonne qualité de l'air sur la santé et le bien-être des personnes est plus que jamais actuel. L'amélioration de l'étanchéité à l'air des logements fait craindre que les polluants, émis par les matériaux de construction et d'autres sources intérieures, s'accumulent dans l'environnement intérieur. Pour contrer ce problème, il est nécessaire de développer une stratégie qui, à côté de la stimulation pour l'isolation et pour l'étanchéité à l'air des logements, fait attention à un climat intérieur sain en limitant l'émission des matériaux et en prévoyant une bonne ventilation des logements.

Dans cette étude, nous avons développé un instrument qui relie entre eux, par modélisation, l'émission des composés chimiques volatils par les matériaux de construction, l'étanchéité à l'air et la ventilation, et la qualité d'air intérieur.

### Approche

Sur base de la littérature, de bases de données existantes et de la connaissance des différents systèmes de ventilation (naturel et/ou mécanique : type A à D) et de l'étanchéité à l'air des logements, nous avons déterminé l'effet de ces différents paramètres sur le taux de renouvellement d'air, par modélisation dans le logiciel CONTAM.

Sur base d'un inventaire des logiciels existants de modélisation de l'air intérieur, CONTAM semble en effet être le modèle le plus adéquat pour cet exercice, et également pour combiner, ensuite, ces paramètres avec l'émission des matériaux de construction, pour calculer les concentrations dans l'air intérieur et l'exposition des occupants.



Ensuite, sur base de bases de données d'émission des matériaux de construction et sur base des données toxicologiques de ces composés émis par les matériaux, on a répertorié quelles émissions peuvent mener à un dépassement des valeurs limites de concentration dans l'air intérieur, au dessus desquelles les risques pour la santé ne sont pas exclus.

Le modèle CONTAM développé pour le calcul du taux de renouvellement d'air a ensuite été complété avec les émissions des matériaux de construction, pour relier entre eux les émissions, l'étanchéité à l'air et la ventilation, et la qualité d'air intérieur et



l'évaluation des risques pour la santé. Dans un certain nombre d'études de cas concrets, la méthode a été appliquée, et au cas par cas, simplifiée et adaptée selon les besoins.

Par manque de données représentatives concernant l'exposition (profil d'occupation, utilisation des matériaux, taux d'émission, caractéristiques des bâtiments,...), des hypothèses ont été faites dans ces études de cas, ce qui cause une représentativité limitée des résultats.

## Resultats

L'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment et les débits de ventilation délivrés par le système de ventilation (naturel ou mécanique) sont deux paramètres clés indépendants, qui déterminent le taux de renouvellement d'air d'un espace.

La majorité des logements existants ne sont actuellement pas équipés d'un système de ventilation. Depuis l'introduction de la réglementation sur la performance énergétique des bâtiments (PEB) (depuis 2006 en Flandre, 2008 à Bruxelles et prévu pour 2010 en Wallonie, mais la ventilation est obligatoire en Wallonie depuis les années 90'), les nouveaux logements doivent satisfaire à un certain nombre d'exigences concernant la ventilation (norme NBN D 50-001).

Il n'y a pas d'exigence légale pour l'étanchéité à l'air de l'enveloppe des bâtiments, mais une bonne étanchéité à l'air peut être valorisée dans la réglementation PEB via un meilleur niveau E. On peut donc s'attendre à une amélioration de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe des bâtiments dans le futur.

Pour une maison modèle (4 façades), le taux de renouvellement d'air a été déterminé pour une étanchéité à l'air donnée et différents systèmes de ventilation, chacun dimensionné pour satisfaire à la norme NBN D 50-001. Par modélisation, il semble que les différents systèmes de ventilation (A : alimentation et évacuation naturelle ; C : alimentation naturelle et évacuation mécanique ; D : alimentation et évacuation mécaniques) ne sont pas équivalents concernant le taux de renouvellement d'air qui est obtenu. Avec les systèmes qui sont dépendants des conditions climatiques (A et C), le taux de renouvellement d'air varie fortement en fonction du temps : parfois il est insuffisant, et parfois excessif. Les systèmes complètement mécaniques (D) sont en revanche en état de délivrer un taux de renouvellement d'air constant, qui en outre est plus élevé que le taux de renouvellement d'air moyen obtenu avec les autres systèmes.

Il n'y a pas de relation unique entre 1) étanchéité à l'air, taux de renouvellement d'air, et 2) niveau de performance énergétique. L'isolation thermique et le renouvellement d'air sont en effet tout à fait indépendant l'un de l'autre.

Les bases de données d'émission des matériaux de construction montrent qu'il existe plus de 300 composés qui sont émis par les matériaux de construction. Pour une partie de ces composés, il est connu qu'ils sont potentiellement dangereux pour la santé des personnes, par inhalation. Sur base des données de la littérature, de projets européens, et de groupes de travail, les composés suivants peuvent être considérés comme les polluants les plus importants émis par les matériaux de construction, qui peuvent contribuer aux risques pour la santé : formaldéhyde, benzène, naphthalène, toluène, xylène, styrène, pinène, limonène, 1-butanol, 2-éthyl-1-hexanol, 3-carène, benzaldéhyde, dichlorométhane, hexaldéhyde, trichloroéthylène. Pour ces composés, les valeurs de référence toxicologiques et directives pour l'air intérieur ont été inventarisées.

Le couplage des modèles de renouvellement d'air et des données d'émission nous a permis de calculer et d'évaluer les concentrations dans l'air intérieur et l'exposition aux composés émis par les matériaux de construction.

Bien que les résultats de cette étude de cas soient illustratifs et limités aux conditions de l'étude de cas, on peut néanmoins en extraire quelques conclusions générales :

- Il y a une très grande dispersion des niveaux d'émission entre les différents produits et marques d'un même matériau de construction. Le choix du matériau (et donc du niveau d'émission) est le facteur le plus déterminant pour les concentrations dans l'air intérieur. L'influence du taux de renouvellement d'air sur les concentrations dans l'air intérieur est de plusieurs ordres de grandeurs plus faible que le niveau d'émission des matériaux de construction.
- En utilisant simultanément plusieurs matériaux fortement émissifs, on peut prédire que les concentrations en formaldéhyde sont jusqu'à 10 fois plus élevées que la norme pour les expositions à court et à long terme, pour des débits de ventilation qui sont en permanence égaux aux débits de conception minimum de la norme NBN D 50-001.
- La réduction de ces concentrations élevées en formaldéhyde, résultant des matériaux fortement émissifs, par une augmentation des débits de ventilation n'est pas réalisable (coût énergétique élevé). La réduction des concentrations en formaldéhyde par l'usage de matériaux peu émissifs est par contre tout à fait réalisable.

De ces études de cas, il semble également qu'une modélisation complexe dans CONTAM peut être fortement simplifiée dans certains cas :

- Un premier screening des matériaux de construction, par rapport à l'effet du niveau d'émission sur les risques pour la santé, peut être réalisé avec un modèle fortement simplifié, basé sur une valeur constante et moyenne du taux de renouvellement d'air.
- Si on veut ensuite retrouver quel est l'effet d'un débit de ventilation donné (indépendamment du système de ventilation), une simulation statique est suffisante (système de ventilation D, pour lequel le taux de renouvellement d'air est assez indépendant des conditions climatiques).
- Si on veut examiner les effets des systèmes de ventilation eux-mêmes, il vaut mieux utiliser un taux d'émission fixe et une répartition uniforme des matériaux de construction. De cette manière, les distributions de concentration en fonction du temps ont été obtenues pour l'étude de cas par simulation dynamique (tenant compte des données climatiques). Ces distributions peuvent être un instrument pratique pour les décideurs politique, sans devoir à chaque fois réaliser de nouvelles simulations dynamiques, et sont en outre extrapolables à d'autres taux d'émission (pas à d'autres types de bâtiment et à d'autres répartitions des matériaux de construction).

### **Recommandations de stratégie**

- Introduire des valeurs limites pour les taux d'émission (légal/volontaire ; etc.)
- Recommandation pour l'imposition d'exigences de ventilation pour la rénovation des logements
- Contrôles pour surveiller si les systèmes de ventilation sont correctement installés, utilisés et entretenus.

## Perspectives de développement/recherche

- Evolution dans le temps des taux d'émission des matériaux à long terme; les tests actuels sont généralement limités à 3, 7 ou 28 jours. Avec ces taux d'émission actuels à court terme, on surestime probablement inutilement l'exposition à long terme (sur plusieurs années de vie) et par conséquent les risques pour la santé. Une meilleure compréhension des évolutions à long terme est donc souhaitable.
- Effet de facteurs qui peuvent influencer les émissions – la diffusion :
  - Barrières de masquage des émissions (ex. les émissions des colles des revêtements de sol seront probablement partiellement empêchées par l'obstruction physique du revêtement de sol lui-même.) Ceci est pour le moment négligé.
  - Effet des chauffages par le sol. La question se pose de savoir si les émissions des produits de revêtement de sol sont augmentées par l'usage de chauffage par le sol.
- Les résultats des études de cas sont momentanément basés sur des suppositions hypothétiques pour l'utilisation des matériaux, représentativité des taux d'émission,... et par conséquent ces résultats ne sont pas représentatifs pour les logements belges. Pour combler ce manque, il faut développer des bases de données belges représentatives, pour :
  - Profils d'occupation
  - Caractéristiques des logements (utilisation des matériaux de construction, systèmes de ventilation, taille et division des logements)
  - Taux d'émission des produits actuellement sur le marché belge.
- Contribution de différentes sources intérieures (différents types de matériaux de construction, mobilier, produits d'entretien,...) aux concentrations dans l'air intérieur. La connaissance concernant l'importance relative de chacun de ces groupes est essentielle pour pouvoir diriger une stratégie efficace pour pouvoir réduire les concentrations dans l'air intérieur et les expositions.
- Emissions des 'emerging compounds' tels que les phtalates. Il y a fort soupçon que les phtalates jouent un rôle dans le développement d'asthme et d'allergies. Le manque de données d'exposition objectives (autant données d'émission des matériaux de construction, que de concentrations) est un facteur limitant dans la connaissance épidémiologique. Des mesures, autant des mesures d'émission que de concentration dans l'air intérieur, sont souhaitables.
- Réactions secondaires et exposition cumulée à différents polluants émis par les matériaux de construction + interaction (chimique) entre polluants. L'approche actuelle polluant par polluant dans l'évaluation du risque et l'établissement de normes d'exposition ne tient pas compte des effets de synergie possible de différents polluants.

Cette étude est limitée aux polluants chimiques émis par les matériaux de construction. La pollution biologique, due notamment aux moisissures causées par le manque de ventilation ou par une mauvaise conception/utilisation/entretien des systèmes de ventilation, est une source potentielle de risque pour la santé en conséquence d'un mauvais environnement intérieur.

## SUMMARY

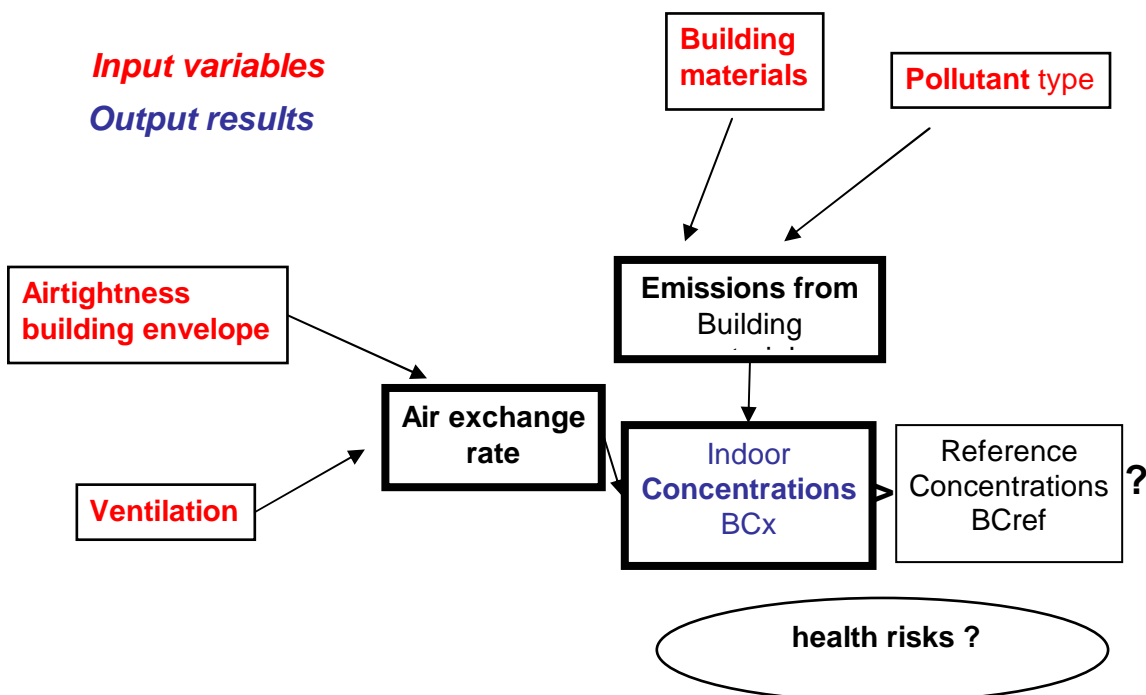
Nowadays, the importance of good indoor air quality for human health and welfare is more topical than ever. Because building the airtightness has improved over the years, there is a concern that pollutants emitted by building materials and indoor sources stack inside the building. Therefore, it is necessary that there is a policy which focuses not only on improving the degree of dwelling insulation and airtightness, but also pays attention to a healthy indoor climate by decreasing material emission and improving dwelling ventilation.

In this study, a tool for assessing and evaluating indoor quality has been developed which takes into account emissions of volatile organic substances from building materials, airtightness and ventilation.

### Approach

By means of a literature survey, existing databases and knowledge on various ventilation systems (natural or mechanical), on airtightness of dwellings, the influence of these parameters on the air exchange rate under various conditions of a series of ventilation systems was assessed using the modelling tool CONTAM.

An inventory exercise of existing indoor air quality models pointed out that CONTAM was the most appropriate model for this purpose, and also for the purpose of predicting the influence of ventilation system, airtightness, and emissions from building materials on indoor air quality and exposure of inhabitants.



Based on databases of emissions from building materials, toxicological information of emitted substances, a list of substances for which emissions from building materials can potentially lead to health risks was established.

The CONTAM model, which was in a first step developed for calculation of air exchange rates was expanded with emissions from building materials, in order to enable to establish the relationship between emissions, airtightness, ventilation, indoor air quality, exposure assessment and health risks.

The method was applied in a few case studies, and case by case simplified if justifiable.

## Results

Airtightness of the building envelope and ventilation rates, supplied by the ventilation system (natural or mechanical) are two independent key parameters determining the air exchange rate of a room.

The majority of dwellings in Belgium are presently not equipped with a ventilation system. The regulation on the Energy Performance of Building (in place since 2006 in Flanders, since 2008 in Brussels Region and foreseen in 2010 in the Walloon Region, in the latter, ventilation is mandatory since the nineties) requires that new buildings fulfil certain ventilation requirements (standard NBN D 50-001).

No legal requirements are in place for the airtightness of buildings; however, good air tightness of buildings favours the E-level in the energy performance of buildings. In consequence, it is expected that new constructed building will become more and more airtight.

We made predictions for air exchange rates for a model dwelling (detached dwelling) for various conditions and systems of ventilation, under fixed conditions for airtightness, and for compliance with the standard NBN D 50-001. This modelling exercise revealed that different ventilation systems (type A: natural supply and natural exhaust; type C: natural supply and mechanical exhaust; type D: mechanical supply and mechanical exhaust) are not equivalent one to another concerning the supplied air exchange rate. For systems depending on weather conditions (type A en C), the air exchange rate is highly variable in time, with periods of excessive air exchange rate, as well as periods with inadequate air exchange rate. In contrast, fully mechanical ventilation systems (type D) are capable to supply a constant air exchange rate, which is, in addition, higher than the average air exchange rate of other ventilation systems.

There is no univocal relationship between airtightness, air exchange rate and energy performance of a building. In fact, thermal insulation and air exchange rate are totally independent factors.

Databases on emission strengths of building materials show that more than 300 substances can be emitted by one or more building materials. For several of these substances, it is known that these substances can be harmful for human health via inhalation. Based on a literature survey, European projects, working groups, the following substances can be selected as most alarming substances emitted from building materials: formaldehyde, benzene, naphthalene, toluene, xylene, styrene, pinene, limonene, 1-butanol, 2-ethyl-1-hexanol, 3-carene, benzaldehyde, dichloromethane, hexaldehyde, trichloroethylene. For these substances, health effects, toxicological reference values and guidelines for indoor air quality are listed.

The coupling of the air exchange rate model and emission strengths enable us the prediction of indoor air quality and exposure assessment and evaluation of emissions from building materials.

This model was applied for several case studies for formaldehyde emissions from building materials.

Although the results of the case study are illustrative and cannot be extrapolated beyond the boundary conditions of the case studies, the following general conclusions can be drawn:

- There is a tremendous spread in emission strengths between several building materials, and even between several brands of one material. The choice of the

building material (and thus emission strength) is the utmost important determinant for indoor air quality. The influence of the air exchange rate is of several orders less importance than emissions from building materials.

- For a scenario assuming simultaneous use of several high emitting materials in one dwelling, we predict that, even under the condition of ventilation rate constantly compliant with the design rate of the standard NBN D50-001, exposure to formaldehyde can exceed more than 10-fold the threshold for short and long term exposure
- Reduction of such high formaldehyde concentrations as consequence of high emitting materials is not achievable by raising the ventilation rates (high energetic cost). In contrast, reduction of formaldehyde concentrations by use of low emitting materials is feasible.

The case study demonstrated that the complex CONTAM modelling can be simplified in the following cases:

- a first screening of building material emission strengths for its health impact can be performed by means of a strongly simplified model, based on a constant, average value for air exchange rate instead of dynamic modelling
- for the evaluation of the influence of a given ventilation flux (irrespective of type of ventilation system), a static modelling approach is sufficient (by means of modelling ventilation system D, for which air exchange rate is independent from weather conditions)
- for the inter-comparison of ventilation systems, it is advisable to assume fixed emission rates and homogeneous distribution of building materials. For this case study, concentration distribution profiles as a function of time were developed, based on dynamic modelling (taking into account climatologic data). These distributions can serve as a tool for policy makers to take into account the effect of ventilation system, without the need for complex modelling. In addition, such distribution data can be extrapolated to other emission strengths, (though not to other building types and material repartitioning)

### **Policy recommendations**

- introduce limit values for emission levels (legally binding; voluntary labels,...)
- recommendations for introducing ventilation requirements for renovation of buildings
- controlling the correct installation, use and maintenance of ventilation systems

### **Recommendations for further research**

- Long term time evolutions of emission strengths from building materials; current tests are in general restricted to testing at day 3, 7 and 28 of new materials. Using these short term emission data, it is likely that we over predict long term exposure and risks. A better insight in long term evolution of emissions strengths is desirable.
- Investigating of factors potentially influencing emission – dispersion:
  - Emission masking factors (e.g. emissions from adhesives of floor covering materials is probably partly blocked or retarded by physical impediment of the floor covering material above). Such influence is currently ignored.
- The results obtained in the case study are based on hypothetical choices for material use, representativeness of emission strengths, and as a consequence, are not representative for Belgian dwellings. To fill these gaps, databases should be developed for:
  - Time activity patterns

- Building characteristics (use of building materials, ventilation systems, use and maintenance of ventilation systems, dwelling dimensions and segmentation)
- Emission strengths of building materials on the Belgian market
- Contribution of various indoor sources (different types of indoor building materials, furniture, household products,...) to total indoor concentrations. Insight in the relative importance of these groups is essential for performing an effective policy to obtain good indoor air quality.
- Emission of 'emerging compounds' such as phthalates. There is a suspicion that phthalates play an important role of developing asthma and allergies. The lack of objective exposure data (both emissions from building materials and indoor air concentrations) are a limiting factor in the epidemiological knowledge. Measurements for emissions and indoor concentrations are recommended.
- Cumulative exposure to various pollutants emitted by building materials and the (chemical) interaction between pollutants. The current substance-by-substance approach in risk assessment and in developing guidelines for exposure does not take into account potential synergetic effects of different substances.

This study is limited to chemical pollutants emitted by building materials. Biological contamination, partly attributable to moulds caused by poor ventilation, or poor design/use/maintenance of ventilation systems, is a potential source of health risks related to indoor air quality.

## INHOUD

<b>Verspreidingslijst</b>	<b>I</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>II</b>
<b>Inhoud</b>	<b>XIV</b>
<b>Lijst van tabellen</b>	<b>XVII</b>
<b>Lijst van figuren</b>	<b>XVIII</b>
<b>Lijst van afkortingen en symbolen</b>	<b>XIX</b>
<b>Hoofdstuk 1 Probleemstelling en aanpak studie</b>	<b>1</b>
1.1 <i>Achtergrond</i>	1
1.2 <i>Doelstellingen</i>	1
1.3 <i>Aanpak</i>	2
1.4 <i>Taal rapportage</i>	2
<b>Hoofdstuk 2 Relation étanchéité – ventilation – taux de renouvellement d’air</b>	<b>3</b>
2.1 <i>Introduction</i>	3
2.1.1 <i>Contexte</i>	3
2.1.2 <i>Réglementation PEB</i>	3
2.1.3 <i>Lien entre qualité d’air intérieur et performance énergétique</i>	4
2.2 <i>Etanchéité à l’air</i>	6
2.2.1 <i>Principe et définitions</i>	6
2.2.2 <i>Exigences PEB et niveau E</i>	7
2.2.3 <i>Inventaire actuel et évolution probable</i>	8
2.2.4 <i>Hypothèses retenues dans ce projet</i>	10
2.3 <i>Ventilation</i>	11
2.3.1 <i>Principe et définitions</i>	11
2.3.2 <i>Exigences PEB et niveau E</i>	13
2.3.3 <i>Inventaire actuel et évolution probable</i>	15
2.3.4 <i>Hypothèses retenues dans ce projet</i>	17
2.4 <i>Taux de renouvellement d’air</i>	18
2.4.1 <i>Principe et définitions</i>	18
2.4.2 <i>Exigences PEB et niveau E</i>	19
2.4.3 <i>Inventaire actuel</i>	20
2.4.4 <i>Simulation du taux de renouvellement d’air pour des cas typiques/critiques</i>	21
2.4.5 <i>Valeurs actuelles et évolution probable du taux de renouvellement d’air</i>	29
2.4.6 <i>Hypothèses retenues dans ce projet</i>	30



2.5	<i>Conclusions</i>	31
<b>Hoofdstuk 3 inventarisatie van de bestaande modellen en hun geldigheid 33</b>		
3.1	<i>Modelleren van blootstelling aan polluenten in binnenlucht: principes</i>	33
3.2	<i>Microscopische en macroscopische modellen</i>	34
3.3	<i>Bron-emissiemodellen en integrale modellen</i>	36
3.4	<i>Inventarisatie integrale binnenlucht modellen</i>	37
3.4.1	AllerSan/MaNaPI (Managing Natural Pollutants Indoors)	41
3.4.2	COMIS	41
3.4.3	CONTAM	42
3.4.4	CPIEM	47
3.4.5	I-BEAM	47
3.4.6	INDAIR/EXPAIR	48
3.4.7	MIAQ	48
3.4.8	RISK / PARAMS / IAQX	49
3.4.9	MCCEM	50
3.4.10	CowZ	51
3.5	<i>Conclusies en aanbevelingen</i>	51
<b>Hoofdstuk 4 Inventarisatie van gezondheidsimpact van emissies uit bouwmaterialen 53</b>		
4.1	<i>Methodologie risico-evaluatie</i>	53
4.2	<i>Selectie prioritaire polluenten</i>	55
4.2.1	STAP 1: selectie op basis van gevaarsidentificatie	55
4.2.2	STAP 2: selectie op basis van prioritering VOCs binnenlucht uit literatuur	57
4.2.3	Selectie prioritaire stoffen uit bouwmaterialen	65
4.3	<i>Toxicologische criteria en blootstellingslimieten voor de geselecteerde prioritaire stoffen</i>	66
4.3.1	algemeen	66
4.3.2	Toxicologische criteria voor geselecteerde stoffen	67
4.4	<i>Conclusie en aanbevelingen</i>	75
<b>Hoofdstuk 5 beheersing van impact van emissies uit bouwmaterialen op de binnenluchtconcentraties: methodes en case studies 77</b>		
5.1	<i>Methodiek voor het evalueren en beheersen van binnenluchtconcentraties</i>	78
5.1.1	Generieke beschrijving	79
5.1.2	Data vereisten en keuze modellen voor toepassing methodiek	87
5.2	<i>Application de la méthodologie au cas du formaldéhyde</i>	92
5.2.1	Conditions et limitations de l'application présentée	92
5.2.2	Step1: Polluant prioritaire	92
5.2.3	Step2 à step4: Concentration et risque pour la santé	93
5.2.4	Step5: Options pour améliorer la qualité de l'air	114
5.3	<i>Conclusies en aanbevelingen</i>	116
5.3.1	Methodiek	116
5.3.2	Case studie	116
5.3.3	Verschillende methodes om concentraties te bepalen	117
5.3.4	Verder te onderzoeken	118

5.3.5	Algemene conclusies/aanbevelingen voor beleid _____	118
<b>Hoofdstuk 6</b>	<b>Besluit _____</b>	<b>125</b>
<b>Literatuurlijst</b>	<b>_____</b>	<b>127</b>
<b>Bijlage A: Méthode et paramètres utilisés pour les simulations</b>	<b>_____</b>	<b>131</b>

---

**LIJST VAN TABELLEN**

Tabel 1: overzicht kenmerken binnenlucht- en blootstellingsmodellen	38
Tabel 2: stoffen en hun binnenbronnen (stoffen opgenomen in de tweede fase selectie van het INDEX – project die niet verder meegenomen zijn in de risico-analyse) en bouwmaterialen en andere binnenbronnen	59
Tabel 3: stoffen en hun bronnen (stoffen geselecteerd als prioritair, en waarop een risico-analyse is uitgevoerd in het INDEX-project). in vet en schuin gedrukt: relevant voor bouwmaterialen	60
Tabel 4: matrix van relaties tussen bron – blootstelling – agentia (bron: ENVIE - studie)	62
Tabel 5: VOCs geëmitteerd uit bouwmaterialen (uit het ENVIE-rapport, de Oliveira Fernandes et al., 2009)	63
Tabel 6: Concentraties formaldehyde (1-weeksgemiddeldes) in 85 Vlaamse woningen in Vlaanderen in 2008 (TOVO-databank; Swaans et al., 2008).	95
Tabel 7: Taux d'émission des matériaux de construction sélectionnés dans la base de données BUMA, pour 24 heures et 30 jours.	98

## LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1 : Principe de la mesure de l'étanchéité à l'air	6
Figuur 2: schematische voorstelling van de factoren die binnenlucht concentraties en – blootstelling beïnvloeden (bron: de Oliveira Fernandes et al., 2008).	33
Figuur 3: schematisch overzicht van de methode voor risico-evaluatie van stoffen in het binnenmilieu	54
Figuur 4: lijst van stoffen in het binnenmilieu die in de INDEX studie als prioritair worden beschouwd	58

**LIJST VAN AFKORTINGEN EN SYMBOLEN**

AER	Air Exchange Rate (/uur), taux de renouvellement d'air, luchtverversingsgraad
ATSDR	Agency For Toxic Substances and Disease Registry
BL	BlootstellingsLimiet
BM	BouwMateriaal
C	Concentratie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
E	Exposure (blootstelling) ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
EL	Exposure Limit
IAQ	Indoor Air Quality
IARC	International Agency for Research on Cancer
LCI	Lowest Concentration of Interest
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
$n_{50}$	infiltratievoud (/uur)
RfD	Reference Dose
S	Emissiesterkte ( $\mu\text{g}/\text{uur}$ )
SER	Specific Emission rate ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{uur}$ )
US-EPA	US- Environmental Protection Agency
(T)VOC	Total Volatile Organic Compounds
V	Volume ( $\text{m}^3$ )
$v_{50}$	Lekdebiet bij 50 Pa per oppervlakte-eenheid van de gebouwschil ( $\text{m}^3/\text{uur}/\text{m}^2$ )
LVV	Luchtverversingsgraad (/uur)
WHO	World Health Organization



## HOOFDSTUK 1 PROBLEEMSTELLING EN AANPAK STUDIE

---

### 1.1 Achtergrond

Het belang van een goede binnenluchtkwaliteit op de gezondheid en het welzijn van mensen is meer dan ooit actueel. Door de betere luchtdichtheid van woningen ten opzichte van vroeger, is er de bezorgdheid dat pollutanten geëmitteerd door bouwmaterialen en andere binnenhuisbronnen zich kunnen opstapelen in het binnenmilieu. Om hieraan tegemoet te komen is het noodzakelijk om een beleid toe voeren dat naast de bevordering van de isolatiegraad en de luchtdichtheid van woningen, ook aandacht heeft voor een gezond binnenklimaat door de emissie van materialen te beperken en te zorgen voor een goede ventilatie van woningen.

Verschillende Europese en Belgische initiatieven (o.a. het Milieu- en Gezondheidsactieplan 2004–2010 van de Europese Commissie, het Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER), de Werkgroep National Environment Health Action Plan (NEHAP), Productbeleid en Binnenhuisluchtkwaliteit,...) nemen daarom het deelaspect binnenklimaat mee op in hun programma's.

Momenteel is er in België een gebrek aan een instrument dat op een modelmatige manier de relatie emissies, luchtdichtheid en ventilatie en binnenluchtkwaliteit op elkaar afstemt.

Deze studie heeft als doel om een dergelijk emissie/ventilatie/binnenluchtkwaliteit model te ontwikkelen voor chemische stoffen. Dit model moet het dan toelaten om basisvoorwaarden voor emissiebeperking en voor ventilatie te bepalen om de kwaliteit van binnenlucht te waarborgen en tegelijk aan energieprestatie-vereisten te voldoen.

### 1.2 Doelstellingen

Door de uitvoering van deze studie wensen we de volgende doelstellingen te verwezenlijken:

- inzicht verwerven in het verwachte luchtverversingspercentage in functie van de energieprestatie van woningen, en bepalen van het belang van de factor ventilatie hierin
- inventariseren van de gezondheidsrisico's, verbonden met bepaalde verontreinigingsconcentraties
- een methode aan te reiken om de impact van emissies uit bouwmaterialen op binnenluchtkwaliteit en gezondheidsrisico's te evalueren, en dit rekening houdend met verschillende scenario's voor luchtverversingsgraad
- deze methode toe te passen voor een aantal case studies.

De problematiek van biologische verontreiniging (schimmelvorming,...), mede veroorzaakt ten gevolge van slechte ventilatie valt buiten het opzet van deze studie.

### 1.3 Aanpak

Het is vooral de bedoeling om een strategie te bepalen voor het garanderen van een goede binnenluchtkwaliteit, rekening houdend met de emissies van producten en bouwmaterialen enerzijds en de ventilatie-condities anderzijds, binnen de voorwaarden van een hoog energieprestatieniveau.

Hiervoor brengen we onze kennis over de energieprestatiewetgeving, ventilatiesystemen en -normen, productemissies, pollutentconcentraties en hun effect op gezondheid en modellering van de binnenluchtconcentraties samen in één kader. De methode zal geschetst worden aan de hand van een aantal gevalstudies.

Bij uitvoering van de opdracht worden 4 taken onderscheiden:

- Inventarisatie van het luchtverversingspercentage, in functie van het de luchtdichtheid en de mogelijke ventilatiestrategieën (hoofdstuk 2)
- Inventarisatie van de bestaande modellen en hun geldigheid waarbij het effect van emissies-luchtverversingsgraad op de werkelijke concentratie bepaald wordt (hoofdstuk 3)
- Inventarisatie van de impact op de gezondheid en binnenluchtkwaliteit van de producten en materialen naargelang de pollutentconcentraties (hoofdstuk 4)
- Opstellen van methodes voor het beheersing van binnenhuislucht concentraties ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen, rekeninig houdend met luchtverversingsgraad + case studies (hoofdstuk 5).

### 1.4 Taal rapportage

Dit rapport is opgesteld door een nederlandstalig en franstalig team van VITO en WTCB. Elk hoofdstuk is geschreven in de taal van de hoofdauteur van het hoofdstuk (hoofdstuk 2: Frans, hoofdstuk 3 en 4: Nederlands), behalve hoofdstuk 5 is een gemengd nederlandstalig – franstalig hoofdstuk.



## **HOOFDSTUK 2                    RELATION ETANCHEITE – VENTILATION – TAUX DE RENOUVELLEMENT D'AIR**

---

### **2.1 Introduction**

#### **2.1.1 Contexte**

L'amélioration de la performance énergétique des bâtiments est aujourd'hui une réalité qu'on ne remet plus en cause. Des bâtiments énergétiquement performants sont nécessaires pour limiter la consommation d'énergie (augmentation du coût de l'énergie, épuisement des ressources, réchauffement climatique, etc), mais également pour assurer le confort attendu aujourd'hui. Suite à la directive européenne 2002/91/CE du 16 décembre 2002, la réglementation sur la performance énergétique des bâtiments (PEB) est aujourd'hui une réalité dans les 3 Régions du pays. Outre des exigences sur le niveau d'isolation des bâtiments, la réglementation PEB présente également des exigences sur la ventilation.

Dans le même temps, l'intérêt pour la qualité de l'air intérieur et ses effets sur la santé est de plus en plus important. En particulier, l'émission des matériaux est souvent pointée du doigt. Une solution possible serait renouveler l'air très fréquemment, mais cela coûterait beaucoup trop d'énergie pendant la saison de chauffe (ou de refroidissement).

Or, ces deux préoccupations peuvent, en apparence en tout cas, être contradictoires. L'augmentation de la performance énergétique des bâtiments peut s'accompagner d'une diminution du renouvellement de l'air intérieur, avec en conséquence une augmentation potentielle du risque pour la santé lié aux polluants émis par les matériaux. Les questions au cœur de ce projet sont notamment les suivantes :

- la ventilation est-elle suffisante pour assurer une qualité de l'air suffisante dans le contexte de l'émission des matériaux de construction ?
- est-il nécessaire d'introduire de nouvelles exigences concernant l'émission des matériaux de construction, comme c'est notamment le cas en Finlande par exemple ?

Ce chapitre fait le point sur la réglementation énergétique et son influence sur le taux de renouvellement d'air des bâtiments. Le but de ce chapitre est également d'établir un inventaire de valeurs de taux de renouvellement d'air représentatives de la réalité des logements en Belgique.

#### **2.1.2 Réglementation PEB**

La réglementation sur la performance énergétique des bâtiments fait suite à la directive européenne du 16 décembre 2002 imposant à chaque état membre de

légiférer en la matière. La réglementation PEB est d'application en Région flamande depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2006, en Région de Bruxelles Capitale depuis le 2 juillet 2008 et sera d'application en Région wallonne au 1<sup>er</sup> mai 2010, bien que les exigences de ventilation sont déjà d'application en Région wallonne depuis plusieurs années.

Les exigences PEB concernent principalement les éléments suivants :

- le niveau de consommation d'énergie primaire, **niveau E**, qui dépend de l'ensemble des performances du bâtiment (isolation, étanchéité à l'air, système de chauffage, système de ventilation, production d'eau chaude, etc) ;
- l'isolation thermique du bâtiment, avec une exigence sur le niveau d'isolation thermique global du bâtiment, le **niveau K**, mais également sur les coefficients de transmission thermique des différents éléments de construction, les **valeurs U** ;
- la ventilation, avec l'exigence d'installer un **système de ventilation** et de prévoir certains **débits de ventilation**.

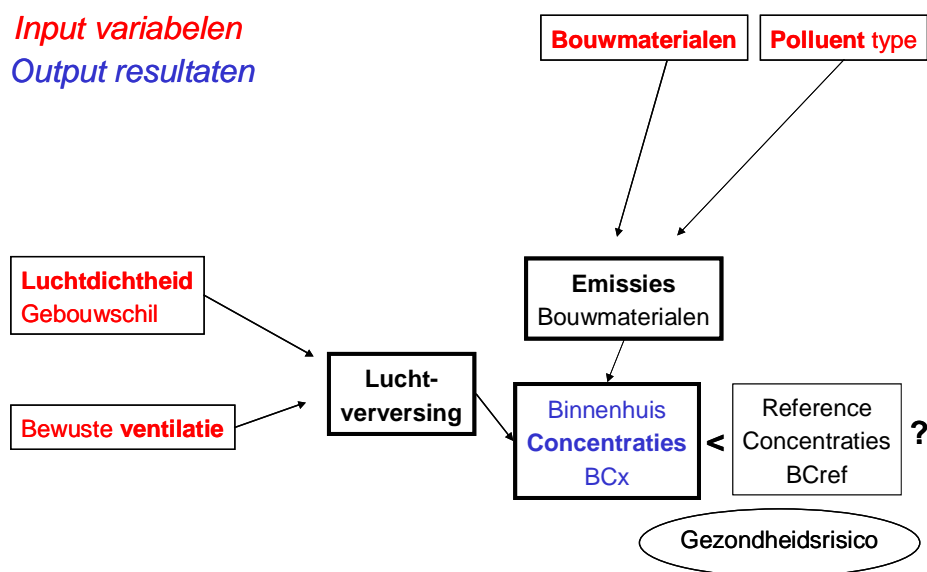
Globalement, les exigences PEB sont similaires dans les 3 Régions du pays, néanmoins certaines différences existent entre les 3 réglementations régionales. Les exigences PEB s'appliquent à un large éventail de bâtiments neufs, transformés ou reconstruits, pour lesquels une demande de permis d'urbanisme a été introduite (bâtiments résidentiels, scolaires ou industriels, immeubles de bureaux, hôpitaux, hôtels, installations sportives, commerces, ...). L'application de ces exigences pour chaque type de bâtiment et dans chaque Région est détaillée dans l'article de Delmotte (2008).

### 2.1.3 Lien entre qualité d'air intérieur et performance énergétique

La performance énergétique et la qualité de l'air intérieur sont évidemment liés, mais pas de n'importe quelle manière.

Les éléments clés qui influencent le renouvellement de l'air et donc la qualité de l'air intérieur sont (1) l'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment, dont dépendent les in- et exfiltrations, et (2) la ventilation, en particulier le type de système de ventilation et le débit de ventilation.

Ces deux paramètres influencent directement le taux de renouvellement d'air du bâtiment (en vol/h, voir plus loin pour plus de détails) et l'âge de l'air dans chaque local (temps moyen depuis lequel l'air est présent dans le bâtiment, en h, voir plus loin pour plus de détails). En fonction des sources et des taux d'émissions des polluants, cela mène à une concentration locale en polluant (en fonction du temps), et donc à une exposition des occupants à ces polluants, à mettre en relation avec le risque pour la santé, comme illustré dans la figure ci-dessous.



Par contre, une amélioration de la performance énergétique (diminution du niveau E de la PEB) n'implique pas forcément une diminution du taux de renouvellement d'air et donc de la qualité de l'air intérieur.

**L'isolation thermique** et l'étanchéité à l'air des bâtiments sont deux éléments tout à fait différents tant sur le plan physique que réglementaire. D'ailleurs, la méthode de calcul PEB les traite de manière tout à fait indépendante. L'isolation thermique des bâtiments concernent uniquement les pertes de chaleur par transmission thermique au travers des parois de l'enveloppe du bâtiment. Il s'agit donc de la conductivité thermique des matériaux constituant les parois, quelque soit l'étanchéité à l'air de ces matériaux ou des raccords entre éléments de construction. Les calculs des valeurs U et niveau K ne dépendent pas de l'étanchéité à l'air des éléments de construction ou du bâtiment. En clair, on peut très bien avoir un bâtiment avec une isolation très épaisse,

mais présentant une étanchéité à l'air médiocre. A l'inverse, on peut très bien avoir un bâtiment très étanche à l'air, mais dépourvu de toute isolation. En pratique, néanmoins, améliorer l'isolation d'un bâtiment s'accompagne parfois d'une amélioration de l'étanchéité à l'air, dans une certaine mesure ; ce qui explique la confusion fréquente entre ces deux paramètres. L'amélioration de l'étanchéité à l'air dépendra très fortement du type d'isolant, et surtout de sa mise en œuvre. Cependant, à partir d'un certain niveau, il n'est pas possible d'améliorer l'étanchéité à l'air seulement en augmentant l'isolation thermique : d'autres mesures sont nécessaires, telles que le soin apportés aux raccords entre éléments de construction (châssis/murs, toit/murs, etc.) et l'étanchéité des parois elles-mêmes, assurée en général par le plafonnage ou un film plastique ou papier renforcé dans les toitures et les constructions légères.

**Le niveau E** de la PEB, quant à lui, est le résultat de l'ensemble des choix techniques concernant l'enveloppe du bâtiment (isolation, étanchéité à l'air, etc) et les systèmes installés (chauffage, production d'eau chaude, système de ventilation, etc). Le niveau E est donc un résultat global et théorique de ces différents éléments, mais sans relation directe avec la qualité de l'air intérieur. Un même niveau E peut donc correspondre à des valeurs de renouvellement d'air tout à fait différentes et donc aussi à un effet très différent de l'émission des matériaux de construction.

Les éléments clés à considérer sont donc bien l'étanchéité à l'air de l'enveloppe et la ventilation (système et débit), ainsi que le taux de renouvellement d'air qui en résulte. Ces éléments sont détaillés dans la suite de ce chapitre. Autant que possible,

on tentera d'identifier quelle étanchéité à l'air et quelle ventilation sont compatibles avec un bâtiment basse énergie, mais sans le quantifier en termes de niveau E.

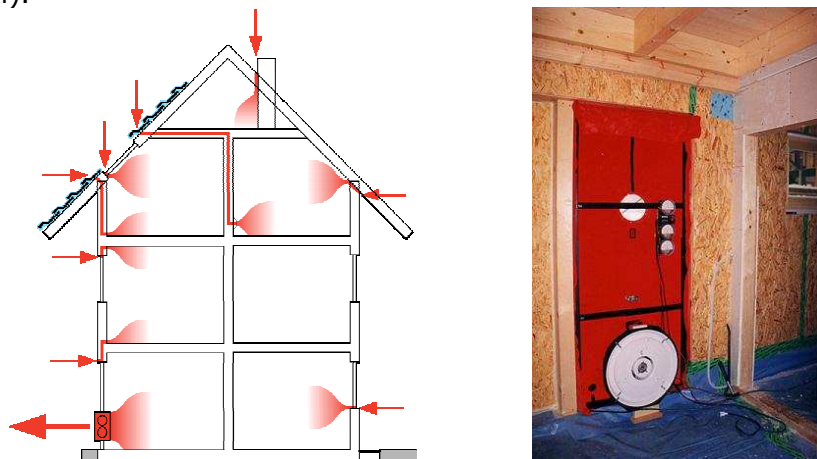
## 2.2 Étanchéité à l'air

### 2.2.1 Principe et définitions

L'étanchéité à l'air d'un bâtiment est une indication de la présence de fuites d'air au travers de l'enveloppe du bâtiment.

Elle est caractérisée par un débit de fuite au travers de l'enveloppe pour une différence de pression donnée.

L'étanchéité à l'air peut être mesurée sur le bâtiment réel, contrairement à d'autres caractéristiques de la performance énergétique, telle que l'isolation par exemple. Le bâtiment est mis en surpression ou en dépression à l'aide d'un ventilateur installé à la place d'une porte (voir illustration). On mesure ensuite le débit au travers du ventilateur pour plusieurs différences de pression entre l'intérieur et l'extérieur. Ce débit mesuré est équivalent au débit d'air au travers des fuites de l'enveloppe du bâtiment, généralement donné pour une différence de pression de 50 Pa, et exprimé par  $V_{50}$  ( $m^3/h$ ).



Figur 1 : Principe de la mesure de l'étanchéité à l'air

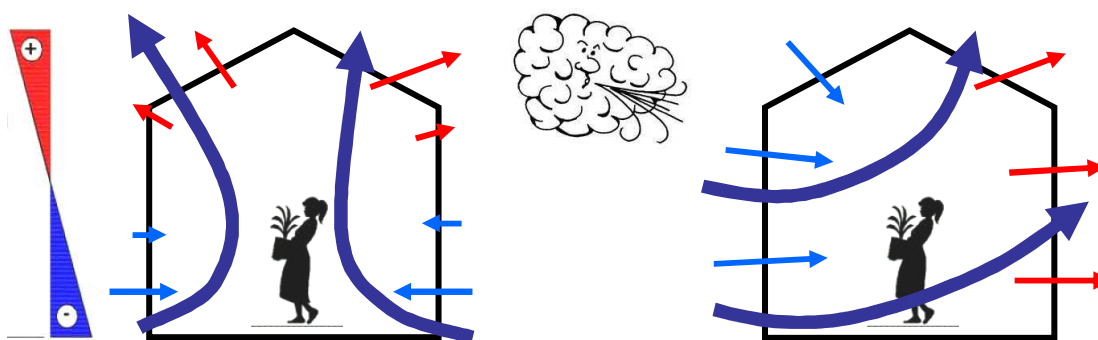
Dans la PEB, l'étanchéité à l'air est exprimée par  $v_{50}$  (exprimé en  $(m^3/h)/m^2$ ), débit de fuite, pour une différence de pression de 50 Pa, par unité de surface de l'enveloppe extérieur de la zone à mesurer (généralement, le bâtiment entier). C'est le débit de fuite à 50 Pa divisé par l'aire de l'enveloppe :

$$v_{50} = V_{50}/A \text{ où } A \text{ est l'aire de l'enveloppe de la zone mesurée.}$$

Un autre paramètre généralement utilisé pour exprimer l'étanchéité à l'air est le  $n_{50}$ , pour une différence de pression de 50 Pa, exprimé en  $h^{-1}$  (c.-à-d., en  $(m^3/h)/m^3$ ). C'est le débit de fuite à 50 Pa divisé par le volume du bâtiment :

$$n_{50} = V_{50}/V \quad \text{où } V \text{ est le volume du bâtiment.}$$

Les fuites dans l'enveloppe du bâtiment occasionnent des pertes d'énergie par infiltration et exfiltration en fonction du vent et de l'effet de cheminée dû aux différences de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment.



Figur 2: Forces motrices des infiltrations et exfiltrations au travers des fuites : vent et différences de température

Pour éviter ces fuites, l'étanchéité à l'air est assurée par la conception et la réalisation d'une barrière étanche continue. L'étanchéité des parois en construction lourde est généralement améliorée par le plafonnage intérieur. Les toitures inclinées et les structures légères (ossature bois) sont rendues étanches à l'air par un film plastique ou des panneaux de bois assemblés entre eux de manière étanche (bande adhésive). Le plus délicat est d'assurer la jonction étanche entre les différents éléments de construction :

- entre les châssis et les murs
- entre le toit et les murs
- entre les murs et la dalle de sol

Un autre point délicat concerne tous les percements au travers de cette barrière étanche :

- cheminées
- passage de câbles électriques
- passage de conduites sanitaires ou de chauffage
- spots encastrés
- prises de courant
- etc.

Enfin, l'étanchéité à l'air est indépendante du niveau d'isolation thermique du bâtiment. Il s'agit globalement de deux phénomènes physiques différents : d'une part le transfert de chaleur par transmission, d'autre part par convection. Il est possible qu'une amélioration du niveau d'isolation à partir d'une isolation nulle, en rénovation par exemple, s'accompagne également d'une amélioration du niveau d'étanchéité à l'air du bâtiment. Une certaine confusion existe d'ailleurs bien souvent entre les deux. Néanmoins, l'amélioration de l'étanchéité à l'air jusqu'à un bon, voire très bon niveau nécessite une attention toute particulière lors de la construction et ne peut être atteinte en augmentant seulement l'isolation.

### 2.2.2 Exigences PEB et niveau E

Il n'y a pas, à strictement parlé, d'exigence PEB sur l'étanchéité à l'air des bâtiments, contrairement à d'autres pays, tels que l'Angleterre par exemple.

Par contre une bonne étanchéité à l'air, prouvée par une mesure sur site à la fin du chantier, peut être valorisée dans le calcul du niveau E. La diminution du niveau E peut atteindre jusque 5 à 15 points selon les cas (sur une échelle de 100). En l'absence de mesure sur site, le calcul du niveau E prend en compte une valeur par défaut pour l'étanchéité à l'air :  $v_{50}$  de 12 (m<sup>3</sup>/h)/m<sup>2</sup> de surface de l'enveloppe. Cette

valeur peut apparaître comme relativement défavorable pour celui qui apporte une attention particulière à l’étanchéité à l’air ; mais, en pratique, des valeurs bien supérieures sont tout à fait possibles (et ne sont donc pas défavorisées dans le calcul du niveau E). Pour plus de détails, voir le § 7.8 de l’annexe concernant les bâtiments résidentiels des réglementations PEB.

### 2.2.3 Inventaire actuel et évolution probable

Le tableau ci-dessous synthétise les données les plus significatives concernant l’étanchéité à l’air des bâtiments.

Tabel 1: Quelques données significatives concernant l’étanchéité à l’air des bâtiments

	$n_{50}$	$v_{50}$
Valeur par défaut PEB		12
Exigence Maisons Passives	0.6	
Résultats de l’étude SENVIVV, réalisée sur 50 logements dans les années 90’		
Moyenne globale	7.8	
Appartements	4.1	
Maisons mitoyennes	5.3	
Maisons 3 façades	8.3	
Maisons 4 façades	9.5	
Résultats de mesures dans le cadre de l’action CALE entre 2006 et 2008		
4 maisons pour lesquelles les 2 valeurs sont disponibles	3.0	3.2
Moyenne globale (12 maisons)	3.4	

Note : les données  $n_{50}$  de l’étude SENVIVV ont été calculées sur base du volume extérieur plutôt que intérieur.

Il est difficile d’avoir une idée précise du niveau d’étanchéité à l’air des bâtiments actuels en Belgique et de l’évolution probable à l’avenir.

Bien que la technique de mesure soit disponible depuis plusieurs décennies, le nombre de données disponibles reste modeste et celles-ci doivent être traitées avec prudence. Plusieurs éléments rendent les comparaisons et interprétations difficiles:

- La norme NBN EN 13829 qui décrit la procédure de test mentionne plusieurs méthodes possibles, les méthodes A et B (les différences concernent la fermeture et le scellement de certaines ouvertures dans l’enveloppe du bâtiment, comme par exemple les cheminées de feux ouverts, les hottes, boîtes aux lettres, etc) qui peuvent donner des résultats sensiblement différents dans certains cas, en particulier lorsque l’étanchéité à l’air est élevée. Jusqu’à présent trop peu d’attention était portée sur ce point et la méthode (a ou B) utilisée pour obtenir les données n’est généralement pas connue.
- La majorité des données disponibles concerne le  $n_{50}$ . Le  $n_{50}$  et le  $v_{50}$  ne sont pas strictement équivalents. La relation entre les deux dépend entre autre de la compacité du bâtiment (La compacité est le rapport entre le volume extérieure et l’aire de l’enveloppe). C’est seulement pour une compacité proche de 1 que ces deux paramètres peuvent être comparables.

Les résultats de l'étude SENVIVV (CSTC, 1998)<sup>1</sup> donne une première idée du niveau d'étanchéité des bâtiments en Belgique, avec un  $n_{50}$  moyen de  $7.8 \text{ h}^{-1}$ . Ces résultats datent néanmoins des années 90'. Une amélioration du niveau d'étanchéité des bâtiments depuis lors est possible, compte tenu de l'importance croissante de la performance énergétique des bâtiments et de l'intérêt pour l'énergie. Les résultats de cette étude pour les différents types de bâtiments sont à considérer avec prudence car la compacité des bâtiments augmente dans l'ordre suivant : maison 4 façades, maison 3 façades, maison mitoyenne, appartement. Ces différentes valeurs de  $n_{50}$  peuvent donc correspondre à des valeurs de perméabilité à l'air (par  $\text{m}^2$  d'enveloppe) du même ordre de grandeur, compte tenu de ces différences de compacité.

La valeur par défaut PEB est une valeur défavorable par rapport à cette moyenne. C'est le principe des valeurs par défaut dans la méthode de calcul PEB : elles sont sensiblement défavorables et une meilleure valeur peut être utilisée si disponible (pour l'étanchéité à l'air, une valeur plus favorable doit être démontrée par une mesure à la fin du chantier). Néanmoins, il est évident que des résultats moins bons que cette valeur par défaut sont également tout à fait possibles.

Les résultats mesurés dans le cadre de l'action « Construire avec l'énergie » (CALE) en Région wallonne<sup>2</sup>, de l'ordre de 3, autant pour  $n_{50}$  que  $v_{50}$ , sont nettement plus favorables que le résultat de l'étude SENVIVV et que la valeur par défaut PEB. Ce résultat CALE peut être considéré comme représentatif de ce que sera le marché à l'avenir suite à la réglementation PEB.

L'exigence pour les bâtiments « passifs » est d'atteindre un  $n_{50}$  inférieur ou égal à  $0.6 \text{ h}^{-1}$  (voir, pour plus de détails, [www.maisonpassive.be](http://www.maisonpassive.be) et [www.passiefhuisplatform.be](http://www.passiefhuisplatform.be)). Cette valeur nécessite une étanchéité à l'air très élevée, difficile à atteindre en pratique, mais néanmoins déjà réalisée pour un certain nombre de bâtiments qui ont obtenu le certificat « maison passive » en Belgique et dans les pays voisins. Atteindre une telle étanchéité à l'air nécessite une solide expérience des intervenants impliqués dans la construction. Des techniques spécifiques de construction sont nécessaires pour atteindre un tel résultat : détails de construction spécifiques pour les raccords entre parois et composants de façade, continuité de la barrière d'étanchéité à l'air (membrane, plafonnage, etc), soin particulier pour l'étanchéité des structures légères (ossatures bois, toitures inclinées) avec l'utilisation de produits spécifiques (membrane pare-vapeur résistante et durable, adhésif et colles durables et très résistants, etc) et avec un coût de main d'œuvre non-négligeable.

Enfin, l'expérience en interne au CSTC montre qu'une bonne étanchéité à l'air est quand même actuellement relativement accessible pour des valeurs de  $n_{50}$  de l'ordre de 3 à  $1.5 \text{ h}^{-1}$ .

A l'avenir, on peut s'attendre à une amélioration de l'étanchéité à l'air des bâtiments, vers des niveaux sensiblement meilleurs que la moyenne SENVIVV, mais probablement pas aussi bons que l'exigence Maisons Passives, en tout cas à court terme. Plusieurs incitants y sont en effet favorables : le coût de l'énergie (malgré le

---

<sup>1</sup> Il s'agit d'un projet de recherche mené par CSTC-WTCB (Wetenschappelijk en Technisch Centrum voor het Bouwbedrijf) et WenK (Hogeschool voor Wetenschap en Kunst Departement Architectuur Sint-Lucas Gent), financé par le Ministère de l'économie de la Région flamande.

<sup>2</sup> Construire avec l'énergie est une opération financée par la Région wallonne, qui soutient la construction de logements performants énergétiquement, sur base d'un cahier des charges plus stricte que la réglementation actuelle (voir [www.energie.wallonie.be](http://www.energie.wallonie.be) pour plus de détails).

tassement de ces derniers mois), la réglementation PEB, et surtout les primes et subsides existants ou futurs (par exemple directement liés au niveau E).

### 2.2.4 Hypothèses retenues dans ce projet

L'augmentation de l'étanchéité à l'air a évidemment un impact sur le taux de renouvellement d'air des bâtiments, la qualité de l'air intérieur et donc sur le risque posé par l'émission des matériaux. L'augmentation de l'étanchéité à l'air va donc de pair avec une bonne ventilation. Cette dernière est d'ailleurs une exigence de la réglementation PEB (voir plus loin).

Dans le cadre de ce projet, il est important de considérer un niveau d'étanchéité à l'air de bon à très bon. Un  $v_{50}$  de 3 semble un niveau intéressant à considérer dans la suite du projet, en particulier dans les simulations de l'impact de l'émission des matériaux sur la qualité de l'air intérieur :

- Pour se placer du côté de la sécurité dans l'évaluation du risque lié à l'émission des matériaux, il faut considérer une étanchéité meilleure que la moyenne actuelle du marché, puisque une meilleure étanchéité a un effet négatif sur le renouvellement de l'air.
- Les maisons basse énergie actuelles (CALE, etc) atteignent un  $v_{50}$  de 3 sans trop de difficulté.
- On s'attend à une amélioration de l'étanchéité à l'air de l'ensemble des nouveaux bâtiments et une valeur de 3 semble réaliste à moyen terme (résultat CALE, relativement facilement accessible, etc).
- Compte tenu des exigences PEB sur la ventilation, on peut partir du principe que la ventilation doit être efficace, même pour un niveau élevé d'étanchéité à l'air.
- Un meilleur niveau d'étanchéité ( $v_{50}$  inférieur à 3) n'est probablement pas réaliste à court terme pour la majorité des bâtiments, et représente probablement un surcoût non négligeable (et encore non quantifié de manière précise). Un meilleur niveau d'étanchéité est actuellement rencontré uniquement des les bâtiments très basse énergie et passifs ( $n_{50}$  de 0.6 vol/h), représentant une très petite partie du marché, et étant généralement équipé d'un système de ventilation spécifique, à savoir un système D (alimentation et évacuation mécaniques) avec récupération de chaleur. Il s'agira néanmoins, d'évaluer, sur base des résultats obtenus avec les hypothèses retenues, quelle est la situation dans les bâtiments passifs.



## 2.3 Ventilation

### 2.3.1 Principe et définitions

#### → **La ventilation volontaire normale**

La ventilation a pour but de renouveler l'air des bâtiments pour assurer une qualité de l'air intérieur suffisante. Plus encore que d'apporter l'oxygène nécessaire à la respiration, le but est d'évacuer les polluants néfastes au confort ou à la santé des occupants. Ces polluants peuvent être libérés par les activités humaines : CO<sub>2</sub>, humidité, odeurs, etc, mais il s'agit également de l'émission des matériaux de construction.

L'installation d'un système de ventilation est actuellement une obligation légale pour les bâtiments neufs (voir plus loin), mais il est utile de rappeler qu'un système de ventilation est la solution la plus efficace et la plus rationnelle pour le renouvellement d'air normal des bâtiments, tant du point de vue de la qualité de l'air que de l'énergie. En effet, on ne peut compter sur les infiltrations d'air à travers l'enveloppe du bâtiment pour amener de l'air frais, car :

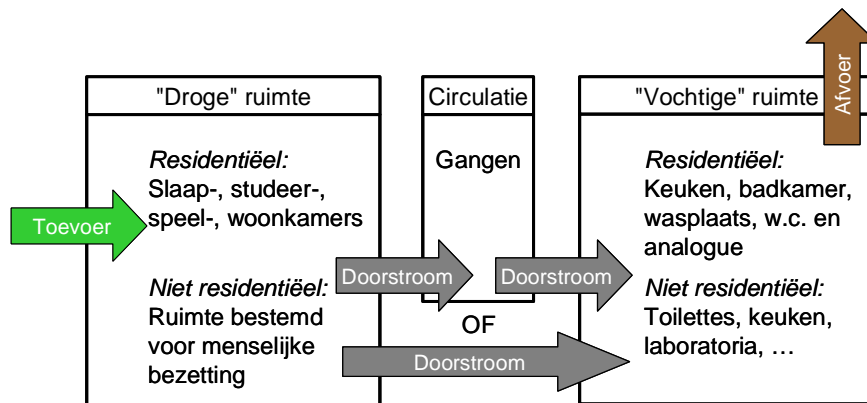
- les débits sont non contrôlés et variables d'un bâtiment à l'autre et dans le temps (conditions climatiques) ; dans certains cas ils seront trop élevés occasionnant une dépense énergétique inutile, dans d'autres cas ils seront trop faibles, impliquant une qualité de l'air insuffisante ;
- en fonction de la position des locaux et des fuites dans l'enveloppe, il y a un risque que de l'air pollué venant des toilettes, de la cuisine ou de la salle de bain par exemple soit transféré dans les chambres ou le living, engendrant une qualité de l'air médiocre dans ces espaces de vie.

De même, on ne peut compter sur l'ouverture des fenêtres pour la ventilation normale, car :

- les débits réalisés seront soit insuffisants lorsque les fenêtres sont fermées, soit trop élevés lorsque les fenêtres sont ouvertes ;
- on n'a pas la garantie que l'occupant utilisera l'ouverture des fenêtres de manière suffisante.

Le principe de base d'un système de ventilation sera

- **d'alimenter en air extérieur les locaux dont la fonction première est d'être occupés par les occupants pendant de longues périodes** (p.ex. les salles de séjour et chambres à coucher dans un logement) ; dans les logements, ces locaux sont souvent qualifiés de **locaux "secs"**,
- **d'évacuer vers l'extérieur l'air vicié des locaux où la pollution la plus importante se produit** (p.ex. les toilettes, les cuisines et les salles de bains) ; dans les logements, ces locaux sont souvent qualifiés de locaux "humides"
- **de transférer l'air des locaux comprenant les dispositifs d'alimentation vers ceux comprenant les dispositifs d'évacuation**, via des ouvertures de transfert dans les cloisons ou les portes intérieures ; si ces types de locaux ne sont pas adjacents, le transfert peut se faire via les espaces de circulation.



Pour que l'air suive ce chemin, il faut des forces motrices. Soit ces forces seront naturelles (différences de pression causées par le vent et/ou une différence de température), soit elles seront mécaniques (différences de pression dues à des ventilateurs). L'alimentation en air comme l'évacuation de l'air de ventilation peuvent se faire de manière naturelle (ou "libre") ou mécanique.

Il existe 4 combinaisons possibles des dispositifs d'alimentation et d'évacuation naturelle et mécanique :

- la **ventilation naturelle**, également nommée **système A** dans les logements : alimentation naturelle et évacuation naturelle,
- la **ventilation mécanique simple flux par insufflation** également nommée **système B** dans les logements : alimentation mécanique et évacuation libre,
- la **ventilation mécanique simple flux par extraction** également nommée **système C** dans les logements : alimentation libre et évacuation mécanique,
- la **ventilation mécanique double flux** également nommée **système D** dans les logements: alimentation mécanique et évacuation mécanique.

Remarque : le terme ventilation naturelle désigne bien la ventilation obtenue avec un système composé d'ouvertures d'alimentation naturelle (dans les chassis par exemple) et d'ouvertures d'évacuation naturelle (bouches et conduits verticaux dans les locaux humides par exemple). Il ne faut pas confondre avec les mouvements d'air qui peuvent se produire via les fentes et les fissures dans l'enveloppe du bâtiment. De tels mouvements d'air sont désignés sous le terme « infiltrations » et « exfiltrations » et non pas « ventilation ». Ces mouvements d'air incontrôlés sont indépendants de la ventilation et d'un système de ventilation et sont liés à l'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment.

Par ailleurs, l'utilisation des portes et fenêtres n'est pas non plus considéré comme un système de ventilation volontaire normale.

### → **La ventilation intensive**

A côté de la ventilation volontaire « normale » ou parle généralement de ventilation intensive. Il s'agit de ventiler temporairement avec un débit nettement plus élevé que celui de la ventilation normale afin d'évacuer un excès de chaleur en cas de surchauffe en été, un excès de polluants (travaux de peinture, par exemple) ou encore un excès de vapeur d'eau (cuisine). Selon les cas et les besoins, cette ventilation intensive peut être assurée par :

- l'ouverture des fenêtres et des portes,
- une hotte de cuisine

- d'autres dispositifs spécifiques à des bâtiments non-résidentiels : hotte de laboratoire, extracteur dans certains environnements industriels, etc.

### 2.3.2 Exigences PEB et niveau E

Les exigences de ventilation de la réglementation PEB sont actuellement d'application dans les 3 Régions du pays. la réglementation PEB est déjà d'application en Flandre depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2006, en Région de Bruxelles Capitale depuis le 1<sup>er</sup> juillet 2008, et en Wallonie depuis le 1<sup>er</sup> septembre 2008 (uniquement pour certains aspects, de ventilation notamment). A noter également que la ventilation des logements était déjà une obligation depuis 1996 en Région wallonne, bien avant l'application de la réglementation PEB. L'arrêté du Gouvernement wallon du 15 février 1996 stipule notamment que *les immeubles neufs destinés au logement et les immeubles transformés en logement respectent les prescriptions relatives au renouvellement d'air que fixe la norme belge NBN D 50-001*.

La réglementation PEB fait référence à la norme NBN D 50-001, dont une bonne partie du contenu est rendu obligatoire. Certains éléments de la norme sont seulement des recommandations dans la réglementation PEB, notamment les exigences concernant la ventilation des locaux spéciaux, la ventilation intensive, certaines exigences concernant les conduits d'évacuation naturelle. D'autres éléments ont été ajoutés dans la réglementation PEB par rapport à la norme, notamment concernant les ouvertures d'amenée naturelle (protection contre la pénétration d'insectes, étanchéité à l'eau, hauteur minimum).

Les principaux éléments de la réglementation en relation avec le renouvellement d'air sont détaillés ci-après. Pour plus d'informations sur les autres exigences (sur les composants, etc) et sur les différences entre la norme NBN D 50-001 et la réglementation PEB, le lecteur trouvera tous les détails dans l'annexe V (VI en Région de Bruxelles Capitale) des réglementations PEB de chaque Région<sup>3</sup>.

La ventilation doit être assurée par un des 4 systèmes décrits ci-dessus, A, B, C ou D. Le principe de base est le suivant :

- l'air neuf est amené dans les espaces secs, chambres, salle d'étude et de hobby, living, etc ;
- l'air vicié est évacué des espaces humides, salle de bain, cuisine, buanderie, etc

---

<sup>3</sup> Ministère de la Communauté flamande. 2005. Arrêté du Gouvernement flamand du 11 mars 2005 établissant des exigences en matière de performance énergétique et de climat intérieur des bâtiments. Bruxelles, Moniteur Belge du 17 juin 2005.

Ministère de la Région de Bruxelles-Capitale. 2008. Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 21 décembre 2007 déterminant des exigences en matière de performance énergétique et de climat intérieur des bâtiments. Bruxelles, Moniteur belge, 5 février 2008.

Ministère de la Région wallonne. 2008. Arrêté du Gouvernement wallon du 17 avril 2008 déterminant la méthode de calcul et les exigences, les agréments et les sanctions applicables en matière de performance énergétique et de climat intérieur des bâtiments. Bruxelles, Moniteur belge du 30 juillet 2008.

- l’air est transféré librement entre les espaces secs et les espaces humides, éventuellement via des espaces de transfert, tels que les halls et cages d’escalier.

Il y a une particularité pour le système D, pour lequel le recyclage de l’air depuis les chambres vers le séjour est autorisé. Ce recyclage de l’air doit être mécanique. Le total du débit de conception en air neuf du système doit néanmoins être égal ou supérieur au total des débits de conception minimum exigé pour les chambres et les salles d’étude ou de hobby.

Pour tous les systèmes, les débits de conception minimum exigés sont donnés dans le tableau ci-dessous pour chaque type de local.

Il s’agit d’une exigence concernant la conception du système, pas son utilisation. Il est exigé que le système soit conçu, dimensionné et installé pour être capable de réaliser le débit minimum exigé dans chaque local. Cependant :

- Le système peut être conçu pour délivrer un débit plus élevé que le débit de conception minimum exigé dans la norme : la réglementation spécifie une valeur minimum (A noter qu’il existe également une valeur maximum dans la réglementation pour les systèmes A et C, selon les Régions).
- L’utilisateur peut régler le système pour atteindre un débit de fonctionnement plus faible : réglage des ouvertures d’amenée d’air naturelles ou réglage du débit des ventilateurs. L’utilisateur n’est absolument pas obligé de réaliser le débit de la norme à tout moment.

La ventilation mécanique (B, C, D) doit néanmoins être permanente. Les débits peuvent être diminués pendant l’utilisation mais pas jusque 0. Il n’y a pas d’exigence sur un débit minimum de fonctionnement.

Les débits peuvent également être réduits pendant l’utilisation, en fonction des besoins réels (détection de présence, humidité, horloge, etc).

Tabel 2: Débits de conception minimum exigés pour chaque local, selon la NBN D 50-001.

Type de local	Superficie du local	Amenée d’air	Transfert d’air : Capacité (ou section libre)	Evacuation d’air vers l’extérieur
Chambres, bureaux, salle de jeux ou de hobby	Moins de 7 m <sup>2</sup>	25 m <sup>3</sup> /h	25 m <sup>3</sup> /h (ou 70 cm <sup>2</sup> )	
	Entre 7 et 20 m <sup>2</sup>	3.6 m <sup>3</sup> /h.m <sup>2</sup>		
	Plus de 20 m <sup>2</sup>	72 m <sup>3</sup> /h		
Living, salon, salle à manger	Moins de 21 m <sup>2</sup>	75 m <sup>3</sup> /h	25 m <sup>3</sup> /h (ou 70 cm <sup>2</sup> )	
	Entre 21 et 42 m <sup>2</sup>	3.6 m <sup>3</sup> /h.m <sup>2</sup>		
	Plus de 42 m <sup>2</sup>	150 m <sup>3</sup> /h		
Toilettes			25 m <sup>3</sup> /h (ou 70cm <sup>2</sup> )	25 m <sup>3</sup> /h
Cuisine (fermée), salle de bain, buanderie	Moins de 14 m <sup>2</sup>		50 m <sup>3</sup> /h (ou 140 cm <sup>2</sup> )	50 m <sup>3</sup> /h
	Entre 14 et 21 m <sup>2</sup>			3.6 m <sup>3</sup> /h.m <sup>2</sup>
	Plus de 21 m <sup>2</sup>			75 m <sup>3</sup> /h
Cuisine ouverte				75 m <sup>3</sup> /h

Il n’y a par contre pas d’exigence sur la position des ouvertures d’alimentation et d’évacuation dans les locaux, et pas non plus d’exigence sur l’efficacité de la ventilation. On peut donc partir du principe que le système de ventilation doit au moins assurer un bon mélange de l’air dans chaque local de manière à éviter les courts-circuits.

Il y a d'autres exigences concernant les composants du système, tels que :

- les ouvertures d'alimentation réglables (OAR),
- les ouvertures de transfert (OT),
- les ouvertures d'évacuation réglables (OER).

Voir la réglementation PEB pour plus de détails.

Enfin, la ventilation intensive (cfr § 4.3.2.6 de la norme NBN D 50-001) est seulement une recommandation dans la réglementation PEB. Cette recommandation concerne :

- la présence de portes ou fenêtres ouvrables vers l'extérieur dans le living, les chambres à coucher, d'étude ou de hobby (espaces secs), avec une section libre minimale de ces ouvertures ( $A_i$ ) fonction de la surface de plancher du local ( $A_{pl}$ ) :
  - o  $A_i = 0.064 A_{pl}$  si les ouvertures de ventilation intensive se trouvent dans une seule paroi ;
  - o  $A_i = 0.032 A_{pl}$  si les ouvertures sont réparties sur plusieurs parois qui ne se trouvent pas dans le même plan.
- La présence d'une hotte de 200 m<sup>3</sup>/h minimum dans toutes les cuisines qui ne sont pas pourvues de fenêtre ou de porte donnant sur l'extérieur.

L'impact de la ventilation sur le niveau E sera détaillé dans le § concernant le taux de renouvellement d'air.

### 2.3.3 Inventaire actuel et évolution probable

#### → **Type de système de ventilation**

Il n'existe malheureusement pas de données complètes (et accessibles), en Belgique, sur la présence et la répartition des différents systèmes de ventilation dans la réalité.

L'étude SENVIVV, réalisée sur 200 logements en Belgique, situés en Région flamande, dans les années 90', montre clairement que dans la plupart des logements, aucun système de ventilation n'est prévu ou qu'il ne fonctionne pas correctement. Seuls 5 à 10% des espaces secs sont pourvus d'une amenée d'air. Les ouvertures d'alimentation, quand elles sont présentes, sont surdimensionnées ou sous-dimensionnées dans un grand nombre de cas.

Les espaces humides sont plus souvent pourvus de dispositifs de ventilation que les espaces secs, mais ceux-ci ne sont pas toujours conformes. L'évacuation mécanique représente environ 1/3 des systèmes.

Depuis lors, l'installation d'un système de ventilation est devenue une obligation légale (voir 2.3.2 ci-dessus). Le non respect de la réglementation PEB peut mener à des amendes administratives dans certains cas. Bien qu'il n'y ait pas de données disponibles sur la présence réelle d'un système de ventilation dans les bâtiments neufs depuis l'implémentation de la PEB dans les différentes Régions, on peut néanmoins raisonnablement s'attendre à une augmentation significative de la proportion des bâtiments équipés d'un système de ventilation.

D'autres éléments sont également actuellement des incitants pour l'installation d'un système de ventilation :

- prise de conscience, somme toute modérée, de la problématique de la condensation, des moisissures et de la qualité de l'air intérieur, rendant nécessaire un système de ventilation ;
- développement des systèmes de ventilation mécaniques, et en particulier les systèmes D avec récupération de chaleur, dont le potentiel d'économie d'énergie (par rapport à un système de ventilation sans récupération) est significatif.

Dans le cadre de l'action « construire avec l'énergie » (CALE), la proportion des projets qui utilisent la ventilation mécanique avec récupération de chaleur atteint actuellement 56%. Tout comme pour l'étanchéité à l'air, il faut souligner que les projets de l'action CALE ne représentent qu'une petite partie du marché. Ce résultat est néanmoins certainement représentatif des maisons basse énergie actuelles et peut également être représentatif de l'état futur du marché des bâtiments neufs, compte tenu des incitants que sont la réglementation PEB, les primes et le coût de l'énergie.

Enfin, l'installation d'un système D (alimentation et évacuation mécanique) avec récupération de chaleur est une exigence des critères du label « passif ». Dans le cas d'un bâtiment passif, l'absence de renouvellement d'air par infiltration et exfiltration (voir § étanchéité à l'air ci-dessus) est compensée par la présence d'un système de ventilation mécanique qui assure le renouvellement d'air. Un bâtiment passif doit par ailleurs évidemment répondre aux exigences de la réglementation PEB en termes de dimensionnement et de débits. Enfin, la recommandation d'avoir des portes ou fenêtres ouvrables qui permettent une ventilation intensive (voir ci-dessus) est évidemment également d'application pour les bâtiments passifs.

### → **Débits de ventilation**

Les données concernant les débits réels des systèmes de ventilation, quand ils sont présents, sont également très rare.

Dans l'étude SENVIVV, les mesures de débits dans les systèmes mécaniques montrent que les débits sont largement trop élevés dans les toilettes et trop faibles dans les salles de bain par rapport au débit de conception minimum exigé, avec des valeurs moyennes de respectivement 55 et 33 m<sup>3</sup>/h (contre 25 et 50 m<sup>3</sup>/h comme débit de conception minimum selon la norme).

Il ressort de visites de chantiers effectuées par le CSTC (même en l'absence de données quantifiables ou en nombre suffisant que pour être mentionnées) que la qualité des systèmes de ventilation est souvent médiocre et que les débits mesurés des systèmes en position maximale sont souvent inférieurs aux débits de conception minimum exigés par la réglementation.

Ensuite, il faut bien garder à l'esprit que la réglementation impose seulement un débit de conception minimum, mais qu'il n'y a aucune exigence concernant le réglage du système par l'utilisateur. Ainsi, même pour des systèmes correctement dimensionnés, le débit réel pendant le fonctionnement du système est probablement dans la plupart des cas sensiblement inférieur au débit de la norme, compte tenu du réglage du système par l'installateur et/ou l'utilisateur. En effet, pour les systèmes naturels, la réglementation exige que les ouvertures d'amenée et d'évacuation de l'air soient réglables. L'utilisateur est donc autorisé à régler ces ouvertures sur une position intermédiaire ou à les fermer complètement, et ce pour différentes raisons possibles dont notamment : éviter les courants d'air froids, limiter la consommation d'énergie, éviter la pénétration des bruits extérieurs, etc. Pour les systèmes mécaniques, il est

également autorisé de diminuer les débits fournis par les ventilateurs pendant l'utilisation. Pour le système D par exemple, une pratique tout à fait courante est de régler le débit de fonctionnement normal du système sur une valeur comprise entre 50 et 70% du débit d'amenée de la norme (Van den Bossche et al., 2007). Cette pratique est conforme à la réglementation PEB et est parfois considérée comme souhaitable d'un point de vue énergétique.

Enfin, il faut bien mettre en évidence que les systèmes exigés par la réglementation PEB ne sont pas équivalents entre eux. En effet, les débits de conception minimum exigés sont différents pour l'amenée d'air neuf et pour l'extraction. De plus, un système mécanique fournit un débit garanti quelques soient les conditions climatiques, alors qu'un système naturel est fortement dépendant des conditions de vent et de différence de température entre l'intérieure et l'extérieure. L'étude EL<sup>2</sup>EP (Willems et al., 2006) a par exemple montré que pour une maison 4 façades, les débits de ventilation réels déterminés par simulation dynamique sont assez similaires pour les systèmes A et C, mais inférieurs au débit obtenu avec le système D. Le débit obtenu avec les systèmes A et C correspond au débit obtenu avec un système D sous-dimensionné à environ 2/3 du débit de la norme.

### 2.3.4 Hypothèses retenues dans ce projet

La ventilation est aujourd'hui une obligation légale dans les 3 Régions du pays, grâce à la PEB, y compris pour les bâtiment basse énergie et passifs. La priorité dans ce projet est donc d'abord d'évaluer si les débits de la réglementation sont suffisants pour assurer une qualité de l'air intérieur suffisante en rapport avec l'émission des matériaux.

Parmi les différents systèmes de ventilation, le système D est particulièrement pertinent dans ce projet pour les raisons suivantes :

- C'est le système qui délivre, si dimensionné correctement, les débits de la norme en permanence (de manière mécanique). Il faut donc commencer par évaluer ce système pour vérifier si les débits de la norme NBN D 50-001 sont suffisants.
- Le système D est particulièrement pertinent dans le contexte de ce projet des bâtiments très performants en énergie, car il permet éventuellement la récupération de chaleur de la ventilation et donc une diminution de la consommation énergétique due à la ventilation. C'est d'ailleurs le système qui est exigé dans les bâtiments passifs pour lesquelles l'étanchéité à l'air de l'enveloppe est très élevée ( $n_{50}$  0.6 vol/h).
- Contrairement aux autres systèmes, le système D fonctionne de manière assez constante avec assez peu d'influence des conditions climatiques, ce qui facilitera l'interprétation des résultats et le lien entre taux d'émission et concentration en polluants.

Etant donné que les débits des systèmes en fonctionnement, même si ceux-ci sont correctement dimensionnés, sont réglés par les utilisateurs à des valeurs la plupart du temps nettement inférieures au débit de conception minimum exigé dans la réglementation, il est également tout à fait pertinent d'évaluer l'effet d'un système D avec un débit de fonctionnement réduit, par exemple entre 50 et 70% du débit d'amenée de la norme, ce qui semble être une pratique courante dans la réalité.

Ensuite, surtout dans le contexte de maisons basse énergie, il est également pertinent de considérer des systèmes de ventilation qui sont optimisés pour réduire la consommation d'énergie, tels que :

- système D avec équilibrage des débits, dimensionnement des ouvertures de transfert afin de limiter les in-exfiltrations, recyclage d'air depuis les chambres vers le living, etc ;

- système de ventilation à la demande, en fonction de l'occupation réel du bâtiment.

Enfin, comme les systèmes le plus couramment installés aujourd'hui sont les systèmes A et C, il pourrait être utile de comparer l'un de ces systèmes au débit de la norme délivré en permanence par le système D.

Remarque. Il faut ici noter que, contrairement à ce qui pourrait être attendu, le cas le plus défavorable concernant le renouvellement d'air n'est probablement pas le cas d'un bâtiment passif (étanchéité  $n_{50}$  de 0.6 vol/h + système D avec récupération de chaleur), mais probablement plutôt un bâtiment un peu moins étanche ( $n_{50}$  de 3 vol/h par exemple), mais équipé d'un système de ventilation moins performant (système C ou A par exemple). Le paragraphe suivant étudie en détails l'effet combiné de l'étanchéité à l'air et du système de ventilation.

## 2.4 Taux de renouvellement d'air

### 2.4.1 Principe et définitions

#### → *Air exchange rate*

Le taux de renouvellement d'air est le nombre de fois que le volume d'air du bâtiment est renouvelé par unité de temps. Il s'exprime généralement en  $h^{-1}$  et est défini pour l'ensemble du bâtiment.

Le taux de renouvellement d'air (« air exchange rate » in English ; « luchtverversingsgraad » in het nederlands) est la conséquence de la ventilation et des in- et exfiltrations à travers l'enveloppe du bâtiment due au vent et aux différences de température entre intérieur et extérieur. A noter que le terme taux de renouvellement d'air peut prêter à confusion en français car c'est également le terme utilisé pour le  $n_{50}$ , l'un des paramètres utilisés pour désigner l'étanchéité à l'air des bâtiments. Néanmoins, dans la suite de ce rapport le terme « taux de renouvellement » d'air sera uniquement utilisé pour représenter le renouvellement de l'air dû à la fois à la ventilation et aux in/exfiltrations.

Il peut donc être difficilement mesuré in situ, puisque les conditions climatiques sont variables dans le temps. Il est possible d'effectuer des mesures de taux de renouvellement d'air par des techniques de gaz traceurs. Mais ce type de données n'est que très peu disponible et donc pas suffisamment représentative.

Par contre le taux de renouvellement d'air peut être déterminé par simulation dynamique, sur base d'une géométrie de bâtiment, d'une étanchéité à l'air et d'un système de ventilation donné, grâce à des logiciels de simulation tel que contam (voir Hoofdstuk 3).

A noter que le taux de renouvellement d'air est parfois utilisé uniquement pour prendre en compte la ventilation ou bien uniquement pour prendre en compte les infiltrations. La prudence s'impose dans la comparaison de différentes valeurs de taux de renouvellement d'air d'origines différentes, mais surtout de définitions différentes.



→ **Age de l'air**

Un autre concept intéressant pour évaluer la qualité de l'air dans un bâtiment est l'âge de l'air. L'âge de l'air est un concept statistique basé sur la distribution d'âge de l'air en un point donné. L'âge de l'air est compté à partir du moment où l'air est entré dans le bâtiment. L'air en un point donné est un mélange de composants qui ont passé différents temps dans le bâtiment en fonction de leur point d'entrée. Dans le cas simplifié où une seule zone, de volume  $V$  ( $m^3$ ), parfaitement mélangée est alimentée avec un débit d'air neuf constant,  $q_v$  ( $m^3/h$ ), l'âge de l'air est donné par :

$$age = \frac{V}{q_v}$$

L'âge de l'air s'exprime en h.

Ce concept est particulièrement intéressant pour évaluer la qualité de l'air dans le cas où de l'air est transféré entre différents locaux, comme par exemple entre les locaux secs et les locaux humides, comme prévu par la réglementation PEB. Dans ce cas, l'âge de l'air des locaux humides sera plus élevé que l'âge de l'air des locaux secs.

#### 2.4.2 Exigences PEB et niveau E

Il n'y a pas d'exigence PEB sur le taux de renouvellement d'air, mais uniquement sur les débits de ventilation (voir § 2.3.2).

Dans la PEB, le calcul du niveau E pour les pertes de chaleur par ventilation tient compte :

- d'un débit de ventilation volontaire dû au système de ventilation
- d'un débit d'in- et exfiltration au travers de l'enveloppe due au manque d'étanchéité à l'air du bâtiment.

Ce débit de ventilation volontaire est calculé de manière forfaitaire sur base du volume du bâtiment, de la même manière pour tous les systèmes de ventilation, A, B, C et D. Le débit d'in- et exfiltration est quant à lui calculé sur base du débit de fuite d'air à 50 Pa au travers de l'enveloppe du bâtiment. Ce débit de fuite d'air au travers de l'enveloppe peut être obtenu par un test d'étanchéité à l'air du bâtiment réalisé à la fin du chantier. En l'absence de mesure, qui n'est pas obligatoire, le calcul prend en compte une valeur par défaut relativement défavorable ( $12 m^3/h/m^2$ ).

Dans la PEB, ce calcul des pertes de chaleur par ventilation est relativement simplifié. Il ne tient pas compte d'un certain nombre d'éléments :

- La différence entre les systèmes de ventilation. Les systèmes de ventilation A, B, C et D ne sont pas équivalents. Par exemple, le débit des systèmes naturels dépend des conditions climatiques.
- L'interaction possible entre le système de ventilation et les infiltrations. En effet, les systèmes de ventilation mécaniques peuvent générer des surpressions et des dépressions dans certains locaux, ce qui pourrait influencer les débits d'in- exfiltration au travers de l'enveloppe. La PEB ne tient pas compte de ces interactions possibles.

Ces éléments, par contre, pourront être pris en compte de manière détaillée dans les simulations réalisées dans ce projet. Il faudra donc garder à l'esprit que les simulations effectuent un calcul plus détaillé que le calcul PEB. En effet, il se pourrait que deux cas différents qui donnent des résultats (débits, etc.) légèrement différents par simulation correspondent à un même niveau E dans la PEB, si les différences entre ces deux cas ne sont pas prises en comptes dans le calcul « simplifié » du niveau E.

Par contre, le calcul du niveau E dans la PEB tient compte d'un certain nombre d'éléments concernant la qualité du bâtiment, la qualité du système de ventilation ou certains choix de composants dans les systèmes. Ainsi, il y a moyen d'obtenir un meilleur niveau E grâce aux éléments suivants.

- Si une meilleure étanchéité à l'air du bâtiment que la valeur par défaut de la PEB est prouvée grâce à un test d'étanchéité à l'air, le calcul tiendra compte d'un débit d'in-exfiltration plus faible et le niveau E sera meilleur.
- Si un récupérateur de chaleur est utilisé pour préchauffer l'air fourni, dans un système D, le calcul tiendra compte du rendement de récupération de chaleur du système et le niveau E sera meilleur.
- Si l'étanchéité à l'air des conduits de ventilation est prouvée par un test, il est possible d'obtenir un meilleur niveau E. Les fuites au travers des conduits de ventilation sont en effet responsables de pertes d'énergie. Néanmoins, ce type de test n'est pas encore très fréquent à l'heure actuelle.
- Si le réglage correct des débits des systèmes de ventilation mécanique est mesuré sur site, un meilleur niveau E est également possible. La mesure des débits sur site n'est pas non plus une pratique courante à l'heure actuelle.
- Avec les systèmes A et C, il est possible de choisir des ouvertures d'alimentation qui sont autorégulantes en fonction de la différence de pression de part et d'autre de la grille. Avec ce type de grille, le débit est relativement constant quelque soit la différence de pression, ce qui apporte une économie d'énergie non négligeable.
- Enfin, certains systèmes de ventilation à la demande peuvent permettre un calcul du niveau E plus favorable. Ces systèmes adaptent le débit de ventilation au besoin réel, par exemple en fonction de l'humidité, de la présence ou du CO<sub>2</sub>. Pour obtenir un meilleur niveau E, le système doit néanmoins avoir préalablement obtenu une reconnaissance suivant la procédure d'application dans le cadre de l'équivalence, qui s'applique pour les systèmes non encore pris en compte dans la méthode de calcul actuelle (procédure de reconnaissance des produits via l'UBATC par la délivrance d'un ATG-E, puis ensuite via chaque Région).

### 2.4.3 Inventaire actuel

Le taux de renouvellement d'air étant difficilement mesurable sur site, les données à ce sujet sont rares.

Dans l'étude SENVIVV, l'application théorique des débits de la norme sur 200 logements a permis d'obtenir les résultats suivants. Le débit de conception minimum exigé (norme) moyen par logement est d'environ 180 m<sup>3</sup>/h pour l'évacuation et d'environ 300 m<sup>3</sup>/h pour l'alimentation. Ce débit de ventilation correspond, **sans tenir compte des infiltrations**, à un taux de renouvellement d'air théorique moyen de 0.6 h<sup>-1</sup>; cette valeur variant de 0.3 (grands logements) à 0.95 (petits logements et appartements).

Si on ne tient compte que des infiltrations, **sans la ventilation**, sur base de la valeur moyenne du n<sub>50</sub> de cette même étude SENVIVV de 7.8 vol/h à 50 Pa, on peut calculer un taux de renouvellement d'air moyen à pression normale (facteur 25 utilisé dans le calcul PEB) de l'ordre de 0.3.

Le taux de renouvellement d'air total devrait être en première approximation la somme de la ventilation et des infiltrations et devrait donc être proche de 0.9 h<sup>-1</sup> pour l'étanchéité à l'air moyenne des bâtiments mentionnée dans cette étude. Néanmoins, il faut souligner de nouveau ici que dans les bâtiments existants, il n'y a le plus souvent pas de système de ventilation.

En Région flamande, la réglementation (Binnenmilieubesluit van de Vlaamse regering, 11 juni 2004) exige un taux de renouvellement d'air de minimum 1 vol/h, mais sans préciser si cela correspond à un débit de ventilation ou à un taux de renouvellement d'air incluant les in-exfiltrations, et sans préciser le moyen d'y arriver.

Enfin, le taux de renouvellement d'air recommandé dans les maisons passives pour le réglage de la ventilation est de minimum 0.3 vol/h (avec un débit en fonctionnement). Cette valeur ne peut pas être directement comparée au taux de renouvellement d'air calculé sur base du débit de la norme, car la norme exige un débit de conception qui est plus élevé que le débit de fonctionnement réel. Dans une maison passive ( $n_{50} < 0.6 \text{ h}^{-1}$ ), les infiltrations peuvent être considérées comme négligeables.

Etant donné le manque de données concernant le taux de renouvellement d'air dans les logements, des simulations dynamiques ont été réalisées pour différentes configurations typiques de systèmes de ventilation.

### **2.4.4 Simulation du taux de renouvellement d'air pour des cas typiques/critiques**

#### → **Méthode et hypothèses**

Des simulations dynamiques (logiciel Contam) ont été menées pour déterminer le taux de renouvellement d'air et l'âge de l'air dans un bâtiment modèle pour différents systèmes de ventilation.

Les paramètres utilisés dans les simulations sont décrits en détails en annexe, et résumés brièvement ci-après.

- Bâtiment modèle : maison 4 façade de 154 m<sup>2</sup> de surface de plancher.
- Systèmes de ventilation :
  - o Système D standard, dimensionné selon NBN D 50-001
  - o Système C standard, dimensionné selon NBN D 50-001
  - o Système A standard, dimensionné selon NBN D 50-001
  - o Système « D low energy », caractérisé par un débit de fonctionnement plus faible (environ 50 % pour le débit d'air neuf), un recyclage de l'air depuis 2 chambres vers le living.
  - o Système « D occupancy », système de ventilation à la demande en fonction de l'occupation (accompagné d'un profil d'occupation).
- Étanchéité à l'air de l'enveloppe :
  - o 3 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup> pour le système D low energy
  - o 12 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup> pour tous les autres systèmes
- Simulations dynamiques pendant la période de chauffe (du 28/9 au 15/4) avec le logiciel Contam et pour les données climatiques moyennes d'Uccle.

#### → **Résultats**

Les taux de renouvellement d'air du bâtiment complet, obtenu par simulation dynamique, sont présentés dans le tableau ci-dessous : valeur moyenne sur la période de simulation (période de chauffe du 28/9 au 15/4), valeur minimum et valeur maximum sur cette période. Les valeurs minimum et maximum sont à considérer avec prudence car elles dépendent de l'intervalle de temps utilisé dans les simulations (15 min). Ces minimum et maximum n'ont donc qu'un intérêt très limité.

Tabel 3: Valeurs de taux de renouvellement d’air obtenues par simulation dynamique (Contam) pour une maison 4 façades de taille moyenne, différents systèmes de ventilation typiques et une étanchéité à l’air de l’enveloppe de 12 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>, excepté pour le système « D low energy » pour laquelle cette valeur était de 3 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>.

Système de ventilation	Etanchéité v <sub>50</sub> (m <sup>3</sup> /h)/m <sup>2</sup>	Taux de renouvellement d’air (vol/h)			
		Moyenne	Déviat ion standard	Minimum (15 min)	Maximum (15 min)
A standard I	12	1.033	0.37	0.198	2.897
C standard I	12	1.016	0.316	0.482	2.57
D standard I	12	1.289	0.209	1.048	1.628
D low energy I	3	0.603	0.087	0.503	1.24
D occupancy I	12	0.83	0.235	0.183	2.24

Les simulations permettent également d’identifier, pour les systèmes complètement mécaniques, quelle partie du taux de renouvellement d’air est due aux infiltrations et quelle partie est due à la ventilation :

- système D standard et étanchéité de 12 : taux de renouvellement d’air total de 1.289 vol/h, dont 0.368 vol/h pour les infiltrations et 0.921 vol/h pour la ventilation.
- Système D low energy et étanchéité de 3 : taux de renouvellement d’air total de 0.603 vol/h, dont 0.142 vol/h pour les infiltrations et 0.461 vol/h pour la ventilation.

En passant du scénario D standard au scénario D low energy, la diminution pour la partie infiltrations (de 0.368 à 0.142) est due à la meilleure étanchéité à l’air de l’enveloppe pour le scénario « low energy », et la diminution pour la partie ventilation (de 0.921 à 0.461) est due à la diminution des débits (en fonctionnement) le recyclage appliqués dans le système low energy.

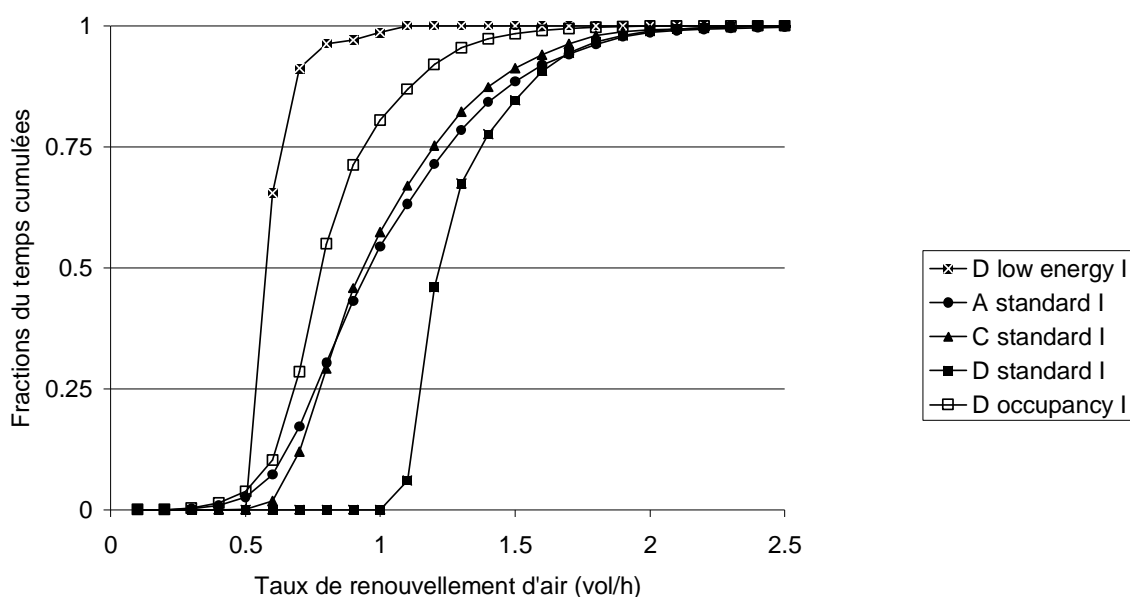
Remarque. Pour les systèmes standards, les résultats de simulations obtenus dans ce chapitre peuvent être comparés aux résultats obtenus sur les systèmes qui ont été simulés dans Hoofdstuk 5 pour une étanchéité à l’air de 3 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup> au lieu de 12.

Tabel 4: Comparaison des taux de renouvellement d’air moyens obtenus par simulation dynamique pour une étanchéité à l’air de l’enveloppe de 3 et de 12 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>, pour les systèmes de ventilation standard, C et D.

AER moyen	Etanchéité à l’air de l’enveloppe, v <sub>50</sub> (m <sup>3</sup> /h/m <sup>2</sup> )	
Système de ventilation	3	12
C standard	0.586	1.016
D standard	0.945	1.289

Le taux de renouvellement d’air obtenu par simulation dynamique peut également être présenté sous forme de fractions du temps cumulées dans les graphiques ci-dessous. Ces graphiques se lisent de la manière suivante :

- pour un taux de renouvellement d’air donné (en x sur le graphique), on en déduit la fraction du temps (en y sur le graphique) pendant laquelle le taux de renouvellement d’air est égal ou inférieur à cette valeur donnée ;
- pour une fraction de temps donnée (en y sur le graphique), on en déduit une valeur de taux de renouvellement d’air (en x sur le graphique) : pendant toute cette fraction du temps, le taux de renouvellement d’air est inférieur ou égal à cette valeur.



Figur 3: Distribution cumulée du taux de renouvellement d'air en fonction du temps, obtenu par simulation dynamique (Contam) pour différents systèmes de ventilation typiques.

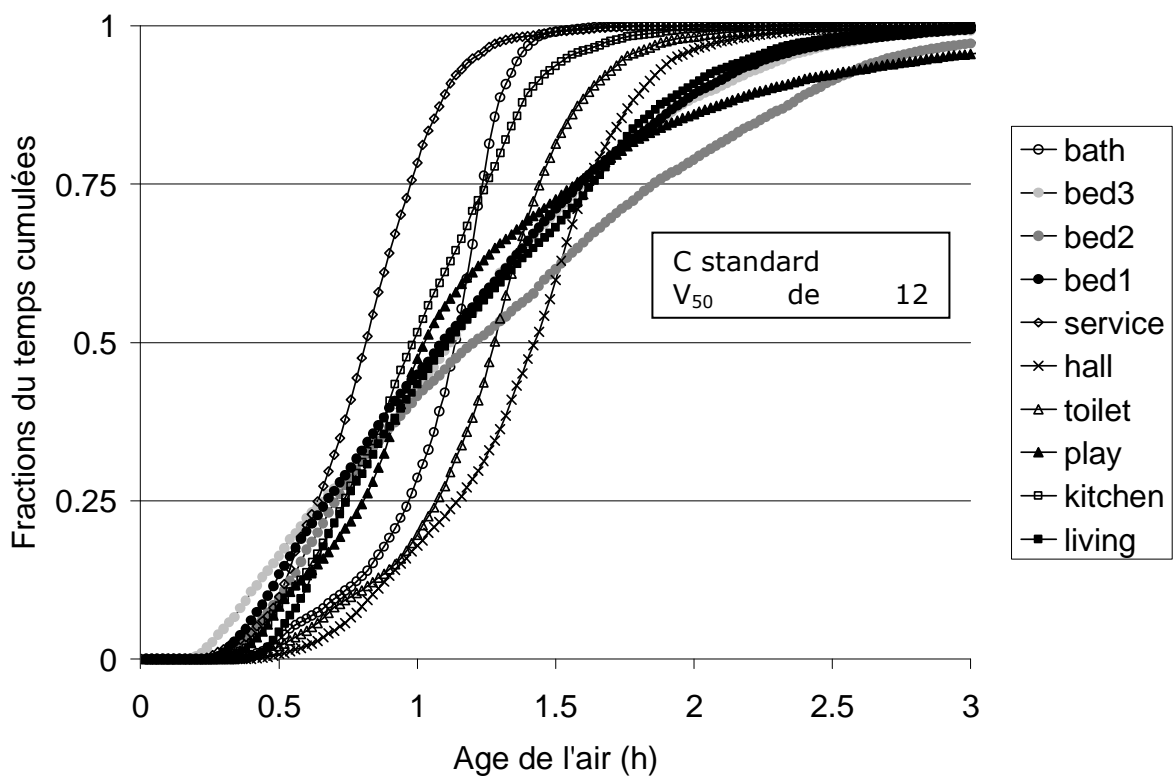
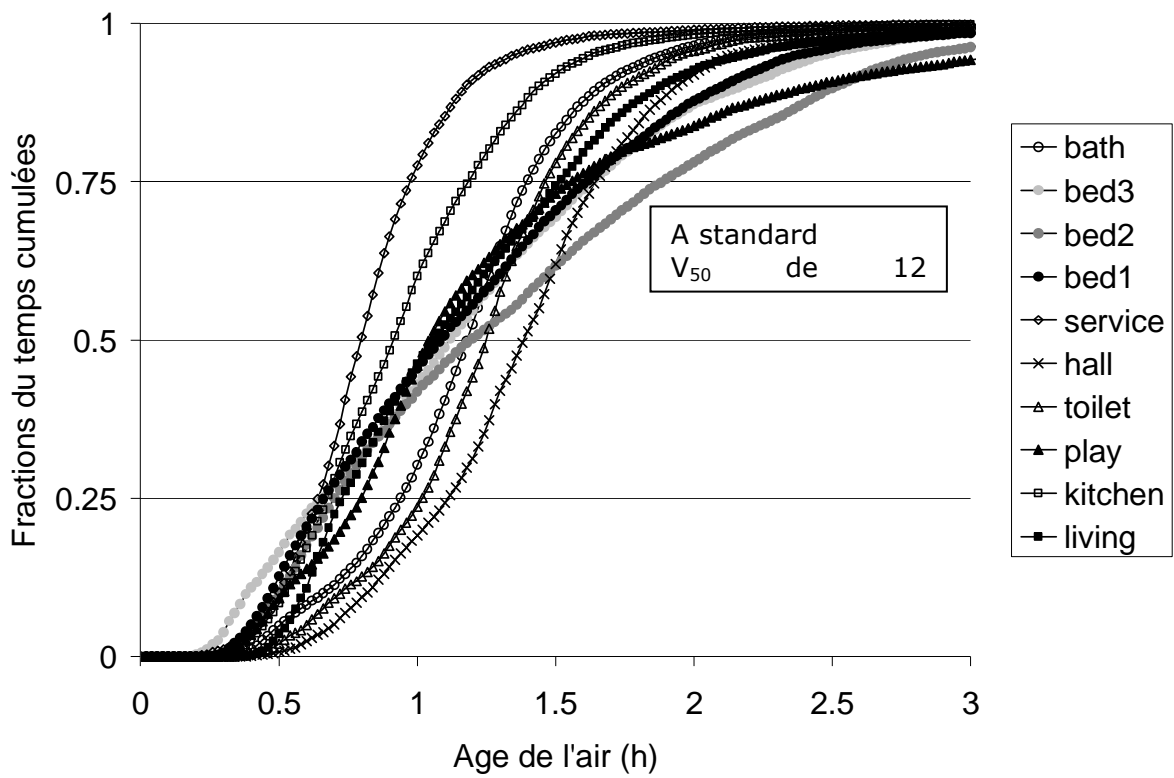
Le système « D standard » dimensionné selon la norme est le système qui apporte en permanence les débits minimum exigés par la réglementation dans tous les locaux. Ce système apporte le taux de renouvellement d'air le plus élevé de tous les systèmes étudiés, autant en moyenne que pour le minimum observé. Le système D étant mécanique autant à l'amenée qu'à l'extraction, il apporte donc un renouvellement d'air minimum quelques soient les conditions climatiques.

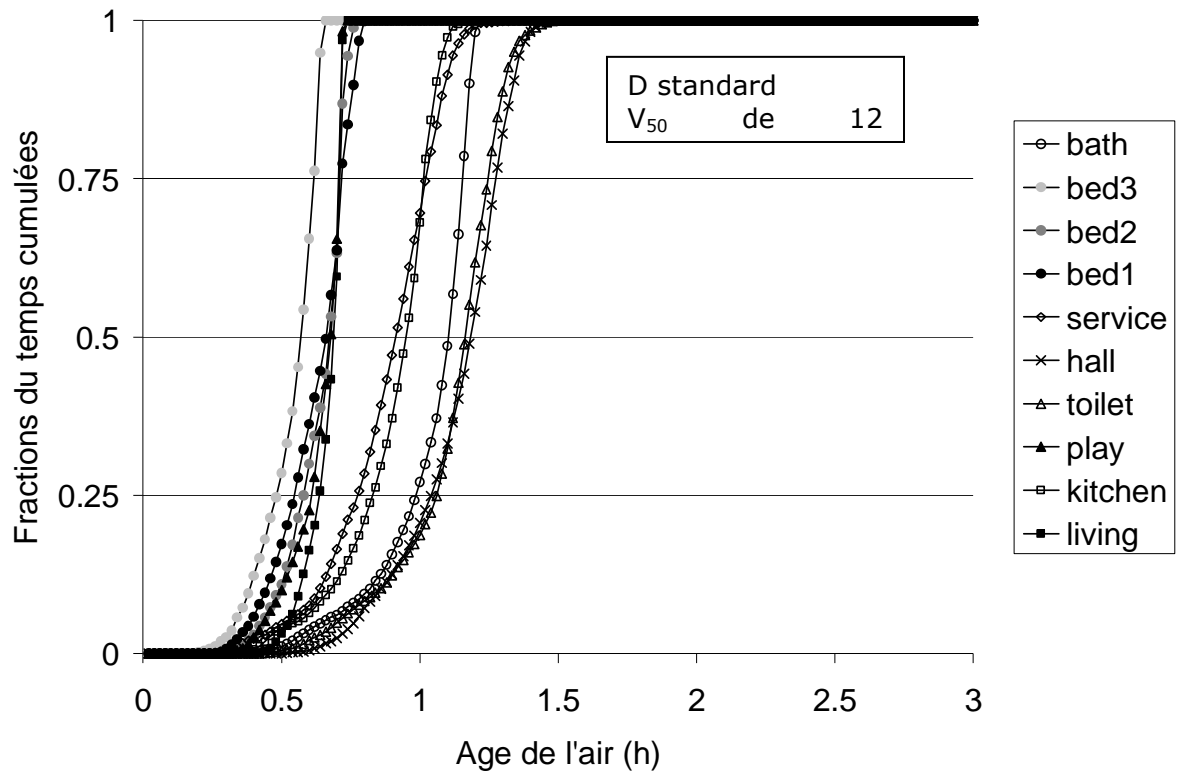
Les systèmes « A standard » et « C standard » présentent des distributions du taux de renouvellement d'air similaires. Pour ces systèmes, le taux de renouvellement d'air varie dans une plus large plage que pour le système D, car ces systèmes dépendent des conditions climatiques.

Le système « D low energy » apporte également un taux de renouvellement d'air assez constant (puisque mécanique), mais sensiblement plus faible que celui du système « D standard », puisque les débits sont réduits et que l'étanchéité à l'air dans ce cas était bien meilleure (3 vs. 12 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>).

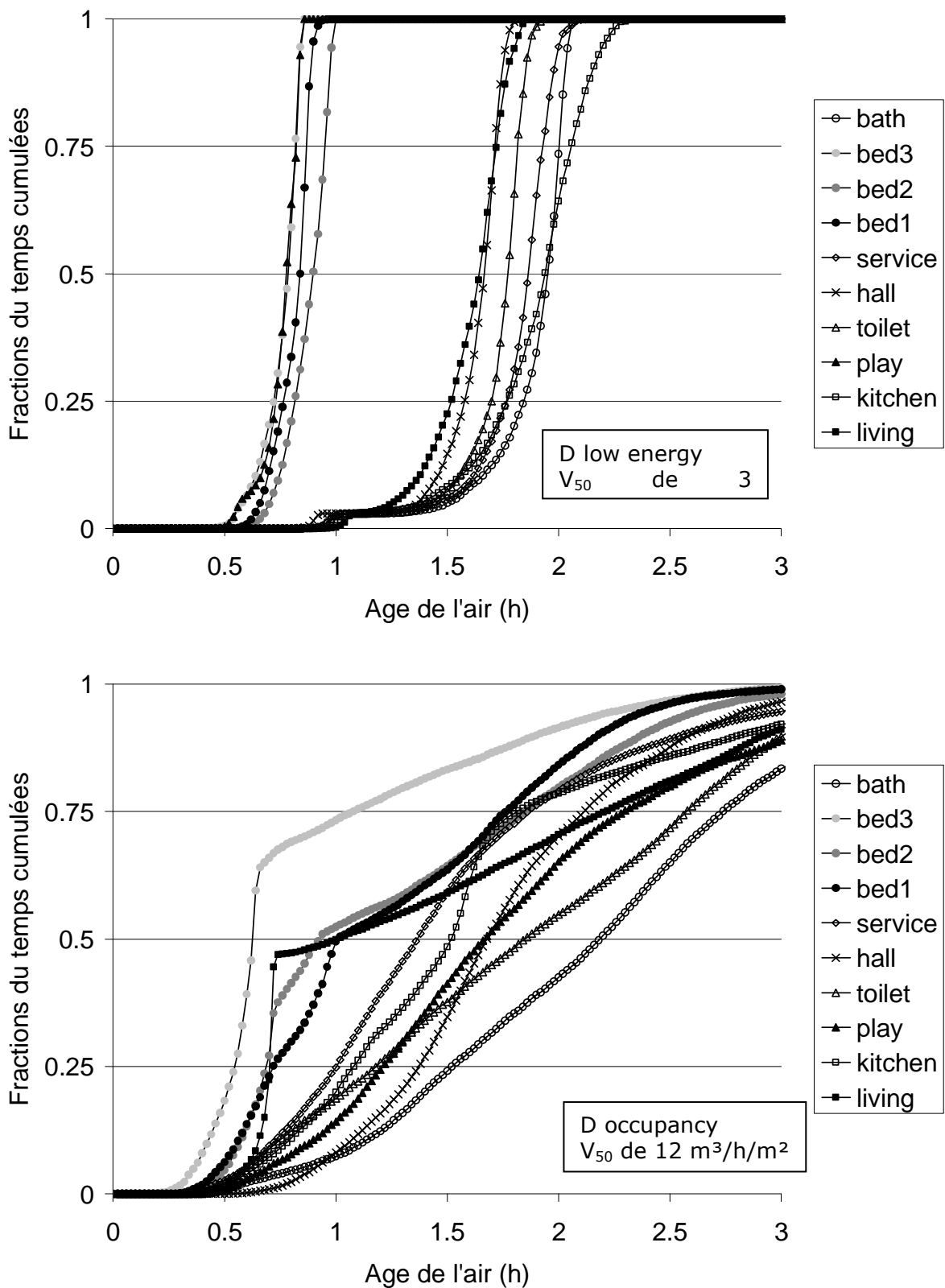
Le système « D occupancy », système de ventilation à la demande selon l'occupation, par contre, apporte un taux de renouvellement d'air plus variable, puisque le débit est adapté en fonction de l'occupation, entre un débit minimum et le débit de la norme.

A côté du taux de renouvellement d'air, les simulations dynamiques permettent également d'obtenir l'âge de l'air dans les différents locaux au cours du temps. Dans les graphiques ci-dessous, l'âge de l'air des les différents locaux est présenté sous forme de fraction du temps cumulée. Ces graphiques se lisent de la même manière que le graphique du taux de renouvellement d'air ci-dessus. Les données pour les espaces secs sont représentées par des symboles fermés et celles pour les espaces humides par des symboles ouverts.





Figur 4: Distribution cumulée de l'âge de l'air en fonction du temps, dans les différents locaux, obtenu par simulation dynamique (Contam) pour les systèmes de ventilation standards : A, C et D, et pour une étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment de  $12 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ .



Figur 5: Distribution cumulée de l'âge de l'air en fonction du temps, dans les différents locaux, obtenu par simulation dynamique (Contam) pour les systèmes de ventilation « D low energy » et « D occupancy ».



Contrairement au taux de renouvellement d'air ci-dessus, les profils de distribution de l'âge de l'air sont fortement différents d'un système à l'autre et sont également très différents en fonction des locaux étudiés.

Pour les systèmes A standard et C standard, qui sont assez similaires, l'âge de l'air varie assez fortement dans le temps, à cause des conditions climatiques. L'âge de l'air peut y être parfois plus élevé dans les chambres que dans les espaces humides. Par exemple, dans la chambre 2 avec ces systèmes, l'âge de l'air est proche de 2h pour un quart du temps. Ceci peut s'expliquer par la partie importante des in-exfiltrations dans le renouvellement de l'air (étanchéité de 12) : dans certains cas, de l'air neuf est apporté par infiltration dans les espaces humides, et le transfert entre espaces secs et humides ne se produit pas comme prévu.

Avec le système « D standard », l'âge de l'air est plus constant dans le temps, puisque le système est complètement mécanique. Avec ce système dimensionné selon la norme, l'âge de l'air est d'environ 0.5h dans les espaces secs, alors qu'il est proche de 1h dans les espaces humides. L'âge de l'air plus élevé pour les espaces humides s'explique par le fait que l'air est transféré des espaces secs vers les espaces humides. Avec le système « D low energy » et une étanchéité à l'air de l'enveloppe de 3 m<sup>3</sup>/h/m<sup>2</sup>, l'âge de l'air est également assez constant, mais sensiblement plus élevé que celui du système « D standard » (débit réduit, étanchéité améliorée). Avec ce système « D low energy », néanmoins, l'âge de l'air dans les chambres reste assez bon, et est même largement meilleure qu'avec les systèmes A et C pour une large fraction du temps. Dans les chambres, l'âge de l'air varie entre 0.5 et 1h. Avec ce système, l'âge de l'air dans les espaces humides augmente également, mais sans non plus atteindre des valeurs excessives : la plupart du temps l'âge de l'air est inférieur à 2h dans les espaces humides. Dans le living, l'âge de l'air augmente sensiblement, à cause du recyclage de l'air depuis les chambres, utilisé dans ce système.

Enfin, dans le système « D occupancy », l'âge de l'air est très fortement variable, puisque le débit de ventilation est adapté à l'occupation. En cas d'absence, l'âge de l'air augmente donc fortement, autant dans les espaces secs que humides.

Remarque. Dans le système « D low energy », les locaux humides et le living présentent, pour une petite fraction du temps, des âges d'air nettement inférieurs, à savoir entre 1 et 1.5, avec un plateau intermédiaire dans la courbe cumulée. Ceci est probablement dû à l'utilisation de la hotte (qui dans le modèle utilisé dépend de l'occupation de la cuisine), pendant cette petite fraction du temps. A ce moment, et compte tenu de la bonne étanchéité à l'air utilisée dans les simulations, la dépression créée par la hotte à l'intérieure du logement a pour effet d'augmenter les infiltrations, en priorité dans les locaux où la dépression est la plus importante, c.-à-d. dans les locaux humides. Néanmoins la présence de cette hotte ne modifie pas le reste des résultats et interprétations de ces données.

### → **Discussion**

Les résultats préliminaires présentés ci-dessus sont intéressants à plusieurs égards et plusieurs informations utiles peuvent être mises en avant. Il faut néanmoins rester prudent quant à l'interprétation de ces résultats et à leur généralisation. L'intervalle de temps utilisé dans les simulations étant de 15 min, les taux de renouvellement d'air minimum mentionnés ci-dessus peuvent ne pas être représentatifs de la réalité. Ainsi, ce n'est pas parce que le taux de renouvellement d'air est très faible pendant ce laps de temps, qu'il y aura forcément un problème de qualité de l'air ; cela dépend de ce qui se passe sur une échelle de temps plus grande, avant et après ce laps de temps de 15 min. Dans la suite du projet, il sera plus pertinent d'effectuer des simulations en

considérant les sources de polluants et en déterminant directement, par simulation, la concentration de ces polluants dans l'air et l'exposition des occupants.

### **Taux de renouvellement d'air vs âge de l'air**

Les résultats mentionnés ci-dessus montrent que le taux de renouvellement d'air moyen à l'échelle du bâtiment n'est pas suffisant pour aborder en détails la question de l'émission des matériaux. En effet, l'âge de l'air dans chaque pièce dépend aussi de l'efficacité du système de ventilation. Ainsi des taux de renouvellement d'air qui semblent honorables pour les systèmes A et C standards avec une étanchéité à l'air de  $12 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ , ne sont pourtant pas la garantie que la qualité de l'air sera suffisante dans chaque pièce de la maison et à tout moment. Avec ces systèmes et une telle étanchéité, le renouvellement de l'air est probablement plus élevé que nécessaire dans certaines pièces et à certains moments, dans les espaces humides par exemple, alors que le renouvellement de l'air est médiocre dans les chambres pendant une bonne partie du temps.

Avec le système « D low energy » et une étanchéité à l'air de  $3 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ , le taux de renouvellement d'air est fortement réduit, alors que l'âge de l'air n'est pas tellement détérioré par rapport aux autres systèmes. La qualité de l'air avec ce système « D low energy » sera meilleure qu'avec les systèmes A et C alors que le taux de renouvellement d'air moyen est plus faible. Ceci indique donc que le taux de renouvellement d'air ne suffit pas pour comparer différents systèmes de ventilation.

### **Problématique émission vs pollution humaine**

On considère le plus souvent la ventilation comme étant nécessaire à l'élimination des polluants d'origines humaine :  $\text{CO}_2$ , humidité, odeurs, etc. Dans certains cas, les débits de ventilation sont exprimés en fonction du nombre de personnes. On quantifie généralement, dans ce contexte, la qualité de l'air en fonction de la concentration en  $\text{CO}_2$  qui est assez bien représentative de l'occupation humaine. Et enfin, des systèmes de ventilation à la demande se développent de plus en plus, de manière à ne ventiler que lorsque c'est nécessaire, c-à-d principalement en présence des occupants.

La manière d'aborder le problème de l'émission des matériaux est néanmoins différente et nécessite quelques discussions. La concentration en  $\text{CO}_2$  n'est plus d'aucune utilité dans le contexte de l'émission des matériaux. L'âge de l'air utilisé ici peut se révéler utile, et en tout cas plus pertinent que le taux de renouvellement de l'air (voir ci-dessus). Le plus pertinent est néanmoins de simuler directement les sources d'émissions de polluants et d'en extraire les concentrations et expositions.

### **Espaces humides vs espaces secs**

Dans le contexte des pollutions d'origine humaine, basée sur les concentrations en  $\text{CO}_2$ , il a été démontré que la qualité de l'air pouvait être relativement délicate dans les espaces secs, en particulier dans les chambres (Projet EL<sup>2</sup>EP, Willems et al. 2006). C'est en effet dans ces espaces que la présence des occupants engendre le plus d'émissions de  $\text{CO}_2$ . C'est aussi dans ces espaces que les occupants passent la majorité de leur temps.

Dans le contexte de l'émission des matériaux, une attention supplémentaire devra peut-être être portée aux espaces humides. En effet, même si les émissions de  $\text{CO}_2$  sont limitées dans ces espaces, l'âge de l'air dans les espaces humides peut être sensiblement plus élevé que dans les espaces secs. En effet, l'air est normalement transféré depuis les espaces secs vers les espaces humides, dépendant du type de système et de l'étanchéité à l'air (infiltrations). Dans ce cas, l'air qui a déjà pu se charger en polluants émis par les matériaux dans les chambres pourra encore se charger d'avantage dans les locaux de transfert éventuels et dans les espaces humides. Il faudra évaluer avec attention l'effet d'une concentration en polluants plus élevée dans ces espaces, qui malgré une occupation généralement de plus courte durée, peut mener à une exposition non négligeable.

### **Système à la demande**

Ces premiers résultats montrent que l'âge de l'air peut être fortement augmenté en cas de ventilation à la demande. En effet, avec ce système basé sur l'occupation, en cas d'absence, le débit de ventilation est réduit puisque les sources de pollution humaine sont réduites. Mais pendant ce temps, l'émission des matériaux continue. Au moment du retour des occupants, et avant que le système de ventilation n'aie eu le temps de rétablir une qualité de l'air suffisante, l'exposition des occupants aux polluants provenant des matériaux peut être non négligeable.

Il manque actuellement des valeurs de référence pour les débits en cas d'absence dans les systèmes de ventilation à la demande. La norme exige un fonctionnement permanent, mais sans imposant de débit minimum. La prise en compte de l'émission des matériaux dans cette problématique est importante.

### **Bâtiments passifs**

Bien que le cas d'un bâtiment passif (étanchéité  $n_{50}$  de 0.6 vol/h + système D) n'a pas été simulé dans cette étude, les résultats obtenus dans les autres scénarios peuvent partiellement être extrapolés aux bâtiments passifs.

Dans un bâtiment passif, les infiltrations peuvent être négligées (étanchéité excellente) et le renouvellement d'air est presque exclusivement assuré par le système de ventilation de type D. Avec le système D standard, la partie du taux de renouvellement d'air pour la ventilation uniquement était de 0.921 vol/h. Un système de ventilation de type D, qui fonctionne en permanence au débit de conception exigé, devrait donc assurer un taux de renouvellement d'air tout à fait suffisant de l'ordre de 0.9 vol/h, même dans un bâtiment passif et en l'absence de toute infiltration.

Cependant, comme mentionné précédemment, les débits de fonctionnement réels peuvent être sensiblement inférieurs au débit de conception minimum exigé par la réglementation, dans un bâtiment passif tout comme dans d'autres bâtiments avec d'autres systèmes de ventilation. Néanmoins, les résultats des simulations ci-dessous (voir les résultats d'âge de l'air) montrent clairement que le système D est plus efficace que les autres systèmes du point de vue de la qualité de l'air, et cela même pour des débits plus faibles (cfr système « low energy »). Il n'y a donc, a priori, pas plus de risque de mauvaise qualité de l'air dans une maison passive, avec un système D conforme, par rapport à des bâtiments moins étanches ou à d'autres systèmes de ventilation. La qualité de l'air réelle dépendra cependant de la conception et de l'installation correcte du système, ainsi que de l'utilisation par l'occupant et de l'entretien.

#### **2.4.5 Valeurs actuelles et évolution probable du taux de renouvellement d'air**

Le taux de renouvellement d'air dépend à la fois de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment, et du système de ventilation. L'inventaire et les simulations ci-dessus indiquent que ce taux de renouvellement d'air peut varier fortement d'un cas à l'autre. Une généralisation de valeurs de taux de renouvellement d'air pour ces différents cas est donc délicate, d'autant que le taux de renouvellement d'air seul n'est pas directement lié à la qualité de l'air à l'intérieur du bâtiment (cfr âge de l'air).

Néanmoins, pour utilisation dans des calculs simplifiés et pour de premières estimations, il serait utile de disposer d'une valeur de taux de renouvellement d'air moyen. Un taux de renouvellement d'air de 1 vol/h pourrait être considéré comme valeur moyenne pour de tels calculs simplifiés :

- C'est la valeur obtenue à partir des données de l'étude SENVIVV, sur base de l'étanchéité à l'air mesurée et du débit de ventilation de la norme calculé pour un échantillon de bâtiments réels.

- C'est aussi l'ordre de grandeur correspondant à un système C avec une étanchéité de  $12 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$  ou avec un système D avec une étanchéité à l'air de 12 ou de  $3 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ , pour le bâtiment modèle utilisé dans les simulations (maison 4 façades).
- C'est aussi la valeur de référence mentionnée dans Binnenmilieubesluit van de Vlaamse regering, 11 juni 2004.

Cette valeur moyenne ne peut cependant être utilisée qu'avec beaucoup de prudence car :

- Le taux de renouvellement d'air n'est pas suffisant pour investiguer précisément l'effet de l'émission des matériaux sur la qualité de l'air, notamment pour comparer différents systèmes ou différentes configurations de bâtiment.
- Un taux de renouvellement d'air plus faible est possible en pratique dans certains cas, notamment en cas de débits de fonctionnement réduits, ou à certains moments avec certains systèmes de ventilation (A et C notamment) et avec une très bonne étanchéité à l'air.

L'évolution future du taux de renouvellement d'air des logements en Belgique dépendra de deux effets opposés :

- Une amélioration probable de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe des bâtiments impliquera une diminution des infiltrations et du taux de renouvellement d'air des bâtiments.
- La présence d'un système de ventilation (actuellement obligatoire) impliquera un débit de ventilation contrôlé et une augmentation du taux de renouvellement d'air.

Il est possible que ces deux effets se compensent, à l'avenir, de manière à garantir un taux de renouvellement d'air suffisant grâce à un système de ventilation et malgré une meilleure étanchéité à l'air de l'enveloppe.

### **2.4.6 Hypothèses retenues dans ce projet**

Pour des estimations ou calculs simplifiés, une valeur de taux de renouvellement d'air de  $1 \text{ vol}/\text{h}$  peut être considérée comme une estimation moyenne, mais doit être utilisée néanmoins avec beaucoup de prudence.

Pour pouvoir comparer plus en détails différentes configurations (systèmes de ventilation par exemple), il sera nécessaire d'utiliser des simulations dynamiques qui permettront de déterminer précisément les concentrations en polluant dans chaque local, et éventuellement l'exposition des occupants.

## 2.5 Conclusions

Les éléments clés pour aborder la problématique de l'émission des matériaux sont l'étanchéité à l'air de l'enveloppe des bâtiments et le système de ventilation (type, débit).

Compte tenu de la **réglementation sur la performance énergétique des bâtiments** et d'autres incitants tels que le prix de l'énergie, les primes, etc., on doit s'attendre à une évolution du marché vers des bâtiments plus performants, voire basse énergie, ce qui implique :

- une amélioration de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe, et donc à une diminution du renouvellement d'air par in-exfiltration ;
- une maîtrise des débits de ventilation, accompagnée :
  - o du développement des systèmes de ventilation, obligatoires dans la réglementation PEB et qui sont encore très peu répandus dans les bâtiments existants aujourd'hui ;
  - o d'une diminution éventuelle des débits réellement mis en pratique par rapport au débit de la norme : ventilation à la demande, ajustement des débits de fonctionnement plus faible que le débit de conception, etc. ;

Dans ce contexte, il est effectivement important d'évaluer si l'émission des matériaux ne présente pas un risque de dégradation de la qualité de l'air intérieur et donc un risque pour la santé.

En l'absence de données récentes sur **l'étanchéité à l'air des bâtiments** et compte tenu des incitants à construire de plus en plus étanche, il convient de prendre en compte dans la suite du projet une bonne, voire très bonne étanchéité à l'air de l'enveloppe.

Une valeur de  $v_{50}$  de 3 (m<sup>3</sup>/h)/m<sup>2</sup> semble tout à fait réaliste et accessible à court/moyen terme pour une bonne partie des nouvelles constructions, avec une diminution drastique des infiltrations et exfiltrations. On doit donc d'abord vérifier si l'émission des matériaux constitue un problème dans ces conditions de bonne étanchéité à l'air. Si non, alors il n'y a pas non plus de problème pour les bâtiments moins étanches. Si oui, des recommandations sur les émissions des matériaux seraient alors pertinentes. Ce choix permet également de se placer du côté de la sécurité. En effet, si l'étanchéité à l'air est moins bonne qu'attendue dans la réalité, les infiltrations en seront plus élevées et la qualité de l'air légèrement meilleure.

Actuellement, la majorité des logements n'est pas équipée de **système de ventilation**. Pourtant aujourd'hui, la ventilation est une obligation légale. La première question à investiguer dans ce projet est donc d'abord de vérifier si les débits exigés par la norme ventilation sont suffisants pour éliminer les polluants émis par les matériaux de construction. Le système « D standard » permettra de simuler un système qui délivre en permanence les débits de la norme.

Dans un deuxième temps, il faudra évaluer l'effet de l'émission des matériaux dans des conditions de ventilation moins favorables que le débit de la norme fourni en permanence :

- Les premiers résultats présentés dans ce chapitre démontrent clairement que les différents systèmes de ventilation ne sont pas équivalents entre eux. Il faudra donc en tenir compte, notamment pour le système C.
- Les systèmes de ventilation plus performants en énergie sont amenés à se développer à l'avenir grâce à la réglementation PEB. De tels systèmes sont :
  - o Un système D (qui permet la récupération de chaleur), avec un débit réduit par rapport à la norme, car il est certain que les systèmes installés fonctionnent à un débit de fonctionnement nettement réduit

par rapport au débit de conception exigé par la norme. Des valeurs de 50 à 70% du débit d'alimentation sont à considérer.

- o Un système de ventilation avec recyclage de l'air des chambres vers le living (autorisé seulement avec un système D). C'est en effet une manière courante et efficace d'équilibrer les débits entre alimentation et extraction, sans dégradation de la qualité de l'air en tout cas en ce qui concerne les pollutions d'origine humaine.
- o Un système de ventilation à la demande en fonction de l'occupation. Il s'agit d'identifier le problème d'exposition potentiel au moment où un occupant entre dans le bâtiment après une certaine période d'inoccupation.

Le taux de renouvellement d'air ne peut être utilisé pour estimer l'effet de l'émission des matériaux que dans des calculs simplifiés. Dans ce cas, une valeur de 1 vol/h peut être considérée pour des estimations (très) grossières. Pour investiguer plus en détail l'effet de l'émission des matériaux sur la qualité de l'air, le taux de renouvellement d'air n'est pas suffisant. Les simulations présentées dans ce chapitre montrent clairement que le taux de renouvellement d'air moyen pour le bâtiment n'est pas représentatif d'une bonne qualité de l'air dans tous les locaux et à tout moment.

Pour évaluer précisément l'effet de l'émission des matériaux, notamment pour comparer différents systèmes de ventilation ou différentes configurations de bâtiments (étanchéité à l'air, type de bâtiment, géométrie, etc.), l'utilisation de simulations dynamiques est tout à fait pertinente. Ces simulations permettront notamment :

- de tenir compte d'une émission différente dans différents locaux ;
- de déterminer directement les concentrations dans les différents locaux en fonction du temps et les concentrations moyennes sur une période donnée ;
- éventuellement, de déterminer l'exposition des occupants aux polluants, sur base d'un profil d'occupation.

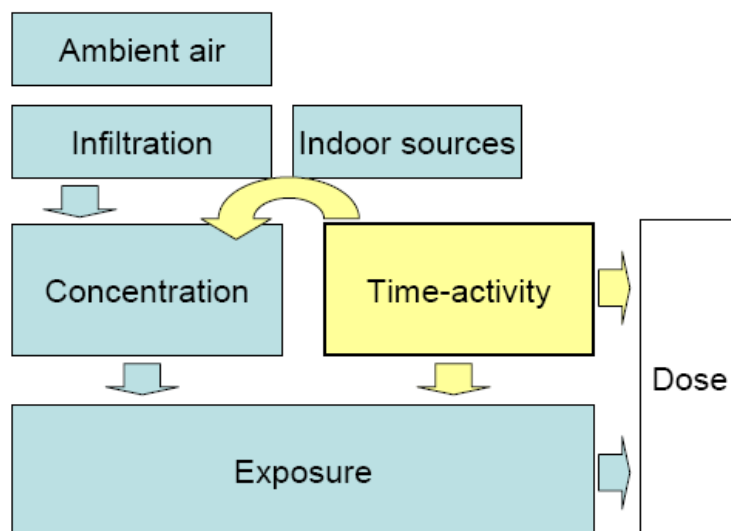
Enfin, il faut garder à l'esprit que seules l'étanchéité à l'air de l'enveloppe et la ventilation (type, débit) sont pertinents pour la qualité de l'air intérieur. Le niveau E d'un bâtiment, calculé dans le cadre de la réglementation sur la performance énergétique des bâtiments, n'est pas directement lié à la qualité de l'air. Ce niveau E est le résultat de l'ensemble de la performance énergétique du bâtiment : compacité, isolation, système de chauffage, production d'eau chaude, gains solaires, mais aussi ventilation et étanchéité de l'enveloppe. De plus, le calcul du niveau E est un calcul simplifié, qui ne tient pas compte de la différence des débits réels entre différents systèmes de ventilation, ou de systèmes innovants tels que la ventilation à la demande.

## HOOFDSTUK 3 INVENTARISATIE VAN DE BESTAANDE MODELLEN EN HUN GELDIGHEID

### 3.1 Modelleren van blootstelling aan pollutanten in binnenlucht: principes

De pollutent concentratie in een binnenruimte hangt af van drie factoren: 1) van de kwaliteit van de buitenlucht, 2) van de pollutent emissies binnenshuis en 3) van de luchtverversingsgraad van de binnenruimte. Concentraties in de binnenruimte en de tijd-activiteit patronen van de bewoners zijn de sleutelementen voor het bepalen van de blootstelling (zie Figuur 6). Sommige emissiepatronen (bvb. luchtverfrissers, onderhoudsproducten) zijn ook afhankelijk van tijd-activiteitspatronen.

De eerste component van de voorspellingsmodellen voor binnenluchtblootstelling is dus een voorspellingsmodel voor pollutentconcentraties, die de luchtverversingsgraad en pollutent emissies van binnenlucht bronnen in rekening brengen.



*Figuur 6: schematische voorstelling van de factoren die binnenlucht concentraties en – blootstelling beïnvloeden (bron: de Oliveira Fernandes et al., 2009).*

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gemaakt van binnenshuis lucht concentratiemodellen. Sommige van deze modellen kunnen ook tijd-activiteitspatronen in rekening te brengen, en zijn dus in staat om blootstelling te modelleren.

In onderstaand luik wordt eerst een beschrijving gemaakt van de 2 methodes die gebruikt worden in concentratie- en blootstellingsmodellen.

Daarna worden de blootstellingsmodellen die op de markt zijn beschreven, en hun voor- en nadelen besproken. In een laatste luik wordt de validatie van deze modellen onder de loep genomen.

### 3.2 Microscopische en macroscopische modellen

Fysische binnenlucht concentratiemodellen zijn gebaseerd op het principe van behoud van massa. De contaminant accumulatie is gelijk aan het verschil tussen de massa die de binnenruimte binnenkomt en de massa die de binnenruimte verlaat.

De toename van pollutent concentraties wordt veroorzaakt door emissies in een bepaald volume, en door transport vanuit andere omgevingen (buitenlucht en aangrenzende kamers). De afname van pollutent concentraties wordt veroorzaakt door transport van lucht van binnen naar buiten, door verwijdering op fysische en chemische sinks binnenshuis, of door conversie van de contaminant naar ander vormen, die minder of meer schadelijk kunnen zijn dan de oorspronkelijke stof (de Oliveira Fernandes et al., 2009).

Er worden 2 methodes gebruikt in het modelleren van binnenluchtconcentraties: microscopische en macroscopische modellen.

Microscopische modellen maken gebruik van 'computational fluid dynamics' (CFD). Microscopische (ook wel zonale modellen genoemd) worden gebruikt indien het nodig is om variaties in luchtstroming, temperatuur, vocht, concentraties... te kennen binnen één ruimte.

Deze methode berekent waarden voor alle relevante parameters in alle punten van de ruimte, en de output van het model heeft een hoge resolutie. Microscopische modellen maken dus concentratieprofielen binnen één ruimte. Microscopische modellen hebben als input ondermeer de fysische dimensie van de ruimte nodig, warmtebronnen, alsook objecten in de ruimte die de luchtstroming kan beïnvloeden (meubelen, personen,..). Dergelijke microscopische modellen beperken zich meestal tot het modelleren van één ruimte.

Macroscopische modellen daarentegen beschouwen elke ruimte als homogeen, en berekenen gemiddelde concentraties per ruimte. Macroscopische modellen (multi-zone modellen) houden rekening met verschillende ruimtes in één gebouw, en met de connecties tussen deze ruimtes.

Naast microscopische en macroscopische modellen bestaan er ook gecombineerde modellen. Deze modellen combineren sommige eigenschappen van micro- en macroscopische modellen en hebben het potentieel om hoge resolutie te gebruiken wanneer nodig en lage resolutie voor de rest van het gebouw. Sommige onderzoekers zijn erin geslaagd om succesvol multi-zone modellen te koppelen met CFD-modellen (Clarcke et al., 1995; Stewart & Ren, 2006). Deze gecombineerde modellen vertonen echter ook de inherente moeilijkheden van de CFD-modellen (de Oliveira Fernandes et al., 2009).



Microscopische en macroscopische modellen hebben elk hun voor – en nadelen. In de Envie-studie werd een kritische review gemaakt van microscopische en macroscopische modellen. De conclusies van de Envie-studie ( worden hier kort samengevat:

### Microscopische modellen

- Berekenen de volgende parameters: luchtstromingspatronen, temperatuur, performantie van ventilatiesystemen, thermisch comfort, winddruk verschillen voor stroming rond gebouwen, pollutanten transport en vocht, ...
- Zijn beperkt tot het modelleren van één ruimte
- Het resultaat heeft een hoge resolutie. Dit is nuttig wanneer verwacht wordt dat er sterke heterogeniteit bestaat (bvb. niet-conventionele ventilatiesystemen)
- CDF simulaties zijn nuttig wanneer moeilijk meetbare variabelen moeten gekend zijn in alle punten van de ruimte
- Simulaties zijn nuttig om trends te bestuderen (bvb. sensitiviteitsanalyse van flow patronen i.f.v. kleine veranderingen)
- Het definiëren van het model (zeker voor 3-dimensionele analyses) en het identificeren en specificeren van de juiste randvoorwaarden is moeilijk en tijdrovend.
- CFD modellen zijn vooral gericht op berekenen van lucht- en warmtefluxen, en minder op contaminanten. De meeste CFD modellen bevatten geen module die in staat is bron – emissie – verspreiding te modelleren. Recent zijn er wel enkele publicaties verschenen waarin CFD modellen ontwikkeld zijn die emissies uit bronnen kunnen modelleren (Deng et al., 2007 en Zang & Zang (2007).
- Door de complexiteit van modellen is er een sterke rekenkracht vereist.
- Beperkte gebruiksvriendelijkheid

### Macroscopische modellen

- Houden rekening met de volgende parameters: ventilatie, luchtdichtheid van het gebouw, klimaat.
- Modelleren luchtstromingen en concentraties in verschillende kamers in 1 gebouw
- Berekenen de volgende parameters: luchtstromen over de gebouwschil, tussen kamers, en door mechanische ventilatiesystemen, concentraties pollutanten.
- Invoer – en uitvoer parameters zijn gemiddeldes per ruimte; er kunnen dus geen concentratieprofielen, luchtstromingspatronen of temperatuursverschillen binnen één ruimte voorspeld worden
- Gebruiksvriendelijke softwarepakketten beschikbaar

Talrijke experimenten uitgevoerd in testkamers van EPA tonen aan dat de veronderstelling van goede menging en dus homogene concentraties binnen één ruimte in de meeste gevallen geldig is (Sparks, 1991).

Het afwegen van de voor – en nadelen van microscopische versus macroscopische modellen in functie van de nood van een geschikt model voor deze studie leidt tot ons tot de voorkeur voor het gebruik van macroscopische modellen. Essentiële vereisten voor onze studie zijn immers de mogelijkheden om voorspellingen te maken voor een realistische woning bestaande uit meerdere kamers, en de gebruiksvriendelijkheid van sommige softwarepakketten van macroscopische modellen is een sterk pluspunt.

Daarom zal het onderstaand overzicht van beschikbare modellen voornamelijk gericht zijn op macroscopische modellen.

### 3.3 Bron-emissiemodellen en integrale modellen

De verspreiding van polluenten vanuit de bron naar de omgeving vormt een essentieel onderdeel van integrale binnenluchtmodellen.

Het modelleren van bron-emissies is echter vaak een discipline op zich. Zo zijn verschillende emissie bron modellen beschikbaar, die toelaten om tijds-afhankelijke en materiaal/polluent specifieke emissiepatronen te voorspellen. Sommige van die modellen zijn toepasbaar voor een brede waaier van bronnen/materialen, terwijl andere modellen ontwikkeld zijn voor specifieke materialen (bvb. tapijten, verven, gipsplaten,...).

Guo et al. (2002) maakte een overzicht van de beschikbare bron – emissiemodellen. In zijn review paper beschrijft, systematiseert en beoordeelt Guo et al. (2002) 52 bron –emissiemodellen, gaande van algemene tot materiaalspecifieke modellen. Sommige van deze modellen zijn statisch, terwijl andere modellen massa-transfer modellen zijn. In een vervolgpaper van deze review beschrijft Guo et al. (2002) methodes om deze bron-emissie modellen te parametrizeren.

Voor een overzicht van deze bron-emissiemodellen verwijzen we naar de papers van Guo et al.(2002). Deze bron-emissiemodellen zijn voor onze doeleinden in het kader van dit project echter slechts bruikbaar indien ze geïmplementeerd zijn in integrale binnenluchtmodellen. Losstaande bron-emissiemodellen laten immers niet toe om rekening te houden met ventilatie van het gebouw waarin de materialen gebruikt worden.

In het overzicht van de integrale modellen wordt er aandacht besteed aan de uitgebreidheid/flexibiliteit van de vorm en beschrijving van bron-emissiemodellen als onderdeel van integrale binnenluchtmodellen. Dit kan variëren van eenvoudige constante emissiebronnen tot inbegrip van modellen ter beschrijving van emissies uit specifieke bronnen.

### 3.4 Inventarisatie integrale binnenlucht modellen

Dit overzicht omvat de meest courante integrale IAQ modellen die gebruikt worden om de hele keten van bron – emissies- concentraties- blootstelling- impact aan polluenten in binnenlucht te voorspellen.

De volgende modellen worden onderzocht: AllerSan/MaNaPi, COMIS, CONTAM, CPIEM, I-BEAM, INDAIR/EXPAIR, MIAQ en RISK-PARAMS/IAQX.

In Tabel 5 is een systematisch overzicht gegeven van de modellen wat betreft de volgende criteria:

- Komt het aspect **energieprestatie** impliciet of expliciet aan bod in het model?
- Is er naast een zuiver concentratiemodel ook een **blootstellingsmodel** aanwezig, m.a.w. is er de mogelijkheid om blootstelling te kwantificeren op basis van invoer van tijdbestedingspatronen van bewoners
- In welke mate en in welke vorm (flexibiliteit; detailniveau) is het aspect **luchtverversing** aanwezig in het model?
- Is het binnenluchtmodel geschikt voor chemische **polluenten die uit bouwmaterialen** geëmitteerd worden?
- Welk **emissie-verspreidingsmodellen** zijn er ingebouwd in het binnenluchtmodel (+ flexibiliteit)
- Kan het model rekening houden met (chemische) **interactie tussen polluenten**?
- Is het model voorzien van **parametrisatie**, of eerder een toolbox die nog dient gestoffeerd te worden met parameters? En indien er parametrisatie aanwezig is, zijn die bruikbaar voor de Belgisch situatie?
- **Gebruiksvriendelijkheid**, interface en beschikbaarheid van model?
- **Validatie** van het model?

In de sectie volgend op de tabel volgt een algemene beschrijving van elk van de modellen.

Tabel 5: overzicht kenmerken binnenlucht- en blootstellingsmodellen

Modellen	energieprestatie	Blootstellingsmodel	ventilatie	polluenten uit bouwmaterialen	emissie- en verspreidingsmodel (+ flexibiliteit)	interactie polluenten	databanken parametrisatie Belgische woningen	gebruiksvriendelijkheid	validatie
<b>AllerSan/MaN aPi</b>	--- <sup>a</sup>	--- beperkt tot concentratiemodel	NaVIAQ-COMIS; kan enkel natuurlijke ventilatie in rekening brengen	zeer beperkt; gericht op 3 groepen: irritanten, allergenen en oncogenen	black box	? (blackbox-waarschijnlijk niet)	default basis woning-karakteristieken (EU); aanpasbaar door gebruiker	gebruiksvriendelijke userface; huidige beschikbaarheid model: ?	geen validatiestudies gekend
<b>COMIS</b>	beperkt: kan energieverlies door ventilatie berekenen	--- beperkt tot concentratiemodel	zeer gedetailleerde ventilatieberekeningen mogelijk	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	nominale bronsterkte (constant of tijdsafhankelijk) als model input	neen	neen	COMIS: niet gebruiksvriendelijk; COMERL en IISibat ontwikkeld als interface voor COMIS	verschillende validatiestudies (vnl. ventilatie)
<b>CONTAM</b>	---	concentratie- en blootstellingsmodel	Zeer gedetailleerde ventilatieberekeningen mogelijk	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	nominale bronsterktes + mogelijkheid tot verschillend bron-emissierelaties (constant, decay,...)	mogelijk, aan de hand van kinetische eerste order exp. eacties tussen polluenten	zeer beperkt - nvl. databanken voor ventilatie-elementen; USA database	gebruiksvriendelijke userface; model gratis beschikbaar via website NIST	verschillende validatiestudies
<b>CPIEM</b>	---	voornamelijk focus op blootstelling (+distributies) in Californië op basis van meetgegevens binnenluchtconc.	weinig flexibiliteit; geen keuze ventilatiesysteem, aanpassing dimensies en indeling woning mogelijk	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	emissie-verspreidingsmodel (massa-balans) wordt gebruikt indien geen meetgegevens in databank aanwezig zijn	neen	neen, focus op Californië	gebruiksvriendelijke interface, beschikbaarheid ?	geen validatiestudies gekend

## Hoofdstuk 3 inventarisatie van de bestaande modellen en hun geldigheid

Modellen	energieprestatie	Blootstellingsmodel	ventilatie	polluenten uit bouwmaterialen	emissie- en verspreidingsmodel (+ flexibiliteit)	interactie polluenten	databanken parametrisatie Belgische woningen	gebruiks-vriendelijkheid	validatie
<b>I-BEAM</b>	ja, - interactie tussen IAQ, energieprestatie en gebouwconstructie	neen- eerder educatieve tool, geen kwantitatieve berekeningen	niet kwantitatieve relatie ventilatie - IAQ, geen echte modellering	neen	geen emissie-verspreidingsmodel aanwezig	neen	neen	gebruiksvriendelijke interface, webtoolachtig	nvt
<b>INDAIR/EXPAIR</b>	---	EXPAIR-module: blootstellingsberekeningen ahv tijdsbestedingsdatabank	heel beperkt; ventilatie wordt niet berekend; moet als dusdanig in model gebracht worden ; geen opties om openen ramen, mechanische ventilatiesystemen in rekening te brengen	vooral gericht op polluenten die buitenbronnen hebben naar binnen kunnen infiltreren (PM, CO; NO2)	vnl. infiltratie buiten-binnen en verbrandingsprocessen (bvb koken) die PM, CO en NO2 vrijgeven; geen emissiemodellen voor bouwmaterialen	neen	woningen UK	beschikbaarheid: ?	validatie voor PM 10
<b>MIAQ</b>	---	--- beperkt tot concentratiemodel	model heeft als input debieten tussen verschillende kamers nodig (meestal niet beschikbaar), kunnen niet berekend worden	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	nominale (constante) bronsterktes	neen	neen	geen gebruiksvriendelijke interface; data-input vereisten niet gebruiksvriendelijk	geen validatiestudies gekend
<b>RISK/PARAMS/IAQX</b>	---	blootstellingsmodel aanwezig + risico-beoordelingsmodel	ventilatieberekeningen mogelijk ((variabele) HVAC, natuurlijke ventilatie), minder details dan CONTAM	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	verschillende emissie-verspreidingsmodellen beschikbaar: e.g. exponentieel decay model, verven, morsen, polyfit, petroleum spill,...	ja (IAQX)	neen, wel uitgebreide databank emissies, woningkarakteristieken maar voor Amerikaanse markt	gebruiksvriendelijke interface; verkrijgbaar via EPA website	volgens EPA website goede overeenkomst testkamer experimenten en modelleringen;

## Hoofdstuk 3 inventarisatie van de bestaande modellen en hun geldigheid

Modellen	energieprestatie	Blootstellingsmodel	ventilatie	polluenten uit bouwmaterialen	emissie- en verspreidingsmodel (+ flexibiliteit)	interactie polluenten	databanken parametrisatie Belgische woningen	gebruiksvriendelijkheid	validatie
<b>MCCEM</b>	---	concentratie- en blootstellingsmodel	Geen ventilatieberekeningen mogelijk, AER en interzonale flowrates moeten gekend zijn:	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	emissieverspreidingsmodel met emissie ifv tijd als inputparameter	?	neen,	gebruiksvriendelijke interface; verkrijgbaar via EPA website	volgens de auteurs is MCCEM peer-reviewed door externe experts
<b>CowZ</b>	---	luchtstroming en concentratiemodel (zonaal model)	Zeer gedetailleerde ventilatieberekeningen en luchtstromingen binnen 1 ruimte mogelijk	ja, alle chemische stoffen/bronnen mogelijk	verschillende emissieverspreidingsmodellen in CowZ: constant, tijdsafhankelijk, op basis van evaporatie; VOC emissies uit coating materialen en gas en vloeistofvrijgave	? (neen)	neen	(nog) geen gebruiksvriendelijke software; broncode van CowZ vrij te verkrijgen bij auteurs CowZ	nog geen validatiestudies gekend

<sup>a</sup> niet aanwezig

### 3.4.1 Allersan/MaNaPI (Managing Natural Pollutants Indoors)

Allersan/MaNaPI (van Bronswijk et al., 2001) is een programma dat de risico's voor astma, allergiën en COPD (Chronic Obstructive Pulmonary Disease) in huizen tracht in kaart te brengen.

Deze software werd binnen een Europees project (2000/POL/107 MaNaPI) door een consortium ontwikkeld met als belangrijkste partners AllSan-IT (Slenaken, Nederland), TNO-Bouw (Delft, Nederland) en IT Rådgivning og Udvikling (Aarhus, Denemarken).

Allersan/MaNaPI simuleert luchtstromingen en het concentratieverloop van "irritanten", "oncogenen" en "allergenen" in een vereenvoudigde woning. Concentratieverloop van individuele componenten uit bouwmaterialen (bvb. stoffen uit TAAK 2) kunnen niet gemodelleerd worden met MaNaPi. Binnen MaNaPI laat men altijd eerst het ventilatieprogramma COMIS (zie 3.4.2) draaien. COMIS berekent de luchtstromingen (in m<sup>3</sup>/s) tussen de kamers onderling en tussen de binnen- en buitenlucht en het aantal volledige luchtuitwisselingen per uur per kamer. Dit gebeurt in functie van windrichting en windsnelheid buiten, van de buiten- en de binnentemperatuur en van de grootte van de openingen van ramen en deuren. In een tweede stap kunnen voor een "default-woning" de concentraties van de drie pollutanten groepen berekend worden. De "irritanten" bevatten o.m. componenten afkomstig van het koken, schoonmaakproducten en stofdeeltjes, de "allergenen" bevatten vooral componenten afkomstig van huisdieren, mijten, schimmels en planten en de "oncogenen" bevatten kankerverwekkende componenten zoals radongas, asbestvezels en tabaksrook.

In een derde stap kan nu, vertrekkende van de default-plattegrond voor een woning, een plattegrond ontworpen worden die qua ramen en deuren de te simuleren woning benadert. Andere verluchtingsinstallaties dan ramen en deuren (zoals mechanische ventilatiesystemen) kunnen worden binnen MaNaPI niet berekend. De plattegronden omvatten altijd een woonkamer, een keuken, een gang en twee slaapkamers. Er kan aangegeven worden of een kruipruimte gewenst is. Er kunnen ook een aantal gegevens aangepast worden m.b.t. het aantal huisdieren, het roken van sigaretten, het koken, het schoonmaken, het aantal bewoners en de grootte van de kamers in de woning. Gebruikmakend van deze gegevens kunnen opnieuw de ventilatie en vervolgens de concentraties in alle kamers berekend worden.

Het softwarepakket Allersan zou beschikbaar zijn via de website [www.phe.nl](http://www.phe.nl), bij schrijven van dit rapport was deze website echter niet beschikbaar.

Er zijn 2 grote nadelen voor de bruikbaarheid van het model binnen de context van deze studie: 1) ventilatiesystemen anderen dan natuurlijke ventilatiesystemen kunnen niet in rekening gebracht worden en 2) de aard van de pollutanten is te beperkt, en niet toegespitst op pollutanten die kunnen vrijkomen uit bouwmaterialen. Het programma is immers toegespitst op pollutanten zoals mijten en schimmels. Ook maakt het samenvoegen van volledig verschillende emissiebronnen (bv. koken en huisdieren) tot één getal van dit programma een black-box waarin de resultaten op een niet-transparante manier berekend worden. Bijkomend wordt enkel CO<sub>2</sub> als marker voor de irritanten gebruikt, en ook de andere pollutantcategoriën worden vaak op een sterk vereenvoudigde manier behandeld.

### 3.4.2 COMIS

COMIS ("Conjunction of Multizone Infiltration Specialists") is een "multizone ventilation model", dus een programma dat de luchtstromen tussen de buitenomgeving van een gebouw en de binnenruimtes alsook de luchtstromingen tussen de verschillende kamers onderling berekent. De huidige versie 3.0 (Feustel en Smith, 1997) kan zowel als een "stand-alone" ventilatie-programma gebruikt worden, maar kan ook onder de vorm van een module bijvoorbeeld binnen een binnenluchtmodel geïntegreerd worden.

Het model gebruikt als belangrijkste invoerparameters de verdeling van de winddruk op de gebouwoppervlakken en het drukverlies bij het stromen van lucht door ventilatieopeningen, ramen, deuren en kleine scheuren in de muren van een gebouw. Ook volledige HVAC-systemen (verwarming, ventilatie en airco-systemen) kunnen berekend worden. Dit programma is in eerste instantie ontwikkeld om luchtstromingen te modelleren, maar werd in een later stadium uitgebreid met bron-emissie modellen, de huidige versie van COMIS is ook in staat binnenluchtpolluent concentraties te berekenen.

### Validatie COMIS-model

Er zijn enkele COMIS validatiestudie gepubliceerd (Emmerich, 2001; Haghighat en Megri, 1996). De validatiestudies worden in de tekst aansluitend bij de beschrijving van het CONTAM model besproken vermits deze studies zowel de geldigheid van COMIS en CONTAM behandelen.

### **3.4.3 CONTAM**

De versie 2.4 van de "Multizone Airflow and Contaminant Transport Analysis Software" werd door het Amerikaanse "National Institute of Standards and Technology" (NIST) in de jaren 2002/2003 ontwikkeld (Dols en Walton, 2002; Walton en Dols, 2003). Het programma werd speciaal ontwikkeld voor de bepaling van luchtstromingen, pollutentconcentraties en persoonlijke blootstelling in de binnenluchtomgeving. CONTAMW refereert naar de grafische gebruiker-interface van CONTAM, terwijl de numerische solver CONTAMX genoemd wordt; gezamenlijk maken ze deel uit van CONTAM.

De modellering van de luchtstromingen wordt in CONTAM met algorithmes uit het programma AIRNET (Walton, 1989) berekend. Via de AIRNET-algorithmes worden binnen CONTAM o.a. de infiltratie, de exfiltratie en de luchtstromingen tussen de vertrekken van een gebouw berekend. Dit gebeurt op basis van drukverschillen veroorzaakt door verluchttingsinstallaties, de windsnelheid en -richting van de buitenlucht en de temperatuursverschillen tussen de binnen- en buitenlucht.

De concentraties van pollutenten worden berekend rekening houdend met de dispersie van de pollutenten via de luchtstromingen. Er kunnen (principeel) ook chemische omzettingen, adsorptie en desorptie aan oppervlakten, filtratie en depositie van pollutenten ingebouwd worden. Tenslotte kan ook de persoonlijke blootstelling berekend worden.

Voor de modellering van emissies uit bronnen (zoals bouwmaterialen) is er de mogelijkheid om met verschillende types van bron – emissie relatie te werken. Dit laat toe om brede waaier aan emissiepatronen te modelleren:

- Constant coefficient model
- Pressure driven model
- Cuf-off concentration model



- Decaying source model
- Boundary layer diffusion model
- Burst source model
- Deposition velocity sink model
- Deposition rate sink model
- Super source/sink model

Afhankelijk van de bron zijn immers verschillende emissiepatronen nodig: sommige materialen hebben een constante emissiesnelheid (constant coefficient model), andere materialen hebben dalende emissies in functie van tijd (decaying source model), nog andere materialen of producten geven op één moment een emissie, om daarna snel terug te vallen op nul-emissie (burst source model),...

Een groot voordeel van dit programma is dat het gedurende een lange periode continu verbeterd werd. De eerste versie (CONTAM86) werd al in 1986 geschreven en sindsdien werden stap voor stap talrijke verbeteringen geïmplementeerd, vaak naar aanleiding van validatiecampagnes.

Vandaag kan CONTAM als een uitgebreide "gereedschapsdoos" beschouwd worden die het voor de gebruiker (principiële) mogelijk maakt om berekeningen omtrent ventilatie en verspreiding en reacties van polluenten in de binnenlucht uit te voeren. Vaak ontbreken emissiegegevens en informatie/kennis over bijvoorbeeld de chemische omzettingen en de depositie van polluenten in de binnenlucht, maar ook over de manier hoe ventilatievoorzieningen binnen het model dienen beschreven te worden. Maar dit is eerder een algemeen probleem voor alle binnenluchtmodellen.

Dit heeft tot gevolg dat CONTAM vandaag een "onderzoekssoftware" voor deskundigen is. Het CONTAM model dient door de gebruiker gestoffeerd te worden met allerlei eigenschappen van de woning (dimensies, indeling, ventilatiesystemen, deuren, ramen,...), de polluenten (emissiesterkte van de verschillende bronnen), bewoners (tijd-activiteitspatronen),...

Via de grafische omgeving "SketchPad" van CONTAM kan de gebruiker een geïdealiseerde tekening van het te onderzoeken gebouw ingeven. Deze moet vooral de geometrische verhoudingen van het gebouw bevatten. De muren, vertrekken, ramen en deuren moeten zoals in het echte gebouw worden weergegeven. De deuren en ramen worden door hun karakteristieken m.b.t. luchtstroming gerepresenteerd. Meerdere verdiepingen van één gebouw zijn mogelijk.

Door middel van transiënteberekeningen kunnen ook veranderende condities in de buitenlucht in rekening gebracht worden zoals veranderende meteogegevens (temperatuur, luchtdruk, -vochtigheid, windsnelheid en -richting) en veranderende concentraties van de polluenten in de buitenlucht. Het model beschouwt elk vertrek als een zone met uniforme temperatuur en pollutentconcentraties; CFD-achtige modellering van verschillen binnen één kamer is dus niet mogelijk.

De elementen m.b.t. de ventilatie van het gebouw moeten uiterst gedetailleerd in het model geïmplementeerd worden, met alle eraan verbonden voor- en nadelen. Als voorbeeld kunnen de luchtweerstand van ventilatiekleppen en de prestatiecurven van ventilatoren in rekening gebracht worden. Ventilatie-elementen kunnen ook tijdsafhankelijk geïmplementeerd worden (bijvoorbeeld het open zetten van een raam). Hierdoor kan dan ook bijvoorbeeld een tijdsafhankelijke binnentemperatuur gemodelleerd worden. Ook de grootte van een ventilatieopening moet aangegeven worden; bij kleine openingen wordt met de viscositeit van de lucht rekening gehouden. Voor sommige verluchtingsopeningen moeten bijvoorbeeld het Reynolds-

getal en de hydraulische diameter worden aangegeven. Er kan ook voor een ventilatieopening een bij een bepaalde debiet gemeten drukverlies worden ingegeven.

Er kunnen kleine openingen met een luchtstroming in één enkele richting gemodelleerd worden, maar ook grote openingen zoals deuren en ramen waar zich door temperatuurverschillen (eigenlijk dichtheidsverschillen) tegelijkertijd luchtstromingen in twee richtingen kunnen voordoen.

Behalve deuren, ramen en andere openingen kan ook een volledig HVAC-systeem (heating, ventilation and air conditioning system) in het programma geïntegreerd worden. Een stelsel van buizen voor toevoer van "verse" lucht, recirculatie, verdeling op de verschillende vertrekken en uitvoer van lucht naar buiten kan gemodelleerd worden. De complexiteitsniveaus tussen een simpele deur en een volledig HVAC-systeem zijn ook mogelijk, zonder een stelsel van buizen in het model te moeten voorzien. Er kunnen ook gewoonweg toevoer-, afvoer- en recirculatiehoeveelheden per vertrek aangegeven worden.

Er kunnen ook filters in een ventilatie-element geïntegreerd worden om bijvoorbeeld de depositie van stofdeeltjes in een ventilatiebuis te simuleren.

Qua pollutanten kan er in principe een onbeperkt aantal chemische componenten en emissiebronnen gesimuleerd worden. Bijzonder interessant is dat emissies ook als functie van de tijd gedefinieerd kunnen worden (bijvoorbeeld koken of roken van een sigaret).

Bij het uitvoeren van een berekening vertaalt CONTAM alle informatie (plattegrond, ramen, deuren, emissiebronnen, ...) in een stelsel van vergelijkingen die door de numerieke solver via sparse matrix technieken opgelost wordt.

Een beperking van het model is dat chemische omzettingsreacties door eerste-orde reacties gerepresenteerd moeten worden, dus alleen lineaire omzettingen gemodelleerd kunnen worden. Deze beperking lijkt echter niet zeer limiterend te zijn omdat verwacht wordt dat de concentraties van de pollutanten binnenshuis vooral van de emissies vanuit de bronnen, het transport van de pollutanten via ventilatie en de depositie van de pollutanten op oppervlakten afhangen. De chemische omzettingsreacties zijn, in vergelijking met de buitenlucht, van minder groot belang (onvoldoend zonlicht voor fotochemische reacties, lage concentraties van "drijvende", sterk oxiderende componenten). Een representatie via eerste orde vergelijkingen lijkt voldoende te zijn.

### → **Validatie COMIS en CONTAM**

Emmerich (2001) schreef een review-paper over validatie van multizone IAQ modellen voor residentiële woningen. Hierin kwamen 3 soorten validatie-oefeningen aan bod:

- analytische verificatie,
- inter-model vergelijkingen,
- empirische verificatie aan de hand van metingen.

#### Analytische verificatie

Analytische verificatie gebeurt aan de hand van vergelijking met eenvoudige, numerisch opgeloste oefeningen. Bijvoorbeeld, CONTAM is nagekeken voor een aantal analytische cases waaronder airflow elementen in serie en parallel, powerlow airflow elementen, duct elementen, contaminant dispersie, wind pressure, ... Sommige van

deze analytische test-cases zijn gepubliceerd door Walton (1989). De wiskundige beschrijving van veel gebouwen is echter in veel gevallen te complex zodat analytische oplossingen vaak onmogelijk zijn. Volgens Emmerich hebben analytische verificatie-oefeningen slechts een beperkte waarde om de geschiktheid van Multi-zone IAQ modellen voor concrete toepassingen aan te tonen.

### Inter-model vergelijkingen

Inter-model vergelijkingen laten een relatieve vergelijking toe van veronderstellingen en numerische oplossingen van verschillende modellen. Net zoals voor analytische verificatie, hebben intermodel vergelijken slechts een beperkte waarde om de geschiktheid van IAQ modellen voor concrete gevalstudies te evalueren. Volgens Emmerich (2001) laten inter-model vergelijkingen wel toe om veralgemeningen te maken die verder gaan dan de specifiek bestudeerde modellen.

Haghighat en Megri (1996) concludeerden dat er een goede overeenkomst was tussen CONTAM (Dols et al., 2000), COMIS (Feustel et al., 1989), AIRNET (Walton, 1989), CBSAIR (Haghighat and Rao, 1991) en BUS (Tuomaala, 1993) voor voorspellingen van luchtstroming in een gebouw bestaande uit 4 zones. Dit gebouw bestond uit 2 verdiepingen en had power law flow elementen voor lekken. De model predicties voor druk verschillen tussen zones en luchtstromingen wijken respectievelijk 5 % en 13 % van elkaar af.

Een andere studie (Fubringer et al., 1996) vermeldt 'goede overeenkomst' tussen CONTAM, COMIS, MZAP (niet gepubliceerd), en BREEZE (BRE 1994).

De modellen AIRNET, CBSAIR, BUS en BREEZE zijn niet opgenomen in dit overzicht van binnenlucht modellen omdat deze ventilatie/luchtstromingsmodellen niet in staat zijn om binnenluchtconcentraties aan pollutanten te berekenen.

Deze intermodel vergelijken valideren dus de ventilatie en luchtstromings-modules van CONTAM en COMIS. De vergelijkingen beperken zich echter tot het vergelijken en valideren van voorspellen van luchtstromingen en ventilatiedebieten in gebouwen, en geven geen validatie voor voorspellingen van emissie – verspreiding – concentraties van pollutanten.

### Empirische validatie-oefeningen

In tegenstelling tot intermodel vergelijkingen zijn empirische validaties wel gesteund op een absoluut vergelijkingspunt. Hierbij is het wel noodzakelijk dat de data die gebruikt worden voor het evaluatie proces onafhankelijk zijn van de data die gebruikt zijn voor de ontwikkeling van het model.

Het ASTM (American Society for Testing and Materials) heeft een methode opgesteld voor statistische evaluaties IAQ modellen (ASTM, 1991).

Empirische validatie-oefeningen kunnen ingedeeld worden in 2 groepen: validatie oefeningen voor luchtstromingen en validatieoefeningen voor voorspellingen van concentraties in verschillende zones binnen één gebouw. Van dit laatste type zijn er veel minder validatiestudies gepubliceerd.

### Empirische validatie van luchtstromingsmodellen

Blomsterberg et al. (1999), Haghighat en Megri (1996), Bassett (1990) en Borchiellini et al. (1995) evalueerden predicties met CONTAM en/of COMIS ten opzichte van experimentele metingen. De test cases omvatten predicties voor luchtverversingsgraad voor het hele gebouw en individuele kamers, en dit voor testcases met verschillende ventilatiesystemen (passive stack natural ventilation, exhaust fan ventilation, balanced airtight mechanical ventilation), types woningen (alleenstaand, rijhuizen, appartementen), en omgevingscondities (winddruk,...)

Algemeen bleek uit deze studies – dat de meeste predicties met COMIS/CONTAM voor luchtverversingsgraad voor het hele gebouw vrij goed aansloten bij metingen. De overeenkomst tussen COMIS modelpredicties en luchtstromingen tussen verschillende kamers in 1 woning waren minder goed, vooral voor natuurlijke ventilatie (Blomsterberg et al. (1999). De interzonale flow predicties met COMIS waren dan wel weer goed in de studie van Borchiellini (1995), waarin metingen en modelleringen uitgevoerd werden in 2 alleenstande woningen in Italië bij lage windsnelheid. Haghightat en Megri (1996) vonden ook een goede overeenkomst tussen CONTAM predicties en metingen tussen interzonale luchtstromingen (correlatie-coëfficiënt 0.96) in een testkamer en gelijkvloerse woning.

### Empirische validatie van pollutant transport en concentraties

Koontz et al. (1992) evalueerde de performantie van enkele pollutant transport modellen waaronder CONTAM door vergelijking te maken met 5 testkamer metingen: 1) vrijgave van methyleenchloride uit een verfspuitbus, 2) vrijgave van diethyleen glycol monobutyl ether acetaat uit latex muurverf, 3) vrijgave van CO, 4) vrijgave van para-dichlorobenzeen uit mottenballen, en 5) vrijgave van perchloroethyleen uit kledij gewassen door chemische reiniging.

Bij deze testen werden luchtstromingen niet gesimuleerd maar ingegeven als input in het model.

De voorspellingen door CONTAM voor de tijdsafhankelijke concentraties in deze gevalstudies waren goed volgens de auteurs. Tevens gaf het MCCEM model goede predicties.

### Empirische validatie van gecombineerde luchtstroming en pollutant transport en concentratie modellen

Er zijn ook een aantal validatiestudies beschikbaar voor gecombineerde luchtstroming en transport – pollutant concentraties modellen. De beschikbare validatiestudies evalueren COMIS en/of CONTAM.

Bijvoorbeeld, Zhao et al. (1998) vergeleek gesimuleerde en gemeten luchtverversingsgraad en pollutant concentraties in een testhuis van 2 verdiepingen. Metingen van leakage oppervlaktes van deuren, muren en ramen, en metingen van locale weerscondities en winddruk werden gebruikt als input in het COMIS model. De correlatie-coëfficiënten van 0.72 en 0.94 voor respectievelijk luchtverversingsgraad voor individuele kamers en concentraties in individuele kamers tonen aan dat COMIS adequaat deze voorspellingen doet.

Andere voorbeelden van validatie-oefeningen voor COMIS en CONTAM geven gelijkaardige resultaten, voor ander woningen/condities (bvb. studies van Lansari et al., 1996 in een huis met 2 verdiepingen + garage a.h.v. CONTAM; studie van Sextro et al. 1999, testhuis uit 3 verdiepingen a.h.v. COMIS; studie Yoshino et al., 1995, testhuis met 3 kamers, COMIS).

Hoewel dergelijke validatie-oefeningen de kracht van geldigheid van de modellen COMIS en CONTAM aantonen, maakt Emmerich toch een aantal kanttekeningen en oproep tot voorzichtigheid: aan elke validatiestudie zijn beperkingen verbonden: de meeste rapporten over validatiestudies vertonen hebben limitaties in een of meerdere van volgende aspecten: inadequate detail beschrijving van experimentele en/of modeleerprocedure, en gebrek aan statistische analyse, en de onafhankelijkheid van model en validatie dataset werd door Emmerich in vraag gesteld. Bovendien zijn de meeste validatiestudies uitgevoerd op slechts één of twee gebouwen en zijn er slechts enkele driving forces (weer, locatie en contaminant bronsterkte). Dit resulteert onvermijdelijk in modellen die slechts getest zijn voor een kleine fractie van brede waaier van gebouweigenschappen, luchtstromingen en contaminant concentraties waarop de modellen kunnen toegepast worden.

Volgens Emmerich moeten de modellen zeker nog gevalideerd worden voor toepassingen met hoge windsnelheid, actieve contaminanten, kleine tijdsintervallen, and non-trace contaminanten.

Desalniettemin concludeert Emmerich dat een gebruiker met gedegen kennis terzake deze modellen kan gebruiken om redelijke schattingen te maken van luchtverversingsgraad en contaminant concentraties voor residentiële gebouwen.

### **3.4.4 CPIEM**

Het "California Population Indoor Exposure Model" (CPIEM, versie 1.4F) werd in 1998 ontwikkeld in opdracht van de California Air Resources Board (Koontz et al., 1998).

In tegenstelling tot het CONTAM model is het model wel gestoffeerd met een uitgebreide databank aangaande polluenten, tijd-activiteitpatronen,... De databank bevat voor sommige polluenten ook concentraties die gemeten zijn woningen/binnenomgevingen in Californië. Voor deze polluenten wordt de blootstelling dan ook gemodelleerd op basis van deze databank meetgegevens. Voor polluenten die niet in de databank zitten worden concentraties berekend op basis van een optionele massa-balans module. Deze module is eenvoudig, niet-transparant en laat bovendien weinig flexibiliteit toe. Zo is het niet mogelijk om ventilatiesystemen en parameters aan te passen in het model. Het is ook niet mogelijk om dimensies, indelingen,... van de woning aan te passen.

Bij nader inzicht is het CPIEM model eerder een tijd-activiteiten blootstellingsmodel, die concentraties en tijdsbesteding 9 types van micro-omgevingen in kaart brengt om de blootstelling voor de bevolking (+ subpopulaties) in Californië te kunnen berekenen. De databank is dan ook specifiek ontwikkeld voor de Californische situatie en niet toepasbaar voor België.

Bij het CPIEM model werd de nadruk gelegd op een statistische benadering. Typische concentraties van polluenten in een woonhuis of een kantoorgebouw worden onder vorm van een gemiddelde waarde en een verdeling van de actuele concentraties aangegeven. Deze pollutentconcentratie-verdelingen worden in het model d.m.v. Monte Carlo simulaties gecombineerd met activiteits- en locatiepatronen van de bewoners. Op deze manier worden blootstellingsverdelingen voor verschillende omgevingen berekend. De hiervoor nodige concentratieverdelingen zijn echter voor vele componenten gebrekkig of zelfs onbestaande.

Samengevat, er zijn 2 grote nadelen die de bruikbaarheid van het CPIEM model voor dit project belemmeren: de databanken in het CPIEM-model zijn toegespitst op Californië, en de concentratie-modelleringen zijn niet verfijnd genoeg met betrekking tot ventilatiesystemen, bouwtypes- en materialen.

### **3.4.5 I-BEAM**

I-BEAM werd in 2001 door de US EPA ontwikkeld. Het is een "interactieve webpage-achtige software" die binnenluchtkwaliteit, energieprestatie en economische aspecten van gebouwen in een tool voor het beheren van gebouwen integreert. Het programma is vooral gericht op bewustmaking en educatie inzake problemen omtrent luchtkwaliteit, ventilatie en kosten in grotere kantoorgebouwen. De meeste effecten worden enkel kwalitatief aangetoond, kwantitatieve berekeningen voor een bepaalde situatie zijn niet mogelijk. Daarenboven wordt de nadruk heel sterk op de economische kant van het probleem gelegd, de eigenlijke polluenten worden niet genoemd.

Dit programma is niet geschikt voor het modelleren van binnenluchtkwaliteit i.f.v. ventilatiesystemen en emissies uit bouwmaterialen.

### 3.4.6 INDAIR/EXPAIR

INDAIR/EXPAIR (Ashmore et al., 2004) is een gekoppeld model voor de berekening van de blootstelling van mensen binnenshuis aan pollutanten zoals fijn stof en stikstofoxiden, die zowel bronnen binnenshuis- alsook buitenshuis hebben. De eerste module (INDAIR) berekent op basis van de concentraties van een pollutant in de buitenlucht, de emissies van deze pollutant binnenshuis en de luchtuitwisseling tussen binnen- en buitenlucht de concentratie van deze pollutant binnen het gebouw.

De heel belangrijke parameter ventilatiegraad wordt echter hierbij niet binnen het model berekend maar moet als invoerparameter aangegeven worden. Het model wordt dan ook meestal met "default-waarden" gebruikt, bijvoorbeeld 1 volledige luchtuitwisseling voor de keuken per uur in de winter en 1,5 luchtuitwisselingen per uur in de zomer (Dimitroulopoulou et al., 2001). Het effect van bijvoorbeeld het opzetten van een raam, het gebruik van een luchtafzuiging in de keuken of de invloed van de windsnelheid buiten, of laat staan een meer complex ventilatiesysteem kan principieel niet gemodelleerd worden. Dit moet als een serieus nadeel beschouwd worden. Dit model is dus eerder geschikt voor de bepaling van een "gemiddelde" blootstelling van de bevolking aan bepaalde pollutanten en niet voor de berekening van individuele huizen en situaties, die specifiek t.o.v. de verluchttingsvoorzieningen gekarakteriseerd zijn.

Bovendien is het model voornamelijk gericht op het modelleren van binnenluchtconcentraties- en blootstelling aan pollutanten die in het buitenmilieu ontstaan door verkeer en industrie (PM, CO, NO<sub>2</sub>). Het model is niet gericht op het voorspellen van binnenluchtconcentraties van stoffen die typisch uit bouwmaterialen kunnen vrijkomen.

De tweede module (EXPAIR) is een tijd-activiteit-blootstellingsmodel. Het bevat een lijst met de procentuele verdeling van activiteiten of verblijfsplaatsen van verschillende bevolkingsgroepen tijdens de dag. In deze lijst is bijvoorbeeld aangegeven, hoeveel tijd een werknemer of een schoolkind gemiddeld per dag slaapt, in de auto of in de bus zit, op zijn werkplaats/school is, in de keuken of in de living en hoe lang hij gemiddeld buiten is. Uit deze activiteiten en de respectievelijke pollutantconcentraties (dikwijls omwille van ontbrekende meetwaarden geschat!) berekent het model de blootstelling per bevolkingsgroep.

Dit modelsysteem is niet gedetailleerd genoeg voor het modelleren van binnenluchtkwaliteit i.f.v. ventilatiesystemen en emissies uit bouwmaterialen.

Het INDAIR/EXPAIR model is gevalideerd voor een aantal stoffen zoals NO<sub>2</sub> (Dimitroulopoulou et al. 2001, Atmospheric Environment), maar niet voor stoffen die uit bouwmaterialen geëmitteerd worden

### 3.4.7 MIAQ

Het "Multi-Chamber Indoor Air Quality Modelling Package" (MIAQ) is het "klassieke", waarschijnlijk eerste "binnenluchtkwaliteitsmodel". Het werd al in 1986 aan het California Institute of Technology door William W. Nazaroff en Glenn R. Cass ontwikkeld (Nazaroff en Cass, 1986; Nazaroff en Cass, 1989). Sindsdien heeft het programma een aantal uitbreidingen ondergaan, vooral wat de computerplatformen

betreft. Het programma draait vandaag op Linux-computers (versie 4.1.0). De code is in Fortran 77 geschreven. Het programma is voor onderzoek vrij als software verkrijgbaar.

Dit programma combineert eigenschappen van een ventilatiemodel met deze van een emissie- en verspreidingsmodel voor pollutanten in binnenruimtes. Voor de luchtuitwisseling tussen de omgeving en de verschillende kamers binnenshuis vergt het model echter debieten, die niet binnen het programma berekend worden. Deze input is echter voor gewone woonhuizen bijna nooit bekend.

Een bijkomend serieus nadeel is ook dat alle inputgegevens in één inputfile (met heel specifiek formaat) dienen geschreven te worden. Bijkomend bestaat voor dit programma geen "user-interface", wat het gebruik van het programma vrij onhandig maakt, zeker voor gebruikers die niet met een "niet-Windows-omgeving" vertrouwd zijn.

Samengevat, het MIAQ model is in principe bruikbaar voor het modelleren van binnenluchtkwaliteit op basis van emissies uit bouwmaterialen en ventilatie. Het MIAQ model draagt echter niet onze voorkeur weg, omdat er 1) er beperkingen zijn aan de MIAQ model m.b.t. de invoer van ventilatie, en 2) omwille van de beperkte gebruiksvriendelijkheid van het model.

### **3.4.8 RISK / PARAMS / IAQX**

Het model RISK werd in 1996 ontwikkeld door de "Indoor Environment Management Branch" van de US Environmental Protection Agency (Sparks, 1996). Het model berekent de persoonlijke blootstelling aan binnenluchtpolluenten door het in rekening nemen van bronnen en verliesmechanismen. Dit programma lijkt in zijn structuur op CONTAM.

Het RISK model gebruikt data i.v.m. emissiebronnen, kamer-tot-kamer luchtstromen, luchtverversing met de buitenlucht, en sinks in de binnenruimte om concentraties/tijdprofielen voor alle kamers te voorspellen. In een volgende stap combineert het model deze data met tijdsbesteding van bewoners om blootstelling te berekenen.

Het RISK model bevat verschillende opties op ventilatie en luchtstromingen in rekening te brengen (natuurlijke ventilatie, HVAC). Sommige parameters die ventilatie in rekening beïnvloeden zijn in mindere mate uitgewerkt dan in andere modellen (CONTAM). Er is bijvoorbeeld geen optie die de opening van ramen en deuren aangeeft.

In tegenstelling tot de meeste andere modellen is het RISK model wel gestoffeerd met een databases, bvb. van emissiebronnen (bvb. emissies van VOCs uit bouwmaterialen, tapijten,...). Er is de mogelijkheid om zowel continue als discontinue emissiebronnen in het RISK model te stoppen. Ook voor andere parameters is de databank gestoffeerd (bvb. ventilatie). Het accent van de parameterwaardes in de databanken ligt echter wel op Amerikaanse woningen. Sommige eigenschappen zijn dus niet te gebruiken voor Europese woningen. Er is de mogelijkheid om met zelf gedefinieerde (bvb. Europese of Belgische ) parameterwaardes te werken.

Het RISK model heeft een gebruiksvriendelijke interface, en bovendien een flexibele vorm van output (tabellen, grafieken,...). Een nadeel van RISK ten opzichte van bvb. CONTAM is dat de grafische schets van woning ontbreekt in de software. Alle componenten zijn tabelmatig weergegeven.

Er zijn 2 uitbouwmodules van RISK, nl. IAQX en PARAMS.

IAQX staat voor 'Tool Kit for Indoor Air Quality and Inhalation Exposure'. De IAQX module bevat volgende componenten:

- GPS: Een algemeen simulatieprogramma, met een databank van indoor source modellen; houdt ook rekening met chemische reacties
- VBX: model voor VOC emissies uit solvent-gebaseerde indoor coating materialen.
- SPILL: model voor effect van morsen van solventen op indoor concentraties
- SLAB: model voor het voorspellen van massa-transfer van VOCs uit bouwmaterialen
- PM: model voor fijn stof (binnenluchtbronnen, depositie, ventilatie en filtratie)

Uniek aan de IAQX module is het programma ook inverse berekeningen kan maken: zo kan IAQX voorspellen welke ventilatie vereist is om tegemoet te komen aan bepaalde lucht criteria.

Het PARAMs pakket biedt verschillende methodes om bron – emissie modelleringen uit te voeren. Bovendien bevat het een methode om parameterwaardes voor de modellen te schatten. De methode en parametrisatie van PARAMs is gebaseerd op 2 review studies van Guo (2002): 'Review of indoor emission source models; part 1 – Overview; part 2: parameter estimation.

Het PARAMs model gebruikt volgende modellen/eigenschappen om bron –emissie modelleringen uit te voeren

- Eigenschappen van de binnenlucht
- Eerste orde afname constante voor solvent emissies van binnenhuis coating materialen
- Gas-fase, vloeistof-fase, en overall massa transfer coefficienten
- Molair volume
- Moleculaire diffusiviteit in lucht, vloeistof en vaste stoffen
- Vaste stof – lucht partitie coefficient

Op de EPA website waar RISK beschreven staat

(<http://www.epa.gov/appcdwww/iemb/model.htm>) wordt vermeld dat de vergelijking van RISK model predicties met experimenten in testkamers een goede overeenkomst gaven. Meer details over de validatiestudie konden we niet vinden.

### 3.4.9 MCCEM

Het MCCEM (Multi-Chamber Concentration and Exposure Model) (Koontz, 1991) is een gebruiksvriendelijk softwarepakket dat binnenluchtconcentraties schat op basis van een massa-balans benadering. Het model is ontwikkeld in het kader van de US-EPA programma Exposure Assessment Tools and Models (<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/mccem.htm>).

Het model bevat databanken met woningkarakteristieken (volumes en oppervlaktes van verschillende ruimtes) voor Amerikaanse woningen, interzonale luchtstromen, en luchtverversingsgraad (van de volledige woning). Het MCCEM model is in staat om concentraties in verschillende zones in woningen te voorspellen. Het MCCEM model berekent blootstelling voor periodes van 1 uur tot 1 jaar, en kan seizoenstrends in kaart brengen. Het MCCEM model bevat opties om 'sinks' toe te kennen, en laat de gebruiker toe om (tijdsafhankelijke) emissies uit producten in het model in te voeren. Tijdbestedingspatronen kunnen ingevoerd worden om blootstellingsberekeningen te maken. Een pluspunt is dat het mogelijk is om Monte Carlo simulaties en sensitiviteit-analyses uit te voeren.

Het is mogelijk om het model te laten rekenen met default waardes uit de databank, of met zelf ingevoerde waardes (bvb. over de grootte, indeling van de woning, luchtverversingsgraad).



Een nadeel van het MCCEM model is echter dat informatie over luchtstromen als debieten dient ingevoerd te worden, en modellering aan de hand van ventilatiesysteem-scenario's niet mogelijk is.

Dit impliceert dat het MCCEM model voor dit project slechts in beperkte mate bruikbaar is.

### 3.4.10 CowZ

Het CowZ model is het enige multi-chamber model dat concentratie en luchtstromen binnen één kamer als variabel beschouwt. CowZ combineert dus de voordelen van zonale CFD modellen en multizone modellen.

Het CowZ model is ontwikkeld aan de Queen's University Questor centre.

Het mathematisch CowZ model is beschreven in het tijdschrift *Building and Environment* (2006, 41: 1631-1648): CowZ- a subzonal indoor airflow, temperature and contaminant dispersion model (Stewart and Ren). De broncode van het CowZ model is beschikbaar bij deze auteurs. Een (gebruiksvriendelijk) softwarepakket is echter niet beschikbaar, wat de toepasbaarheid binnen dit project drastisch beperkt.

## 3.5 Conclusies en aanbevelingen

Verschillende modellen zijn beschikbaar om voorspellingen en evaluatie van binnenlucht luchtkwaliteit uit te voeren.

De meeste modellen zijn kwantitatief van aard, en bevatten een module om luchtstromingen te berekenen, en een gekoppelde module om op basis van emissiepatronen en luchtstromingen concentraties polluenten in de binnenlucht te berekenen.

De twee voornaamste types modellen zijn 1) zonale modellen en 2) multi-chamber modellen. De zonale modellen zijn geschikt om variaties in concentraties binnen 1 kamer te analyseren. Multi-chamber modellen daarentegen veronderstellen een homogene pollutieverdeling binnen één kamer, maar zijn in tegenstelling tot de zonale modellen wel in staat om luchtstromingen tussen verschillende kamers in één gebouw te voorspellen, en concentraties in verschillende kamers in één woning.

Literatuurinformatie wijst erop dat in veel gevallen de veronderstelling van homogene distributie van concentraties in een woning valabel is. Gezien de toepassingen en de aard van de oefeningen in dit project (emissies uit bouwmaterialen en klassieke ventilatiecondities van woningen) nemen we aan dat homogene distributie van pollutie concentraties aannemelijk is. Bovendien is er in dergelijke oefeningen nood aan een voorspelling van pollutie concentraties in verschillende kamers in een gebouw, en zijn multi-chamber modellen het meest geschikt voor onze toepassingen.

In dit hoofdstuk werden de beschikbare multi-chamber modellen geïnterpreteerd, en hun toepassingsdomein, voor- en nadelen geanalyseerd.

Op basis van een aantal criteria (m.b.t. energieprestatie, blootstellingsmodel, luchtverversing, pollutie type, interactie pollutie, emissie-verspreidingsmodel, gebruiksvriendelijkheid, validatie) werd een selectie gemaakt van modellen die al dan niet geschikt zijn voor dit project.

Op basis van deze criteria werden een aantal modellen geëlimineerd die helemaal niet geschikt: AllerSan/ManaPi, INDAIR/EXPAIR en I-BEAM.

Een aantal modellen in principe bruikbaar voor onze doeleinden, maar in praktijk hebben ze een te beperkte invoer voor parameter m.b.t. ventilatie:

Vier modellen, namelijk CONTAM, COMIS, RISK en CowZ zijn in principe goed bruikbaar gezien onze vereisten. Deze modellen laten immers toe om

kwantitatieve concentratieberekeningen uit te voeren, ze bevatten bovendien genoeg detailinvoer m.b.t. , en ze zijn geschikt voor polluenten uit bouwmaterialen

Uit deze vier modellen verkiezen we het model CONTAM. Dit model heeft immers een aantal bijkomende voordelen in vergelijking met de andere modellen: CONTAM is gebruiksvriendelijker dan CowZ en COMIS en CONTAM beschikt over de mogelijkheid om blootstellingsberekeningen uit te voeren.

De argumenten voor gebruiksvriendelijkheid en mogelijkheid om blootstellingsberekeningen uit te voeren gelden ook voor het RISK model. Het RISK model heeft echter beperktere mogelijkheden m.b.t. de parameter ventilatie dan CONTAM.

Het model CONTAM is een flexibele toolbox. De parametrisatie van het model dient echter bijna volledig door de gebruiker gestoffeerd te worden m.b.t. polluenten, woningkarakteristieken (grootte, verdeling kamers,...), ventilatie-ontwerp en -eigenschappen en emissiesterktes en patronen. Het ontwikkelen van een standaard set van parameters voor Belgische woningen (eventueel voor een aantal type-woningen) zou in de toekomst nuttig zijn om geharmoniseerde en vergelijkbare resultaten te bekomen.

## **HOOFDSTUK 4      INVENTARISATIE VAN GEZONDHEIDSIMPACT VAN EMISSIES UIT BOUWMATERIALEN**

---

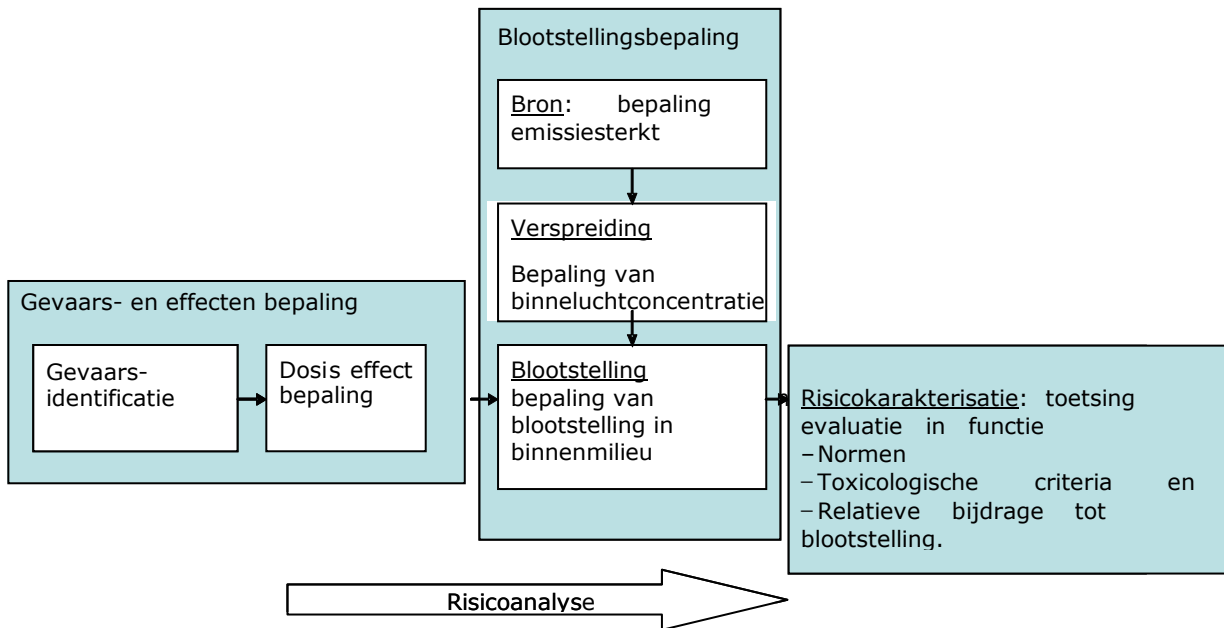
### **4.1 Methodologie risico-evaluatie**

De algemene werkwijze voor risico-evaluatie van stoffen in het binnenmilieu is voorgesteld in Figuur 7. Een eerste stap in risico-evaluatie is de gevaarsidentificatie. De stap van gevaarsidentificatie houdt in 1) de identificatie van de geëmitteerde componenten en 2) nagaan of er aanwijzingen zijn dat de geïdentificeerde stoffen mogelijk toxisch zijn. Deze laatste stap is dikwijls gebaseerd op in vitro-testen op celmodellen, en geeft indicaties over mogelijke toxiciteit zonder in deze stap reeds uitspraak te kunnen doen over de ernst van effecten, de relevantie voor de mens.

De gevaarsidentificatie dient aangevuld te worden met een dosis-effect relatie om het gevaar te kunnen kwantificeren bij bepaalde dosissen/blootstellingsniveau's. Toxicologische kennis omtrent deze stoffen is essentieel in de stappen van gevaarsidentificatie en dosis-effect relaties.

Een tweede luik omvat de blootstellingsbepaling. Hierin wordt vertrokken van emissiesterkte van de bron, die op basis van kennis over de karakteristieken van de binnenomgeving (bouwmaterialen, ventilatie, ander bronnen, volume,...) verder doorgerekend kan worden naar concentraties in het binnenmilieu. De modellen die hiervoor voorhanden zijn werden besproken in Hoofdstuk 3.

In de volgende stap van de risico-evaluatie (zie Figuur 7) worden de luiken dosis-effect relatie en blootstelling bepaling gecombineerd door de blootstelling te toetsen aan de normen en toxicologische criteria.



Figuur 7: schematisch overzicht van de methode voor risico-evaluatie van stoffen in het binnenmilieu

Dit schema dient in theorie toegepast te worden op alle stoffen die geëmitteerd worden uit bouwmaterialen. Voor sommige stoffen stopt de oefening bij de gevaarsidentificatie. Voor andere stoffen dient het schema volledig doorlopen te worden.

Op basis enerzijds gevaarsidentificatie en anderzijds van literatuurdata zal in onderstaande tekst een lijst opgesteld worden voor stoffen die we als prioritair beschouwen om een risico-analyse op uit te voeren, en mee te nemen in een aantal gevalstudies.

Bij de risicokarakterisatie dient rekening gehouden te worden met de blootstellingsduur, en of de stof al dan niet acute en/of chronische effecten veroorzaakt. Indien de stof acute effecten veroorzaakt, moet de kort termijnblootstelling (bvb. 30 min) lager zijn dan de korte termijn blootstellingslimiet (bvb. 30 minuten).

Indien de stof op langer termijn gezondheidseffecten veroorzaakt, dient de lange termijn blootstellingslimiet (bvb. 1 jaar, of 10 % van totale levensduur) lager zijn dan de lang termijn blootstellingslimiet (resp. 1 jaar of 10 % van de totale levensduur).

Voor stoffen die kankerverwekkende eigenschappen hebben, is dergelijke drempelbenadering dewelke beneden we geen risico verwachten niet van toepassing. Ook bij heel minimale dosissen is er nog steeds een kans op kanker ten gevolge van die blootstelling. Het kanker eenheidsrisico drukt uit hoeveel extra risico op kanker er is per  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in de lucht bij levenslange blootstelling. Deze parameter wordt dikwijls herrekend naar  $(\text{AD})1/10^5$ . Dit is de dosis/concentratie overeenkomend met een extra kanker geval van 1 op 100 000 levenslang blootgestelden.

Het extra risico op kanker ten gevolge van blootstelling aan de kankerverwekkende stof X, geëmitteerd uit bouwmaterialen wordt berekend aan de hand van het eenheidsrisico (voor kanker van stof X en blootstellingsduur:

$$\text{extra kanker risico}_{\text{stof } X \text{ bouw materiaal}} = \text{unit risk stof } X \times \text{conc} \times \frac{\text{blootstellingsduur}}{\text{levenslangeblootstellingsduur}}$$

waarbij 'conc' de binnenluchtconcentratie is die voorspeld wordt ten gevolge van de emissies uit het bouw materiaal.

## 4.2 Selectie prioritaire polluenten

### 4.2.1 STAP 1: selectie op basis van gevaarsidentificatie

De gevaarsidentificatie houdt in het identificeren van stoffen die geëmitteerd worden uit bouwmaterialen en nagaan of deze stoffen humaan toxische eigenschappen bezitten

Voor de gevaarsidentificatie van stoffen geëmitteerd uit bouwmaterialen gebruiken we de BUMA-database als vertrekpunt. De BUMA-database is het resultaat van een grootschalig Europees onderzoeksproject BUMA (<http://www.enman.uowm.gr/bumaproject/>) waarin een inventaris is gemaakt van emissiedata van chemische stoffen uit bouwmaterialen. De BUMA-database kan beschouwd worden als de meest complete bouwmaterialen – emissiedatabase, en is gebaseerd op data gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur en de 'grijze literatuur' (databases opgevraagd bij onderzoeksinstellingen, projecten,...).

In de BUMA-database zijn emissies uit de volgende bouwmaterialen opgenomen:

- o lijmen
- o vloerbekleding
- o gipsplaten en pleisterwerk
- o materialen voor afwerking van binnen- en buitenmuren
- o isolatiemateriaal
- o houten panelen
- o tapijten
- o verf en vernis

Deze definitie van bouwmaterialen is min of meer dezelfde als deze die we binnen dit project voor ogen hebben.

Uit analyse van de BUMA database blijkt dat er 333 chemische stoffen zijn die uit minstens één van de bovenvernoemde bouwmaterialen geëmitteerd worden. Deze lijst van 333 stoffen bestaat ondermeer uit aromatische koolwaterstoffen, verzadigde alifatische koolwaterstoffen, onverzadigde/cyclische koolwaterstoffen, terpenen, alifatische alcoholen, aromatische alcoholen, glycolen en glycolethers, aldehydes, ketonen, zuren, ester, ftalaten, ...

Van deze 333 chemische stoffen zijn er voor 126 stoffen door minstens 1 internationale of nationale toxicologische instantie of overheid blootstellingslimieten bepaald (bv. OSHA: Occupational Safety and Health Administration, US-EPA, EC (ECA), WHO, RIVM, Denmark, German Committee for health-related evaluation of building products). Voor deze stoffen bleek uit de gevaarsidentificatie (op basis van bv. dierproeven, observaties bij werknemers, gevaar van chemisch analoge

stoffen,...) dat er een potentieel gevaar kan zijn voor de mens bij blootstelling, en dat blootstellingslimieten wenselijk waren.

Voor de overige van deze 333 stoffen zijn er geen limieten opgesteld. Voor een aantal stoffen zijn er geen limieten opgesteld omdat geen gezondheidseffecten te verwachten zijn. Bijvoorbeeld stoffen die volgens de Annex 1 lijst gevaarlijke stoffen lijst EU geen classificatie hebben voor humane gezondheidseffecten via inademing (Annex I van de richtlijn 67/548/EEG betreffende indeling, verpakking en kenmerken van gevaarlijkes stoffen) kunnen we aannemen dat er geen gevaar is bij blootstelling voor de mens via inhalatie. Voor andere stoffen is er een gebrek aan toxicologische data om blootstellingslimieten op te stellen. Voor deze laatste groep stoffen is de toxicologische informatie ontoereikend om de risico voor de mens ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen in te schatten.

We verwachten dat in de toekomst – onder impuls van de REACH wetgeving – ook voor deze stoffen humane blootstellingslimieten voor inademing zullen opgesteld worden. De methodiek die we hier voortstellen en toepassen voor een beperktere selectie van stoffen zal in de toekomst ook gebruikt kunnen worden voor stoffen waarvoor de toxicologische informatie momenteel ontoereikend is om een risico-analyse te kunnen uitvoeren.

Een ander belangrijk referentiewerk in dit kader is het ECA-rapport 'evaluation of VOC emissions from building products' (JRC, 1997). Hierin zijn voor een 100 – 150 tal VOCs drempelwaarden (LCI: Lowest Concentration of Interest) vermeld.

Deze LCI-waardes zijn bruikbaar in de stap van de gevaarsidentificatie.

Merk hierbij op dat voor veel van deze stoffen geen richtwaarden voor lucht zijn opgesteld (AQG: Air Quality Guidelines). De LCI-waardes voor deze stoffen zijn afgeleid op basis van blootstellingslimieten voor arbeidsblootstelling (OEL: Occupational Exposure Limit), in combinatie met een onzekerheidsfactor van 100 voor het verschil in blootstellingscondities en gevoeligheid en heterogeniteit van werknemers versus algemene bevolking. Deze onzekerheidsfactor bedraagt 1000 voor stoffen die teratogeen, reprotoxisch zijn en voor categorie 3 carcinogenen (EU classificatie).

Deze LCI-waardes waardes zijn in eerste instantie bedoeld om gebruikt te worden bij de interpretatie en evaluatie van testresultaten. Deze LCI waardes zijn echter minder geschikt om gehanteerd te worden voor risico-evaluatie voor de algemene bevolking. De gehanteerde toxicologische onderbouwing van deze LCI waardes is immers te beperkt. Doorgedreven toxicologische expertise is vereist om extrapolatie van blootstellingslimieten van arbeiders naar algemene bevolking mogelijk te maken.

Deze twee referentiewerken (BUMA-project en ECA-rapport) zijn specifiek opgesteld in het kader van emissies uit bouwmaterialen. Daarnaast zijn ook een aantal toxicologische instanties/beleidsorganen die criteria voor luchtkwaliteit of blootstellingslimieten via inhalatie opgesteld hebben. Deze criteria voor luchtkwaliteit/blootstellingslimieten zijn opgesteld voor binnenlucht in het algemeen (INDEX, Vlaams Binnenmilieu decreet, ...) of voor buitenluchtkwaliteit of blootstelling via inhalatie (IRIS, US-EPA, ATSDR, OSHA, RIVM,...). Er zijn echter slechts voor een beperkt aantal VOCs luchtkwaliteitscriteria/blootstellingscriteria opgesteld door de verschillende toxicologische instanties. Deze zijn dan wel weer afgeleid specifiek voor de algemene bevolking, en niet gebaseerd op (onzekere) extrapolaties aan de hand van criteria voor beroepsblootstelling.

Samengevat, op basis van de beschikbaarheid van blootstellingslimieten voor de 333 stoffen waarvan het gekend is dat ze geëmitteerd worden door één of ander bouw materiaal, kunnen we voor een 100-tal stoffen een risico-analyse uitvoeren.

#### 4.2.2 STAP 2: selectie op basis van prioritering VOCs binnenlucht uit literatuur

Op basis van stap 2 kunnen we in principe een risico-analyse uitvoeren voor een 100-tal stoffen die geëmitteerd worden uit bouwmaterialen. Doch is een rangschikking noodzakelijk die aangeeft welke pollutanten prioritair zijn, of met andere woorden, voor welke van deze stoffen zijn er aanwijzingen dat de huidige binnenluchtconcentraties in Belgische woningen van die aard zijn dat ze mogelijke gezondheidsrisico's met zich meebrengen. Voor enkele van deze stoffen zullen we in een latere fase (TAAK 4) een risico-evaluatie voor emissies uit bouwmaterialen uitvoeren.

Om hierop een antwoord te bieden doen we beroep op een aantal Europese referentiestudies die uitgevoerd zijn in het kader van de problematiek rond binnenluchtkwaliteit: de INDEX studie ('Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU, Kotzias et al., 2005), de THADE studie (Towards healthy air in dwellings in Europe; Franchi et al., 2004), ENVIE studie (Co-ordination action on indoor air quality and health effects, de Oliveira Fernandes, 2009), de opinie van de SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) over risico-analyse van binnenlucht, en de WHO richtlijnen over binnenluchtkwaliteit.

De meeste van deze referentiewerken zijn gericht op stoffen/agentia die in het binnenmilieu voorkomen ten gevolge van een combinatie van allerlei bronnen (zowel binnenbronnen als buitenbronnen), en dus niet gericht op stoffen die (voornamelijk) uit bouwmaterialen geëmitteerd worden. In onderstaande tekst zal geëvalueerd worden welke van deze stoffen die als prioritair beschouwd worden dan ook relevant zijn voor emissies uit bouwmaterialen.

##### → **INDEX**

Het INDEX project (2005) vormde een mijlpaal door de beschikbare kennis omtrent blootstelling en risico's aan binnenlucht verontreiniging te inventariseren, systematiseren en prioriteren. In het INDEX project werd vertrokken van een zo ruim mogelijke lijst van chemische stoffen waarover blootstellings- en toxicologische data beschikbaar waren, met inbegrip van de identificatie van een eventueel gebrek aan data. De vooraf gedefinieerde afbakeningen van de INDEX stoffenlijst zijn de volgende:

- enkel stoffen waarvan gekende effecten bewezen zijn werden in beschouwing genomen
- enkel stoffen waarvan geweten is dat binnenhuisbronnen een belangrijke bijdrage tot de blootstelling geven werden in beschouwing genomen
- stoffen die reeds gereguleerd zijn door specifieke richtlijnen en regulaties worden ook buiten beschouwing gelaten (bvb. radon, sigarettenrook, ...)
- stoffen waarvan blootstellingswegen andere dan lucht dominant zijn (bvb. lood)
- biologische binnenhuispollutie (schimmels, mijten,...) werden niet in acht genomen

Deze uitsluitingcriteria zijn ook van toepassing in het kader van deze studie wanneer we gezondheidsrisico's verbonden aan emissies uit bouwmaterialen willen evalueren.

Op basis van deze criteria werd er in het INDEX project in eerste instantie (phase 1) een kandidaatlijst van 41 stoffen opgesteld die mogelijks gezondheidseffecten ten gevolge van aanwezigheid in het binnenmilieu kunnen veroorzaken (Figuur 8).

## Phase 1

1-Butanol  
 2-Butoxyethanol  
 2-Ethyl-1-hexanol  
 2-Methyl-1-propanol  
 3-Carene  
 Acetaldehyde  
 Acetone  
 Ammonia  
 a-Pinene  
 Benzaldehyde  
 Benzene  
 Benzo[a]pyrene  
 Cadmium  
 Carbon monoxide  
 Decane  
 Dichloromethane  
 Diisocyanate  
 d-Limonene  
 Ethylbenzene  
 Formaldehyde  
 Hexaldehyde  
 Lead  
 m&p-Xylene  
 Mercury  
 Methyl-ethyl-ketone  
 Naphtalene  
 Nitrogen dioxide  
 Nonane  
 o-Xylene  
 Pentachlorophenol  
 Phenol  
 Propionaldehyde  
 Propylbenzene  
 Styrene  
 Tetrachloroethylene  
 Toluene  
 Trichloroethylene  
 Trimethylbenzenes  
 Tris-(2-chloroethyl) phosphate  
 Undecane

## Phase 2

1-Butanol  
 2-Ethyl-1-hexanol  
 3-Carene  
 Acetaldehyde  
 Ammonia  
 a-Pinene  
 Benzaldehyde  
 Benzene  
 Cadmium  
 Carbon monoxide  
 Dichloromethane  
 Diisocyanate  
 d-Limonene  
 Formaldehyde  
 Hexaldehyde  
 m&p-Xylene  
 Naphtalene  
 Nitrogen dioxide  
 o-Xylene  
 Styrene  
 Tetrachloroethylene  
 Toluene  
 Trichloroethylene  
 Tris-(2-chloroethyl) phosphate

## Phase 3

Acetaldehyde  
 Ammonia  
 a-Pinene  
 Benzene  
 Carbon monoxide  
 d-Limonene  
 Formaldehyde  
 m&p-Xylene  
 Naphtalene  
 Nitrogen dioxide  
 o-Xylene  
 Styrene  
 Toluene

## 1. priority

Formaldehyde  
 Carbon monoxide  
 Nitrogen dioxide  
 Benzene  
 Naphtalene

*Figuur 8: lijst van stoffen in het binnenmilieu die in de INDEX studie als prioritair worden beschouwd*

De selectie van 41 stoffen naar 14 prioritaire stoffen op de INDEX-prioriteitenlijst gebeurde in 3 fases:

Een eerste reductie van 41 naar 25 stoffen gebeurde op basis van volgende criteria:

- er is geen risico voor humane gezondheid bij huidige concentratie niveau's (voor aceton, decaan, ethylbenzeen, fenol, propylbenzeen, trimethylbenzeen)
- de stof is reeds gereguleerd door restricties voor het gebruik in binnenhuis materialen (pentachlorofenol)
- er is geen of slechts een onvolledige dosis-respons relatie beschikbaar voor huidige concentratie niveau's (methyl-ethyl-keton en propionaldehyde)
- de belangrijkste blootstellingsroute is een andere dan via binnenlucht (lood, kwik)

Deze selectiecriteria zijn tevens van toepassing in het kader van dit project, m.a.w. de stoffen die niet meer voorkomen in de kortere lijst van 25 stoffen kunnen we ook als niet (of minder) prioritair beschouwen voor gezondheidsrisico's ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen.

De lijst van 25 stoffen werd door de stuurgroep van INDEX bediscussieerd om er 14 uit te selecteren waarop een doorgedreven risico-analyse gebeurd is. Deze selectiecriteria zijn evenwel niet vermeld in het INDEX-rapport. Daarom is het nodig om na te gaan welke van deze 25 stoffen die niet weerhouden door INDEX toch



relevant kunnen zijn voor gezondheidsrisico's ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen.

De niet weerhouden stoffen in INDEX zijn 1-butanol, 2-ethyl-1-hexanol, 3-carene, benzaldehyde, dichloromethaan, diisocyanat, hexaldehyde, tetrachloroethyleen, trichloro-ethyleen en tris(2-chloroethyl)fosfaat. De bronnen van deze stoffen zijn weergegeven in onderstaande tabel.

*Tabel 6: stoffen en hun binnenbronnen (stoffen opgenomen in de tweede fase selectie van het INDEX – project die niet verder meegenomen zijn in de risico-analyse) en bouwmaterialen en andere binnenbronnen*

<b>Stof</b>	<b>Binnen bron</b>	<b>Referentie</b>
1-butanol	Degradatie van PVC-vloerbekleding Component in verven Gevormd door schimmels en bacteriën Lijmen, vloerbekleding, gipsplaten, tapijten	Tuomainen et al., 2002  Edwards et al., 2001 Edwards et al., 2001  BUMA, 2009
2-ethyl-1-hexanol	Degradatie van PVC-vloerbekleding Component van lijm voor tapijt Gevormd door schimmels en bacteriën Lijmen, vloerbekleding, tapijten, houten panelen, gipsplaten, verf en lijm	Tuomainen et al., 2002  Edwards et al., 2001 Edwards et al., 2001  BUMA, 2009
3-careen	Onderhoudsproducten, handzeep en parfums Hars van bomen (Pinus Silvesteris en Pinus Longifolia) Houten panelen	Edwards et al., 2001  Edwards et al., 2001  BUMA, 2009
Benzaldehyde	Oxidatieproduct van toluen (gevormd door fungi en planten) minder belangrijke bron volgens Edwards et al. (2001) vezelplaten ('particle board) en 'medium density boards' materialen voor afwerking van binnen- en buitenmuren, houten panelen, vloerbekleding, tapijt, lijmen, gipsplaten, verf en lijm	Edwards et al., 2001   Liu et al., 2006  BUMA, 2009
Dichloromethaan	verf verwijderingsproduct verf spuitbussen poly-urethaan schuim tapijten en vloerbekleding	<a href="http://www.environment.gov.au">http://www.environment.gov.au</a> WHO, 2000 BUMA, 2009
Diisocyanat	Polyurethaan schuim Plastic lijmen	INDEX, 2005
Hexaldehyde	verf hout-gebaseerde bekleding van meubilair vezelplaten ('particle board) en 'medium density boards' tapijt, lijmen, verf en vernis, materialen voor afwerking van binnen- en buitenmuren, gipsplaten, vloerbekleding	Liu et al., 2006   BUMA, 2009
Tetrachloroethyleen	Droogkuis (chemische reiniging kledij) Tapijten, houten panelen	INDEX, 2005  BUMA, 2009
Trichloroethyleen	Vernis, verf, verf verwijderingsproduct Tapijt, vloerbekleding, houten panelen	EPA ( <a href="http://www.epa.gov">http://www.epa.gov</a> ) BUMA, 2009
Tris(2-chloroethyl)fosfaat	Vlamvertrager gebruikt in meubilair en bouwmaterialen	INDEX, 2005

Voor sommige van deze stoffen die in INDEX niet geselecteerd zijn om een risico-analyse uit te voeren, blijkt dat bouwmaterialen een emissiebron zijn. Vermits INDEX geen duidelijke reden aangaf waarom deze stoffen (Figuur 8) niet geselecteerd zijn, en het feit dat bouwmaterialen een belangrijke bron kunnen zijn, lijkt het ons aangewezen om volgende relevante stoffen terug te beschouwen in het kader van gezondheidsimpact van emissies uit bouwmaterialen: 1-butanol, 2-ethyl-1-hexanol, 3-careen, benzaldehyde, dichloromethaan, diisocyaanaten, hexaldehyde, trichloroethyleen en tris(2-chloroethyl)fosfaat. Tetrachloroethyleen emissies zijn weliswaar gemeten als emissies uit 4 tapijten en 2 houten panelen in de BUMA-studie; toch zijn andere bronnen binnenhuisbronnen dominant voor de binnenluchtconcentraties dan bouwmaterialen. In de BUMA-database konden we geen emissies van Tris(2-chloroethyl)fosfaat en van diisocyanaten (TDI, MDI, HDI, PPDI en IPDI) vinden uit bouwmaterialen.

Merk hierbij op dat we het begrip 'bouwmaterialen' ruim definiëren, met inbegrip van vloerbekleding, vast meubilair, verven,...

De vlamvertrager tris(2-chloroethyl)fosfaat werd in INDEX aangegeven als 'emerging issue', waarvoor verder onderzoek in de toekomst nodig is. In het INDEX-project werd beslist om voor deze stof geen risico-analyse uit te voeren wegens gebrek aan data i.v.m. bronnen, voorkomen in het binnenmilieu, blootstellingsroutes en toxicologische eigenschappen.

De vrijgave van 1-butanol en 2-ethyl-1-hexanol uit plastic vloerbekleding in een kantoorgebouw in Finland werd door Tuomainen et al. (2002) gesuggereerd als oorzaak van 8 nieuwe gevallen van astma onder 130 werknemers, en als oorzaak van de klachten van problemen met de neus, ademhaling en bindvlies.

In onderstaande tabel (Tabel 7) is de lijst met de 14 prioritaire INDEX stoffen in het binnenmilieu weergegeven. Op basis van de risico-evaluatie van deze 14 stoffen werd in een 3de stap in deze lijst van 14 prioritaire stoffen een onderverdeling gemaakt naar graad van prioriteit:

- groep 1: hoogste prioriteit:  
formaldehyde, koolstofmonoxide, stikstofdioxide, benzeen en naftaleen
- groep 2: tweede prioriteit:  
acetaldehyde, toluen, xyleen en styreen
- groep 3: stoffen die verder onderzoek vereisen m.b.t. humane blootstelling en risico's:  
ammonium, limoneen en  $\alpha$ -pineen

Sommige van die stoffen die wel behoren tot de 14 prioritaire INDEX stoffen worden niet of heel beperkt geëmitteerd door bouwmaterialen.

Een overzicht van deze stoffen en hun bronnen wordt weergegeven in Tabel 7

*Tabel 7: stoffen en hun bronnen (stoffen geselecteerd als prioritair, en waarop een risico-analyse is uitgevoerd in het INDEX-project). in vet en schuin gedrukt: relevant voor bouwmaterialen*

<b>Stof</b>	<b>Binnenhuisbron</b>
Groep 1: hoogste prioriteit	
<b>Formaldehyde</b>	Isolatiemateriaal, meubilair, sigaretten
<b>Koolstofmonoxide</b>	sigarettenrook, slecht werkende verwarmingstoestellen
<b>Stikstofdioxide</b>	sigarettenrook, slecht werkende verwarmingstoestellen
<b>Benzeen</b>	Onzuiverheid in solventen; roken; garages + bouwmaterialen (cfr. Envie + BUMA)
<b>Naftaleen</b>	Mottenballen + bouwmaterialen (cfr. Envie+ BUMA)

Groep 2: tweede prioriteit	
Acetaldehyde	Cigaretten, bouwmaterialen, verbruiksproducten ('consumer products')
Tolueen	Solvent + bouwmaterialen (BUMA)
Xyleen	Solvent, antiklop middel in benzine en bouwmaterialen (BUMA)
Styreen	Emissies uit (bouw)materialen
Groep 3: stoffen die verder onderzoek vereisen mbt humane blootstelling en risico's	
Ammonium	Onderhoudsproducten, metabolische activiteit
Δ-Limoneen	Geurproducten, glansmiddelen, sigaretten, bouwmaterialen
A -pineen	Geurproducten, glansmiddelen, sigaretten, bouwmaterialen

Samengevat kunnen we op basis van de INDEX studie, en het herbekijken van de oorspronkelijke INDEX-stoffen lijst met het oog op stoffen die vrijgegeven worden door bouwmaterialen de volgende stoffen beschouwen als zijnde relevant voor gezondheidsimpact:

- Formaldehyde
- Benzeen
- naftaleen
- Acetaldehyde
- tolueen
- Styreen
- Limoneen
- pineen
- 1-butanol
- 2-ethyl-1-hexanol
- 3-careen
- benzaldehyde
- dichloromethaan
- hexaldehyde
- trichloroethyleen

### → **THADE**

In de THADE studie werd een overzicht gemaakt van Europese data over binnen luchtverontreiniging in woningen en gerelateerde gezondheidseffecten. Het THADE project was voornamelijk gericht op inventarisatie van blootstelling, en het bieden van een overzicht van mogelijke gezondheidseffecten. Een risico-evaluatie werd echter niet uitgevoerd.

Volgens het THADE rapport zijn de volgende groepen van stoffen en agentia de belangrijkste oorzaak van gezondheidsproblemen veroorzaakt door een slecht binnenklimaat:

Anorganische polluenten:

- CO, NO<sub>2</sub>, fijn stof, minerale vezels, CO<sub>2</sub> (als indicator voor ventilatie)

Organische polluenten:

- VOCs en Formaldehyde
- Sigarettenrook
- Pesticides
- Biologische contaminanten:
- Virussen en bacteriën
- Allergenen:
- Schimmels, huismijt, huid en haarschilfers van huisdieren, kakkerlakken, planten, pollen

Een aantal categorieën polluenten die in de THADE studie als prioritair worden aanzien vallen voor deze studie buiten beschouwing wegens niet geëmitteerd door bouwmaterialen.

De overige zijn vrij gelijkaardig aan de lijst van INDEX.

De groep VOCs die door THADE aangehaald wordt als prioritair omvat een breed spectrum aan organische verbindingen, die sterk uiteenlopen in hun gezondheidsimpact voor de mens.

### → **ENVIE**

De ENVIE studie was een 6th FP in het thema 'European coordination action for IAQ and Health Effects' (2004-2008). Het uitgangspunt van ENVIE was het opstellen van een Europese studie naar gezondheidseffecten ten gevolge van binnenlucht verontreiniging. Het doel van ENVIE was het identificeren van key policies (oud en nieuw) om Europese binnenlucht kwaliteit te verbeteren, en om de negatieve effecten ten gevolge van zowel binnen- als buitenlucht verontreiniging te reduceren.

De binnenhuispolluenten die in de ENVIE studie centraal staan, zijn grotendeels gebaseerd op de 'high priority' stoffen uit INDEX, uitgebreid met niet-chemische verontreinigingen, namelijk straling (radon), mengsels (verbrandingsproducten), en microbiële verontreiniging.

In de ENVIE studie worden emissies van stoffen naar het binnenmilieu gegroepeerd in 4 categorieën:

- o bouwmaterialen en gerelateerde bronnen (waaronder vocht en schimmels),
- o emissies uit ventilatiesystemen
- o emissies uit 'consumer' producten
- o gedrag van bewoners en onderhoud van gebouwen

In de ENVIE studie werd een bron – pollutent/agentia matrix opgesteld. Hieruit blijkt dat de belangrijkste 'priority' stoffen die uit bouwmaterialen geëmitteerd zijn formaldehyde, benzeen en naftaleen zijn.

*Tabel 8: matrix van relaties tussen bron – blootstelling – agentia (bron: ENVIE - studie)*

Sources/controls for indoor air pollution	Considered exposure agents							
	ETS	Combustion PM	CO&NO <sub>2</sub>	Radon	microbes, allergens	HCHO	Benzene	Naphthalene
<b>Outdoor air</b>								
Implications for air cleaning needs & indoor pollution dilution		X	X				X	
<b>Buildings / fixed equipment / ventilation</b>								
Building materials				(X)		X	X	X
Ventilation and air conditioning systems	X	X	X	X	X		X	
Fixed household equipment/appliances		X	X		X			
Heating systems		X	X					
Water systems					X			
Dampness and mold					X	(X)		
<b>Consumer products used in buildings</b>								
Furnishings and electrical (computing & entertainment)		X				X	X	(X)
Cleaning and household products						X		X
<b>Occupant behaviour</b>								
Maintenance, ventilation practices		X	X	X	X			X
Smoking, cooking	X	X	X		X	X	X	

Naast dit overzicht van bron – emissies – pollutanten, wordt in het ENVIE rapport een literatuuroverzicht gegeven van emissies van verschillende andere stoffen (ander dan de 'klassiek' high priority stoffen ) uit bouwmaterialen.

Tabel 9: VOCs geëmitteerd uit bouwmaterialen (uit het ENVIE-rapport, de Oliveira Fernandes et al., 2009)

<b>Synthetische materialen</b>	
Verf	Ethylhexylacrylaat
Tapijt	Styreen
Materiaal verstrekt met glasvezel	Styreen
Rubber vloerbedekking	Styreen
Geplastificeerde muur en vloerbekleding	ftalaten
Vinyl vloerbekleding	Dodecene, dodecylbenzene, TXIB, 2,2,4-trimethyl-1,3-pentaanediol diisobutyrate
<b>Materialen gebaseerd op natuurlijke materialen</b>	
Kurk vloerbekleding	Furfural; acetic acid
Spaanderplaat (particle board)	Furfural; acetic acid; formaldehyde
Plywood (triplexplaat)	formaldehyde
Particleboard	
<b>Verf en vernis</b>	
Verf (emissies na droogfase)	Texanol (2,2,4-trimethyl-1,3-pentaneediol monoisobutyraat Butylacetaat dibutylftalaat
Alkyd verven	Hexanal + andere aldehydes
<b>Producten gebaseerd op koolteer</b>	
Geïmpregneerd hout en dampschermen ('damp-proof membranes)	naftaleen

Dit overzicht uit het Envie-rapport lijkt echter minder volledig te zijn (zowel wat betreft het aantal stoffen als het aantal bouwmaterialen) dan de meer recente BUMA-database (2008).

### → **Scientific Committee on Health and Environmental Risk (SCHER)**

In 2007 publiceerde de SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks, DG Health & Consumer) een opinie over risico-evaluatie van binnenlucht verontreiniging. In deze opinie boog de SCHER zich ondermeer over welke stoffen prioritair zijn voor risico's in het binnenmilieu. De SCHER baseerde zich hiervoor ondermeer op de INDEX studie. De SCHER concludeerde dat, ondanks de problemen om stoffen te rangschikken bij gebrek aan data (blootstelling en toxiciteit) van bepaalde stoffen, de volgende componenten momenteel konden aanzien worden als meest prioritair:

- Formaldehyde
- Koolstofmonoxide
- Stikstofdioxide
- Benzeen
- Naftaleen
- Sigarettenrook
- Radon
- Lood
- Organofosfaat-pesticiden

Deze lijst is gebaseerd op de 1ste prioriteitenlijst van INDEX, en laat dus zoals hoger vermeld een reeks stoffen achterwege die typisch geëmitteerd worden door bouwmaterialen. Volgens de SCHER opinie is er voor andere stoffen te weinig data beschikbaar om een risico-evaluatie over binnenlucht verontreiniging mogelijk te maken. Dit is dus waarschijnlijk ook het geval voor een aantal stoffen die we hoger geselecteerd hebben als zijnde mogelijks relevant voor gezondheidsrisico's door bouwmaterialen (die we op basis van de uitgebreide INDEX lijst en het feit dat bouwmaterialen een belangrijke emissiebron is van deze stoffen).

De SCHER heeft ook een mening gevormd/bezorgdheid uitgesproken over een aantal zaken die relevant zijn voor emissies uit bouwmaterialen:

Stoffen die gevormd worden door decompositie van materialen. Lijmen die gebruikt worden om PVC vloerbekleding te lijmen kunnen gehydrolyseerd worden door vocht aanwezig in de onderliggende betonlaag (in combinatie met een hoge pH van de betonlaag). De SCHER stipt de identificatie van deze decompositiematerialen, en de mogelijke gezondheidsproblemen van deze materialen aan als een te onderzoeken piste.

De SCHER acht ftalaten niet als prioritair stof in het binnenmilieu. Ftalaten worden gebruikt als weekmakers in plastic producten, waaronder ook in PVC vloerbekleding. De SCHER is van mening dat er niet voldoende consistente wetenschappelijke evidentie voorhanden is die erop duidt dat ftalaten moeten beschouwd worden als 'high concern chemical' omdat er een gebrek is aan kennis omtrent het mechanisme en omdat de blootstellingsniveau's van ftalaten via inademing heel laag zijn. Het risico-evaluatie rapport (European Union Risk Assessment Report) over DEHP (een dominante ftalaat-component) toonde aan dat voor blootstelling aan binnenlucht, de MOS (Margin of Safety) voor het meest gevoelige eindpunt, nl. reproductie effecten, hoog was (> 200 voor kinderen en > 1000 voor volwassenen), en er dus geen risico te verwachten is ten gevolge van blootstelling aan DEHP aanwezig in het binnenmilieu. Andere bronnen daarentegen uiten wel hun bezorgdheid omtrent de risico's van ftalaten in het binnenmilieu (Jaakkola en Knight, 2008) en duiden op de nood naar verder onderzoek rond deze problematiek.

### → **WHO**

De World Health Organization (WHO) onderzocht in 2006 de noodzaak voor het ontwikkelen van richtlijnen voor binnenluchtkwaliteit. Een eerste stap hierin was tevens het opstellen van een lijst voor welke pollutanten richtlijnen zouden worden opgesteld. De WHO selecteerde volgende pollutanten en agentia hiertoe: vocht, schimmel, ventilatie, formaldehyde, benzeen, naftaleen, NO<sub>2</sub>, CO, radon (Rn), trichloroethyleen, tetrachloroethyleen, benzo-a-pyreen. Voor de eerste groep (vocht, schimmels) heeft de WHO reeds een rapport gepubliceerd ('Development of WHO guidelines for IAQ: dampness and moulds. Report on a working group meeting Bonn, Germany, 17-18 October 2007'). Voor de andere componenten is tot op heden nog geen rapport gepubliceerd.

### → **IAEWG**

De European Working Group on Indoor Air (IAEWG) beschouwt de volgende stoffen als prioritair voor evaluatie van binnenlucht kwaliteit: ETS (sigarettenrook), radon, formaldehyde, CO, fijn stof, NO<sub>2</sub>, benzeen, naftaleen, schimmel, huismijt, vocht, CO<sub>2</sub> (ventilatie).

### → **NEHAP productbeleid en binnenluchtverontreiniging**

In het Nationaal Milieu- en Gezondheidsplan (NEHAP) wordt binnenluchtkwaliteit aangestipt als een belangrijke milieu-gebonden gezondheidsdeterminant. Binnen een werkgroep 'productbeleid en binnenluchtverontreiniging' van het NEHAP werden 14 stoffen naar voor geschoven als zijnde prioritair: groep 1) formaldehyde, toluen, 1,2,4 trimethyl-di-isocyanaat, acetaldehyde, benzeen, trichloroethyleen en vinylchloride; groep 2) limoneen, pineen en triclosan, groep 3) diisocyanaten en groep 4) glycolesters en gebromineerde vlamvertragers.

De eerste groep van stoffen is geselecteerd omdat het goed gekende binnenluchtverontreinigers zijn. De aanwezigheid van deze stoffen in woningen aanzienlijk en hun nefaste invloed op de menselijke gezondheid ruimerkend. De tweede groep van stoffen is geselecteerd omdat deze stoffen steeds vaker gebruikt zijn en er toenemende ongerustheid is.

### **4.2.3 Selectie prioritaire stoffen uit bouwmaterialen**

Op basis van de kennis uit de bovenvernoemde referentiewerken kunnen we de stoffen hieronder weerhouden (groep 1a & 1b; groep 2) als zijnde relevant omdat ze geëmitteerd worden door sommige bouwmaterialen, en omdat literatuurgegevens erop wijzen dat concentraties in woningen in Europa erop wijzen dat er een mogelijk gezondheidsrisico aan verbonden is.

Hierbij delen we stoffen in groepen in, die aangeven hoe belangrijk we de gezondheidsrisico's achten, of hoe groot de kennis is hieromtrent achten.

Voor de eerste groep (1a en 1b) is de prioritizing ondersteund door een risico-evaluatie uitgevoerd in het INDEX-project. Hieruit bleek dat wat betreft stoffen die ondermeer geëmitteerd worden door bouwmaterialen blootstelling aan huidige concentraties van formaldehyde en naftaleen (groep 1a) voorkomend in het binnenmilieu in Europese woningen van die grootte-orde is dat er gezondheidsrisico's

aan verbonden zijn. Voor de stoffen in groep 1b schatte de INDEX studie het gezondheidsrisico bij blootstellingsniveau's voorkomend in Europese woningen lager in dan de voor de stoffen in groep 1a.

Voor de stoffen in groep 2 is tot op heden geen risico-evaluatie op basis van blootstelling in het binnenmilieu in Europese woningen uitgevoerd. Toch achten we deze stoffen als relevant voor gezondheidsrisico's door emissies uit bouwmaterialen op basis van de gevaarsidentificatie (cfr. INDEX).

De overige van de 333 stoffen die geëmitteerd kunnen worden uit één of meerdere bouwmaterialen (BUMA-project) beschouwen we niet als prioritair op basis van de criteria uit INDEX. Deze criteria (zie hoger) zijn ook toepasbaar in deze context.

Samengevat, de prioritaire stoffen die kunnen meegenomen worden in een testcase zijn in eerste instantie de prioritaire stoffen formaldehyde en naftaleen (aangevuld met acetaldehyde, toluen, xyleen en styreen). De groep 2 componenten kunnen aanvullend beschouwd worden.

Groep 1a (hoog prioritair – gezondheidsrisico's op basis van risico-evaluaties):
Formaldehyde
Benzeen
Naftaleen
Groep 1b: (prioritair – gezondheidsrisico's op basis van risico-evaluaties):
Acetaldehyde
Tolueen
Xyleen
Styreen
Groep 2 (mogelijks gezondheidsrisico op basis van gevaarsidentificatie uit INDEX):
Pineen
Limoneen
1-butanol
2-ethyl-1-hexanol
3-careen
Benzaldehyde
Dichloromethaan
Hexaldehyde
trichloroethyleen

### 4.3 Toxicologische criteria en blootstellingslimieten voor de geselecteerde prioritaire stoffen

#### 4.3.1 algemeen

De laatste stap in de risico-evaluatie is de toetsing van de blootstelling aan toxicologische criteria en normen. Toxicologische criteria geven aan vanaf welke blootstellingsniveaus er nadelige effecten op de gezondheid kunnen optreden.

Er zijn twee types gezondheidseffecten te onderscheiden: carcinogene en niet-carcinogene effecten. Naast het onderscheid in de aard van de aandoening, is er nog een belangrijk verschil tussen carcinogene en niet-carcinogene effecten: voor niet-carcinogene effecten bestaat er doorgaans een veilige drempeldosis of grenswaarde. Indien de blootstelling lager is dan die grenswaarde, is er geen nadelig gezondheidseffect te verwachten. Er moet dus getracht worden om de blootstelling beneden deze grenswaarde te houden.



Voor carcinogene effecten daarentegen bestaan geen veilige grenswaarden: zelfs bij hele lage of achtergrondblootstelling kunnen we het risico op kanker ten gevolge van een carcinogene stof niet uitsluiten. Het risico op kanker stijgt lineair met stijgende concentratie of blootstelling, en dit wordt uitgedrukt aan de hand van het extra levenslang kankerrisico ('unit cancer risk'). Het kanker eenheidsrisico drukt uit hoeveel extra risico op kanker er is per  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in de lucht bij levenslange blootstelling. Deze parameter wordt dikwijls herrekend naar  $(\text{AD})1/10^5$ . Dit is de dosis/concentratie overeenkomend met een extra kanker geval van 1 op 100 000 levenslang blootgestelden.

### **4.3.2 Toxicologische criteria voor geselecteerde stoffen**

In Tabel 10 tabel worden per stof de blootstellingslimieten en/of kanker eenheidsrisico factoren volgens toxicologische instanties van US-EPA, WHO, ATSDR, RIVM, Health Canada en OEHHA weergegeven. Tevens worden blootstellingsgrenzen volgens het INDEX-project, richtwaardes van het Vlaams binnenmilieubesluit (Besluit van de Vlaamse Regering houdende maatregelen tot bestrijding van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenmilieu; Belgisch Staatsblad 19 oktober 2004) en de LCI (Lowest concentrations) waardes die gebruikt worden in de evaluatie van bouwmaterialen (ECA rapport 18) weergegeven.

Tabel 10: Overzicht toxicologische grenswaarden geselecteerde stoffen

	US-EPA		WHO		ATSDR	RIVM	Health Canada	OEHHA		EU (index project)		Vlaams binnenmilieu-besluit		ECA 18 rapport	
	richtwaarde ambient mg/m <sup>3</sup> /24h	Unit risk (µg/m <sup>3</sup> )	richtwaarde ambient µg/m <sup>3</sup> /week	Unit risk	RfC µg/m <sup>3</sup> /week	TCA	TC	RfC acuut µg/m <sup>3</sup> (1 uur)	RfC chronisch µg/m <sup>3</sup> /1 week	µg/m <sup>3</sup> /week	Unit risk	richtwaarde	interventiewaarde	LCI (µg/m <sup>3</sup> )	lifetime unit risk
<b>Formaldehyde</b>	-----	1.3 10 <sup>-5</sup> (µg/m <sup>3</sup> )	100 µg/m <sup>3</sup> /30 min		10	-----	-----	-----	-----	meest gevoelige groep: 1 µg/m <sup>3</sup> ; alg. bevolking: 30 µg/m <sup>3</sup>		10 µg/m <sup>3</sup> / 30 min	100 µg/m <sup>3</sup> /30 min	10 µg/m <sup>3</sup>	
<b>Benzeen</b>	0.03	2.2 to 7.8 10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> )	-----	4.4 to 7.5 10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> )	9,8	-----	-----	1300	60	5 µg/m <sup>3</sup> /yr EU-limiet vanaf 10 Jan 2010 (carc. Effecten) 6 10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> )		2 µg/m <sup>3</sup> /week	10 µg/m <sup>3</sup> /week		4 10 <sup>-6</sup> per µg/m <sup>3</sup>
<b>Naftaleen</b>	0.003		-----		4	-----	-----	-----	9	10 µg/m <sup>3</sup> /week		-----	-----	500 µg/m <sup>3</sup>	
<b>Acetaldehyde</b>	0.009	2.2 10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> )	300	risk 10 <sup>-5</sup> for 11-65 µg/m <sup>3</sup>		-----	390	-----	-----	200		4600 µg/m <sup>3</sup> /week	-----	40 µg/m <sup>3</sup>	
<b>Tolueen</b>	0.4		260		300 (chronic) en 3800 (acute)	400	3750	37000	300	300		-----	260	1000 µg/m <sup>3</sup>	
<b>xyleen</b>	0.1		870		200	870	180	-----	-----	200		-----	-----	1000 µg/m <sup>3</sup>	
<b>Styreen</b>	1		260		870	900	92	21000	900	250		-----	-----	70 µg/m <sup>3</sup>	
<b>alfa-pineen</b>	-----		-----		-----	-----	-----	-----	-----	450		-----	-----	1000 µg/m <sup>3</sup>	
<b>1-butanol</b>	-----		-----		-----	-----	-----	-----	-----	-----		-----	-----	1000 µg/m <sup>3</sup> (Finse studie, Tuomainen et al. (2002): effecten beneden deze LCI	
<b>2-ethyl-1-hexanol</b>	-----		-----		-----	-----	-----	-----	-----	-----		-----	-----	1000 µg/m <sup>3</sup> (Finse studie, Tuomainen et al. (2002): effecten beneden deze LCI	
<b>3-careen</b>	-----		-----		-----	-----	-----	-----	-----	-----		-----	-----	1000 µg/m <sup>3</sup>	
<b>benzaldehyde</b>	-----		-----		-----	-----	-----	-----	-----	-----		-----	-----	1000 µg/m <sup>3</sup>	
<b>dichloromethaan</b>	-----		3 mg/m <sup>3</sup> 24 en 0.45		-----	-----	-----	-----	-----	-----		-----	-----	400 µg/m <sup>3</sup>	
<b>hexaldehyde</b>	-----		-----		-----	200	-----	-----	-----	-----		-----	-----	400 µg/m <sup>3</sup>	
<b>trichloroethyleen</b>				risk 4,3 10 <sup>-7</sup> per µg/m <sup>3</sup>								200 µg/m <sup>3</sup> week	-----		
<b>Totaal organische componenten</b>	-----		-----		-----	-----	-----	-----	-----	-----		200 µg/m <sup>3</sup>			

In onderstaand luik wordt kort beschreven welke gezondheidseffecten te verwachten zijn bij blootstelling aan deze stoffen (groep 1 en groep 2 uit 4.2.3). Voor een uitgebreid overzicht van studies m.b.t. gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling aan deze stoffen wordt verwezen naar de IRIS databank van US-EPA (<http://www.epa.gov/iris/>), de WHO Air Quality Guidelines en het INDEX-rapport, de databanken van ATSDR (Agency For Toxic Substances and Disease Registry) en OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment).

### → **Formaldehyde**

Blootstelling aan formaldehyde veroorzaakt irritaties aan de ogen, keel, hoesten, vermoeidheid, misselijkheid en ademhalingsproblemen. Hoge concentraties kunnen ook astma veroorzaken. Verder blijkt dan sommige mensen een bepaalde gevoeligheid voor formaldehyde kunnen ontwikkelen. Dierproeven tonen aan dat formaldehyde kanker veroorzaakt, en kan ook kanker bij mensen veroorzaken (US-EPA). Het IARC (International Agency for Research on Cancer) heeft formaldehyde geclassificeerd als groep 1 (humaan carcinogeen). Het eenheidsrisico voor kanker (nasopharyngeal cancer) wordt geschat op  $1.3 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$  (US-EPA).

Er is evenwel onduidelijkheid welke concentratie kan beschouwd worden als 'veilig' voor niet-carcinogene effecten. De US-EPA heeft voor formaldehyde geen richtwaarde (RfC) voor inhalatoire blootstelling afgeleid. De WHO geeft als richtwaarde (buitenlucht)  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3/30$  minuten. De WHO richtlijn voor binnenlucht voor is nog in ontwikkeling. In het INDEX project worden er verschillende grenswaarde gebruikt in de risico-karakterisatie:  $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$  (LOAEL<sup>4</sup>):  $0.3 \text{ mg}/\text{m}^3$  (NOAEL<sup>5</sup>), en  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (EL). Deze drie drempelwaardes vertrekken van hetzelfde eindpunt, nl. de laagste dosis ( $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) waarbij irritatie aan ogen en keel wordt waargenomen na korte termijn blootstelling. Dit getal werd geëxtrapoleerd naar een NOAEL ( $0.03 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) en er wordt aangenomen dat bij deze NOAEL geen effecten optreden in een normale populatie. Dit getal werd verder omgerekend naar een exposure limit (EL) van  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  om rekening te houden met hogere gevoeligheid van kinderen i.v.m. volwassenen (assessment factor 3), en met intraspecies variatie (assessment factor 10). Deze laatste drempelwaarde (EL) ligt evenwel 100 keer lager dan andere referentiewaardes dan bvb. WHO en het Vlaams binnenmilieubesluit. Bovendien wordt in 100 % van de onderzochte woningen in Europa de EL van  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  overschreden, en metingen van formaldehyde in buitenlucht ligt vaak ook boven deze EL.

### → **Benzeen**

Zowel IARC als US-EPA classificeren benzeen als humaan carcinogeen (groep 1 en groep A). Een groot aantal epidemiologische studies hebben een verband aangetoond tussen blootstelling aan benzeen en leukemie. Het eenheidsrisico voor kanker bedraagt volgens US-EPA  $2.2 - 7.8 \cdot 10^{-6}$  per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , volgens WHO  $4.4 - 7.5 \cdot 10^{-6}$  per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , en volgens INDEX  $6 \cdot 10^{-6}$  per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

In de INDEX-studie werd voor niet-carcinogene effecten een lange-termijn blootstellingslimiet van  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gehanteerd. Deze drempelwaarde is gebaseerd op een NOAEL van  $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$  voor haematologische effecten. In de INDEX studie werd

---

<sup>4</sup> De 'LOAEL' (Lowest Observed Adverse Effect Level) is de laagste testdosis waarbij nadelige gezondheidseffecten op dieren of mensen worden waargenomen

<sup>5</sup> de 'NOAEL' (No Observed Adverse Effect Level) is de hoogste testdosis waarbij geen nadelige gezondheidseffecten op dieren of mensen worden waargenomen

een vergelijking gemaakt van deze blootstellingslimiet met benzeen-blootstelling voorkomend in Europa. Hieruit bleek dat voor de meeste steden (Athene, Basel, Helsinki, Oxford, Praag, Engeland, Duitsland en Frankrijk), er < 5 % van de bevolking blootgesteld is aan niveau's boven de drempelwaarde van 60 µg/m<sup>3</sup>. Er werd geschat dat in Milaan 5 % van de bevolking aan benzeen-niveau's werd blootgesteld boven 60 µg/m<sup>3</sup>.

Acute toxiciteit van benzeen is gering.

### → **Naftaleen**

Blootstelling aan naftaleen kan respiratoire symptomen veroorzaken. Het IARC klasseert naftaleen in groep 2B (mogelijks carcinogeen voor de mens). Er zijn voor naftaleen dan ook geen risico-factoren voor kanker afgeleid.

De grenswaarde voor naftaleen in INDEX is gebaseerd op een dierproef waarbij in muizen nasale effecten werden waargenomen. De LOAEL (10 mg/m<sup>3</sup>) werd omgerekend naar een EL van 10 µg/m<sup>3</sup>, rekening houdend met een assessment factor van 1000 (10 voor extrapolatie van LOAEL naar NOAEL, 10 voor interspecies variatie en 10 voor intraspecies variatie).

De US-EPA daarentegen hanteert een RfC (referentiewaarde) van 3 µg/m<sup>3</sup>/24h. Deze RfC is gebaseerd op dezelfde studie als INDEX, maar er werd een assessment factor van 3000 i.p.v. 1000 toegepast. Er werd door US-EPA bijkomend een onzekerheidsfactor van 3 toegepast omwille van gebrek aan een 2-generatie reproductie toxiciteitstudie en chronische inhalatie data.

Het Vlaams binnenluchtmilieudecreet bevat geen richt-of interventiewaarde voor naftaleen.

Het ECA 18 rapport vermeldt 0.5 mg/m<sup>3</sup> als blootstellingslimiet voor naftaleen. Deze waarde is beduidend hoger dan de INDEX-waarde van 10 µg/m<sup>3</sup>. We verkiezen de INDEX-waarde omwille van de betere toxicologische onderbouwing.

### → **Acetaldehyde**

Aandoeningen aan de bovenste luchtwegen zijn de courantste gezondseffecten ten gevolge van inademing van acetaldehyde. De LOAEL voor irritatie van de zintuigen bedraagt 45 mg/m<sup>3</sup> in een studie met 12 vrijwilligers. Deze waarde werd gedeeld door een assessment factor van 200 (10 voor extrapolatie van LOAEL naar NOAEL, 10 voor intraspecies variatie en 2 voor beperkte kwaliteit van de data), en resulteert in een EL Van 200 µg/m<sup>3</sup>/week (INDEX).

De US-EPA daarentegen hanteert een RfC (referentiewaarde) van 9 µg/m<sup>3</sup>/24h. Deze waarde is gebaseerd op een diercellen test (degeneratie van het olfactory epithelium). De WHO richtlijn voor acetaldehyde ligt dan weer in dezelfde grootte-orde als INDEX. De richtwaarde van het Vlaams binnenluchtmilieudecreet bedraagt 4600 µg/m<sup>3</sup>/week. Volgens het IARC is acetaldehyde mogelijk carcinogeen voor de mens (groep 2B). Het kanker eenheidsrisico bedraagt 2.2 · 10<sup>-6</sup> per µg/m<sup>3</sup> (US-EPA). De WHO schat 1 extra kanker geval per 100.000 levenslang blootgestelden bij 11 – 65 µg/m<sup>3</sup>.

### → **Tolueen**

Korte termijn blootstellingseffecten aan tolueen zijn vertraagde reactietijd, hoofdpijn, duizeligheid, oog en neus irritatie.

Lange termijn effecten van tolueen blootstelling zijn schade aan het centraal zenuwstelsel (CNS: central nervous system), met name verminderd kleurzicht. In INDEX werd een EL van 0.3 mg/m<sup>3</sup> afgeleid op basis van een studie met effecten bij

werknemers (LOAEL :  $30 \text{ mg/m}^3 \times \text{AF } 100$ ; 10 voor interindividuele variatie en 10 voor extrapolatie van LOAEL naar NOAEL).

De grenswaarden voor toluen opgesteld door US-EPA, WHO en het Vlaams Binnenluchtmilieu decreet liggen vrij dicht tegen deze waarde (zie tabel X).

De LCI-waarde voor toluene (ECA-rapport, 1997) bedraagt  $1 \text{ mg/m}^3$ .

### → **Xyleen**

Korte termijn blootstellingseffecten aan xyleen zijn irritatie aan de ogen, neus en keel. Lange termijn blootstellingseffecten aan xyleen zijn irritatie aan de ogen, pijnlijke keel, gevoel van drijven, en verminderde eetlust.

In de INDEX studie werd een lange-termijn blootstellingslimiet van  $0.2 \text{ mg/m}^3$  gehanteerd. Deze is gebaseerd op een studie bij werknemers waarbij bovenvernoemde effecten werden waargenomen (LOAEL =  $62 \text{ mg/m}^3$ ).

Deze INDEX grenswaarde ligt lager dan de RfC ( $870 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ) opgesteld door US-EPA, maar hoger dan de WHO richtlijn ( $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ). Het Vlaams Binnenluchtmilieu decreet heeft geen bepalingen voor concentraties xyleen.

De LCI-waarde (ECA, 1997), nl.  $1 \text{ mg/m}^3$  en AgBB waarde ( $2.2 \text{ mg/m}^3$ ) liggen hoger dan de INDEX limiet voor lange-termijn blootstelling.

### → **Styreen**

Korte termijn effecten van styreen blootstelling zijn oog- en keelirritatie. Het meest gevoelige lange-termijn effect van styreen zijn neuropsychologische effecten zoals verminderde reactietijd, kort/lang termijn logisch geheugen, kort/lang termijn verbaal geheugen, digit-symbool associatie, blok design en figuur identificatie.

Het INDEX-rapport hanteert een korte-termijn blootstellingslimiet (EL) van  $2 \text{ mg/m}^3$  (gebaseerd op een NOAEL van  $217 \text{ mg/m}^3$  en AF van 100) en een lange-termijn blootstellingslimiet van  $0.25 \text{ mg/m}^3$  (gebaseerd op een NOAEL van  $25 \text{ mg/m}^3$  en een AF van 100).

US-EPA gebruikt een RfC waarde van  $1 \text{ mg/m}^3/24\text{h}$ . De WHO richtlijn (ambient-lifetime), nl.  $0.26 \text{ mg/m}^3$  ligt dan weer meer in de buurt van de INDEX-waarde: Het Vlaams Binnenluchtmilieu decreet heeft geen bepalingen voor concentraties styreen.

De LCI-waarde (ECA, 1997) voor styreen bedraagt  $0.07 \text{ mg/m}^3$  en de AgBB waarde bedraagt  $0.86 \text{ mg/m}^3$ .

### → **$\alpha$ -pineen**

Blootstelling aan  $\alpha$ -pineen veroorzaakt irritatie aan de ogen, neus en keel.

$\alpha$ -pineen is niet klasseerbaar als humaan carcinogeen door IARC.

De INDEX-studie heeft een lange termijn blootstellingslimiet (EL) van  $0.45 \text{ mg/m}^3$  afgeleid. Deze waarde is gebaseerd op een LOAEL van  $450 \text{ mg/m}^3$  uit een humane vrijwilligersstudie. Er werd een AF van 1000 toegepast omwille van extrapolatie van subacute naar chronische effecten (10), extrapolatie van LOAEL naar NOAEL (10) en intraspecies variatie (10).

De US-EPA (IRIS-database) en WHO hebben geen grenswaarden voor  $\alpha$ -pineen bepaald. Het Vlaams Binnenluchtmilieu decreet heeft geen bepalingen voor concentraties  $\alpha$ -pineen.

Het ECA-rapport vermeldt een LCI waarde van  $1 \text{ mg/m}^3$  voor  $\alpha$ -pineen, en de blootstellingswaarden van het Duits AgBB protocol (German Committee for health-related evaluation of building materials) bedraagt  $1.4 \text{ mg/m}^3$ . De INDEX-waarde van  $0.45 \text{ mg/m}^3$  draagt echter onze voorkeur weg omwille van een betere toxicologische onderbouwing.

### → **1-butanol en 2-ethyl-1-hexanol**

Voor deze twee stoffen is geen overzicht van gezondheidseffecten gemaakt in het INDEX project, noch in één van de andere EU referentiewerken opgesomd in 4.2.

De IRIS databank (US-EPA) heeft grenswaardes voor orale ingestie van n-butanol afgeleid, maar niet voor inhalatoire blootstelling. Wat betreft carcinogeniteit valt n-butanol volgens de IRIS database onder klasse D.

Gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling aan 1-butanol zijn irritatie van de ogen, huid, neus, keel en brandwonden. Inhalatie van 1-butanol kan hoesten, duizeligheid, hoofdpijn, misselijkheid veroorzaken.

De stof 2-ethyl-1-hexanol is niet opgenomen in de IRIS-database.

De WHO richtlijnen voor (ambient) luchtkwaliteit bevatten geen bepalingen voor 1-butanol en 2-ethyl-1-hexanol. Het Vlaams Binnenluchtmilieu decreet heeft ook geen grenswaardes voor deze stoffen.

Kortom, grenswaardes op basis van evaluaties van de gerenommeerde toxicologische instanties of wettelijke voorzieningen zijn niet voorhanden voor deze stoffen.

De literatuur laat wel toe om een beeld te vormen van welke gezondheidseffecten te verwachten zijn bij blootstelling aan 1-butanol en 2-ethyl-1-hexanol. Deze stoffen hebben een gemeenschappelijke binnenhuisbron bouwmaterialen (nl. PVC vloerbekleding). Effecten zijn daarom ook dikwijls niet toe te schrijven aan één van deze componenten afzonderlijk.

Er zijn enkele studies gepubliceerd waarbij werknemers in hun kantoren gezondheidsklachten hadden, die toegeschreven werden aan emissies van degradatieproducten uit vloerbekleding (zoals 1-butanol en 2-ethyl-1-hexanol).

In de Finse studie van Tuomainen et al. (2002) vertoonden werknemers klachten van problemen met de neus, ademhaling en bindvlies, en van de 130 werknemers werden 8 nieuwe gevallen van astma geregistreerd in 4 jaar tijd. De binnenlucht concentratie in die kantoren lag tussen 2-5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  voor 1-butanol en tussen 2- 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  voor 2-ethyl-1-hexanol. De TVOC concentraties in deze kantoren was laag ( $< 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Deze 2 stoffen bleken de grootste bijdrage te hebben tot de TVOCs emissies (58 % voor 2-ethyl-1-hexanol en 11 % voor 1-butanol).

In de studie van Norbäck et al. (2000) werden symptomen van astma toegeschreven aan de aanwezigheid van 2-ethyl-1-hexanol in binnenlucht. De binnenlucht concentraties in de studie van Norbäck et al. (2000) lagen ongeveer 10 keer hoger (nl. 20-30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dan de concentraties in de studie van Tuomainen et al. (2002)

In een Japanse gevalstudie (Kamijima et al., 2002) werden 'sick house syndroom' klachten (hoofdpijn, irritatie van slijmvliezen) toegeschreven aan hoge concentraties 2-ethyl-1-hexanol. De klachten waren het ergst wanneer de werknemers aanwezig waren in een vergaderlokaal (469  $\mu\text{g}$  2-ethyl-1-hexanol / $\text{m}^3$ ). Vermits het verschil tussen vergaderlokaal en andere kantoren waarbij minder klachten geregistreerd werden, voornamelijk het verschil in concentraties 2-ethyl-1-hexanol was besluiten Kamijima et al., 2002 dat 2-ethyl-1-hexanol de oorzaak was van het SHS.

Bij vergelijken van deze 3 studies is opvallend dat er een groot (factor 100) verschil is in concentraties 2-ethyl-1-hexanol waarbij effecten werden waargenomen.

Het meest bruikbaar in deze context zijn dus LCI waardes uit het ECA 18 rapport en de blootstellingswaardes van het Duits AgBB protocol (German Committee for health-related evaluation of building materials), nl. 1  $\text{mg}/\text{m}^3$  voor 1-butanol en 1 $\text{mg}/\text{m}^3$  voor 2-ethyl-1-hexanol (ECA) en nl. 3.1  $\text{mg}/\text{m}^3$  voor 1-butanol en 2.7  $\text{mg}/\text{m}^3$  voor 2-ethyl-1-hexanol (AgBB).

### → **3-careen**

Reactie van 3-careen met ozon veroorzaakt sterk irritatie aan de luchtwegen (INDEX, 2005). Over de toxicologische effecten van 3-careen op zich (in afwezigheid van ozon) is er vrij weinig gekend. Noch in het INDEX rapport, IRIS database, WHO richtlijnen of Vlaams Binnenluchtdecreet wordt 3-careen in beschouwing genomen.

Humane of dierproefstudies met 3-careen zijn niet gekend. Er zijn wel effecten waargenomen in vitro studies met alveolaire macrofagen (Johansson & Lundborg, 1999; Toxicology, 120: 99-104).

De enige blootstellingslimiet voor 3-careen die we vonden is de LCI-waarde (ECA-rapport, 1997) van 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Deze waarde is echter niet specifiek voor 3-careen, maar van toepassing voor alle terpenen. Deze waarde is afgeleid van een OEL voor turpentine.

### → **Benzaldehyde**

Uit dierenproeven blijkt dat korte-termijn effecten van blootstelling aan benzaldehyde schadelijke effecten aan het centraal zenuwstelsel teweeg brengt: symptomen zoals vermoeidheid, hoofdpijn, duizeligheid en verlies van coördinatie.

Lange-termijn effecten zijn huid-irritatie en sensitizatie bij langdurige blootstelling. Er is geen informatie over andere mogelijke effecten van lange-termijn blootstelling gekend. ([www.intox.org/databank/documents/chemical/benzald/cie232.htm](http://www.intox.org/databank/documents/chemical/benzald/cie232.htm)).

Benzaldehyde is de INDEX-studie niet weerhouden in de lijst van stoffen waarop een risico-evaluatie is uitgevoerd. Bijgevolg is in de INDEX-studie geen toxicologische grenswaarde voor benzaldehyde opgenomen.

Evenmin heeft de US-EPA (IRIS-database) een inhalatoire RfC opgesteld (enkel een oral RfD). De WHO heeft geen richtlijnen voor benzaldehyde; evenmin is benzaldehyde opgenomen in het Vlaams Binnenluchtmilieu decreet.

Er zijn dus weinig instanties die een toxicologisch onderbouwde grenswaarde voor benzaldehyde hebben opgesteld. Voor blootstelling op de werkplaats hanteert de Amerikaanse instantie OSHA (Occupational Safety and Health Administration) een korte-termijn blootstellingslimiet van 0.19  $\text{mg}/\text{m}^3$  vastgelegd. In het ECA-rapport 18 (1997) is geen LCI-waarde voor benzaldehyde gegeven.

Kortom, we hebben geen geschikte blootstellingslimiet voorhanden om blootstelling aan benzaldehyde in het binnenmilieu in woningen te evalueren.

### → **Dichloromethaan**

Blootstelling aan dichloromethaan veroorzaakt schade aan de lever. Bovendien is dichloromethaan waarschijnlijk humaan carcigoneen (groep B2).

De toxicologie van dichloromethaan werd niet vermeld in het INDEX-rapport. In de IRIS-databank is geen evaluatie van blootstellingslimiet voor inhalatoire blootstelling gedaan (enkel voor orale blootstelling).

De WHO richtlijnen voor dichloromethaan zijn 3  $\text{mg}/\text{m}^3$  voor 24h en 0.45  $\text{mg}/\text{m}^3$  voor 1 week. De LCI-waarde, die trouwens gebaseerd is op de WHO-waarde bedraagt 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Het eenheids risico voor kanker wordt geschat op  $4.7 \cdot 10^{-7}$  per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) bij levenslange blootstelling.

### → **Hexaldehyde**

Inademing van hexaldehyde kan irritatie aan de luchtwegen veroorzaken.

De toxicologie van dichloromethaan werd niet vermeld in het INDEX-rapport. In de IRIS-databank is geen voorstel voor blootstellingslimiet voor inhalatoire blootstelling gedaan (enkel voor orale blootstelling).

Noch de WHO richtlijnen, nog het Vlaams Binnenmilieu decreet bevatten bepalingen voor hexaldehyde.

De LCI-waarde (ECA-rapport 18) voor hexaldehyde bedraagt 400 µg/m<sup>3</sup>. Deze LCI-waarde is toegekend aan alle alifatische aldehydes (waaronder propanal, butanal, pentanal, hexanal, heptanal,...) waarvoor geen OEL bestaat. Deze LCI is gebaseerd op de LCI voor acetaldehyde, en rekening houden met een onzekerheidsfactor van 100.

### → **Trichloroethyleen (TCE)**

Inademing van trichloroethyleen veroorzaakt effecten aan het centraal zenuwstelsel (verdooving, in het verleden kende TCE toepassing in de anesthesie). Daarnaast veroorzaakt TCE ook schade aan lever en nieren. Daarenboven is TCE carcinogeen (IARC: 2A; type tumor: long- en teelbalkanker).

Noch in INDEX, noch in IRIS zijn inhalatoire grenswaarden voor TCE beschreven.

De WHO hanteert een eenheids risico voor kanker van  $4.3 \cdot 10^{-7}$  per µg/m<sup>3</sup>.



#### 4.4 Conclusie en aanbevelingen

Van meer dan 300 stoffen is gekend dat ze door één of ander bouw materiaal geëmitteerd worden. Dit zijn ondermeer aromatische koolwaterstoffen, verzadigde alifatische koolwaterstoffen, onverzadigde/cyclische koolwaterstoffen, terpenen, alifatische alcoholen, aromatische alcoholen, glycolen en glycolethers, aldehydes, ketonen, zuren, ester,...

Voor een 100-tal van deze stoffen is gekend of is er een vermoeden dat ze vanaf een bepaalde luchtconcentratie of blootstelling schadelijke effecten voor de mens kunnen veroorzaken en zijn er deze stoffen toxicologische grenswaardes of blootstellingsgrenzen opgesteld die bruikbaar zijn in risico-evaluatie. Merk hierbij op dat verschillende toxicologische instanties voor eenzelfde stof dikwijls andere toxicologische grenswaardes hanteren. Dit kan te wijten zijn aan andere basisstudies, andere criteria, methodes of andere veiligheidsfactoren gebruikt om toxicologische grenswaardes af te leiden. Voor sommige stoffen zijn dan wel geen toxicologisch onderbouwde grenswaarden beschikbaar, maar is er een LCI-waarde (lowest concentration of interest) voorhanden die kan gehanteerd worden. Merk hierbij op dat toxicologische onderbouw van LCI waarden soms vrij beperkt is (bv. op basis van eenvoudige vertaling van drempelwaarden voor arbeidsblootstelling).

Voor de overige van de 300 stoffen zijn geen blootstellingscriteria voorhanden. Dit kan twee oorzaken hebben: voor een aantal stoffen zijn er geen limieten opgesteld omdat geen gezondheidseffecten te verwachten zijn voor de mens. Bijvoorbeeld stoffen die volgens de Annex 1 lijst gevaarlijke stoffen lijst EU geen classificatie hebben voor humane gezondheidseffecten via inademing (Annex I van de richtlijn 67/548/EEG betreffende indeling, verpakking en kenmerken van gevaarlijke stoffen) kunnen we aannemen dat er geen gevaar is bij blootstelling voor de mens via inhalatie. Voor andere stoffen is er een gebrek aan toxicologische data om blootstellingslimieten op te stellen. Voor deze laatste groep stoffen is de toxicologische informatie ontoereikend om de risico voor de mens ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen in te

Bijvoorbeeld, er zijn een aantal 'emerging compounds' zoals ftalaten, pesticiden, perfluorverbindingen, gebromeerde vlamvertragers,... waarvan op dit moment onvoldoende gekend is of ze, en in welke mate, ze geëmitteerd worden door bouwmaterialen. Jaakkola en Knight (2008) besluiten in een review over de rol van blootstelling aan ftalaten op de ontwikkeling van asthma en allergiën de aandacht op het feit dat er momenteel een gebrek is aan objectieve blootstellingsdata, zowel aan metingen in binnenlucht als emissies uit (bouw)materialen.

Analyse van perfluorverbindingen en gebromineerde vlamvertragers in serum, urine en/of moedermelk (Steunpunt Milieu en Gezondheid) tonen blootstelling aan deze componenten aan. Vermoedelijk is binnenlucht hierin een blootstellingsweg.

Verder onderzoek naar bouwmaterialen als mogelijke bron strekt tot de aanbeveling.

Voor stoffen waarvan wel gekend is dat ze 1) mogelijke schade berokkenen aan de menselijke gezondheid, en 2) geëmitteerd worden door bouwmaterialen, werd nagegaan op basis van literatuurdata, Europese projecten (INDEX, THADE, EnVie,...), werkgroepen (SHER opinion, IAEWG) welke van deze stoffen het meest prioritair geacht worden m.b.t. gezondheidsrisico's door pollutanten in binnenlucht. Op basis van risico-evaluatie in Europese woningen (INDEX-project) werden de stoffen formaldehyde, benzeen en naftaleen als hoog prioritair beschouwd, de stoffen acetaldehyde, naftaleen, tolueen, xyleen en stryreen als prioritair en de derde groep van stoffen werden ingeschat als mogelijk gezondheidsrisico op basis van

gevaarsidentificatie (pineen, limoneen, 1-butanol, 2-ethyl-1-hexanol, 3-careen, benzaldehyde, dichloromethaan, hexaldehyde, trichloroethyleen).

Voor deze prioritaire stoffen werd in dit hoofdstuk een overzicht gegeven van toxicologische referentiewaarden of binnenluchtrichtlijnen volgens verschillende instanties (WHO, ATSDR, RIVM, US-EPA, Vlaams BinnenMilieu besluit), en te verwachten gezondheidseffecten die kunnen optreden bij overschrijden van bepaalde drempelwaarden.

## HOOFDSTUK 5 BEHEERSING VAN IMPACT VAN EMISSIES UIT BOUWMATERIALEN OP DE BINNENLUCHTCONCENTRATIES: METHODES EN CASE STUDIES

---

In het eerste deel van dit hoofdstuk wordt een methodiek voorgesteld om binnenluchtconcentraties ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen te evalueren met betrekking tot gezondheidsimpact, en worden er mogelijke strategieën om, indien nodig, binnenluchtconcentraties te reduceren voorgesteld. Tevens wordt aangegeven welke datasets en modellen nodig zijn om een adequate en systematische beoordeling te kunnen uitvoeren.

In het tweede deel van dit hoofdstuk wordt deze methodiek geïllustreerd aan de hand van enkele voorbeelden. Tevens worden er in dit hoofdstuk verschillende (van vereenvoudigde tot meer complexe) modellen ter berekening van binnenluchtconcentraties voorgesteld, die onder bepaalde voorwaarden en voor beperkt aantal doeleinden kunnen gebruikt worden.

Dit wordt geïllustreerd in een aantal case studies voor formaldehyde, waarin we de volgende vragen trachten te beantwoorden:

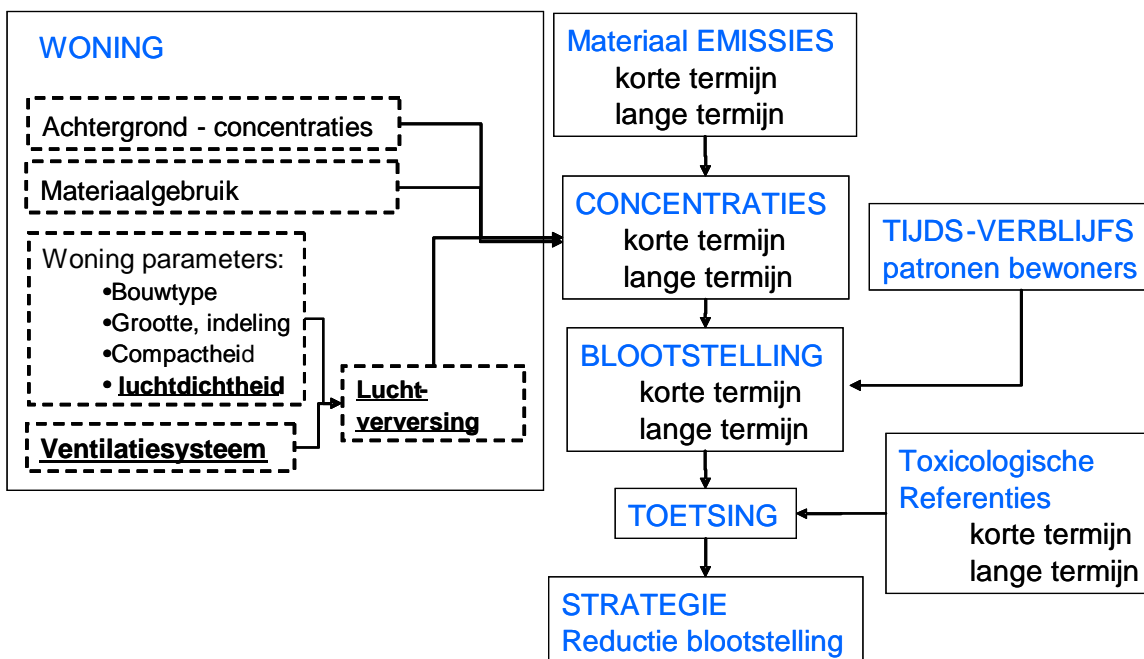
1. **Case 1:** zijn de huidige formaldehyde binnenluchtconcentraties in Belgische woningen – gebaseerd op directe metingen - beneden of boven aanvaardbare grenzen, m.a.w. zijn er risico's voor de gezondheid?
2. **Case 2:** kunnen emissies uit één bepaald bouw materiaal overschrijding van drempelwaarden voor formaldehyde veroorzaken – screeningstool voor emissies bouw materiaal + toepassing op bestaande emissiedata
3. **Case 3:** kunnen cumulatieve emissies uit verschillende bouwmaterialen onder een typische aanwezigheid en verdeling in een woning samen overschrijding van drempelwaarden voor formaldehyde veroorzaken? – screeningstool voor emissies bouw materiaal + toepassing op bestaande emissiedata
4. **Case 4:** kunnen bij een typische aanwezigheid en verdeling van bouwmaterialen in de woning formaldehyde uit deze bouwmaterialen voldoende verwijderd worden door gebruik te maken van een ideaal ventilatiesysteem dat permanent de debieten levert volgens de minimale vereisten van de wetgeving (norm NBN D50 -001)?
5. **Case 5:** idem als case 4, maar met gereduceerde gerealiseerde debieten voor een laag energie woning
6. **Case 6:** wat is het verschil in performantie van verschillende ventilatiesystemen in woningen

## 5.1 Methodiek voor het evalueren en beheersen van binnenluchtconcentraties

De kernvragen is die we wensen te beantwoorden om de emissies uit bouwmaterialen m.b.t. de gezondheid voor de bewoners te evalueren en te beheersen zijn de volgende:

1. Is de blootstelling aan polluenten geëmitteerd uit bouwmaterialen in de binnenomgeving beneden of boven aanvaardbare grenzen?
2. En indien de blootstelling boven een aanvaardbaar niveau ligt, wat zijn de voornaamste bronnen (bouwmaterialen?), en hoe kan de blootstelling gereduceerd worden tot beneden een aanvaardbare grens?

In onderstaand schema wordt geschetst welke factoren een rol spelen in de blootstelling aan stoffen geëmitteerd uit bouwmaterialen.



De twee belangrijkste factoren die een rol spelen in concentratie van polluenten in de binnenlucht zijn 1) de materiaalemissies, en 2) de luchtverversingsgraad. De materiaalemissies hangen af van de types, hoeveelheden en emissiesterktes van de gebruikte materialen. De luchtverversingsgraad wordt bepaald door het ventilatiesysteem, debieten en de luchtdichtheid van de woning. Concentraties in de binnenlucht en tijd-verblijfspatronen van bewoners zijn de twee sleutelementen die de blootstelling voor bewoners aan polluenten in de binnenlucht bepalen.

Onder blootstelling aan polluenten verstaan we de (externe) dosis, of hoeveelheid polluenten waaraan het menselijk lichaam blootgesteld wordt gedurende een bepaalde periode (korte of lange termijn), via één of meerdere blootstellingswegen. Sommige polluenten (bvb. cadmium) bereiken ons lichaam voornamelijk via de orale blootstellingsweg (voeding, ingestie stof,..), terwijl andere polluenten (bvb. formaldehyde) voornamelijk via de lucht ons lichaam bereiken. De tijdsduur van blootstelling is belangrijk m.b.t. gezondheidseffecten: sommige effecten treden op bij blootstelling aan een relatief hoge dosis gedurende een korte periode, terwijl andere effecten optreden bij blootstelling aan een relatief lage dosis gedurende een lange periode.

Blootstelling aan polluenten in de binnenlucht gebeurt uiteraard via de inhalatie blootstellingsweg. Blootstelling wordt in het algemeen uitgedrukt als dosis per kg lichaamsgewicht (Ig) gedurende een bepaalde periode (bvb.  $\mu\text{g}/\text{kg Ig}/\text{dag}$ ). Blootstelling aan stoffen in lucht wordt doorgaans uitgedrukt als een tijds-gemiddelde lucht concentratie (bvb.  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), die kan omgerekend worden naar de algemene eenheden voor blootstelling (bvb.  $\mu\text{g}/\text{kg Ig}/\text{dag}$  blootstelling), rekening houdend met ademvolumes ( $\text{m}^3/\text{dag}$ ) en lichaamsgewicht (kg).

De blootstelling dient getoetst te worden aan toxicologische drempelwaarden voor blootstelling. Blootstellingsdrempels voor inhalatie worden doorgaans uitgedrukt in eenheden van luchtconcentratie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Indien deze drempelwaarden overschreden zijn, dient er een strategie gezocht te worden om de blootstelling, en dus concentraties in de verschillende ruimtes waarin bewoners verblijven, te verlagen.

### 5.1.1 Generieke beschrijving

#### → **STAP 1: Identificatie relevante, prioritaire stoffen**

In eerste instantie wordt op basis van de emissiepatronen van de geselecteerde bouwmaterialen en de combinatie met de toxicologische referentiewaardes een selectie gemaakt van prioritaire stoffen. Dit zijn stoffen waarvan de emissietesten aantonen dat ze geëmitteerd worden uit bouwmaterialen, waarvan gekend en gekwantificeerd is dat ze schade kunnen veroorzaken bij de mens vanaf bepaalde blootstellingsniveaus. De methode en illustraties voor stoffen geëmitteerd door bouwmaterialen hiervoor is uitgewerkt in Hoofdstuk 4. Vervolgens dient de hieronder beschreven methodiek toegepast te worden voor deze geïdentificeerde prioritaire stoffen.

#### → **STAP 2: Bepaling totale concentraties en blootstelling via binnenlucht**

*Waarom?*

Emissies uit bouwmaterialen zijn verre van de enige bron van binnenluchtconcentraties voor de meeste polluenten in het binnenmilieu. Ander bronnen zijn los meubilair, onderhoudsproducten, luchtverfrissers, detergents,... Bepaalde polluenten (bvb. fijn stof,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,...) hebben voornamelijk buitenbronnen (verkeer, industrie), en bereiken de binnenruimte in woningen via infiltratie en ventilatie. Voor de meeste stoffen geëmitteerd uit bouwmaterialen liggen concentraties in de buitenlucht veel lager dan in de binnenlucht, en resulteert het binnenbrengen van verse buitenlucht naar de binnenomgeving via ventilatie in een verlaging van binnenlucht concentraties.

De bijdrage van deze andere bronnen tot binnenluchtconcentraties heeft een invloed op de evaluatie van emissies uit bouwmaterialen: de mens wordt immers blootgesteld aan de totale concentraties, resulterend uit de som van alle bronnen. De blootstelling ten gevolge van de som van alle bronnen dient beneden een toxicologische blootstellingsgrens te liggen.

Dit hypothetisch voorbeeld illustreert het belang van de andere bronnen op de evaluatie van gezondheidseffecten ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen:

- case 1:
  - bouw materiaal B veroorzaakt concentratie  $X_1$  voor pollutent X
  - bouw materiaal B is de enige bron voor pollutent 1
  - som  $X = \text{concentratie } X_1 < \text{grenswaarde pollutent X} \rightarrow \text{OK}$  (geen nood voor reductie pollutent X in het binnenmilieu)

- case 2:
  - bouw materiaal B veroorzaakt concentratie X1 voor pollutant X
  - detergent D veroorzaakt concentratie X2 voor pollutant X
  - som  $X1 + X2 = \text{concentratie } X_{\text{totaal}} > \text{grenswaarde pollutant X} \rightarrow \text{niet OK:}$  nood voor reductie pollutant X in het binnenmilieu. Indien X1 een substantieel aandeel vormt van  $X_{\text{totaal}}$ , is het aangewezen om concentraties ten gevolge van de bron bouwmaterialen aan te pakken.

Dit voorbeeld illustreert dat, afhankelijk van het achtergrondniveau of de emissies uit ander bronnen, emissie uit bouwmaterialen al dan niet tot overschrijding van blootstellingnormen kunnen leiden. Het is dus belangrijk om de achtergrondconcentratie (= som van alle andere bronnen) mee te nemen in de risico-evaluatie van emissies uit bouwmaterialen.

(Merk op dat in dit voorbeeldje blootstelling vereenvoudigd is tot concentratie in de veronderstelling dat een persoon steeds in dezelfde ruimte verblijft, of de concentraties in alle ruimtes waarin de persoon verblijft gelijk zijn).

Om de eerste kernvraag (is de blootstelling aan pollutanten geëmitteerd uit bouwmaterialen in de binnenomgeving beneden of boven aanvaardbare grenzen?) te beantwoorden is het dus noodzakelijk om de totale blootstelling aan pollutanten in het binnenmilieu te kwantificeren.

*Wat?*

Indien de pollutant korte-termijn effecten veroorzaakt, dient de blootstelling gedurende korte termijn gekend te zijn, gemiddeld over de uitmiddelingstijd voor de norm (bvb. voor formaldehyde is dit 30 minuten, voor andere stoffen is de korte termijns uitmiddelingstijd 24 uur). Vanzelfsprekend dient analoog voor de evaluatie van effecten ten gevolge van lange-termijn termijn blootstelling de lange termijns gemiddelde blootstelling gekend te zijn. Of het al dan niet nodig is om korte en/of lange termijn blootstelling te bepalen, en over welke tijdsperiode korte en/of lange termijnsblootstelling dient bepaald te worden, dient pollutant per pollutant bepaald te worden en is deze informatie dient gehaald te worden uit toxicologische databanken (verweven met STAP 3).

*Hoe?*

Eenzijds kan blootstelling gekwantificeerd worden door een directe methode, met name persoonlijke bemonstering, en anderzijds door een indirecte methode, op basis van kennis van de concentraties in binnenruimtes en tijds-verblijfspatronen van de bewoners. Bij de persoonlijke bemonsteringsmethode wordt gedurende een bepaalde tijd (bvb, 1 dag of 1 week) een dosimeter aan de kledij van de testpersoon bevestigd. De dosimeter registreert de cumulatieve dosis waaraan de persoon is blootgesteld is gedurende die periode. Bij de indirecte methode tracht men deze dosis te reconstrueren door locatie-gebonden concentraties te koppelen aan tijd gependend in deze verschillende locaties.

Beide methodes hebben hun voor- en nadelen. Het grote voordeel van de persoonlijke bemonsteringsmethode is dat ze een nauwkeuriger beeld geven van de dosis en te verwachte gezondheidseffecten dan de indirecte methode. De indirecte methode daarentegen kan een inzicht verschaffen in de (locatie van) bronnen en het effect van variabele parameters (zoals ventilatie en emissies) terwijl dit met de directe methode niet haalbaar is. In deze context, indien we scenario-analyses willen uitvoeren, is de indirecte methode dus de preferentiële (en enige haalbare) methode om blootstelling in te schatten.

Om de blootstelling via deze indirecte methode te kwantificeren, hebben we kennis nodig omtrent:

- concentraties in de (verschillende) binnenruimte(s) in de woning ( $C_i$ ; waarbij  $i$ : kamer  $i$ )
- tijds-verblijfspatronen van de bewoners in de woning ( $t_i$ ; fractie tijd gependend door bewoner in kamer  $i$ ).

De totale blootstelling  $E$  wordt berekend als de som van blootstelling in elke ruimte ( $E_i$ ). De blootstelling in ruimte  $i$  ( $E_i$ ) is gelijk aan de tijdsgewogen som (van de concentraties ( $C_{i,t}$ ) in binnenruimte  $i$ , waarbij de concentratie een functie is van de tijd):

$$E = \sum_i E_i \text{ en } E_i = \sum_t C_{i,t} t_{i,t}$$

waarbij  $C_{i,t}$ : concentratie in de binnenruimte  $i$  op het moment  $t$  dat de bewoner in ruimte  $i$  aanwezig is

$t_{i,t}$ : fractie van tijd  $t$  (ten opzicht van de totale blootstellingsduur) dat persoon in ruimte  $i$  aanwezig is.

Concentratie  $i,t$  kan variabel zijn in functie van tijd.

In complexere modellen wordt deze tijds-afhankelijkheid van concentratie in rekening gebracht, in eenvoudigere modellen wordt een constante concentratie in functie van tijd voorspeld.

Concentraties ( $C_{i,t}$ ) in de verschillende binnenruimtes in de woning kunnen gemeten of gemodelleerd worden (zie STAP 4):

- Meetdata van concentraties in (verschillende kamers in) woningen
- Modelleren concentraties in (verschillende kamers in) woningen aan de hand van kennis i.v.m. emissiefactoren alle binnenbronnen en luchtverversingsgraad (zie 5.1.2 voor meer details)

Beiden methodes dienen aangevuld te worden met tijds-verblijfspatronen ( $t_{i,t}$ ), om de concentraties ( $C_{i,t}$ ) door te rekenen naar blootstelling ( $E_i$ ).

Beiden methodes zijn complementair, en de keuze hangt af van de vraagstelling. Indien we bijvoorbeeld wensen te weten wat de actuele toestand van binnenlucht concentraties (en bijgevolg blootstelling) is in Belgische woningen, dan is een meetcampagne het meest geschikt om een antwoord te bieden over de gemiddelde toestand en spreiding hierop. Het antwoord zal echter beperkt zijn tot de condities waaronder de metingen zijn uitgevoerd (bvb. al dan niet openen deuren of ramen tijdens de meetcampagne), en de kenmerken van de woningen in de dataset (bvb, vnl. ventilatietype A). Dit zal echter weinig inzicht verschaffen i.v.m. de bronnen van blootstelling, en mogelijke opties om de blootstelling te reduceren.

Bovendien zijn meetcampagnes voornamelijk momentopnames (bvb. metingen gedurende 1 dag of 1 week), terwijl aan de hand van modelleringen inzicht kan verkregen worden in tijdsvariaties in concentraties (bvb. gedurende een dag of een jaar).

Tevens zijn de resultaten van dergelijke meetcampagnes weinigzeggend over de wat de impact zou zijn van andere ventilatiesystemen (bvb. systeem D) op binnenhuisconcentraties. Voor dergelijke specifieke vragen zijn metingen niet of onvoldoende beschikbaar.

Bijvoorbeeld, indien we willen nagaan hoe hoog de blootstelling is aan pollutanten in energiezuinige, luchtdichte woningen voorzien van een ventilatiesysteem D gebaseerd op aanwezigheidsdetectie, dan zouden we over meetdata in een set van dergelijke woningen dienen te beschikken. Algemene datasets van meetcampagnes in binnenluchtqualiteit in woningen (veelal bestaande uit een mix van oude en nieuwe,

slecht en goed geïsoleerd, verschillende ventilatiesystemen,...) zijn hiervoor minder geschikt.

In dergelijke gevallen vormt de concentratiebepalingen aan de hand van modelleringen een beter alternatief.

→ **STAP 3: toetsen totale blootstelling aan toxicologische criteria**

In deze stap wordt geëvalueerd of de totale blootstelling aan pollutanten (zie STAP 2) de blootstellingsnorm al dan niet overschrijdt:

- Korte termijn: korte termijn blootstelling ( $E_{\text{short}}$ ) < of > kort termijn RfD ?
- lange termijn: lange termijn blootstelling ( $E_{\text{long}}$ ) < of > lange termijn RfD ?

Indien de blootstellingsnormen niet overschreden worden, kunnen we stellen dat de risico's ten gevolge van de aanwezigheid van de pollutant in de binnenruimte onder controle zijn. De evaluatie (en beheersing) van de gezondheidseffecten ten gevolge van pollutanten aanwezig in de binnenomgeving van woningen kan in principe in deze fase afgerond worden. Merk hierbij op dat deze evaluatie impliciet de bijdrage van emissies uit bouwmaterialen inhoudt. Afhankelijk van de gehanteerde methode om blootstelling te bepalen (zie STAP 2) kunnen we de bijdrage van emissies uit bouwmaterialen tot blootstelling afzonderlijk kwantificeren.

Indien daarentegen één of meerdere blootstellingsnormen wel overschreden worden, dient een strategie gezocht te worden om de blootstelling te reduceren tot niveaus beneden de blootstellingsnormen (zie STAP 4). Het is evident dat om strategieën te kunnen definiëren om blootstelling te reduceren, het noodzakelijk is om inzicht te krijgen in welke bronnen de belangrijkste bijdrage hebben tot binnenluchtconcentraties.

Indien emissies uit bouwmaterialen een substantiële bijdrage vormen voor binnenluchtconcentraties- en blootstelling, is het opportuun zijn om blootstelling te reduceren via reductie van emissies uit bouwmaterialen. Indien echter de bijdrage van emissies uit bouwmaterialen verwaarloosbaar is ten opzichte van de totale binnenluchtconcentraties- en blootstelling, is de (verdere) reductie van emissies uit bouwmaterialen niet opportuun. In dit geval is reductie van emissies uit andere bronnen de te verkiezen strategie. Indien emissiereducties technisch niet haalbaar of niet kostefficiënt zijn, kan alternatief geopteerd worden om binnenluchtconcentraties (en dus ook blootstelling) te reduceren door de luchtverversingsgraad te verhogen, via aanpassingen of andere afstellingen van het ventilatiesysteem. Het voorkomen van te hoge concentratie- en blootstellingsniveaus (via reductie van de emissiebronnen) is, indien haalbaar, echter te verkiezen boven het verwijderen van pollutanten door ventilatie. Bovendien heeft een oplossing via systematische verhoging van ventilatiedebieten serieuze nadelen: de energiekosten hiermee gepaard gedurende de volledige levenscyclus van de woning kunne aanzienlijk oplopen.

→ **STAP4: Bijdrage emissies bouwmaterialen versus emissies andere binnenbronnen reductie van binnenlucht concentratie**

Deze stap is nodig indien uit STAP 3 blijkt dat blootstellingsnormen overschreden worden.

Het aandeel van emissies uit bouwmaterialen tot totale binnenluchtconcentraties en blootstelling dient ingeschat te worden om na te gaan of, bij overschrijding van de concentratie/blootstellingslimieten, reductie van emissies uit bouwmaterialen een goede strategie is om blootstelling te verlagen, tot beneden de kritische drempels. Dit



luik kan beperkt worden tot een analyse van bijdrage bouwmaterialen tot concentraties (en niet verder tot blootstelling), omdat we uiteraard blootstelling niet wensen te reduceren door een gewijzigd tijds-verblijfspatroon van de bewoners, maar wel door de reductie van concentraties in omgevingen waar de bewoners verblijven.

De meest directe manier om dit in te schatten is de vergelijking van binnenluchtconcentraties in identieke woningen waarin het enig verschil tussen de woningen ligt in de aan- of afwezigheid van het te onderzoeken bouw materiaal (of groep van bouwmaterialen).

In praktijk is dit echter niet haalbaar. Zelfs indien dergelijke informatie zou bestaan, dan nog is het zeer de vraag in welke mate de bijdrage van emissies van een bepaald bouw materiaal in een bepaalde woning extrapoleerbaar is naar andere condities (nl. ander gebruik bouwmaterialen, andere emitterende stoffen,...)

In theorie kan de bijdrage van emissies uit bouwmaterialen tot binnenluchtconcentraties ( $C_{i,BM}$ ) geschat op basis van 1) emissiedata ( $S_{BM}$ ), en 2) woningkenmerken die de luchtverversingsgraad beïnvloeden. Hiervoor zijn modellen – in verschillende graden van complexiteit- voorhanden.

De bijdrage van de emissies uit bouwmaterialen ten opzichte van de totale concentraties ( $X_{i,BM}$ ) in binnenruimte  $i$  kan dan berekend worden als:

$$X_{i,BM} = C_{i,BM} / C_{i,totaal}$$

waarbij de totale binnenluchtconcentratie ( $C_{i,totaal}$ ) gebaseerd is op metingen of modelleringen (zie STAP 2). Voor de modellerings-benadering hebben dienen we te beschikken over emissiefactoren van alle binnenhuisbronnen. Deze echter zijn veelal niet voorhanden, en het is niet ondenkbaar dat sommige bronnen over het hoofd gezien worden.

De achtergrond concentratie ( $C_{i,achtergrond}$ ) in binnenlucht definiëren we als de concentratie te wijten aan alle andere bronnen behalve het bouw materiaal (of groep van bouwmaterialen), en wordt berekend als:

$$C_{i,achtergrond} = C_{i,totaal} - C_{i,BM}$$

Indien  $X_{i,BM}$  substantieel is (m.a.w. een aanzienlijk deel van de totale binnenlucht concentratie bedraagt), is het zinvol om te analyseren of reductie van emissies uit bouwmaterialen tot een aanvaardbare blootstelling kan leiden. Indien  $X_{i,BM}$  minimaal is, dienen andere pistes gevolgd te worden tot blootstelling tot een aanvaardbaar niveau te reduceren.

In praktijk is het echter zeer moeilijk om de bijdrage van bouwmaterialen emissies tot totale concentratie te kennen omdat 1) de inschatting van de achtergrond concentratie moeilijk is, en 2) omdat de bijdrage van bouwmaterialen emissies tot totale concentratie heel variabel kan zijn naargelang gebruikte bouwmaterialen en aan-of afwezigheid andere bronnen.

Deze variabiliteit bemoeilijkt ook het opstellen van emissielimieten voor bouwmaterialen.

Opleggen van emissielimieten voor bouwmaterialen zouden een strategie kunnen zijn ter beheersing van binnenluchtkwaliteit (zie verder). Het is echter niet wenselijk en haalbaar om verschillende emissielimieten op te leggen naargelang andere (en welke) emissiebronnen aanwezig zijn.

In een eerste benadering zou de bijdrage van andere bronnen tot binnenluchtconcentraties kunnen verwaarloosd worden. Dit sluit niet uit dat de totale blootstelling (inclusief andere bronnen) overschreden wordt, maar kan al een stap in de goede richting zijn. Er zijn immers momenteel talrijke bouwmaterialen op de markt waarvoor we, zonder bijdrage van andere bronnen mee rekenen, reeds een overschrijding van blootstellings-en concentratielimiten voorspellen.

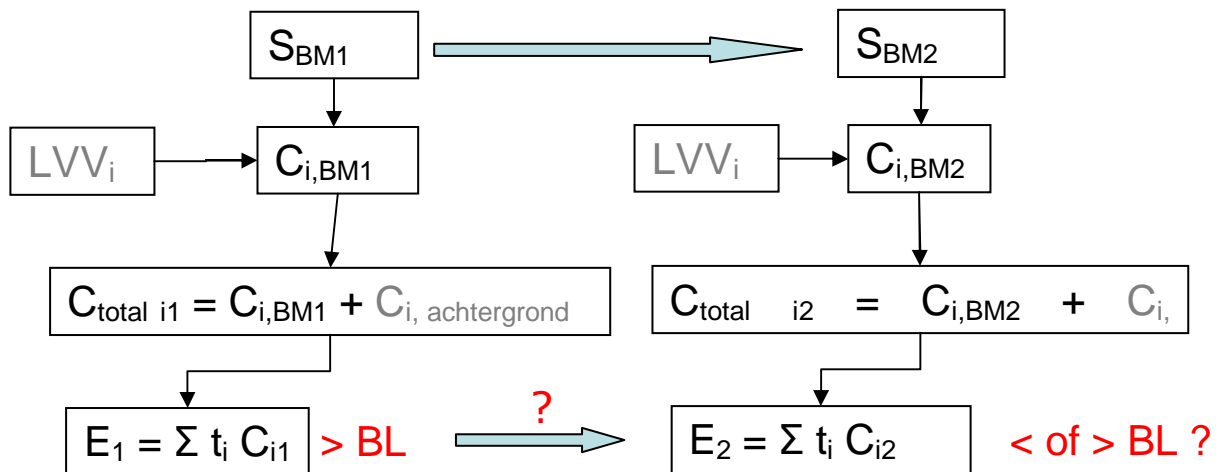
In sommige landen (bvb Duitsland, AgBB schema) zijn er wettelijke vereisten m.b.t. emissieniveaus van bouwmaterialen. Deze emissieniveaus zijn ook opgesteld zonder de bijdrage van andere bronnen in rekening te brengen.

Indien zou blijken dat dergelijke emissieniveaus in praktijk niet volstaan om totale blootstelling beneden aanvaardbare grenzen te houden, kan in een tweede stap geopteerd worden om emissieniveaus zodanig af te stemmen dat, elke bron mag bijdrage tot een bepaalde fractie (bvb 10 %) van de totale binnenluchtgrenzen.

→ **STAP 5: opties om binnenluchtkwaliteit te verbeteren**

OPTIE 1A: Reductie van emissies uit bouwmaterialen

Indien  $C_{i,BM}$  een aanzienlijk deel van de totale binnenlucht concentratie in ruimte  $i$  bedraagt, is het zinvol om te analyseren of reductie van emissies uit bouwmaterialen tot een aanvaardbare blootstelling kan leiden. Hiervoor wordt aan de hand modellering nagegaan of bij reductie van emissie  $S_{BM1}$  tot  $S_{BM2}$  (m.a.w. bij vervanging van bouw materiaal met emissiesterke  $S_{BM1}$  door bouw materiaal met emissiesterke  $S_{BM2}$ ) en bij constant houden van andere parameters (luchtverversingsgraad van kamer  $i$ ,  $VVi$ ), de concentraties dalen in die mate dat, bij doorrekening tot blootstelling (a.h.v.) tijds-verblijfspatronen, de blootstelling daalt tot een aanvaardbaar niveau (de blootstellingslimiet, BL):



Om dergelijke vragen in praktijk op te lossen, dient voor het bouw materiaal in kwestie een database betreffende emissiefactoren van verschillende varianten, merken, technische specificaties van het bouw materiaal voorhanden te zijn. Op die manier kan nagegaan worden of, en tot welke niveau's emissiefactoren en bijgevolg blootstelling kunnen gereduceerd worden, en onder welke randvoorwaarden (bvb. shift naar andere merken, samenstelling,... van het bouw materiaal).

In eenvoudige modellen wordt de parameter emissiesterke als een constante waarde benaderd, terwijl in meer complexe modellen tijdsafhankelijke emissiepatronen in rekening kunnen gebracht worden.

Voortvloeiend uit deze analyse: regulering van emissieniveau's (bvb. AgBB)

OPTIE 1B: Reductie van emissies uit andere binnenhuisbronnen

Indien uit STAP 4 blijkt dat niet  $C_{i,BM}$  maar een andere binnenbron een aanzienlijk deel van de totale binnenlucht concentratie in ruimte  $i$  bedraagt, is het meer opportuun om na te gaan of emissiereductie van deze andere binnenbron tot een voldoende reductie van blootstelling leidt. Hiertoe kan dezelfde benadering gevolgd worden als beschreven in OPTIE 1A.

Een bijkomende optie is om na te gaan of simultane reductie van emissies van verschillende bronnen tot een voldoende reductie van blootstelling kan leiden.

OPTIE 2: Reductie van binnenlucht concentraties door verhogen van de luchtverversingsgraad

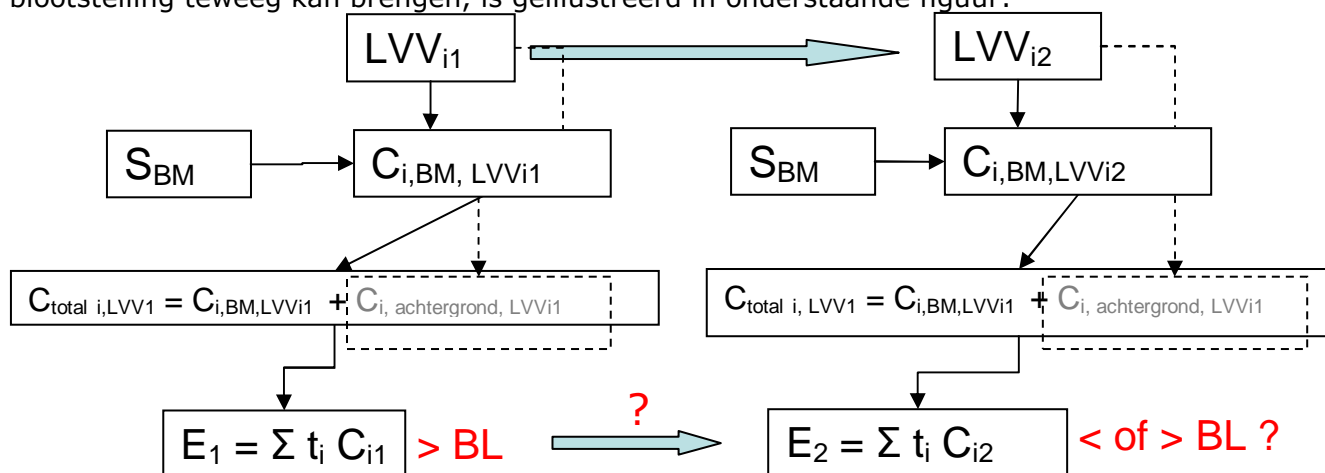
Vanuit de filosofie dat problemen van binnenlucht voorkomen door keuzes te maken voor laag-emitterende materialen beter is dan het probleem achteraf op te lossen door remediatie, zijn OPTIES 1A en 1B, indien technisch haalbaar, te verkiezen boven OPTIE 2.

In een aantal gevallen kan het verhogen/verbeteren van de luchtverversingsgraad (OPTIE 2), een betere oplossing bieden. Ga hiervoor de volgende aspecten na:

- Bij nieuwbouw-woningen: ga na of er een conform ventilatiesysteem voorzien is . Dit is wettelijk verplicht (EPB-regelgeving)
- Is de werking van het ventilatiesysteem verstoord → corrigeer design, debietsafstelling,...

In gevallen waar de blootstellinglimieten enkel kortstondig overschreden worden in de initiële fase na applicatie van bouwmaterialen (bij sterk tijds-afhankelijke emissiepatronen), zijn er ander dan strategieën nodig dan louter het ventilatiesysteem: openen ramen en deuren, tijdelijke luchtextractie, tijdelijke beperkte toegankelijkheid tot het gebouw,...

De methode om na te gaan of gewijzigde ventilatiestrategieën een reductie in blootstelling teweeg kan brengen, is geïllustreerd in onderstaande figuur:



Hierbij wordt nagegaan of wijziging van de luchtverversingsgraad 1 in kamer  $i$  (LVVi1) (met  $i$ : van 1 tot  $n$ ) tot luchtverversingsgraad 2 in kamer  $i$  (LVVi2) (met  $i$ : van 1 tot  $n$ ) aanleiding geeft tot een voldoende reductie van de blootstelling (na integratie over alle kamers  $i$  in de woning aanwezig), tot beneden de blootstellingslimiet (BL). Merk hierbij op dat wijziging van de luchtverversingsgraad niet enkel de concentratie ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen ( $C_{i,BM}$ ) beïnvloedt, maar ook de achtergrondconcentratie in kamer  $i$  ( $C_{i, \text{achtergrond}}$ ).

De luchtverversingsgraad in kamer  $i$  hangt af van bewuste ventilatie, de luchtdichtheid van de gebouwschil, klimaatdata, en woningconfiguratie (compactheid, ontwerp ventilatiesysteem, en relatie tot plaatsing in de verschillende kamers), zie Hoofdstuk 2 voor meer details.

In eenvoudige emissie-concentratie-blootstellingsmodellen wordt de parameter luchtverversingsgraad als vaste waarde benaderd. Meer complexe modellen laten toe om de parameter luchtverversingsgraad te berekenen in functie van ventilatie-ontwerp, klimaat, luchtdichtheid,...

Deze laatste modellen zijn geschikt om na te gaan wat de technische grenzen zijn om, onder een gegeven set van ventilatiesysteem, luchtdichtheid, ... een bepaald gewenst luchtverversingsgraad (en bijgevolg concentraties en blootstelling) te bereiken. Met andere woorden, indien we een bepaald maximaal blootstellingsniveau willen bereiken onder een vaste set van emissiewaarden, is dit technisch haalbaar voor courante ventilatiesystemen in praktijk? En bijkomend, wat zijn de implicaties op de energieprestatie van de woning?

#### Afwegen opties emissiereductie versus aanpassing ventilatie

Vooraleer deze afweging te maken, dient in elk geval nagegaan te worden of aan de wettelijke vereisten is voldaan.

Voor emissieniveaus uit bouwmaterialen zijn momenteel nog geen Belgische of Europese wettelijke normen voorhanden. Merk hierbij op dat er op Europees niveau een testprotocol voor emissies uit een aantal bouwmaterialen in de maak is (prEN 15052) Deze prEN is momenteel niet formeel goedgekeurd. Deze evaluatieprocedure specificiert de vereisten voor de emissies van VOS van vinyl-, tapijt- en laminaat vloerbedekkingsmaterialen. Deze vloerbedekkingsmaterialen kunnen in tegelvorm, rol of plankvorm beschikbaar zijn. In sommige landen (bvb. Duitsland) zijn er wel wettelijke bepalingen inzake emissielimieten voor bouwmaterialen (AgBB schema-. Naast deze wettelijke vereisten, bestaan er ook talrijke vrijwillige labellingschema's die lage emissies van pollutanten garanderen (bvb. Green Label, Finland Emission Classification, ECA report N18/19, AFSET protocol, ... ( WTCB studie, Lor,.M 2009).

Daarentegen zijn er wel wettelijke vereisten .m.b.t. ventilatie opgenomen in de EPB (EnergiePrestatie en Binnenklimaat) wetgeving van 2006. Deze wetgeving is van toepassing voor nieuwbouwwoningen. Naast deze wettelijke vereisten, dient nagegaan te worden of het ventilatiesysteem goed functioneert.

Indien aan deze voorwaarden voldaan is, en er gegarandeerd is dat het ventilatiesysteem naar behoren functioneert, of deze voorwaarden niet van toepassing zijn (bvb. oude woningen/renovatie), dient er een afweging gemaakt te worden tussen 1) verandering van materialen, of 2) installatie van een ventilatiesysteem.

Kost-effectiviteit zal hierin een belangrijke rol spelen. Het energetisch aspect dient zeker meegenomen te worden.

Bij overweging van verandering in ventilatiesystemen zijn eerder aanbevelingen tot een bepaald type ventilatiesysteem (bvb,. systeem D, het meest controleerbare systeem) opportuun, eerder dan aanbevelingen om flow rates te met een hoge factor te verhogen (hoge energie-kost).

### 5.1.2 Data vereisten en keuze modellen voor toepassing methodiek

Bovenstaande methodiek kan maar toegepast worden in zoverre beschikbare data en modellen voorhanden zijn. De beschikbaarheid van data + modellen en de hiaten hierin wordt hieronder beschreven.

#### → **A: grenswaarden voor blootstelling (STAP 1 en STAP 3)**

##### *Beschikbaarheid data*

Toxicologisch onderbouwde grenswaarden voor korte en/of lange termijn blootstelling zijn beschikbaar via websites van US-EPA, WHO, IRIS, RIVM, OEHHA,... Een overzicht van deze grenswaarden voor prioritair stoffen is weergegeven in Hoofdstuk 4. Blootstellings-grenswaarden kunnen gewijzigd worden indien nieuwe wetenschappelijke inzichten dit verantwoordt. Daarom is het aangewezen om de brondocumenten te raadplegen om na te gaan of blootstellingsgrenzen nog actueel zijn.

##### *Data gaps*

- Voor bepaalde stoffen zijn geen blootstellingsgrenzen afgeleid. Dit kan 2 uiteenlopende oorzaken hebben:
    - de huidige blootstellingsniveaus zijn ordes van grootte lager dan niveaus waarbij effecten mogelijks optreden; daarom zijn er geen blootstellingsgrenzen afgeleid, en is er ook geen reden hiertoe (no concern)
    - er is pas recent bezorgdheid omtrent bepaalde stoffen (emerging substances), waardoor de kennisopbouw om goed gefundeerde blootstellingsgrenswaarden af te leiden nog in ontwikkeling is
- Onder impuls van de Europese REACH verordening ([EC 1907/2006](#)) zijn de producenten van chemische stoffen (bij productievolumes > 10 ton/jaar) verplicht om veilige blootstellingsgrenzen ('DNEL': Derived No Effect Level) op te stellen. Voor stoffen waarvoor toxicologische adviesinstanties geen blootstellingsgrenzen hebben bepaald, zullen in de toekomst deze DNEL waarden kunnen gehanteerd worden.
- Blootstellingsgrenzen voor mengsels van stoffen zijn op heden grotendeels ontbrekend. Blootstellings- en risico-evaluatie gebeurt tot op heden doorgaans stof per stof. De mens is echter in realiteit blootgesteld aan mengsels van stoffen, waarbij effecten additief kunnen zijn.

#### → **B: datasets binnenhuisconcentraties**

##### *Beschikbaarheid data*

Daar waar vroeger de focus lag op monitoring van buitenluchtkwaliteit, heeft de monitoring van binnenhuisluchtkwaliteit het laatste decennium een inhaalbeweging gemaakt. Zo zijn er de laatste jaren enkele meetcampagnes uitgevoerd in Vlaanderen (FLIES meetcampagne 2005 in 45 woningen; TOVO meetcampagne 2008 in 80 woningen, geplande TOVO campagnes in de komende jaren...), en elders in Europa (bvb. Frankrijk: monitoring door het French Indoor Air Quality Observatory).

##### *Data gaps*

- meetdataset in nieuwe woningen met een conform ventilatiesysteem A, B, C en D
- andere pollutanten dan klassiek gemeten VOCs

- fijnere tijdsresolutie metingen indien relevant (bvb. formaldehyde: 30 minuten metingen) i.p.v. huidig dag-, 48h- of weekgemiddelde.
- Relatie tussen gemeten concentraties en de tijd na applicatie van het bouwmaterialaan (nieuwbouw, renovatie, schilderwerken, plaatsing meubilair, ....)

→ **C: Datasets emissies**

*Beschikbaarheid data*

De BUMA database bouwmaterialen is een zeer waardevolle dataset hiertoe (zie 4.2.1). Deze database bevat een inventaris van emissies chemische stoffen uit 342 bouwmaterialen:

- » Lijmen (39)
- » Vloerbekleding (76)
- » Gipsplaten en pleisterwerk (17)
- » Materialen voor afwerking binnen- en buitenmuren (24)
- » Isolatiemateriaal (6)
- » Houten panelen (77)
- » Tapijten (60)
- » Verf en vernis (43)

Deze database vermeldt emissiedata (SER: specific emission rate, in  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{uur}$ ) verzameld uit een uitgebreide literatuurstudie en bijkomende metingen uitgevoerd in het kader van het BUMA project.

Deze emissiewaardes zijn meestal gemeten in testkamers op relatief korte termijn (1, 3, 7 dagen emissiedata). Lange termijn emissiedata (emissies na 1 maand, enkele maanden of jaar) zijn veel minder talrijk in de BUMA database.

*Data gaps*

- Nauwkeurigere emissie-tijdsprofielen en voornamelijk langere termijn emissiedata (wat zijn emissies na bvb. 1 maand of 1 jaar gebruik?).

De grote hoeveelheid korte termijn emissiedata (emissies na één of enkele dagen na start gebruik) is te wijten aan de tijdstippen voor testen opgenomen in emissietestprocedures (bvb. in het kader van het AgBB of ECA schema (ECA rapport 18, 1997)). Het is echter niet de bedoeling om ventilatiesystemen te ontwerpen die polluenten verwijderen direct na aanbrengen van bouwmaterialen. In die initiële fase (eerste dagen) is de woning doorgaans onbewoond; en zelfs indien bewoond, is het beter om intensief te ventileren door openen van deuren en ramen, tijdelijke beperkte toegang tot het gebouw,... in plaats van de lange termijn afstelling van het ventilatiesysteem hierop aan te passen.

Indien we wensen te onderzoeken of ventilatiesystemen adequaat zijn of bijgeregeld kunnen worden om lange termijn blootstelling of, zelfs kortstondige pieken in blootstelling die kunnen optreden na een langere tijd na ingebruikname te reduceren, dan hebben we nood aan een betere kennis ivm langere termijn emissies.

Kortstondige blootstellingspieken kunnen ontstaan ten gevolge van concentratieopbouw in een kamer ten gevolge van sterk gereduceerde ventilatie tijdens afwezigheid van bewoners (in vraaggestuurd ventilatiesystemen, bvb met aanwezigheidsdetectie of CO<sub>2</sub> sensoren).

- Markt-representativiteit van bouwmaterialen in BUMA database

- adsorptie en re-emissie snelheden pollutanten

Stoffen die geëmitteerd worden door bouwmaterialen kunnen nadien weer geadsorbeerd worden door andere materialen (bvb. meubilair). Na deze adsorptie-fase kunnen deze geadsorbeerde stoffen opnieuw geëmitteerd worden.

De huidige kennis omtrent adsorptie- en re-emissiesnelheden is echter nog te beperkt om te veralgemenen voor een brede set van condities van woonomgevingen en pollutanten. De belangrijkste ontwikkelingen in adsorptie- en re-emissiewaarden zijn gepubliceerd door Singer et al. (2004; 2007). Deze auteurs voerden emissie en re-adsorptie testen uit in test-kamer en residentiële omgevingen voor een waaier van organische pollutanten (alkanen, aromatische componenten, oxygenated VOCs, en organofosfor componenten). Deze testkamers werden bemeubeld en afgewerkt met bepaalde bouwmaterialen om reële woonkamers na te bootsten. Afhankelijk van de stof varieerden de adsorptiewaarden van 0.04/uur (isopreen) tot 6.6/uur (nicotine) in testkamers en van 0.4/uur (nonane) tot 3.4/uur (DEEP) in residentiële omgevingen. Singer et al. (2007) omwikkelden op basis van de empirische data een model om adsorptie en re-adsorptie te beschrijven op basis van dampdruk. Het is echter onduidelijk of dit model toepasbaar is voor andere groepen van stoffen dan waarop het gebaseerd is (namelijk aromatisch KWS, alkanen, OVOCs en organofosfor-verbindingen). Het uitbreiden en valideren van dergelijke modellen voor bvb. aldehydes, ketonen, ftalaten,... zou een stap in de goede richting zijn om adsorptie – en re-emissie in praktijk te implementeren in evaluatie van binnenhuisluchtkwaliteit.

'Policy' gap: gebrek aan wettelijke opgelegde emissieniveaus waaraan bouwmaterialen dienen te voldoen.

#### → **D: dataset tijdbesteding**

##### *Data beschikbaarheid*

Er zijn voor Vlaanderen een aantal databanken i.v.m. tijdbesteding en activiteitspatronen beschikbaar. Voor 1500 Vlaamse volwassenen is de tijdsbesteding in kaart gebracht door de onderzoeksgroep TOR van de VUB ('Vlaanderen in uren en minuten', Glorieux et al., 2002). Mits een aantal aannames ivm locatie van bepaalde activiteiten kunnen deze tijds-activiteitsdata omgezet worden tot tijds-verblijfsdata in micro-omgevingen zoals buitenshuis, en binnenshuis met differentiatie naar kamer (woonkamer, slaapkamer, keuken, badkamer,...). Deze oefening van omzetten van tijds-activiteit naar tijds-locatie patronen voor de Glorieux-databank is eerder uitgevoerd door VITO in het kader van een studie m.b.t. blootstellings-en risico-analyse van luchtverfrissers (Torfs et al., 2008).

Tijdsbesteding van 140 kinderen en adolescenten werd in 2006 in kaart gebracht in het kader van de FLIES studie (Spruyt et al., 2006), uitgevoerd in opdracht van LNE Van de Vlaamse overheid.

Daarnaast is ook aan de EL<sup>2</sup>EP woning een set van tijds-verblijfsdata van de hypothetische bewoners gekoppeld.

##### *Data gaps*

Nood aan harmonisatie van tijdsbesteding voor blootstellingstudies.

#### → **E: dataset parametrisatie woning**

##### *Data beschikbaarheid*

Een gemiddeld Belgische woning had in 2001 een bewoonbare oppervlakte van 81 m<sup>2</sup> (bron: FOD Economie, KMO, Middenstand en Energy: zie website <http://www.statbel.fgov.be>). Voor een gemiddelde nieuwbouwwoning is de bewoonbare oppervlakte 118 m<sup>2</sup>. Volgens dezelfde bron telt een gemiddelde woning (2001) 4,74 vertrekken. Statistieken over oppervlaktes of volumes van afzonderlijke vertrekken in Belgische woningen zijn niet voorhanden.

*Data gaps*

Data harmonisatie (bvb. EL<sup>2</sup>EP woning)

→ **F: dataset parametrisatie ventilatie en ventilatiesystemen**

*Data beschikbaarheid*

Zie hoofdstuk 2

*Data gaps*

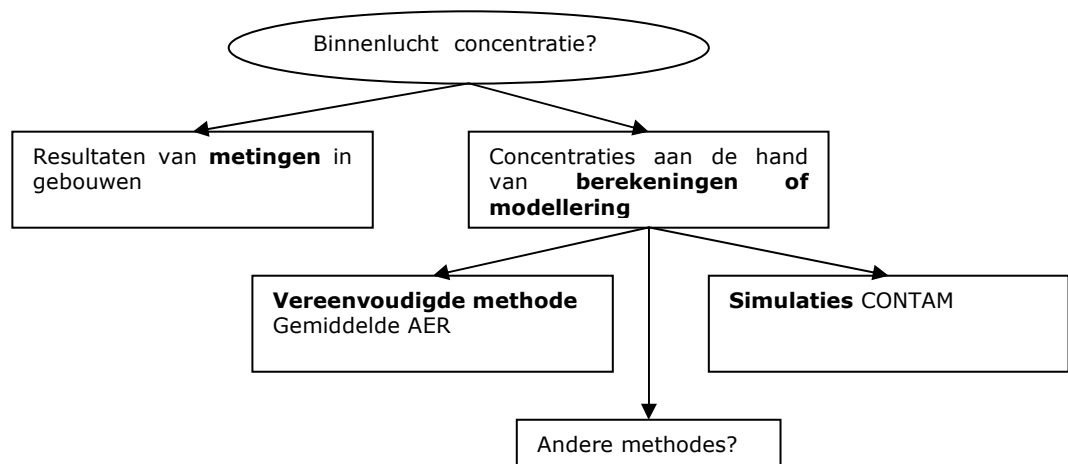
Een set van kengetallen van luchtverversingsgraad voor een aantal typewoningen (appartement, rijhuis, vrijstaande woning), gedifferentieerd naar ouderdom (nieuwbouw versus oudere woningen), en naar ventilatiesysteem. Dergelijke kengetallen zouden zeer nuttig zijn bij gebruik in eenvoudige blootstellingsmodellen, zonder gedetailleerde ventilatie en luchtstromingsmodelleringen. In screeningsoefeningen voor de impact van emissieniveaus op blootstelling zouden dergelijke kengetallen bijzonder nuttig kunnen zijn. Dit is zeker nuttig wanneer de spreiding op emissieniveaus de variatie in luchtverversingsgraad ver overtreft.

Dergelijke benadering is echter wel te eenvoudig indien met verschillende configuraties en ventilatiesystemen in detail wil vergelijken. In deze gevallen mogen dergelijke kengetallen niet gehanteerd worden, en is er een gedetailleerde simulatie met inbegrip van luchtverversingsgraad noodzakelijk.

→ **G: binnenlucht en blootstellings modellen**

Om binnenluchtconcentratie en blootstelling te kennen kunnen we ons baseren op metingen of berekeningen/modelleringen (zie STAP 2)..





Modelleren of berekeningen kunnen gebeuren aan de hand van vereenvoudigde methodes of CONTAM simulaties

In de meest volledige vorm houdt een emissie- ventilatie- concentratie – blootstellingsmodel rekening met gedetailleerde informatie over (tijdsafhankelijke) emissiesterktes, keuze en verdeling van bouwmaterialen, luchtdichtheid gebouwschil, luchtstromingen tussen verschillende kamers binnen een gebouw, klimatologische omstandigheden (wind en temperatuur). Deze informatie kan in modellen zoals CONTAM gebruikt worden om voorspellingen te doen van (kamerspecifieke) binnenluchtconcentraties in een wel gedefinieerde case studie. De beschrijving, voor- en nadelen van verschillende complexe modellen is weergegeven in Hoofdstuk 3.

Uit de analyse in hoofdstuk 3 bleek het CONTAM model het meest geschikt voor deze studie.

Voor bepaalde doeleinden kunnen echter eenvoudigere en snellere methodes gebruikt worden. Meer nog, het is vaak wenselijk om bepaalde parameters constant te houden (bvb. emissiesterktes en verdeling van materialen over verschillende kamers) om de invloed van andere variabelen (bvb. effect van ventilatiesysteem) te berekenen.

In de case studie (zie 5.2) zullen enkele specifieke vragen m.b.t. formaldehyde emissies uit bouwmaterialen uitgespit worden. Per case studie (zie cas 2 t.e.m cas 6) zal een aangepaste methode voorgesteld, toegepast en kritisch besproken worden. Bijvoorbeeld, indien de vraag zich stelt of, op basis van een formaldehyde emissietest een snelle screening van een bouw materiaal voor gebruik in woningen kan gebeuren, kan een sterk vereenvoudigd model op basis van een vaste waarde voor luchtverversingsgraad gebruikt worden. Indien de vraag zich echter stelt of een bouw materiaal met bepaald formaldehyde emissieniveau geschikt is om te gebruiken in woningen met een bepaalde ventilatiesysteem en gebouwschil luchtdichtheid, dient wel een gedetailleerde analyse van luchtstroming en luchtverversingsgraad te gebeuren.

Bemerk evenwel dat in de case studies (5.2) geen volledig overzicht gegeven worden van alle mogelijke methodes geschikt voor andere doeleinden. Bijvoorbeeld, een model dat rekening houdt met tijdsafhankelijkheid van emissies in combinatie met een eenvoudig ventilatiesysteem is niet meegenomen, en zou weer een andere modellering vereisen.

*Aandachtspunt: onafhankelijkheid tijds-afhankelijke variabelen*

Een aantal tijds-afhankelijke parameters (bvb. emissiedata, weersgegevens, verblijfpatronen van bewoners) spelen in een rol in concentraties en blootstelling aan pollutanten. Deze tijds-afhankelijke parameters zijn echter grotendeels onafhankelijk van elkaar.

Er zijn 2 manieren om deze onafhankelijkheid van tijd-afhankelijke parameters correct te behandelen:

- Simuleer effect van slechts 1 tijds-afhankelijke variabele per keer; hou andere tijds-afhankelijke variabelen constant (bvb. tijds-afhankelijke emissiedata en vaste weersdata)
- Gebruik Monte-Carlo simulaties om het effect van de 2 tijd-afhankelijke variabelen in te schatten

## 5.2 Application de la méthodologie au cas du formaldéhyde

### 5.2.1 Conditions et limitations de l'application présentée

La méthodologie décrite de manière théorique en 5.1 est ici appliquée concrètement au cas du formaldéhyde.

Toutes les étapes de 1 à 5 de cette méthodologie sont appliquées de manière générale.

L'étape 2 concernant la détermination de la concentration en polluant a été investiguée plus en détails pour différentes méthodes possibles, répondant chacune à des questions spécifiques.

A noter que les résultats présentés dans cette application ne sont valables que dans les limites des conditions et hypothèses utilisées. Toute généralisation de ces résultats doit être envisagée avec beaucoup de prudence.

De case studie zal gestoffeerd worden aan de hand van data die zo goed mogelijk de realiteit nabootsen: emissiefactoren uit de BUMA-database, parametrisatie van typische debieten ventilatiesysteem D, Belgische klimaatdata, huidig geldende blootstellingscriteria,...

Sommige keuzes zijn echter hypothetisch (bvb. gebruik bouwmaterialen), en voor andere keuzes is de representativiteit sterk in vraag te stellen (bvb. markt-representativiteit van hoog emitterende materialen).

Daarom is het resultaat van deze case studie eerder illustratief en ter ondersteuning van de methode. De resultaten van deze case studie zijn dus niet representatief zijn voor het geheel van Belgische woningen, en dus op zich niet bruikbaar zijn voor beleid.

### 5.2.2 Step1: Polluant prioritaire

Een analyse van stoffen geëmitteerd door bouwmaterialen, en hun prioriteit in het kader van de binnenlucht problematiek is gemaakt in 4.2.3.

Van de 333 componenten die geëmitteerd worden uit minstens 1 bouw materiaal, achten er 16 als prioritair in de context van goede binnenluchtkwaliteit.

In deze methodologie toepassing is het niet haalbaar om alle 16 componenten te evalueren. In plaats hiervan spitsen we ons toe op formaldehyde. Formaldehyde komt

voor in de top 3 van prioritaire componenten. Bovendien omvat de risico-evaluatie van deze component alle facetten die een rol kunnen spelen in risico-evaluatie:

- Blootstellingsduur: Acute en chronische blootstelling
- Carcinogene effecten (geen drempelwaarde) en niet-carcinogene effecten (drempelwaarde benadering)

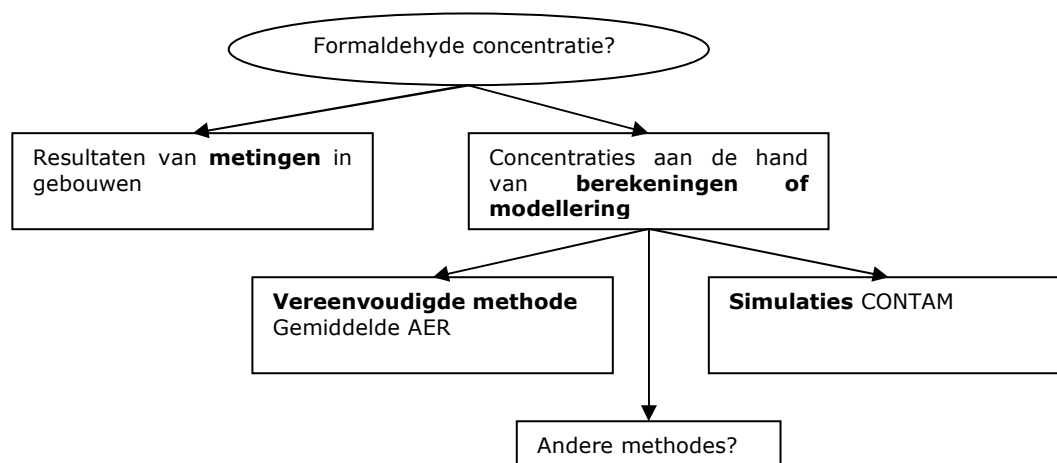
Dit is een bijkomend argument om formaldehyde te nemen ter illustratie van concentratie-berekeningen en evaluatie van de blootstelling.

Tijdsgemiddelde binnenluchtconcentraties voor de volgende tijdseenheden zijn relevant voor formaldehyde:

formaldehyde	Acute blootstelling	30 minuten
	Chronische blootstelling	Jaargemiddelde

### 5.2.3 Step2 à step4: Concentration et risque pour la santé

La méthodologie présentée en 5.1 est générale et peut être appliquée de différentes manières. En particulier, il existe de très nombreuses manières différentes de déterminer la concentration et l'exposition en polluant, comme illustré dans le schéma ci-dessous. Chacune de ces méthodes présente des avantages et des inconvénients, mais aussi différents degrés de complexité.



Toutes ces méthodes ne peuvent pas être appliquées en même temps. Le choix de la méthode dépend de la question posée. Dans la suite de ce paragraphe, les étapes 2 à 4 de la méthodologie sont appliquées pour différentes méthodes, chacune apportant une partie de réponse à la problématique de l'émission du formaldéhyde.

#### → Cas1. Mesures in situ

Les mesures directes de concentration en formaldéhyde dans des logements réels constituent une première étape possible dans l'évaluation du risque du formaldéhyde pour la santé.

De telles mesures directes doivent permettre de répondre à la question suivante :

Les concentrations réelles auxquelles les occupants sont exposés dans les logements sont-elles inférieures au seuil d'exposition ou présentent-elles un risque pour la santé ?

De telles mesures d'exposition et de concentration en formaldéhyde ne sont pas disponibles pour tous les types de logements et toutes les configurations de renouvellement d'air (système de ventilation et étanchéité). Néanmoins, elles permettent une première approche de la problématique.

De TOVO databank bevat metingen voor formaldehyde in 85 woningen in Vlaanderen, uitgevoerd in 2008 (Swaans et al., 2008). Deze dataset bevat echter een mix van woningen inclusief oude en nieuwe woningen, variërend in gebruik van bouwmaterialen, omgevingsdrukke, bouwtype (open - halfopen - gesloten), ventilatiesysteem. De voornaamste manier van verluchten in deze woningen is via het openen van ramen en deuren (97,7%). Dit illustreert dat woningen met ventilatietype D (heel waarschijnlijk) niet aanwezig waren in de set van 85 woningen. In de TOVO studie werden weekgemiddelde concentraties formaldehyde gemeten.

Tabel 11: Concentraties formaldehyde (1-weeksgemiddeldes) in 85 Vlaamse woningen in Vlaanderen in 2008 (TOVO-databank; Swaans et al., 2008).

	<b>Gemiddelde</b>	<b>Minimum concentratie</b>	<b>Maximum concentratie</b>
Formaldehyde concentratie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	13	< detectielimiet	103

De omrekening van concentraties naar blootstelling op basis van tijds-activiteitspatronen is hier niet toepasbaar, vermits er geen kamer-specifieke metingen voorhanden zijn. Indirect veronderstellen we een homogenen verdeling van pollutanten over de ganse woning, en dat bewoners 100 % van hun tijd binnenshuis doorbrengen. Onder deze veronderstellingen is de lange termijn blootstelling gelijk aan de concentratie in de woningen.

Voor de inschatting van korte-termijn (30 min) blootstelling aan formaldehyde zijn deze weekgemiddelde metingen niet geschikt. Merk wel op dat in de woning met de hoogste formaldehyde concentratie gedurende lange termijn (1 week) zelfs de kort-termijn blootstellingslimiet ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) overschreden is.

Sur base de ces résultats, on peut conclure ce qui suit:

- Le formaldéhyde présente potentiellement un risque pour la santé, au moins dans ces logements mesurés, car la concentration moyenne mesurée ( $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est supérieure au seuil d'exposition pour le long terme, qui est de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- Le seuil d'exposition à court terme (30 min), qui est de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , est même dépassé pour le logement présentant la concentration la plus élevée ( $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).
- Le formaldéhyde est certainement un polluant prioritaire pour lequel des mesures devraient être prises.
- Les matériaux de construction pourraient être en partie responsables de ces concentrations excessives. Néanmoins, les mesures ne permettent pas de distinguer les différentes sources d'émission et ce point devra être investigué par une autre méthode ci-après.
- La plupart des logements testés ne sont pas conformes aux exigences de ventilation de la réglementation PEB (pas de système de ventilation). Ces mesures ne donnent donc aucune information sur les concentrations atteintes en présence d'un système de ventilation et ce point devra être investigué par une autre méthode ci-après.

Avantages de la méthode :

- concentrations réelles
- toutes les sources sont évaluées en même temps

Limitations de la méthode :

- pas généralisable à tous les bâtiments (système de ventilation)
- répartition des sources inconnue

→ **Cas2. Premier screening des matériaux par la méthode de calcul simplifiée : méthode AER simplifiée – single source**

Pour compléter les résultats de mesure ci-dessus, un premier screening de l'émission des matériaux de construction doit permettre de répondre à la question suivante :

Les émissions en formaldéhyde des matériaux de construction peuvent-elles être responsables d'un dépassement du seuil d'exposition et présenter un risque pour la santé ?

Pour un tel screening, la méthode simplifiée basée sur un taux de renouvellement d'air moyen est tout à fait appropriée pour estimer la concentration en polluant, en utilisant la formule suivante :

$$C = \frac{S}{AER} \cdot \frac{1}{V}$$

Où C est la concentration en polluant (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ),  
S, le taux d'émission pour ce polluant (en  $\mu\text{g}/\text{h}$ )  
AER, le taux de renouvellement d'air moyen (en  $\text{h}^{-1}$ )  
V, le volume du local concerné.

Les taux d'émission des matériaux de construction ont été sélectionnés dans la base de données BUMA ([www.enman.uowm.gr/bumaproject](http://www.enman.uowm.gr/bumaproject)). Les matériaux de construction retenus sont les matériaux de finition des sols, murs et plafonds du bâtiment : revêtements de sol, plafonnage, peintures et panneaux de bois. Dans cette étude de cas simplifiée, les autres matériaux, cachés par la finition ont été négligés. Il s'agit des matériaux de structure (blocs, briques, charpente, etc.) et des matériaux d'isolation. L'effet de ces matériaux sur l'air intérieur est en effet probablement limité car ces matériaux sont normalement séparés de l'air intérieur par une couche étanche à l'air (plafonnage, pare-vapeur, etc.). Par ailleurs, l'effet de masquage de différents matériaux superposés est encore trop peu connu que pour être pris en compte de manière précise.

Pour évaluer, autant l'exposition aigue à court terme que l'exposition chronique à long terme, deux valeurs de taux d'émission ont été sélectionnées :

- Taux d'émission à court terme, après 24h, afin d'évaluer l'effet de toxicité aigue à cause de l'émission d'un matériau neuf.
- Taux d'émission à long terme, après 30 jours, afin d'évaluer l'effet de la toxicité chronique à cause de l'émission des matériaux sur le long terme.

A noter que, pour l'effet à long terme, les données ne sont généralement pas disponibles pour des temps supérieurs à 30 jours. L'émission réelle peut être plus élevée que la valeur sélectionnée pendant les 30 premiers jours d'utilisation du matériau, mais peut également être beaucoup plus faible que la valeur sélectionnée, après 30 jours.

Pour chaque matériau (ou famille de matériaux) sélectionné ci-dessus, et pour chaque type d'émission (court terme et long terme), deux valeurs extrême d'émission ont été sélectionnées :

- low = minimum pour ce matériau dans la base de données BUMA
- high = maximum pour ce matériau dans la base de données BUMA

Les valeurs d'émission des matériaux ainsi obtenues sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tabel 12: Taux d'émission des matériaux de construction sélectionnés dans la base de données BUMA, pour 24 heures et 30 jours.

Material	time		Emission rates ( $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$ )	Name in BUMA database	Référence in BUMA
carpet	24h	low	0.0	carpet (L) (BMES)	BMES- 2003 DNPH value; Chamber: 1
		high	30.0	carpet (L) (BMES)	BMES- 2003 DNPH value; Chamber: 2
	30j	low	0.0	polypropylene carpeting (tubed) with latex backing, for offices	COSI-2005
		high	1.3	wool carpeting with latex backing, for offices	COSI-2005
flooring (others)	24h	low	0.1	non-tire-derived resilient flooring (rubber-based) (C) (BMES)	BMES- 2003
		high	140.0	resilient flooring (non-rubber based) (F) (BMES)	BMES- 2003
	30j	low	0.0	self-laying multi-layer PVC flooring tiles (no glue) soft PVC/ballast/PVC foam; 6.2mm thick, 660 g/m <sup>2</sup>	COSI-2005
		high	45.0	vinyl flooring	COSI-2005
lamine and parquet	24h	low	1.3	Laminate(=lam2)/Foam Underlay/OSB Assembly)(Lam3)	IA-QUEST - 2005
		high	125.0	lamine 3562	Horn-2007
	30j	low	0.0	cork parquet 3561	Horn-2007
		high	113.0	natural cork parquet	COSI-2005
flooring adhesives	24h	low	no data		
		high	no data		
	30j	low	no data		
		high	5.0	adhesive for flooring materials	COSI-2005
plaster and plasterboard	24h	low	2.6	gypsum board (D) (BMES)	BMES- 2003
		high	742.0	SR plaster B	Horn-2007
	30j	low	0.0	SR plaster E	Horn-2007
		high	84.8	SR plaster B	Horn-2007
paints (indoor)	24h	low	0.0	dispersion wall paint 2	Horn-2007
		high	65.0	dispersion wall paint 1	Horn-2007
	30j	low	0.0	wall paint (on glass plate)	Horn-2007
		high	5.0	dispersion wall paint (on glass fibre non-woven fabric)	Horn-2007
wood based panels	24h	low	2.0	beech wood board	Horn-2007
		high	1 580.0	1/4" UF particleboard	Kelly - 1999
	30j	low	0.0	beech wood board	Horn-2007
		high	192.0	particleboard, 16-mm, moisture resistant	Brown-1999



L'application de cette méthode simplifiée pour les revêtements de sol par exemple, avec un taux de renouvellement d'air moyen (AER) de  $1 \text{ h}^{-1}$ , et pour une hauteur de local de 2.6 m mène aux résultats suivants :

Material	time		Emission rates ( $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$ )	Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) AER of $1 \text{ h}^{-1}$ room height of 2.6m
<b>carpet</b>	24h	low	0.0	0.0
		high	30.0	11.5
	30j	low	0.0	0.0
		high	1.3	0.5
<b>flooring (others)</b>	24h	low	0.1	0.0
		high	140.0	53.8
	30j	low	0.0	0.0
		high	45.0	17.3
<b>laminat and parquet</b>	24h	low	1.3	0.5
		high	125.0	48.1
	30j	low	0.0	0.0
		high	113.0	43.5

Pour faire le lien entre la concentration calculée et l'exposition des occupants, il faut tenir compte de la fraction du temps pendant laquelle l'occupant est présent dans le local contenant le matériau considéré. Dans une première estimation, on peut supposer que cette fraction du temps est de 100 % (hypothèse la plus « conservative ») ; dans ce cas, les concentrations calculées sont égales aux expositions.

Sur base de ces résultats, on peut conclure ce qui suit :

- Pour les matériaux, sélectionnés dans la base de données BUMA, qui émettent le plus (« high »), les concentrations calculées par cette méthode simplifiée sont supérieures au seuil d'exposition de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , excepté pour l'émission à long terme (30 jours) des tapis ( $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ces matériaux peuvent donc présenter à eux seul un risque pour la santé.
- Avec ces matériaux, il y a potentiellement un risque pour la santé avec seulement les émissions d'un seul matériau.
- Par contre, pour les matériaux qui émettent le moins (« low »), les concentrations sont, dans tous les cas inférieurs à  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- Il y a donc un très grand écart d'émission entre les matériaux qui émettent le plus et les matériaux qui émettent le moins dans la base de données BUMA. Le potentiel de réduction des émissions du formaldéhyde par une sélection de matériaux peu émissifs pourrait donc être important pour autant que de tels matériaux peu émissifs soient effectivement disponibles sur le marché à un coût raisonnable.

Avantages de la méthode :

- Méthode très rapide et très simple pour obtenir une première estimation de concentration correspondant à un taux d'émission d'un produit donné.

Limitations de la méthode :

- Le taux de renouvellement d'air moyen (AER) permet seulement une estimation des concentrations atteintes, mais ne permet pas de comparer

différentes configurations de bâtiments (type, étanchéité, etc.) et de systèmes de ventilation.

- La concentration ainsi calculée correspond à un seul matériau à la fois. Il n'y a donc pas d'information sur la concentration totale résultant de plusieurs sources d'émissions différentes (matériaux, émissions de fond, voir step 4 de la méthodologie). L'effet de plusieurs matériaux peut néanmoins être estimé en additionnant les concentrations calculées pour différents matériaux individuellement.
- Simplification de la conversion entre concentration et exposition sur base d'une hypothèse simplifiée pour l'occupation.

→ **Cas3. Répartition des matériaux et méthode de calcul simplifiée : méthode AER simplifiée + cumulative sources**

Pour évaluer l'effet cumulé de plusieurs matériaux en fonction d'une distribution donnée des matériaux dans différentes pièces, la méthode simplifiée peut également être utilisée :

Quel est l'effet cumulé de plusieurs matériaux pour une répartition donnée des matériaux de construction?

Le même calcul simplifié que ci-dessus est utilisé, basé sur un taux de renouvellement d'air moyen (AER) de 1 vol/h.

Une répartition des différents matériaux de construction dans un bâtiment de référence (maison 4 façades) est proposée comme présentée dans le tableau ci-dessous :

	Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall
<b>carpet</b>	2 tapis de 6m <sup>2</sup>	sol								
<b>laminat and parquet</b>	sol									
<b>flooring (others)</b>			sol	sol	sol					sol
<b>flooring adhesives</b>	sol	sol	sol	sol	sol					sol
<b>plaster and plasterboard</b>	murs	murs	murs	murs	murs	murs	murs	murs	murs	murs
<b>paints (indoor)</b>	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond	murs + plafond
<b>wood based panels</b>								armoires de 20m <sup>2</sup>	armoires de 10m <sup>2</sup>	

La sélection des taux d'émission des matériaux est identique au cas 2 ci-dessus, extraits de la base de données BUMA pour 24 heures et 30 jours, et pour les matériaux présentant les taux les plus élevés (« high ») et ceux présentant les taux les moins élevés (« low »). Le détail des taux d'émissions sélectionnés dans la base de données BUMA et calculés pour chaque local est donné dans le tableau suivant.

Hoofdstuk 5 beheersing van impact van emissies uit bouwmaterialen op de binnenluchtconcentraties: methodes en case studies

				Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall
<b>Sizes of the rooms</b>													
Length (m)				8.2	2.88	4.35	4.35	5.73	1.8	3.2	3.2	2.87	5.3
Width (m)				4.35	2.79	3.9	4.18	3.2	0.95	2.4	3.2	2.8	2.88
Floor area (m <sup>2</sup> )				35.7	8.0	17.0	18.2	18.3	1.7	7.7	10.2	8.0	28.8
Wall area (m <sup>2</sup> )				64.0	28.9	42.1	43.6	40.5	13.9	28.6	32.6	25.8	77.9
Wood area (m <sup>2</sup> )											20.0	10.0	
Carpet area (m <sup>2</sup> )				12.0									
<b>Data from BUMA database</b>				<b>Emission rates per room and per material (µg/h)</b>									
<b>Material</b>	<b>time</b>		<b>Emission rates (µg/h.m<sup>2</sup>)</b>										
carpet	24h	low	0.0	0	0								
		high	30.0	360	241								
	30j	low	0.0	0	0								
		high	1.3	16	10								
flooring (others)	24h	low	0.1			1	1	1					1
		high	140.0			2375	2546	2567					2017
	30j	low	0.0			0	0	0					0
		high	45.0			763	818	825					648
laminated and parquet	24h	low	1.3	47									
		high	125.0	4459									
	30j	low	0.0	0									
		high	113.0	4031									
flooring adhesives	24h	low	no data		0	0	0	0					0
		high	no data		0	0	0	0					0
	30j	low	no data		0	0	0	0					0
		high	5.0		40	85	91	92					72
plaster and plasterboard	24h	low	2.6	166	75	109	113	105	36	74	85	67	202
		high	742.0	47492	21467	31226	32365	30023	10286	21252	24217	19151	57776
	30j	low	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		high	84.8	5428	2453	3569	3699	3431	1176	2429	2768	2189	6603
paints (indoor)	24h	low	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		high	65.0	6479	2403	3838	4017	3822	1012	2361	2787	2200	6934
	30j	low	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		high	5.0	498	185	295	309	294	78	182	214	169	533
wood based panels	24h	low	2.0								40	20	
		high	1 580.0								31600	15800	
	30j	low	0.0								0	0	
		high	192.0								3840	1920	
<b>Total emission rates for formaldehyde per room (µg/h)</b>													
	24h	low		213	75	111	115	106	36	74	125	87	203
		high		58790	24111	37440	38928	36411	11298	23613	58604	37151	66728
	30j	low		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		high		9972	2689	4712	4917	4642	1253	2610	6822	4278	7857

Remarque : Pour les colles de revêtement de sol, il n'y avait pas de données dans la base de données BUMA pour certains cas (voir tableau). Pour l'émission à court terme (24h), il a été supposé que le masquage du revêtement de sol est suffisant pour considérer que la colle ne contribue pas pendant la phase initiale. Pour les émissions faibles à long terme (low, 30j), compte tenu des valeurs pour les autres matériaux (0) et de la valeur faible pour les colles à forte émission (5 µg/h.m<sup>2</sup>), il est raisonnable de considérer également une émission nulle.

Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous pour un taux de renouvellement d'air moyen de 1 h<sup>-1</sup>.

		Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall
<b>Concentration en formaldéhyde (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) par la méthode simplifiée pour un AER de <math>1 \text{ h}^{-1}</math></b>											
<b>Court terme (24)</b>	<b>low</b>	3	4	3	3	3	9	4	5	5	3
	<b>high</b>	693	1261	927	897	939	2810	1289	2406	2177	1043
<b>Long terme (30j)</b>	<b>low</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>high</b>	118	141	117	113	120	312	142	280	251	123

Ces résultats permettent les principales conclusions suivantes:

- L'écart entre les matériaux qui émettent le plus et ceux qui émettent le moins est très important.
- Pour les taux d'émission « low », les concentrations en formaldéhyde sont toujours inférieures à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans tous les locaux du bâtiment de référence, autant pour les taux d'émissions de 30 jours que de 24h.
- Pour les taux d'émission « high », par contre, les concentrations atteintes sont très élevée : de l'ordre de 500 à  $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les taux d'émission de 24h et de l'ordre de 100 à 200 pour les taux d'émission de 30 jours. Avec ces matériaux les seuils d'exposition de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (long terme) autant que de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (30 min) sont largement dépassés, indiquant un risque potentiel pour la santé.

Avantages de la méthode :

- La prise en compte d'une répartition des différents matériaux de construction dans un bâtiment de référence permet d'estimer l'effet cumulé de ceux-ci.

Limitation de la méthode :

- L'utilisation d'un taux de renouvellement d'air moyen (AER) est néanmoins une simplification grossière de la réalité. En effet, comme démontré précédemment, le taux de renouvellement de l'air n'est pas identique dans chaque local et dépend du système de ventilation (voir chapitre 2). Seuls des ordres de grandeur peuvent donc être estimés avec cette méthode. Les comparaisons entre locaux doivent être faites avec beaucoup de prudence, ou via des simulations plus détaillées comme présenté ci-après.

→ **Cas4: Test des débits de ventilation de la norme NBN D 50-001 par simulation statique**

Les applications de la méthode simplifiée ci-dessus ont permis de donner une première idée de l'effet des matériaux de construction considérés et pour un taux de renouvellement d'air moyen très simplifié.

L'utilisation de simulation (avec le logiciel Contam, voir chapitre 2), en conditions statiques (ne tenant pas en compte l'effet du climat), va ensuite permettre de répondre à la question suivante :

Les débits de ventilation de la norme NBN D 50-001 sont-ils suffisants pour éliminer le formaldéhyde et pour garantir des concentrations inférieures au seuil d'exposition, pour une répartition typique de matériaux de construction ?

Les conditions utilisées dans ce cas sont les suivantes :

- Maison 4 façades de taille moyenne comme bâtiment de référence.
- Bonne étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment :  $v_{50} = 3 \text{ (m}^3\text{/h)/m}^2$  (voir chapitre 2). Pour rappel, le choix d'une bonne étanchéité à l'air est justifié par le fait que le système de ventilation seul devrait pouvoir assurer un taux de renouvellement d'air suffisant ; d'autre part, la nécessité d'économiser l'énergie incite à construire le plus étanche possible.
- Système de ventilation qui délivre en permanence le débit minimum exigé par la réglementation PEB (norme NBN D 50-001) : système D dimensionné selon la norme (voir chapitre 2). Dans un premier temps, il faut d'abord vérifier l'efficacité des débits imposés par la réglementation. Dans un second temps (voir plus loin), il faudra évaluer si ces débits sont réalisés en pratique dans tous les cas. Le système D a été choisi pour ces simulations car c'est le seul système qui délivre le débit de la norme NBN D 50-001 de manière constante, indépendamment des conditions climatiques.
- Sélection et répartition des matériaux de construction identique aux cas 2 et 3 ci-dessus.
- Les simulations sont réalisées en conditions statique, c.-à-d. ne tenant pas compte de la variation des conditions climatiques (vent et température). Ce choix est justifié par le fait que pour le système de ventilation (D) et l'étanchéité ( $3\text{m}^3\text{/h/m}^2$ ) testés, l'effet du climat peut être négligé (voir chapitre 2). Ceci simplifie par ailleurs fortement les simulations.

## Résultats

Les concentrations, obtenues par simulation statique, atteintes dans les différents locaux du bâtiment de référence, ventilé aux débits de la norme (D standard), et pour les taux d'émissions sélectionnés ci-dessus, sont présentées dans le tableau suivant.

	Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall	
<b>Débit (m<sup>3</sup>/h)</b>	128	29	61	66	66	25	50	50	50		
<b>Concentration en formaldéhyde (µg/m<sup>3</sup>)</b>											
<b>Court terme (24)</b>	<b>low</b>	2	3	2	2	2	5	5	4	5	3
	<b>high</b>	456	824	610	591	552	1518	1576	1338	1727	1087
<b>Long terme (30j)</b>	<b>low</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>high</b>	77	92	77	75	70	184	192	180	209	136

Ces résultats permettent les principales conclusions suivantes:

- Les débits de la norme semblent suffisants pour assurer des concentrations inférieures aux seuils d'exposition de  $100 \text{ µg/m}^3$  pour le court terme et de  $10 \text{ µg/m}^3$  pour le long terme, avec les matériaux qui émettent le moins.
- Par contre, ce n'est pas le cas pour les matériaux qui émettent le plus pour lesquels ces seuils sont dépassés.
- Les concentrations atteintes dans les espaces humides (cuisine, salle de bain, etc.) sont au moins 2 fois plus élevées que dans les espaces secs (living, chambres, etc.). Ceci est dû au fait que, suivant la réglementation sur la ventilation, l'air est généralement transféré des locaux secs vers les locaux humides. Il faut néanmoins tenir compte d'une fraction d'occupation normalement plus faible dans les espaces humides comparé aux espaces secs.

Avantages de la méthode :

- Comparé à la méthode simplifiée, les simulations statiques permettent de prendre en compte l'effet réel du système de ventilation, tenant compte des débits fournis dans chaque local séparément et du transfert d'air depuis les locaux secs vers les locaux humides.

Limitations de la méthode :

- Pas valable pour les systèmes de ventilation qui dépendent fortement des conditions climatiques (A et C par exemple, voir chapitre 2). Sur base des résultats du chapitre 2, on peut néanmoins supposer qu'avec ces systèmes A et C, les concentrations en polluant seront généralement plus élevées que celle obtenue ici avec le débit de la norme appliqué en permanence.
- Seulement les concentrations en polluant sont connues. Pour l'exposition, il faut considérer en première estimation, une occupation de 100%.

→ **Cas 5 : Débits de ventilation réduits et simulation statique**

Le système D « low energy » (voir chapitre 2) a également été testé par simulation statique de la même manière que le système D standard dans le cas 4 ci-dessus.

Pour rappel, ce système D low energy inclut une diminution des débits d'amenée d'air neuf de telle manière à atteindre un équilibre entre le débit d'amenée et le débit d'extraction. Ce système inclut également un recyclage de l'air depuis les chambres à coucher pour alimenter le living.

L'intérêt de ce système est qu'il est représentatif d'un débit de fonctionnement légèrement plus faible que le débit minimum de conception de la norme NBN D 50-001, couramment appliqué en pratique, en particulier dans certaines maisons basse énergie ou passive (voir chapitre 2).

Les concentrations atteintes dans les différents locaux du bâtiment de référence, ventilé avec le système « D low energy » fonctionnant en permanence, et pour les taux d'émissions sélectionnés ci-dessus, sont présentées dans le tableau suivant.

	Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall	
<b>Débit (m<sup>3</sup>/h)</b>	100*	25	50	50	50	25	50	50	50		
<b>Concentration en formaldéhyde (µg/m<sup>3</sup>)</b>											
<b>Court terme (24)</b>	<b>low</b>	4	3	2	2	2	6	6	7	6	5
	<b>high</b>	1326	961	725	753	726	1973	1984	2388	2137	1568
<b>Long terme (30j)</b>	<b>low</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>high</b>	193	107	91	95	93	243	245	316	263	199

\* l'air fourni dans le living est recyclé depuis les chambres 1 et 2.

De ces résultats, les informations suivantes peuvent être extraites :

- Les tendances sont globalement les mêmes que pour le système D standard.
- Les concentrations atteintes sont plus élevées que pour le D standard.
- Mais l'écart entre les systèmes D standard et D low energy est très faible en comparaison de l'écart entre les résultats pour l'émission « high » et l'émission « low » sur un même système de ventilation.

- La concentration en formaldéhyde dans le living est plus que doublée par rapport au système D standard. Ceci est dû au recyclage de l'air depuis les chambres vers le living dans ce système D « low energy » tel que autorisé par la réglementation (voir chapitre 2). Le recyclage de l'air est pourtant justifié du point de vue des polluants d'origine humaine. En effet l'idée du recyclage de l'air est que généralement, les occupants du logement ne sont pas en même temps dans le living et dans les chambres. Pour les polluants provenant de l'émission des matériaux, ce recyclage a un effet négatif, mais néanmoins certainement pas dramatique pour autant. En effet les concentrations en polluant sont seulement doublées, ce qui peut être très facilement compensé par le choix de matériaux émettant moins de polluants. Par exemple, les taux d'émission des matériaux peu émissifs sélectionnés précédemment (« low ») mènent à des concentrations inférieures à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  autant pour l'émission à 24h que 30jours.
- De même les espaces humides vers lesquels l'air du living est évacué (principalement cuisine, buanderie et toilette) présentent également des concentrations augmentées par rapport au D standard, de l'ordre de 1.5 fois plus élevées.
- Les concentrations atteintes dans les chambres et le bureau sont néanmoins assez proches dans le D standard et le D low energy.

Avantages et limitations de la méthode :  
Idem cas 4.

→ **Cas6 : Comparaison des systèmes de ventilation par simulation dynamique**

Des simulations dynamiques (tenant compte de l'effet du climat) ont ensuite été utilisées pour pouvoir comparer entre eux différents systèmes de ventilation, notamment le système C qui dépend fortement des conditions climatiques et un système de ventilation à la demande qui dépend de l'occupation du bâtiment.

Les différents systèmes de ventilation sont-ils équivalents pour éliminer les polluants émis par les matériaux ?
--

Pour simplifier les simulations, et étant donné l'absence de valeurs de taux d'émission suffisamment représentatives (voir la grande diversité de valeurs mise en évidence précédemment), des hypothèses et simplifications sont proposées concernant les taux d'émission des matériaux.

### Taux d'émission simplifiés

Dans cette partie l'accent est mis sur la comparaison de différentes configurations de systèmes de ventilation. Des taux d'émissions simplifiés sont utilisés. Les taux d'émissions utilisés sont proportionnels à la surface de plancher de chaque local du bâtiment. Ces taux d'émission par surface de plancher sont choisis identiques dans tous les locaux du bâtiment de référence.

Deux valeurs d'émissions ont été choisies comme suit :

- une valeur faible,  $10 \mu\text{g}/\text{h.m}^2$  de surface de plancher
- une valeur élevée,  $100 \mu\text{g}/\text{h.m}^2$  de surface de plancher.

Ces taux d'émission simplifiés permettent :

- d'éviter de devoir poser des hypothèses sur la répartition des matériaux dans le bâtiment ;

- d'éviter l'utilisation de valeurs trop extrêmes difficiles à interpréter, telles que les minima et maxima sélectionnés dans la base de BUMA pour le formaldéhyde.

Le lien entre ces taux simplifiés et un matériau réel est donc également simplifié. Par exemple, pour un matériau de revêtement de sol, le taux simplifié utilisé correspond au taux d'émission de ce revêtement de sol par m<sup>2</sup> de matériau si ce revêtement de sol est placé dans toutes les pièces de la maison de référence. En l'absence d'hypothèse sur la répartition de ce matériau dans le logement, cela revient à prendre la situation la plus défavorable (même matériau partout).

Par ailleurs, les taux d'émission simplifiés de 10 et 100 µg/h.m<sup>2</sup> de surface de plancher sont intéressants pour l'évaluation de l'émission des matériaux de construction sélectionnés précédemment pour le formaldéhyde, pour l'émission à long terme.

Sur base des taux d'émission de formaldéhyde par local calculés précédemment, les taux d'émission en fonction de la surface de plancher de chaque local ont été calculés et sont présentés dans le tableau suivant. La moyenne de ces taux d'émission dans les différents locaux est également présentée.

Taux d'émission moyens du formaldéhyde en fonction de la surface du local (µg/h.m <sup>2</sup> )		Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall	MOYENNE
<b>Court terme (24h)</b>	low	6	9	21	10	12	7	6	6	11	7	<b>9</b>
	high	1648	3001	6607	3075	5723	2207	2141	1986	4623	2316	<b>3333</b>
<b>Long terme (30 jours)</b>	low	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	high	280	335	733	340	666	278	270	253	532	273	<b>396</b>

Il est intéressant de remarquer que le taux d'émission ramené à la surface de plancher de chaque local est globalement du même ordre de grandeur dans tous les locaux du bâtiment de référence. Ces taux sont néanmoins légèrement plus élevés dans les chambres, à cause des hypothèses relativement défavorables qui ont été faites : revêtements de sol souples dans toutes les chambres.

Sur base de ces taux d'émission moyens les valeurs de 10 et 100 µg/h.m<sup>2</sup> semblent pertinentes comme valeurs de référence pour les simulations. En effet, 10 µg/h.m<sup>2</sup> est l'ordre de grandeur du taux d'émission moyen pour les matériaux qui émettent le moins à court terme ; et 100/h.m<sup>2</sup> est l'ordre de grandeur du taux d'émission moyen pour les matériaux qui émettent le plus à long terme.

De plus, ces valeurs de 10 et 100 sont à peu près les valeurs seuils utilisées dans d'autres pays pour l'émission des matériaux. Dans le AgBB en Allemagne, la valeur LCI est 120 µg/m<sup>3</sup> dans les conditions de test, correspondant à un taux d'émission de 150 µg/m<sup>2</sup>/h. En France, la valeur LCI de l'AFFSETT est 10 µg/m<sup>3</sup>, dans les conditions de test, correspondant à un taux d'émission de 12 µg/m<sup>2</sup>/h.

### Variables utilisées dans les simulations

La détermination des concentrations par simulation pour les différents systèmes de ventilation a été réalisée à l'aide du logiciel Contam, en suivant la méthode décrite en annexe, et avec les adaptations spécifiques comme suit :

- étanchéité à l'air : v<sub>50</sub> de 3 m<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup>



- taux d'émission simplifiés tels que décrits ci-dessus : 10 et 100  $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$  de surface de local.
- simulation dynamiques sur 1 an, prenant en compte l'effet de la variation des conditions climatiques (données moyenne pour Uccle, Belgique).
- résultats : exposition des occupants, suivant un profil d'occupation type

## Résultats

### *Exposition moyenne des occupants*

L'exposition moyenne des occupants au polluant, exprimée en ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est présentée dans le tableau ci-dessous, pour les deux niveaux d'émission étudiés.

	Time % at home	Emission [ $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ ]	Average exposure [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]		
			D standard	D occupancy	C standard
Occupant1	64%	100	32	31	67
		10	3.2	3.1	6.7
Occupant2	90%	100	33	40	66
		10	3.3	4.0	6.6
Occupant3	68%	100	30	42	80
		10	3.0	4.2	8.0
Occupant4	90%	100	31	42	84
		10	3.1	4.2	8.4

### Observations :

- L'exposition est directement proportionnelle au taux d'émission. Si le taux d'émission est x10, l'exposition est aussi x10.
- Pour un système de ventilation qui fournit les débits de la norme en permanence (D standard), l'exposition est similaire pour tous les occupants.
- Avec le système à la demande (D occupancy), l'exposition moyenne augmente légèrement par rapport au D standard.
- Avec le système C, l'exposition des occupants est fortement augmentée par rapport au D standard.

### *Exposition détaillée des occupants*

Les expositions des occupants 3 (losanges, bleu) et 4 (carrés, rose) sont présentées en détail dans les figures ci-dessous. Il s'agit des occupants qui présentent l'exposition moyenne la plus importante avec les systèmes D occupancy et système C.

Ces figures présentent la fraction du temps pendant laquelle les occupants sont exposés à une concentration plus élevée que la concentration indiquée.

Exemple :

Pour le système D occupancy, avec un taux d'émission de  $10\mu\text{g}/\text{h}$  et par  $\text{m}^2$  de plancher dans chaque local du bâtiment, chacun des deux occupants est exposé à une concentration supérieure à  $5\mu\text{g}/\text{m}^3$  pendant environ 20% du temps.

La fraction du temps à une concentration nulle correspond à la fraction du temps passée par les occupants dans le bâtiment simulé, soit 68% pour l'occupant 3 et 90% pour l'occupant 4.

Remarque : L'exposition totale (exprimée en ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).h) à une concentration supérieure ou égale à une valeur seuil est égale à la surface, dans le graphique, délimitée par cette valeur seuil et la courbe.

Observations :

- Dans le cas étudié, les graphiques pour un taux d'émission de 10 ou de 100  $\mu\text{g}/\text{h.m}^2$  sont identiques. Seule l'échelle des x est différente : elle est proportionnelle au taux d'émission. L'exposition au polluant est donc directement proportionnelle au taux d'émission. Pour obtenir l'exposition pour d'autres valeurs de taux d'émission, il suffit donc de modifier l'échelle des x sur le graphique.
- L'exposition au polluant augmente avec le système D occupancy et surtout avec le système C, en comparaison du système D standard.
- Pour le système D occupancy en comparaison du système D standard et pour une émission de 10  $\mu\text{g}/\text{h.m}^3$ , les occupants sont nettement plus souvent exposés à des concentrations entre 3 et 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ce qui contribue en grande partie à l'augmentation de l'exposition moyenne observée ci-dessus.
- Pour D occupancy, les occupants sont également exposés à des concentrations plus élevées, jusque 10 à 12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  alors qu'ils ne l'étaient pas avec le D standard. Cette exposition correspond cependant à une fraction du temps très faible, inférieure à 2% du temps. Elle correspond au moment où l'occupant revient dans une pièce qui n'a plus été ventilée pendant un certain temps d'absence des occupants.
- Pour le système C, par contre, les occupants sont exposés à des concentrations en polluant nettement plus élevée qu'avec le système D standard, jusqu'à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour un taux d'émission de 10  $\mu\text{g}/\text{h.m}^2$ .

Le tableau ci-dessous indique également les concentrations moyennes atteintes dans les différents locaux pour les différents systèmes de ventilation, pour un taux d'émission de 100  $\mu\text{g}/\text{h.m}^2$ .

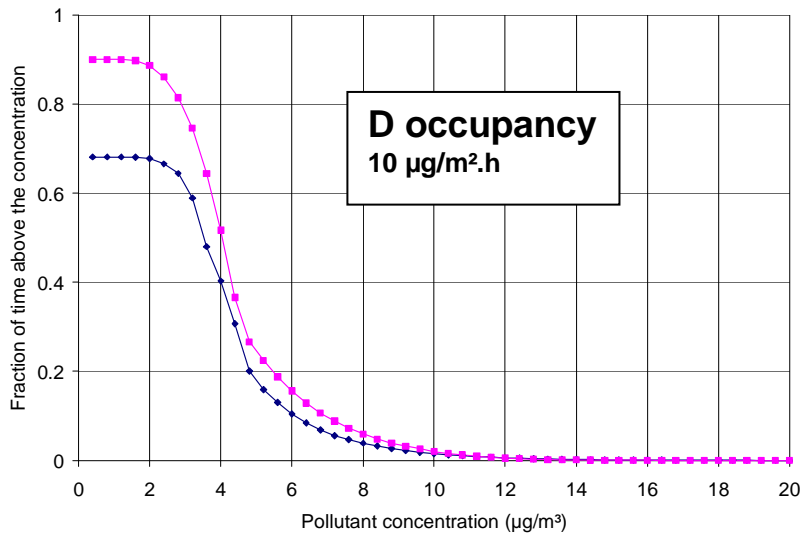
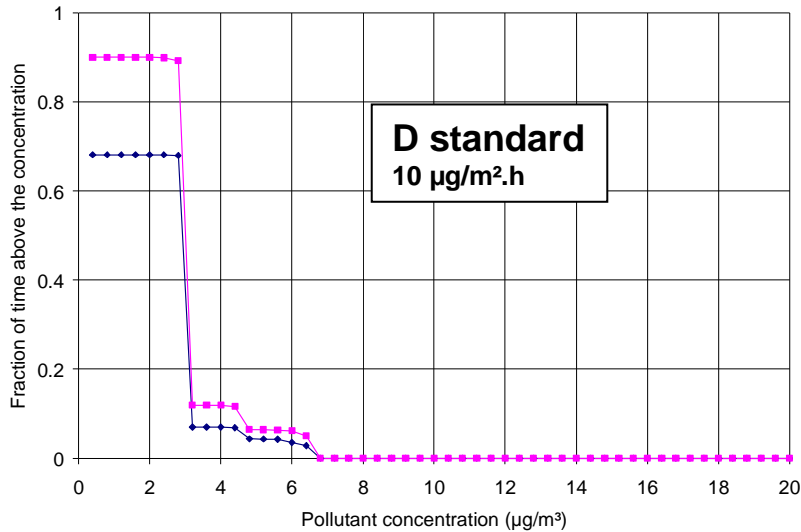
	<b>Concentration moyenne (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) pour un taux d'émission de 100 <math>\mu\text{g}/\text{h.m}^2</math></b>									
<b>système</b>	<b>Living</b>	<b>Bureau</b>	<b>Chambre1</b>	<b>Chambre2</b>	<b>Chambre3</b>	<b>Toilette</b>	<b>Buanderie</b>	<b>Cuisine</b>	<b>Salle de bain</b>	<b>Hall</b>
<b>D standard</b>	28	27	28	28	28	55	59	43	61	49
<b>D occupancy</b>	60	72	51	58	43	66	46	53	60	71
<b>C</b>	77	62	77	93	91	82	74	57	77	81

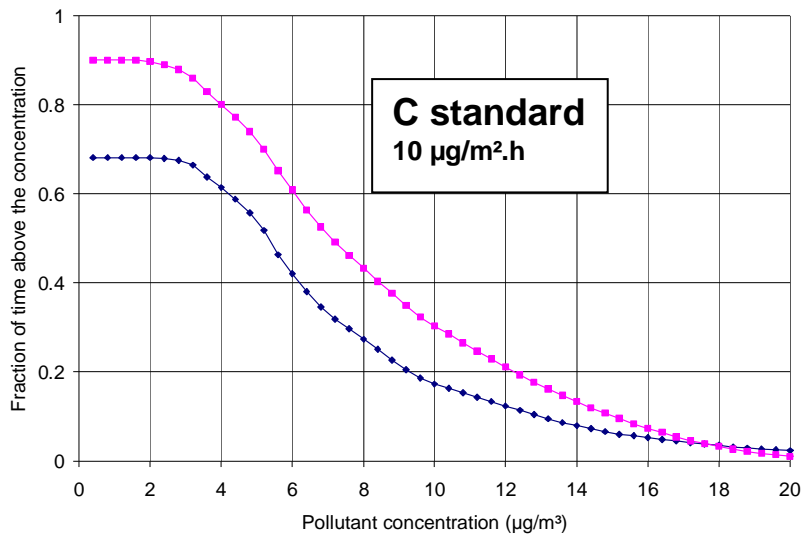
Remarque : la concentration moyenne pour le système D occupancy tient évidemment compte également des périodes d'absences pendant lesquelles la ventilation est réduite.

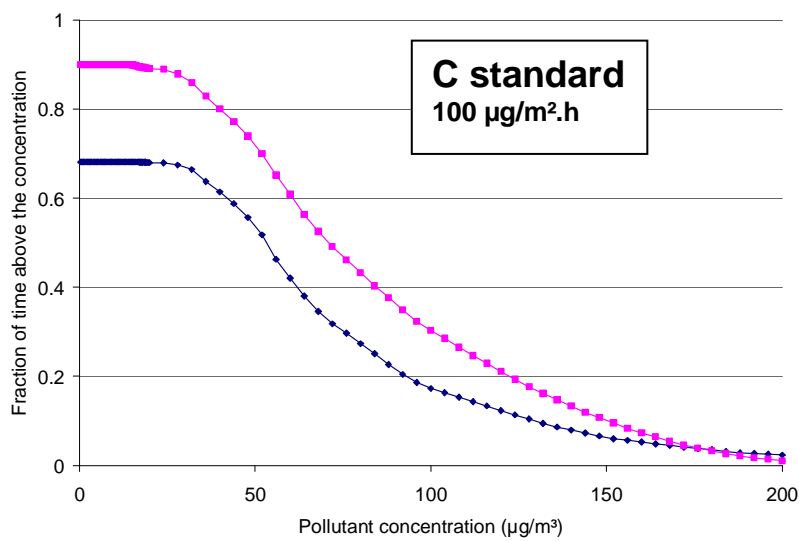
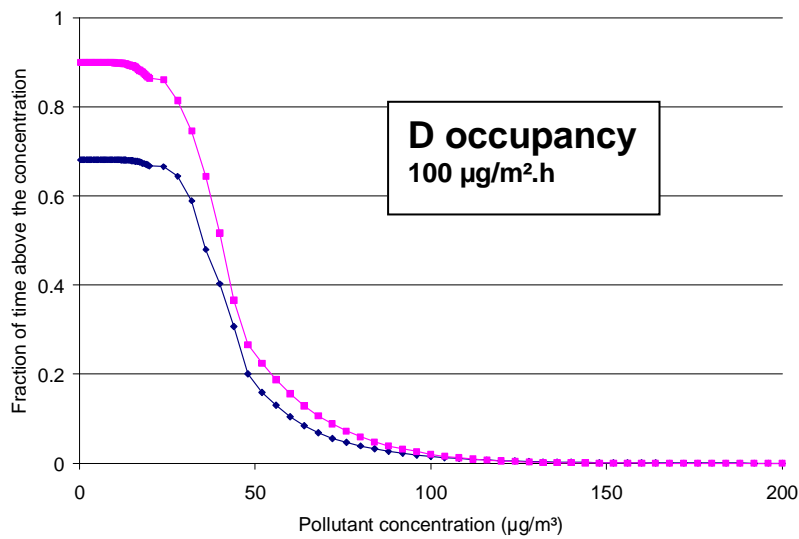
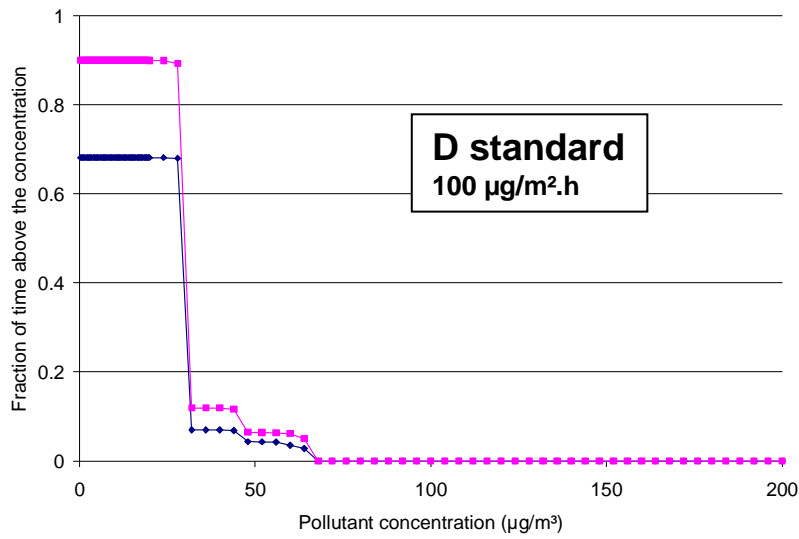
Pour le système D occupancy, des calculs supplémentaires ont été menés pour évaluer l'exposition aigue des occupants au polluant qui pourrait se produire juste après une période d'absence pendant laquelle la ventilation est réduite. Ainsi, la concentration moyenne sur 30 min a été calculée pour les occupants 3 et 4, sur l'ensemble des données disponibles (simulations sur 1 an). Les expositions moyennes sur 30 min les plus élevées auxquelles sont soumis ces occupants sont données dans le tableau ci-dessous.

	<b>Exposition moyenne (30 min) la plus élevée</b>	
	<b>Taux d'émission de 10 <math>\mu\text{g}/\text{h.m}^2</math></b>	<b>Taux d'émission de 100 <math>\mu\text{g}/\text{h.m}^2</math></b>
<b>Occupant 3</b>	19.8	198
<b>Occupant 4</b>	14.8	148

La valeur absolue de ces concentrations n'a pas directement de signification, puisque les taux d'émissions sont, au départ, arbitraires. Néanmoins, ces valeurs d'exposition (30min) maximales peuvent être comparées aux concentrations auxquelles ces mêmes occupants sont soumis pendant le reste du temps (cassure verticale sur les graphiques) : elles sont environ 4 à 5 fois plus élevées.







*Calcul simplifié avec la méthode de calcul simplifiée basée sur un AER moyen*

Le calcul simplifié sur base du taux de renouvellement d'air décrit précédemment est aussi possible grâce aux valeurs de AER obtenues précédemment pour ces différents systèmes (voir chapitre 2).

Le volume total du bâtiment (379.7 m<sup>3</sup>) et la surface de plancher totale (153.7 m<sup>2</sup>) permettent de calculer les concentrations en polluants moyennes par la méthode simplifiée, comme mentionné dans le tableau ci-dessous.

Système	AER moyen (/h)	Concentration (µg/m <sup>3</sup> )	
		Si 10 µg/h.m <sup>2</sup>	Si 100 µg/h.m <sup>2</sup>
C	1.016	4.0	40
D	1.289	3.1	31
D low energy	0.603	6.7	67
D occupancy	0.83	4.9	49

Remarque: les taux de renouvellement d'air moyens étaient obtenus pour une étanchéité à l'air de 12 m<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup>.

## Discussion

### *Avantages de la méthode*

L'utilisation des simulations dynamiques est la seule méthode qui permette de comparer valablement les différents systèmes de ventilation entre eux. Comme mentionné précédemment, l'utilisation d'un taux de renouvellement d'air moyen n'est pas suffisant (voir chapitre 2) :

- Pour le système D, les résultats sont assez comparables entre méthode simplifiée et par simulation, puisque les débits sont constants et l'influence des infiltrations (et des conditions climatiques) est faible.
- Pour le système C, la valeur de concentration obtenue par la méthode simplifiée de 40 µg/m<sup>3</sup> pour un taux de 100 µg/h.m<sup>2</sup> n'est absolument pas représentative des concentrations auxquelles les occupants sont soumis avec ce système, jusqu'à bien plus de 100 µg/m<sup>3</sup> pour une fraction du temps non négligeable (de l'ordre de 20 à 30%).
- Plus impressionnant encore, le système D occupancy atteint une valeur de concentration par la méthode simplifiée de 49 µg/m<sup>3</sup> (qui inclut aussi les périodes d'absence...), supérieure à celle du système C de 40 µg/m<sup>3</sup>, alors que les graphiques d'exposition détaillée indiquent clairement que les occupants sont soumis à des concentrations plus élevées avec le système C pour une grande majorité du temps.

Il peut donc être confirmé que la méthode simplifiée, bien que présentant certains avantages, ne peut être utilisée que comme premier screening pour évaluer grossièrement les concentrations pour des taux d'émission donnés.

En aucun cas, cette méthode simplifiée n'est appropriée pour comparer différentes configurations de bâtiments ou de systèmes : type de bâtiment, système de ventilation, débit de ventilation, étanchéité à l'air, etc.

### *Limitations de la méthode*

Les simulations dynamiques sont néanmoins plus complexes et prennent plus de temps que les autres méthodes.

*Les systèmes de ventilation ne sont pas équivalents !*

Comme discuté précédemment (voir chapitre 2), ces résultats mettent en évidence le fait que les différents systèmes de ventilation autorisés par la norme NBN D 50-001 ne sont pas équivalents, en particulier le système D et le système C.

Le système D fonctionnant en permanence (D standard) assure l'élimination des polluants jusqu'à un niveau de concentration uniquement dépendant du taux d'émission pour ce polluant et du débit du système. Avec ce système, il est donc possible de faire facilement le lien entre taux d'émission et concentration.

Avec ce système, les occupants sont exposés, pendant la majorité du temps, à la même concentration en polluant, correspondant à la cassure verticale dans la courbe (environ 3 et 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement). L'exposition à des concentrations plus élevées se produit uniquement dans les espaces humides, là où les occupants y séjournent normalement moins longtemps : Par exemple, pour un taux d'émission de 100  $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$ , les concentrations sont de 43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la cuisine et de 61  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la salle de bain, ce qui correspond principalement aux deux plateaux horizontaux sur le graphique de l'exposition détaillée.

Comme pour les âges de l'air discutés dans chapitre 2, le système C présente une efficacité variable, en fonction des différents espaces, mais aussi en fonction des conditions climatiques. Les occupants y sont soumis à des concentrations beaucoup plus élevées qu'avec les variantes du système D, pour une fraction du temps non négligeable !

Avec le système D occupancy, les occupants sont parfois soumis à des concentrations plus élevées en polluant. Il s'agit des moments où les occupants entrent dans un local après une période d'absence (ventilation réduite).

Un débit minimum du système de ventilation pendant les périodes d'absence (ici 10% du débit de la norme) permet néanmoins de limiter la concentration en polluants. Dans cet exemple, les concentrations en polluant dépassent rarement 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour un taux d'émission de 100  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ . Les résultats montrent que l'exposition (30 min) maximum n'est que 4 à 5 fois plus élevée que l'exposition moyenne des occupants pendant toute leur présence dans le bâtiment. Dans le cas du formaldéhyde, par exemple, pour lequel la valeur seuil d'exposition aiguë est 10 fois plus élevée que celle d'exposition à long terme (100 contre 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), un débit de 10% en cas d'absence semble tout à fait suffisant pour que le seuil d'exposition aiguë ne soit jamais atteint (si le seuil d'exposition à long terme n'est pas non plus dépassé).

Si nécessaire, plusieurs simulations avec différents débits en cas d'absence pourraient permettre de définir plus finement un débit minimum à imposer en cas d'absence pour assurer une concentration en polluant inférieure à un maximum sur base d'un taux d'émission donné.

*Généralisation de la méthode*

Dans cette série de simulations, nous avons utilisé des taux d'émission simplifiés (et arbitraires) dépendant uniquement de la surface de plancher de chaque local du bâtiment de référence. Comme ce taux d'émission est une constante, les expositions obtenues par simulation sont directement proportionnelles à ce taux d'émission : si celui-ci est multiplié par 10, l'exposition est également multipliée par 10 (comparaison des résultats à 10 et 100  $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$  par exemple).

Les profils d'exposition ainsi générés peuvent donc également être utilisés pour d'autres valeurs de taux d'émission. Il suffit d'adapter l'échelle des x des graphiques proportionnellement au taux d'émission souhaité. Ces graphiques peuvent donc être utilisés comme abaques pour n'importe quel polluant et n'importe quel taux d'émission, donnant directement une idée précise des concentrations auxquelles les

occupants sont exposés. D'autres profils d'expositions supplémentaires peuvent aussi être générés suivant les besoins :

- pour d'autres types de bâtiment
- pour d'autres valeurs d'étanchéité à l'air
- pour d'autres profils d'occupation
- etc.

Le résultat obtenu reste néanmoins indicatif car il tient compte d'une émission identique dans tous les locaux du bâtiment de référence. Pour une évaluation plus détaillée d'une répartition différente d'un matériau entre les différentes pièces du bâtiment, de nouvelles simulations sont alors nécessaires.

#### **5.2.4 Step5: Options pour améliorer la qualité de l'air**

Les différents résultats obtenus pour les step 2 à 4 (mesures, calculs simplifiés et simulations) montrent qu'une réduction des concentrations en formaldéhyde à l'intérieur des bâtiments est probablement nécessaire. Les mesures à prendre peuvent être résumées comme suit.

##### **→ Présence d'un système de ventilation**

Les résultats des simulations statiques mettent clairement en évidence l'écart important entre les matériaux peu émissifs et fortement émissifs sélectionnés dans la base de données BUMA. Les très grands écarts pour les concentrations atteintes sont directement liés aux écarts entre les taux d'émissions minimum et maximum.

Il est clair également qu'il existe des produits qui émettent suffisamment peu de formaldéhyde (voir les cas « low »). Avec ces matériaux, les débits de ventilation de la norme sont suffisants pour limiter la concentration en formaldéhyde sous le seuil de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , autant à court terme avec des matériaux neuf que à long terme.

La ventilation des bâtiments neufs est aujourd'hui une exigence légale dans les 3 Régions (voir chapitre 2). Hors il semble que dans de nombreux logements, même neufs, le système de ventilation est encore parfois inexistant ou incorrectement dimensionné. Les données de mesures TOVO confirme l'absence de système de ventilation dans la plupart des logements (97% dans cette étude).

Une action prioritaire pourrait donc être de faire respecter la réglementation sur la ventilation, via un contrôle renforcé des constructions neuves par exemple.

Inciter à l'installation d'un système de ventilation dans les logements existants, par voie légale ou par recommandation, est certainement également une option efficace pour diminuer la concentration en polluants dans ces logements.

##### **→ Limitation de l'émission des matériaux**

Il existe également des produits qui émettent beaucoup plus de formaldéhyde (voir les cas « high »). Pour ces matériaux, le système de ventilation n'est pas suffisant pour assurer une qualité de l'air sûre pour la santé, autant à court terme que à long terme. Les concentrations atteintes sont largement supérieures à  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'exposition à court terme et nettement plus élevés que  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'exposition à long terme. D'autres stratégies que la ventilation seule devraient être envisagées pour réduire les concentrations en formaldéhyde.

Il serait ainsi pertinent d'instaurer des limites maximum d'émission des matériaux comme cela est le cas dans d'autres pays, notamment dans les pays scandinaves. Les



résultats de simulation indiquent clairement qu'il existe des matériaux pour lesquels les concentrations atteintes sont trop élevées.

La limitation de l'émission des matériaux est particulièrement importante pour l'exposition à long terme. En effet, à long terme, le système de ventilation devrait pouvoir être suffisant pour limiter la concentration en polluants dans l'air, sans devoir recourir à un renouvellement d'air supplémentaire.

→ **Mesures complémentaires pour l'émission initiale des matériaux**

Pour l'exposition à court terme des matériaux neufs, outre une limitation de l'émission des matériaux, d'autres mesures pourraient être envisagées pour limiter le risque pour la santé. Par exemple :

- ventilation intensive du bâtiment, par l'ouverture des fenêtres par exemple (voir recommandations dans NBN D 50-001) ;
- ventilation intensive mécanique à la fin du chantier avec un équipement provisoire ;
- limitation de l'accès du bâtiment pendant la période de forte émission (après travaux de peinture, à la fin du chantier, etc.), éventuellement limitée aux catégories de personnes sensibles (nourrissons, etc.) ;
- etc.

Pour l'exposition à court terme, il n'est par contre pas pertinent d'augmenter les débits exigés pour le système de ventilation du bâtiment. En effet la forte émission de polluants lorsque les matériaux sont neufs est limitée dans le temps. Ce n'est pas la fonction d'un système de ventilation d'éliminer ces polluants pendant cette courte période. Le système de ventilation devrait plutôt être dimensionné pour assurer une qualité de l'air suffisante à long terme, pendant toute la durée de vie du bâtiment. Pendant la période initiale de forte pollution, des mesures complémentaires doivent prendre le relais.

→ **Investigation des autres sources possibles**

Les matériaux de construction ne sont probablement pas les seules sources de formaldéhyde dans les logements.

L'absence de données sur la répartition de ces différentes sources ne permet pas de tirer des conclusions pour ces autres sources potentielles.

D'autres études sont donc nécessaires pour évaluer l'impact possible de ces autres sources, telles que par exemple :

- les meubles
- les parfumeurs d'air
- etc.

→ **Investigation de l'évolution de l'émission dans le temps**

Comme mentionné précédemment, l'émission des matériaux évolue dans le temps : par exemple pour le formaldéhyde, forte émission les premières heures et jours, puis diminution avec le temps, jusqu'à des émissions parfois négligeables à long terme.

Les simulations présentées ici ont été obtenues pour des taux d'émission constants à 24h ou 30j. Dans le présent travail, les taux d'émissions à 30 jours ne sont pas directement représentatifs de la réalité. En effet, l'émission réelle avant 30 jours est probablement plus élevée et l'émission réelle après 30 jours plus faible.

## 5.3 Conclusies en aanbevelingen

### 5.3.1 Methodiek

In dit hoofdstuk werd een methode voorgesteld om combinaties van emissies uit bouwmaterialen en luchtverversing te evalueren, en werd getracht maatregelen voor te stellen om een betere binnenluchtkwaliteit te verkrijgen indien dit nodig is.

Deze grote lijnen van deze methode zijn:

- Identificatie van prioritaire pollutanten
- Bepalen van blootstelling aan pollutanten in binnenlucht via
  - Directe methode: metingen in het binnenmilieu
  - Indirecte methode: berekeningen of simulaties
- Vergelijking van blootstelling ten opzichte van toxicologische criteria
- Acties indien blootstelling dient gereduceerd te worden

### 5.3.2 Case studie

Deze methode werd toegepast op een case studie waarin voor een luchtdichte woning (alleenstaande woning, luchtdichtheid met een  $v_{50}$  waarde van 3 (m<sup>3</sup>/h)/m<sup>2</sup>) concentraties formaldehyde werden voorspeld, bij gebruik van hoog versus laag-emitterende materialen, en bij ventilatiedebieten die conform de norm NBN D 50-001 zijn. Er werd voor systeem D gekozen om modelleringen uit te voeren omdat dit het enige systeem is waarbij permanent de debieten opgelegd volgens de norm NBN D 50-001 kan gegarandeerd worden.

Er dient eerst en vooral opgemerkt te worden dat niet alle besluiten uit deze case studie veralgemeend kunnen worden. Toch zijn er een aantal algemene bevindingen uit de beschikbare metingen (directe methode) en modelleringresultaten (indirecte methode) te trekken:

- Directe methode (beschikbare metingen in woningen in België):
  - Formaldehyde concentraties > lange termijn blootstellingslimiet → reductie huidige concentraties nodig
  - Directe methode is complementair aan indirecte methode, maar geeft slechts gedeeltelijke informatie (geen informatie over bijdrage bronnen, korte termijn concentraties)
- Indirecte methode (berekeningen en modellering)

Er is een heel grote variaties in emissiesterktes tussen verschillende bouwmaterialen, maar zeker ook tussen verschillende producten, merken, types binnen één bouw materiaal

De keuze van het bouw materiaal is de grootste determinant voor binnenluchtconcentraties (groter dan de verdeling van bouwmaterialen in woning, de ventilatie,...)

Bij simultaan gebruik van hoogst emitterende materialen voor alle bouwmaterialen (m.a.w. hoogst emitterende verf, hoogst emitterende vloerbekleding,...) voorspellen we dat ondanks ventilatiedebieten conform de norm NBN D 50-001 de formaldehyde concentraties tot meer dan 10 keer boven de norm voor kort- en lange termijnblootstelling liggen.

Daarentegen voorspellen we bij gebruik van laagst emitterende materialen voor alle bouwmaterialen (m.a.w. laagste emitterende verf, laagste emitterende vloerbekleding,...) dat onder ventilatiedebieten conform de norm NBN D 50-001 formaldehyde concentraties tot ruimschoots onder de norm voor kort- en lange termijnblootstelling liggen (indien de bijdrage uit andere bronnen wordt verwaarloosd). In praktijk dient nagekeken te worden of

Reductie van dergelijke hoge formaldehyde concentraties (ten gevolge van hoog-emitterende materialen) door het verhogen van ventilatiedebieten is niet haalbaar (hoge energetische kost)

Bij gebruik van laag-emitterende stoffen voorspellen we concentraties die lager zijn dan blootstellingslimieten indien de debieten conform de norm NBN D 50-001 zijn. Het is echter belangrijk om na te gaan of in praktijk deze debieten gerealiseerd zijn.

Reductie van concentraties formaldehyde door gebruik van laag-emitterende materialen is wel haalbaar. Het opleggen van wettelijke normen inzake emissieniveaus van bouwmaterialen zou hierin een optie kunnen zijn.

### 5.3.3 Verschillende methodes om concentraties te bepalen

#### → **Directe en indirecte methodes zijn complementair**

Daar waar directe meetmethodes het voordeel hebben dat ze een beeld geven van totale concentraties, afkomstig van alle bronnen, kunnen op basis van dergelijke methode doorgaans geen onderscheid gemaakt worden tussen verschillende bronnen. Indirecte methodes kunnen brongerichte voorspellingen uitvoeren. Resultaten van modelleringen worden echter best gevalideerd aan de hand van metingen. Metingen van binnenlucht in woningen waaraan voldaan is aan de norm NBN D 50-001 zou hierin een rol kunnen spelen. Huidige meetdatabanken (bvb. binnenluchtkwaliteit monitoring studie TOVO, 80 woningen) bevatten voornamelijk (97 %) woningen waar verluchten door openen deuren en ramen de voornaamste manier van ventileren is. Monitoringscampagnes gericht op nieuwbouwwoningen die voldoen aan de norm NBN D 50-001 zijn aangewezen om de effectiviteit van het beleid te evalueren.

Bij gebruik van de indirecte methode is een gedetailleerde modellering aan de hand van CONTAM mogelijk, maar niet steeds noodzakelijk. Hieronder worden twee vereenvoudigde methodes gebruikt die voor bepaalde doeleinden kunnen gebruikt worden. Dit zijn instrumenten die bruikbaar zijn voor beleidsmakers.

#### → **Indirecte methode: vereenvoudigde berekening met gemiddelde AER (Air Exchange Rate) + variabele emissies**

De oefening voor de case studie toonde aan dat de variaties in concentraties ten gevolge van variatie in luchtverversingsgraad (voorspeld aan de hand van CONTAM) vele malen ondergeschikt zijn aan de variaties in concentraties ten gevolge van variatie in emissiesterktes. Daarom is het voorspellen van binnenluchtconcentraties aan de hand van een eenvoudige formule waarin een vaste getal voor luchtverversingsgraad over heel het gebouw wordt verondersteld, een veel eenvoudigere benadering, die we voorstellen als instrument om een eerste screening te maken van het effect van emissiesterktes op binnenluchtkwaliteit. Dergelijk eenvoudig instrument kan nuttig zijn om een eerste screening uit te voeren m.b.t. risico-evaluatie van emissie. In deze studie zijn gemiddelde AER berekend voor een alleenstaande, luchtdichte woning met ventilatiesysteem D. Deze gemiddelde AER is niet geschikt voor andere types woningen.

Deze benadering is tevens niet geschikt om effecten van ventilatie en bouwtypes te vergelijken, of op emissielimieten af te leiden. Hiervoor dient een gedetailleerde modellering (CONTAM) te gebeuren.

→ **Indirecte methode: vaste emissiewaardes + dynamische simulaties.**

Aan de hand van simulaties in CONTAM waarbij in alle ruimtes in de woning dezelfde emissiesterktes en werd toegekend en overall een volledige bedekking met het materiaal werd verondersteld (dit is conservatief), werd de variatie in concentraties en blootstelling gemodelleerd ten gevolge van variaties in ventilatie. Dit laat toe om effecten van ventilatiesystemen onderling te vergelijken. Voor deze studie werd voor een bepaalde woning (EL<sup>2</sup>EP, hoge luchtdichtheid) concentratiedistributies in functie van tijd (cumulatieve concentratie, gedurende 1 jaar) berekend bij een bepaalde emissiesterkte voor ventilatietype D standard, type D occupancy (ventilatie gebaseerd op aanwezigheidsdetectie) en type C standard. Deze distributies kunnen gemakkelijk vertaald worden naar andere emissiesterktes, en kunnen als instrument gebruikt worden voor beleidsmakers. Deze data kunnen evenwel niet gebruikt worden voor ander bouwtypes, en specifieke verdelingen van bouwmaterialen binnen een woning.

#### 5.3.4 Verder te onderzoeken

Emissiesterktes zijn veelal de drijvende factor voor binnenluchtconcentraties (meer nog dan ventilatie en bouwtype). Data voor emissiesterktes zijn momenteel grotendeels gebaseerd op emissiesterktes gemeten op welbepaalde tijdstippen in testkamers onder gecontroleerde omstandigheden (korte tijd: 1-7 dagen) of ('lange' termijn: 30 dagen). Merk hierbij op dat de tijdsreferentie voor 'lange' termijn emissiedata van een andere orde is dan wat we verstaan onder 'lange termijn' blootstelling (cfr.. US-EPA definitie: 10% lifetime span). Emissiedata in functie van langere tijd (bvb. na 1 of enkele jaren na gebruik) zijn grotendeels ontbrekende, maar echter relevant voor voorspellingen van lange termijn-blootstelling. Dergelijke data zijn nodig om geen onnodig overschattingen te maken voor lange termijn blootstelling- en risico's.

Verder is er onvoldoende kennis voorhanden om adsorptie en re-emissie in rekening te brengen, alsook het effect van maskerende barrières (bvb. emissies uit vloerbekleding zullen mogelijks deel tegengehouden worden door de fysische barrière), het effect van temperatuur (vloerverwarming),... op emissiesterktes.

Deze studie is beperkt tot chemische pollutanten geëmitteerd uit bouwmaterialen. Biologische verontreiniging, al dan niet in de hand gewerkt door slecht ontwerp/gebruik van ventilatiesystemen is een mogelijke bron van gezondheidsrisico's ten gevolge van een slechte binnenomgeving. Dit aspect werd niet onderzocht in de huidige studie

#### 5.3.5 Algemene conclusies/aanbevelingen voor beleid

En résumé, les principaux acquis de ce projet sont les suivants :

- Dans la relation étanchéité à l'air – ventilation – émission – exposition, l'émission des matériaux est l'élément qui a l'impact le plus important sur les risques pour la santé. En effet, les taux d'émissions des matériaux (observés pour le formaldéhyde dans la base de données BUMA) varient de plusieurs ordres de grandeurs pour différents produits d'un même type. En comparaison de l'émission, l'effet du choix du système de ventilation est relativement limité.

Het opleggen van wettelijke normen inzake emissieniveaus van bouwmaterialen (zoals in Duitsland gangbaar is) zou hierin een optie kunnen zijn. Of alternatief, gebruik maken van materialen met vrijwillige labels waarvoor maximale emissieniveaus gegarandeerd zijn (dewelke reeds bestaan).

- Le renouvellement de l'air est absolument indispensable pour évacuer les polluants vers l'extérieure du bâtiment. Ce renouvellement d'air se produit principalement via le système de ventilation. Les infiltrations au travers de l'enveloppe du bâtiment peuvent également contribuer au renouvellement d'air, mais de manière nettement moins contrôlée. L'évolution actuelle des logements vers des bâtiments plus performants en énergie n'a pas d'effet négatif sur ce renouvellement d'air, bien au contraire puisque l'installation d'un système de ventilation est à présent obligatoire.
  - o Les anciens bâtiments sont généralement dépourvus de système de ventilation et vraisemblablement peu étanches. L'absence de système de ventilation est partiellement compensée par les infiltrations au travers de l'enveloppe (fuites, fentes, fissures, etc.).
  - o Dans un bâtiment neuf, l'installation d'un système de ventilation est obligatoire. Même avec une étanchéité à l'air plus élevée, le renouvellement de l'air est assuré par le système de ventilation. Il y a néanmoins des différences d'efficacité entre les différents systèmes de ventilation autorisés, mais ces différences sont mineures par rapport à l'absence ou la présence d'un système de ventilation conforme à la réglementation.
  - o Dans un bâtiment passif, l'installation d'un système de ventilation est évidemment également obligatoire. Le label passif impose l'installation d'un système de ventilation de type D (alimentation et évacuation mécaniques) avec récupération de chaleur. Les résultats montrent que ce système est le plus performant pour évacuer les polluants et assure le renouvellement de l'air même en l'absence d'infiltrations au travers des fentes de l'enveloppe du bâtiment.
- La ventilation joue un rôle majeur dans l'élimination des polluants émis par les matériaux. Pour le cas du formaldéhyde, la ventilation est suffisante pour éliminer les polluants sous le seuil d'exposition, dans le cas des matériaux peu émissifs.
- Pour l'émission initiale des matériaux (quelques heures à quelques jours), qui est généralement la plus élevée, il est possible que la ventilation ne soit pas suffisante pour éliminer les polluants émis. D'autres pistes, telles que la ventilation intensive sont nécessaires.

### **Recommandations pour fixer des limites d'émission**

Etant donnée la très grande disparité des taux d'émission des matériaux observée dans cette étude, l'établissement de valeurs limites d'émission est une piste tout à fait pertinente pour diminuer le risque pour la santé. Quelques pistes de réflexion pour établir de telles limites sont détaillées ci-après.

#### **Stratégie générale**

- **Niveau d'ambition et urgence.** Etant donnée la grande diversité des taux d'émission, une stratégie intéressante pourrait être de fixer des valeurs limites d'émission à très court terme, mais qui ne sont pas trop strictes. En effet, de telles limites permettraient d'éliminer rapidement les matériaux les plus émissifs. Ensuite, ces limites d'émission pourraient évoluer dans le temps (plusieurs classes de plus en plus strictes par exemple) pour forcer le marché à s'adapter progressivement.
- **Volontaire ou obligatoire.** Une possibilité est de fixer des limites d'émission via une réglementation. Une autre possibilité est de fixer des limites à

satisfaire sur base volontaire, via des labels par exemple. Une alternative intéressante pourrait être de fixer une exigence minimum via une réglementation et des niveaux d'exigence supérieure sur une base volontaire.

- **Sources uniques ou cumulatives.** Bien sûr, le risque sur la santé est lié à l'exposition cumulée à toutes les sources auquel l'occupant est exposé. Néanmoins, il manque actuellement d'informations sur les différentes sources possibles (répartition des matériaux, autres sources, mobilier, etc). Pour pouvoir néanmoins fixer des limites à court terme, une stratégie possible serait, dans un premier temps, de fixer des limites en considérant chaque matériau comme une source individuelle. Eventuellement, les limites d'émissions pourraient être fixées pour que chaque matériau contribue au maximum à une fraction arbitraire de l'exposition admissible (10%, 30%, 50%, etc).
- **Exposition à long terme.** Pour fixer des limites d'émission des matériaux correspondant à l'exposition à long terme d'un polluant donné, les éléments suivants sont à considérer.
  - o Les données d'émissions sont actuellement généralement disponibles pour des temps de maximum 30 jours. En l'absence de données (et de méthode standardisée) pour évaluer l'émission des matériaux sur le plus long terme, il faudra bien utiliser les mesures d'émission pour des temps relativement courts (30 jours, voire moins). Il faut néanmoins garder à l'esprit que les émissions diminuent généralement avec le temps. Les valeurs pour des temps inférieurs ou égaux à 30 jours sont donc surévaluées par rapport aux taux d'émission à long terme. Il faudra donc en tenir compte afin d'éviter de fixer des exigences trop strictes.
  - o Pour fixer une limite d'émission, il faut connaître les valeurs limites d'exposition (voir chapitre 4), mais également un taux de renouvellement de l'air. La ventilation étant actuellement obligatoire, une première approche pourrait être de fixer les valeurs limites d'émission sur base d'un taux de renouvellement d'air correspondant aux débits de conception minimum exigés par la réglementation sur la ventilation, sans tenir compte des différences d'efficacité entre les systèmes de ventilation. Néanmoins, cette approche pourrait ne pas être assez protectrice pour les personnes qui occupent des logements où la ventilation est plus faible, voire inexistante. Cette approche devrait donc plutôt être un point de départ, en attendant une meilleure connaissance du taux de renouvellement d'air réel dans les logements, neufs et anciens, en Belgique. Une fois que de telles données sont suffisamment représentatives, les limites d'émissions pourraient être fixées sur base d'une valeur de taux de renouvellement suffisamment défavorable afin de protéger la majorité de la population.
  - o D'autre part, la tendance étant à construire de plus en plus étanche, la contribution des infiltrations (fuites, fentes, etc) dans le taux de renouvellement d'air pourrait être négligée.

### **Comment calculer concrètement une limite d'émission ?**

Cette étude a mis en évidence plusieurs méthodes différentes pour faire le lien entre concentration et émission. Le degré de complexité de ces méthodes dépend de l'objectif suivi, mais aussi de la disponibilité et de la précision des données d'entrée (répartition des matériaux, évolution de l'émission dans le temps, etc.).

- **Fixer une limite par la méthode simplifiée.** Sur base de la stratégie générale proposée ci-dessus, une première exigence d'émission à court terme pourrait être fixée tout à fait efficacement grâce à la méthode simplifiée (voir § 5.2.3, cas 2), via une relation simple entre un taux de renouvellement d'air

moyen (AER), un valeur limite de concentration et un taux de taux d'émission constant.

- **AER.** Comme mentionné dans cette étude, une valeur de taux de renouvellement d'air de 1 vol/h est une donnée représentative du taux de renouvellement d'air obtenu avec un système de ventilation qui assure en permanence le débit de conception minimum de la norme NBN D 50-001, même pour une très bonne étanchéité à l'air de l'enveloppe.
- **Concentration en polluant.** Pour faire le lien entre les valeurs seuil d'exposition de chaque polluant et la valeur de concentration maximale admissible, un taux d'occupation de 100% pourrait être considéré en première approximation (dans ce cas, exposition = concentration).
- **Dimension du local de référence.** Dans cette méthode simplifiée, il faut connaître le volume du local que l'on veut évaluer. Pour une première estimation, considérer une chambre de dimension moyenne (par exemple 3m x 3 m x 2.6m) peut constituer une piste intéressante. La chambre est d'ailleurs l'endroit où l'occupant passe généralement le plus de temps.
- **Taux d'émission.** La valeur totale de taux d'émission dans le local de référence ainsi obtenue (en  $\mu\text{g}/\text{h}$ ) doit être convertie en fonction du matériau. Par exemple, pour un revêtement de sol, le taux d'émission total doit être divisé par la surface de plancher du local de référence pour obtenir une valeur limite d'émission par  $\text{m}^2$  de revêtement de sol (en  $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$ ). Pour une peinture, par exemple, il faudra considérer la surface des murs et du plafond.
- **Confronter les valeurs limites fixées aux produits disponibles sur le marché.** Il s'agit d'un élément très important dans la détermination de limites d'émission, de manière à fixer des limites réalistes, et par conséquent acceptable pour le marché et réellement atteinte en pratique.
  - Si les valeurs limites d'émission sont beaucoup plus basses que les valeurs d'émission des matériaux actuellement disponibles sur le marché, les exigences d'émission devront peut-être être introduites de manière progressive pour permettre aux marché de s'adapter.
  - Dans le cas contraire, un renforcement des exigences d'émission à court terme est peut-être envisageable, pour atteindre un objectif de qualité supérieure.
- **Fixer des limites de manière plus précise.** Dans certains cas, il sera peut-être nécessaire de fixer des limites d'émission de manière plus précise que par la méthode simplifiée. Ce pourrait être le cas dans une deuxième phase de la stratégie générale présentée ci-dessus, lorsque des exigences plus strictes sont progressivement introduites dans le temps. Comme illustré dans les études de cas présentées dans ce chapitre, de nombreux paramètres interviennent dans ces calculs plus détaillés, comme résumé ci-après.
  - **Bâtiment et système de ventilation.** (1) Une première approche est de considérer le débit de conception minimum de la norme NBN D 50-001 en permanence (= système D) et une étanchéité parfaite (absence d'infiltrations). Le fait que certains systèmes de ventilation sont moins performants que le système D peut être traité par des recommandations spécifiques concernant ces systèmes. Par exemple, certains systèmes pourraient être déconseillés (ou interdits) dans un bâtiment très étanche. (2) Une autre approche est de considérer le système le plus fréquent ou la moyenne du marché. Actuellement, les systèmes de ventilation les plus fréquents sont les systèmes A (alimentation et évacuation naturelle) et C (alimentation naturelle, évacuation mécanique). Peu d'informations sont disponibles sur l'étanchéité à l'air le plus généralement atteinte actuellement, mais on peut s'attendre à ce qu'elle se situe entre 3 et 9 ( $\text{m}^3/\text{h}$ )/ $\text{m}^2$ . (3) Enfin, une dernière

approche est de considérer le pire cas possible : étanchéité à l'air très élevée, système de ventilation le moins performant. Le fait que le système de ventilation est mal conçu, sous-dimensionné, mal utilisé ou mal entretenu pourrait éventuellement également être pris en compte. Néanmoins, il est dans ce cas également nécessaire d'agir sur la qualité des systèmes de ventilation en général et pas seulement sur les limites d'émission.

- **Effet du temps sur l'émission.** Comme mentionné précédemment, l'évolution de l'émission des matériaux dans le temps, entre l'émission initiale et l'émission à long terme du matériau nécessite d'avantage de recherche pour être mieux cerné.
  - **Profils d'occupation standardisés.** Pour réaliser des calculs plus complexes prenant en compte l'exposition réelle des occupants, des profils d'occupation standardisés pour différents type de bâtiment sont nécessaires.
  - **Répartition des matériaux.** Concernant la réparation et la distribution des matériaux, de nombreuses approches sont possibles. Dans ce domaine, il faut rester relativement prudent par rapport aux hypothèses qui sont faites. Considérer la pire situation (le matériau est installé dans toutes les pièces du bâtiment) peut être une approche prudente, mais aussi plus exigeante.
- **Exemple d'utilisation des résultats des simulations dynamiques de cette étude.** Dans le cas 6 du § 5.2.3 de ce rapport, des résultats complets d'exposition ont été obtenus par simulation dynamique sur la maison de référence (4 façades) et pour un polluant fictif (taux d'émission de 10 ou 100  $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$  de surface de plancher, dans chaque local). Autant les résultats d'exposition moyenne que les graphiques d'exposition cumulée peuvent être utiles.

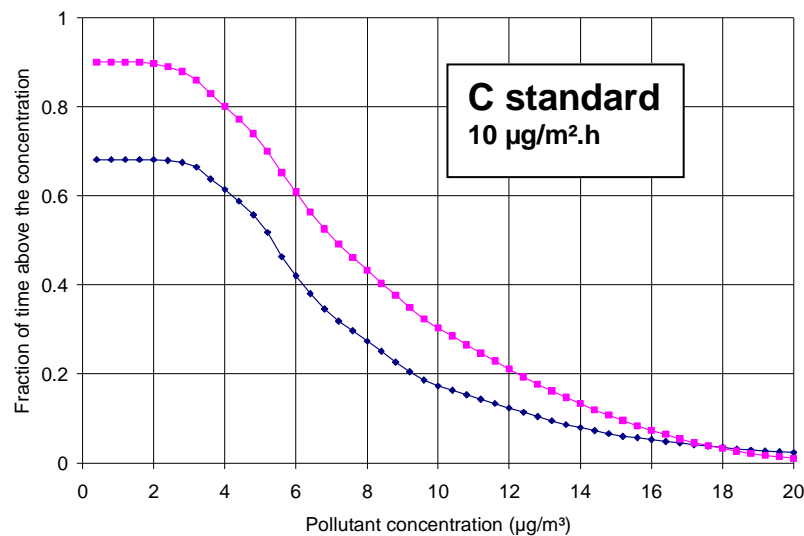
- **Données d'exposition moyenne.**

	Time % at home	Emission [ $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ ]	Average exposure [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]		
			D standard	D occupancy	C standard
Occupant1	64%	100	32	31	67
		10	3.2	3.1	6.7
Occupant2	90%	100	33	40	66
		10	3.3	4.0	6.6
Occupant3	68%	100	30	42	80
		10	3.0	4.2	8.0
Occupant4	90%	100	31	42	84
		10	3.1	4.2	8.4

Ces résultats peuvent être utilisés pour fixer une valeur d'émission limite correspondant à un seuil d'exposition maximum. Par exemple, pour le système D et l'occupant 4, un seuil d'exposition maximum de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  correspond à un taux d'émission maximum de 65  $\mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$  ( $= (10/3.1)*20$ ).

- **Graphiques d'exposition cumulée.**





Les graphiques d'exposition de ce type permettent par exemple de vérifier l'exposition au polluant pour une certaine fraction du temps. Par exemple, pour un taux d'émission de  $65 \mu\text{g}/\text{h}\cdot\text{m}^2$  (cfr ci-dessus), l'occupant correspondant à la courbe du haut (carrés, rose) est exposé à une concentration plus élevée que  $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pendant 20% du temps (pour une fraction de 0.2 :  $(12/10)*65$ ).

- **Généralisation de ces données.** Des données similaires pourraient facilement être générées, par simulation dynamique, pour d'autres configurations : appartement, différentes tailles de maison, d'autres systèmes de ventilation, différentes valeurs d'étanchéité à l'air, etc. Pour généraliser les données obtenues dans cette étude, il faut néanmoins bien garder à l'esprit les hypothèses de départ (profil d'occupation, distribution uniforme du matériau dans tout le bâtiment, etc.)

## Recommandations pour améliorer la ventilation dans les logements

### Renforcer l'efficacité de la ventilation

La ventilation joue un rôle capital dans le renouvellement d'air nécessaire à l'élimination des polluants émis par les matériaux. Plusieurs actions sont possibles pour améliorer l'efficacité de la ventilation en pratique.

- **Contrôler la présence d'un système de ventilation.** Pour rappel, l'installation d'un système de ventilation est obligatoire dans les logements neufs. Contrôler l'application de cette exigence en pratique pourrait être une piste pour éviter à tout prix que des logements soient construits aujourd'hui sans ventilation. La réglementation PEB prévoit des amendes administratives pour les bâtiments qui ne respectent pas la réglementation PEB, notamment concernant la ventilation.
- **Contrôler le fonctionnement du système.** Une fois qu'un système de ventilation est effectivement prévu dans le bâtiment, il faut encore qu'il soit conçu, installé, et entretenu correctement. Dans certains pays, le contrôle du bon fonctionnement du système de ventilation est obligatoire (procédures OVK en Suède, notamment). Il existe actuellement des pistes en Belgique pour le développement d'un système qualité, notamment pour la ventilation de type D avec récupération de chaleur (voir [www.questforquality.be](http://www.questforquality.be)).

### ***Encourager la ventilation des bâtiments existants***

La plupart des bâtiments existants sont dépourvus de système de ventilation. Or, l'amélioration des performances thermiques de ces bâtiments (isolation, etc) est parfois également accompagnée d'une amélioration de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe. Il devrait être fortement recommandé d'installer un système de ventilation de ce cas. Par exemple, l'obtention de primes pour l'isolation pourrait être liée à la présence d'un système de ventilation. Certains bâtiments plus sensibles, tels que les crèches, écoles, etc, requièrent également une attention toute particulière.

### ***Prévoir une ventilation intensive***

La ventilation intensive des bâtiments est notamment obtenue par l'ouverture des fenêtres (et des portes) ouvrables vers l'extérieure, permettant un important renouvellement d'air pendant une relativement courte période. Cette ventilation intensive peut jouer un rôle très important pour éliminer les polluants émis par les matériaux pendant la phase initiale d'émission (exemples : après mise en peinture, après remplacement d'un revêtement de sol, après installation d'une nouvelle cuisine, etc). Actuellement, la ventilation intensive est seulement une recommandation dans la réglementation PEB. Il faut néanmoins à tout prix éviter que des logements soient construits sans fenêtres ouvrables sur l'extérieur.

---

## HOOFDSTUK 6      BESLUIT

---

Emissies uit bouwmaterialen komen vrij in het binnenmilieu, en kunnen zich opstapelen en gezondheidsrisico's veroorzaken indien ze niet voldoende verwijderd worden door ventilatie. Binnenluchtconcentraties kunnen voorspeld worden indien 2 factoren gekend zijn: 1) de emissiesterktes van bronnen en 2) de luchtverversingsgraad. De luchtverversingsgraad is het resultaat van enerzijds infiltratie door gebouwschil, die bepaald wordt door de luchtdichtheid van het gebouw en anderzijds bewuste ventilatie (natuurlijk of mechanisch).

In deze studie werd een instrument ontwikkeld dat op een modelmatige manier de invloed van deze factoren (aanwezigheid van bouwmaterialen in gebouwen, emissiesterktes van bouwmaterialen, luchtdichtheid, ventilatiedebieten en -systemen) op binnenluchtkwaliteit en gezondheidsrisico's berekent.

Het gebrek aan representatieve data voor België voor deze factoren is een belemmering om een goede inschatting te maken van de huidige toestand en impact van binnenluchtkwaliteit ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen. Toch kan op basis van een hypothetische case studie voor formaldehyde, besloten worden dat van de 3 factoren (emissies, luchtdichtheid, ventilatie) de emissieniveaus van de bouwmaterialen de grootste determinerende factor voor binnenluchtconcentraties is binnen het bestaand palet van emissiefactoren, luchtdichtheid en ventilatiedebieten van woningen. Zelfs in een zeer goed geventileerde woning, waarvan de ventilatiedebieten conform gelijk zijn aan de ontwerpdebieten van de norm NBN 50-001, is het niet uit te sluiten dat bij gebruik van hoog-emitterende producten er binnenluchtconcentraties ontstaan die mogelijke gezondheidsrisico's kunnen veroorzaken. Het limiteren van product-emissies is de beste strategie om binnenlucht verontreiniging ten gevolge van emissies uit bouwmaterialen te beperken, eerder dan ventilatiedebieten op te drijven boven de norm NBN 50-001 om een snellere verwijdering van pollutanten in de binnenlucht te bekomen.

Terwijl er al normen voor ventilatie in de EBP regelgeving zijn ingebouwd, is een wettelijk kader omtrent emissies uit bouwmaterialen ontbrekend. Vrijwillige eco-labels van de bouwmaterialen sector zijn een goede stap in de richting voor het garanderen van binnenluchtkwaliteit.

Aan de andere kant toont deze studie ook aan dat de verschillende ventilatiesystemen (natuurlijk, mechanisch) niet gelijkwaardig zijn voor een effectieve verwijdering van verontreinigende pollutanten van materialen. Daar waar (gedeeltelijke) natuurlijke ventilatiesystemen (type A of C bijvoorbeeld) resulteren in sterke fluctuaties in luchtverversingsgraad ten gevolge van klimatologische schommelingen, zijn volledig mechanische ventilatiesystemen (systeem D: mechanische aan- en afvoer) veel beter in staat om een constante luchtverversingsgraad te leveren, onafhankelijk van weersomstandigheden. Bijgevolg zijn er, bij constante emissies uit bouwmaterialen, ook minder fluctuaties in pollutantconcentraties in binnenlucht in functie van tijd bij volledig mechanische (type D) in vergelijking met (gedeeltelijke) natuurlijke (type A en C) ventilatiesystemen.

Deze studie legt tevens enkele knelpunten bloot: er is een nood aan representatieve data voor emissiesterktes van bouwmaterialen, maar ook van andere binnenbronnen zoals huishoudelijke producten, kennis omtrent evoluties van emissiesterktes op lange termijn, gebruik van bouwmaterialen, effectief gerealiseerde ventilatiedebieten bij gebruik van ventilatiesystemen, en tijds-activiteits patronen van bewoners om de reële impact van emissies uit bouwmaterialen op binnenluchtconcentraties en gezondheidsrisico's in België te kunnen inschatten.

In tegenstelling tot de initiële hypothese, werd in deze studie aangetoond dat de vereisten van de EBP reglementering m.b.t. energieprestatie niet noodzakelijk leiden tot een verslechtering van de binnenluchtkwaliteit. Het tegenovergestelde werd zelfs aangetoond: zelfs voor luchtdichte, goed geïsoleerde woningen houdt de EPB reglementering rekening met binnenluchtkwaliteit door het opleggen van vereiste van de installatie van een ventilatiesysteem. De combinatie van laag-emitterende materialen en een ventilatiesysteem is een uitstekend manier om een goed binnenklimaat te garanderen en pollutanten geëmitteerd uit bouwmaterialen te verwijderen. Bovendien kan het energieverbruik ten gevolge van het gebruik van ventilatiesystemen drastisch verlaagd worden door warmterecuperatie, en dit met behoud van goede binnenluchtkwaliteit.

---

**LITERATUURLIJST**

Quantifying the population exposure benefits of reducing roadside and urban background pollutant concentrations: Microenvironmental regression modelling; in: IEH Proceedings of the Seventh Annual UK Review Meeting in Outdoor and Indoor Air Pollution Research, 1-2 April 2003, Leicester, UK.

ASTM. 1991. Standard Guide for Statistical Evaluation of Indoor Air Quality Models. D5157-91. American Society of Testing and Materials.

Bassett M. 1990. Infiltration and leakage paths in single family houses – a multizone infiltration case study. AIVC Technical Note 27, Air Infiltration and Ventilation Centre.

Blomsterberg A, Carlsson T, Svensson C, Kronvall J. 1999. Air flows in dwellings – simulations and measurements. *Energy and Buildings*, 30: 87-95.

Borchiellini R, Cali M, Torchio M. 1995. Experimental Evaluation of COMIS results for ventilation of a detached house. *ASHRAE Transactions*. 101.

BRE. 1994. BREEZE 6.0. User Manual. Building Research Establishment, UK.

Clarcke JA, Hensen JLM, Negrao COK. Predicting indoor air flow by combining network approach. CFD and thermal insulation. Implementing the Results of Ventilation Research. In: 16<sup>th</sup> AIVC Conference, Palm Spring, USA, 1995.

Delmotte C. 2008. Réglementation sur la performance énergétique des bâtiments : du nouveau à Bruxelles et en Wallonie. Bruxelles, CSTC, Les Dossiers du CSTC, n°4, 2008.

Deng BQ, Kim CN, Zhang F. 2007. Numerical simulation of VOC distribution in a room with a new carpet. *Heat and Mass Transfer*; 43: 975- 983.

de Oliveira Fernandes E, Gustafsson H, Seppänen O, Crump D, Ventura Silva G, Madureira J, Martins A. 2009. WP2 Indoor Air Pollution Exposure. EnVIE Project. European Commission 6th Framework Programme of Research, Brussels

Dimitroulopoulou C., Ashmore M.R., Byrne M.A. en Kinnersley R.P. (2001) Modelling of indoor exposure to nitrogen dioxide in the UK, *Atmos. Environ.* **35**, 269-279.

Dols WS, Walton GN, Denton KR. 2000. CONTAMW 1.0. User Manual (2000). NISTIR 6476. Gaithersburg, Md: National Institute of Standards and Technology.

Dols WS, Walton GN 2003. CONTAMW 2.0 User Manual, NISTIR 6921, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD

Edwards RD, Jurvelin J, Koistinen K, Saarela K, Jantunen M. 2001. VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace micro-environment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment*, 35: 4829-4841.

Emmerich SJ. 2001. Validation of Multizone IAQ Modeling of Residential-Scale Buildings: A Review National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD. *ASHRAE Transactions*, V. 107, Pt. 2. CI-01-8-1.

Feustel HE, Allard F, Dorer VB, Grosso M, Herrlin M, Mingsheng L, Phaff YU, Yoshino H. 1989. "The COMIS Infiltration Model". Proceedings of the 10<sup>th</sup> AIVC Conference, Air Infiltration and Ventilation Centre.

Feustel H.E. en Smith B.V. (1997) COMIS 3.0 - User's Guide, University of California, Berkeley, CA, USA.

Furbringer JM, Roulet CA, Borchiellini R. 1996. Evaluation of COMIS. Swiss Federal Institute of Technology, Institute of Building Technology.

Glorieux I., Coppens K., Koelet S., Moens M., Vandeweyer J. (2002). Vlaanderen in uren en minuten. De tijdsbesteding van de Vlamingen in 480 tabellen. VUBPress, Brussel. (CD-rom).

Guo Z. 2002. Review of indoor emission source models. Part 1: Overview. Environmental Pollution, 120: 533-549.

Guo Z. 2002. Review of indoor emission source models. Part 2: Overview. Environmental Pollution, 120: 551-564.

Haghighat F, Rao J. 1991. Computer-aided building ventilation system design - a system theoretic approach. Energy and Buildings. 1: 147-155.

Haghighat F, Megri AC. 1996. A comprehensive validation of two airflow models - COMIS and CONTAM. Indoor air; 6:278-288.

Heijmans N., Van Den Bossche N., Janssens A. 2007. Vraaggestuurde draadloze ventilatiesystemen met natuurlijke toevoer voor woongebouwen. Berekeningsmethode Gelijkwaardigheid. Rapport du projet de recherche IWT-Renson. Universiteit Gent, WTCB.

Jaakkola, Knight. 2008. The role of exposure to phthalates from PVC products in the development of asthma and allergies: a systematic review and meta-analysis. Environmental Health Perspectives

JRC 1997. Europzan Collaborative Action. Indoor Air Quality and its impact on man. Report No 18. Evaluation of VOC emissions from building products, solid flooring materials. JRC EUR 173334 EN.

Koontz MD, Rector HE, Nagda NL. 1992. Consumer Products Exposure Guidelines: Evaluation of Indoor Air Quality Models. GEOMET Report IE - 1980, GEOMET Technologies Inc.

Kotzias D, Koistinen K, Kotzias D, Kephelopoulos S, Schlitt C, Carrer P, Jantunen M, Kirchner S, McLaughlin J, Mølhave L, Fernandes EO, Seifert B. 2008. The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants. Allergy, 63: 810-819.

Liu W, Zhang J, Zhang L, et al. 2006. Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United States. Atmospheric Environment, 40: 2202-2214.

Lansari A, Streicher JJ, Huber AH, Crescenti GH, Zweidinger B, Duncan JW, Weisel CP, Burton RM. 1996. Dispersion of automotive alternative fuel vapors in a residence and its attached garage. Indoor Air, 6: 118-126.

Ministère de la Communauté flamande. 2005. Arrêté du Gouvernement flamand du 11 mars 2005 établissant des exigences en matière de performance énergétique et de climat intérieur des bâtiments. Bruxelles, Moniteur Belge du 17 juin 2005.

Ministère de la Région de Bruxelles-Capitale. 2008. Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 21 décembre 2007 déterminant des exigences en matière de performance énergétique et de climat intérieur des bâtiments. Bruxelles, Moniteur belge, 5 février 2008.

Ministère de la Région wallonne. 2008. Arrêté du Gouvernement wallon du 17 avril 2008 déterminant la méthode de calcul et les exigences, les agréments et les sanctions applicables en matière de performance énergétique et de climat intérieur des bâtiments. Bruxelles, Moniteur belge du 30 juillet 2008.

SCHER 2007. Scientific Committee on Health and Environment Risks. opinion [http://ec.europa.eu/health/ph\\_risk/committees/04\\_scher/docs/scher\\_o\\_048.pdf](http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_048.pdf)  
SCHER..

Sextro RG, Daisey JM, Feustel HE, Dickerhoff, Jumpg C. 1999. Comparison of modeled and measured tracer gas concentrations in a multizone building. Proceedings of Indoor Air, 99, Vol 1.

Singer BC., Hodgson AT., Hotchi T., Ming KY., Sextro RG., Wood EE., Brown NJ. (2007). Sorption of organic gases in residential rooms. Atmospheric Environment, Volume 41, Pages 3251-3265

Singer BC., Kenneth L. Revzan KL., Hotchi T., Hodgson AT., Brown NJ. (2004). Sorption of organic gases in a furnished room. Atmospheric Environment, Volume 38, Pages 2483-2494.

Sparks LE, Tichenor BA, White JB, Jackson MD. 1991. Comparison of data from an IAQ test house with predictions of an IAQ computer model. Indoor Air; 4: 577-592.

Sparks LE. 1996. IAQ Model for Windows RISK Version 1.0 User Manual, EPA-600/R-96-037 (NTIS PB96-501929), Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC.

Stewart J, Ren Z. 2006. CowZ- A subzonal indoor airflow, temperature and contaminant dispersion model. Building and Environment; 41:1631-1648.

Swaans, M. Spruyt, R. Bormans, L. Verbeke, D. Poelmans, E. Goelen, F. Geyskens, R. Swinnen. Onderzoek naar de gezondheidskwaliteit van Vlaamse woningen. Eindverslag. Studie uitgevoerd in opdracht van Toezicht Volksgezondheid. 2008/MIM/R/137

Torfs R, De Brouwere K, Spruyt M, Goelen E, Nickmilder M, Bernard A. 2008. Blootstelling en risico-analyse van luchtverfrissers. Eindrapport. 2008/IMS/R/212.

Tuomaala P. 1993. New building air flow simulation model: theoretical bases. Building Services Engineering Research and Technology, 14: 151-157.

Tuomainen, M Seuri M, A Sieppi A. 2002. Indoor air quality and health problems associated with damp floor coverings in an office building. Proceedings Indoor Air. p 137-141.

van Bronswijk J.E.M.H., Hansen E.J., Koren, L.G.H., Pernot C.E.E., Phaff J.C. en Rameckers E.M.A.L. (2001) Managing Natural Pollutants Indoor, MaNaPI-consortium, Slenaken, Nederland.

Van den Bossche (P.); Prieus (S.); Cootjans (P.). 2007. Ventilatiegids. Stappenplan voor comfortabel en energiezuinig ventileren. Hogeschool voor Wetenschap en Kunst De Nayer Instituut/IWT/WTCB.

Verbeeck G., Hens H. 2006. Eindrapport GBOU-Project 020212 : Ontwikkeling via levenscyclusoptimalisatie van extreem lage energie- en pollutiewoningen (Deel 2a). University of Leuven, Belgium.

Walton GN 1989. AIRNET - A Computer Program for Building Airflow Network Modeling, NISTIR 89-4072, National Institute of Standards and Technology.

Walton GN en Dols WS 2003. CONTAM 2.1 Supplemental User Guide and Program Documentation, NISTIR 7049, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD.

Willems Lieven, Janssens Arnold. 2006. EINDRAPPORT GBOU-PROJECT 020212. Ontwikkeling via levenscyclusoptimalisatie van extreem lage energie- en pollutiewoningen. Januari 2003 - december 2006 Deel 3b: Optimalisatie van installaties Analyse per systeem: ventilatie. University of Leuven, Belgium.

WTCB. 1998. SENVIVV - Studie van de Energieaspecten van Nieuwbouwwoningen in Vlaanderen: Isolatie, Ventilatie, Verwarming (Vliet Vlaams Impulsprogramma Energietechnologie - Project 930.256 - 1.1.1995-31.12.1997 Eindverslag) - Studiedag 13 maart 1998 te Gent. Bruxelles, CSTC-WTCB, 1998.

Yoshino H, Yun H, Kobayashi, H, Utsusmi Y. 1995. Evaluation of the COMIS model by comparing simulation and measurements of airflow and pollutant concentrations; Indoor Air, 8:123-130.

Zhao Y, Yoshino H, Okuyama. 1998. Evaluation of the COMIS model by comparing simulation and measurement of airflow and pollutant concentration. Indoor Air 8: 123-130.

Zhang Q, Zhang GQ. 2007. Study on TVOCs concentration distribution and evaluation of inhaled air quality under a re-circulated ventilation system. Building and Environment; 42: 1110-1118.



## BIJLAGE A: METHODE ET PARAMETRES UTILISES POUR LES SIMULATIONS

Des simulations avec le logiciel Contam (ContamW version 2.4c ; National Institute of Standards and Technology, USA ; [www.bfrl.nist.gov/IAQanalysis/CONTAM](http://www.bfrl.nist.gov/IAQanalysis/CONTAM)) ont été réalisées dans les chapitres 2 et 5 pour déterminer le renouvellement d'air et/ou la concentration en polluant pour différents cas typiques.

Les modèles de base utilisés pour les simulations ont été développés, en sous-traitance, par l'unité d'architecture de l'université de Gand (Prof. A. Janssens et Ir. J. Laverge, Vakgroep Architectuur en Stedenbouw, Universiteit Gent), sur base des modèles développés dans les projets EL<sup>2</sup>EP (Verbeeck et al. 2006), et IWT-Renson (Heijmans et al. 2007).

Les données de base et les paramètres utilisés dans ces simulations sont détaillés ci-après.

### Type de logement

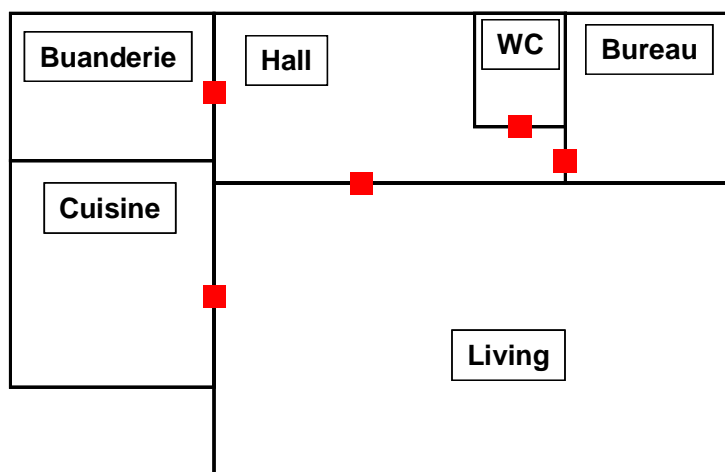
Le bâtiment modèle utilisé dans les simulations est une maison quatre façades, qui a été développée dans le projet EL<sup>2</sup>EP (Verbeeck et al. 2006).

La composition et les dimensions de ce bâtiment sont données dans le tableau ci-dessous. Les schémas ci-dessous illustrent la disposition des différents locaux dans ce bâtiment modèle, qui compte deux étages.

Table 1: Composition et dimensions de la maison modèle (quatre façades) utilisée dans les simulations.

		Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall
Longueur	m	8.2	2.9	4.4	4.4	5.7	1.8	3.2	3.2	2.9	5.3
Largeur	m	4.4	2.8	3.9	4.2	3.2	1.0	2.4	3.2	2.8	2.9
Surface plancher	m <sup>2</sup>	35.7	8.0	17.0	18.2	18.3	1.7	7.7	10.2	8.0	28.8
Volume	m <sup>3</sup>	91.0	20.5	43.3	46.5	41.5	4.3	19.6	26.1	18.3	68.6
Hauteur (moyenne)	m	2.6	2.6	2.6	2.6	2.3	2.5	2.6	2.5	2.3	2.4
Surface murs	m <sup>2</sup>	64.0	28.9	42.1	43.6	40.5	13.9	28.6	32.6	25.8	77.9

### Rez-de-chaussée



## Premier étage

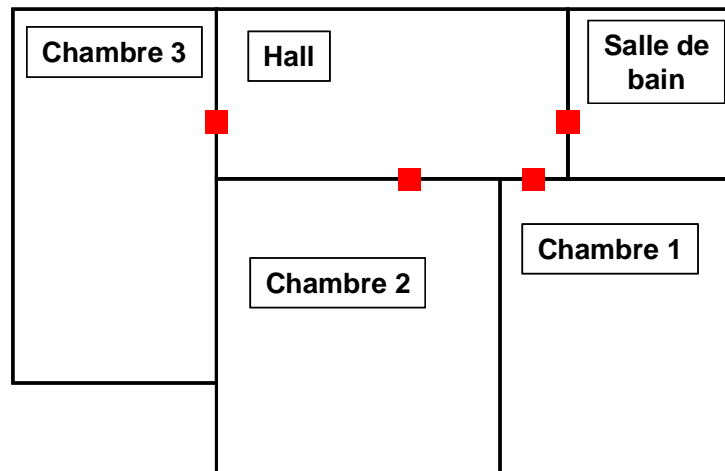


Figure 1: Disposition des différents locaux dans la maison modèle (quatre façades). Les carrés rouges indiquent la position des ouvertures de transfert des systèmes de ventilation (voir plus loin).

Par rapport à d'autres configurations, telles que des maisons 2 ou 3 façades et des appartements, l'effet des in-exfiltrations sera plus important sur la maison quatre façades compte tenu de sa compacité ( $V/A$ , rapport du volume du bâtiment et de l'aire de l'enveloppe) plus faible. Les résultats ne seront donc pas directement transposables à ces autres configurations. Dans le cas d'une étanchéité à l'air de l'enveloppe élevée, néanmoins, l'effet des in-exfiltrations ne sera pas très important.

### Étanchéité à l'air de l'enveloppe

L'étanchéité à l'air de l'enveloppe est modélisée par un nombre limité de fuites au travers des différentes parois. Deux types différents de fuites ont été utilisés : l'un pour les murs, l'autre pour le toit. Le plancher du rez-de-chaussée est considéré parfaitement étanche. En modifiant les caractéristiques de ces fuites, différentes valeurs d'étanchéité à l'air peuvent être modélisées. La modélisation de ces fuites est décrite en détail dans le rapport du projet IWT-Renson (Heijmans et al. 2007).

Les valeurs d'étanchéité à l'air,  $v_{50}$ , utilisées dans les simulations étaient de 12 et de 3 ( $m^3/h$ )/ $m^2$  selon les cas.

A noter que des fuites entre locaux, dans les parois internes et les portes du bâtiment, sont également modélisées, voir le rapport du projet IWT-Renson (Heijmans et al. 2007), pour plus de détails.

### Données climatiques

Les données climatiques utilisées sont celles du Test Reference Year (TRY) de Uccle (Weather Data Sets for Computer Simulations of Solar Energy Systems and Energy Consumption in Buildings). Ces données sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Table 2: Données climatiques du Test Reference Year de Uccle

	T [°C]	v [m/s]	RV
Januari	3.74	3.84	90.9%
Februari	3.19	5.09	86.6%
Maart	6.63	4.36	82.1%
April	9.15	4.68	81.3%
Mei	11.93	3.43	77.5%
Juni	16.69	3.28	80.0%
Juli	16.06	3.20	81.6%
Augustus	17.07	3.50	83.1%
September	16.14	3.62	80.8%
Oktober	10.96	3.63	91.3%
November	6.05	3.77	90.7%
December	3.10	3.65	91.6%

La température intérieure du bâtiment modèle était de 18°C dans tous les locaux.

Les simulations dynamiques du chapitre 2 ont été réalisées sur la période de chauffe, du 28 septembre au 15 avril, soit 200 jours.

Les simulations dynamiques du chapitre 5 ont été réalisées sur une année complète, du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre.

Les paramètres concernant la rugosité du terrain et la protection locale sont décrits en détails dans le rapport du projet IWT-Renson (Heijmans et al. 2007).

### Profil d'occupation

Le profil d'occupation utilisé dans les simulations a été développé dans le projet IWT-Renson (Heijmans et al. 2007).

En résumé, ce profil d'occupation a été développé sur base de données statistiques (Institut national de statistiques) concernant l'activité de la population et l'occupation des logements. Ce profil est composé de 4 personnes : deux adultes, l'homme travaillant à l'extérieur, la femme ne travaillant pas ; et de deux enfants, l'un fréquentant l'école et le deuxième en bas-âge reste à la maison. L'occupation dans les différents locaux se base également sur des données statistiques (voir rapport IWT-Renson pour plus de détails).

### Systèmes de ventilation

Les débits minimum de conception pour la maison modèle, selon la norme NBN D 50-001 (voir chapitre 2) sont détaillés dans le tableau ci-dessous pour les différents locaux.

Table 3: Débits minimum de conception pour la maison modèle selon la norme NBN D 50-001.

		Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall
<b>Surface plancher</b>	m <sup>2</sup>	35.7	8.0	17.0	18.2	18.3	1.7	7.7	10.2	8.0	28.8
<b>Débits d'alimentation (espaces secs)</b>	m <sup>3</sup> /h	128	29	61	66	66					
<b>Débits d'évacuation (espaces humides)</b>	m <sup>3</sup> /h						25	50	50	50	

Le débit de conception minimum total est de 350 m<sup>3</sup>/h pour l'alimentation et de 175 m<sup>3</sup>/h pour l'évacuation.

La position des ouvertures de transfert entre espaces secs et humides selon la norme NBN D 50-001 est schématisée par les carrés dans la figure ci-dessus.

Différents systèmes de ventilation ont été utilisés dans les simulations et sont décrits ci-dessous.

*Système A standard :*

Il s'agit d'un système de ventilation avec alimentation et évacuation naturelles, dimensionné selon la norme NBN D 50-01.

Les ouvertures d'alimentation naturelle utilisées étaient des ouvertures autorégulantes de classe Pa telle que définie dans la réglementation PEB.

*Système C standard :*

Le système C standard est un système de ventilation avec alimentation naturelle et évacuation mécanique, dimensionné selon la norme NBN D 50-001.

Les ouvertures d'alimentation naturelle utilisées étaient des ouvertures autorégulantes de classe Pa telle que définie dans la réglementation PEB.

*Système D standard :*

Le système D standard est un système de ventilation avec alimentation et évacuation mécaniques, dimensionné selon la norme NBN D 50-001.

A noter qu'aucune mesure supplémentaire n'a été prise pour équilibrer les débits mécaniques. Le déséquilibre des débits d'alimentation et d'évacuation est donc compensé par des infiltrations et exfiltrations supplémentaires.

*Système D occupancy :*

Il s'agit d'un système de ventilation à la demande en fonction de l'occupation des locaux. Le système de base est un système D (alimentation et évacuation mécaniques), pour lequel les débits sont réglés comme suit :

- Dans les espaces secs :
  - o En cas d'absence dans ce local : 10% du débit de conception minimum (pour ce local)
  - o En cas de présence dans ce local : nombre d'occupants (dans ce local) x 22 m<sup>3</sup>/h
- Dans les espaces humides :
  - o En cas d'absence dans ce local : au minimum 10% du débit de conception minimum (pour ce local)
  - o En cas de présence dans ce local : au minimum, nombre d'occupants (dans ce local) x 22 m<sup>3</sup>/h
  - o De plus, en cas de présence dans les locaux secs, le débit d'évacuation dans les espaces humides est ajusté pour assurer un équilibre entre le débit total d'alimentation et le débit total d'évacuation.

Le débit de 22 m<sup>3</sup>/h et par personne utilisé dans ce système est la valeur de débit par personne prescrite par la norme NBN EN 13779 pour une qualité de l'air IDA3. A noter que c'est le débit minimum par personne qui est exigé dans la réglementation pour les bâtiments non-résidentiels.

Le profil d'occupation utilisé dans le réglage de ce système est décrit ci-dessus.

*Système D low energy :*

Un système de ventilation optimisé pour économiser l'énergie a également été utilisé. Il s'agit d'un système D (alimentation et évacuation mécanique) avec les caractéristiques suivantes :

- Recyclage de l'air des chambres 2 et 3 pour alimenter le living, tel que autorisé dans la norme NBN D 50-001 (voir chapitre 2). L'intérêt de ce recyclage est de limiter le débit total d'air neuf tout en assurant une ventilation suffisante pour les pollutions d'origine humaine.
- Les débits de fonctionnement pour l'alimentation sont réduits par rapport aux débits de conception minimum exigés, de manière à atteindre un équilibre entre les débits d'alimentation et d'évacuation. L'intérêt de cet équilibrage est de limiter les infiltrations et exfiltrations provoquées par un déséquilibre des débits mécaniques. Le débit total d'alimentation est donc ajusté à 175 m<sup>3</sup>/h. Les débits d'alimentation dans chaque local sont présentés dans le tableau ci-dessous (les débits d'évacuation sont identiques aux débits de conception minimum exigé, voir système D standard).

Table 4: Débits de fonctionnement utilisés dans le système 'D low energy'.

		Living	Bureau	Chambre1	Chambre2	Chambre3	Toilette	Buanderie	Cuisine	Salle de bain	Hall
<b>Surface plancher</b>	m <sup>2</sup>	35.7	8.0	17.0	18.2	18.3	1.7	7.7	10.2	8.0	28.8
<b>Débits d'alimentation (espaces secs)</b>	m <sup>3</sup> /h	100*	25	50	50	50					
<b>Débits d'évacuation (espaces humides)</b>	m <sup>3</sup> /h						25	50	50	50	

\* Le débit d'alimentation dans le living est assuré par le recyclage depuis les chambres 2 et 3. Il ne s'agit donc pas d'air neuf.

- Enfin, les ouvertures de transfert sont dimensionnées pour une différence de pression de 1 Pa (au lieu de 2 Pa prescrit par la norme NBN D 50-001).

Ce système 'D low energy' est probablement assez proche de ce qu'on pourrait s'attendre à trouver comme système en fonctionnement dans certaines maisons basse énergie ou passives aujourd'hui.

Remarque : les systèmes de ventilation utilisés dans les simulations du chapitre 2 étaient également équipés d'une hotte dans la cuisine, dont le fonctionnement était réglé automatiquement suivant un calendrier d'utilisation. La présence de cette hotte n'a que peu d'influence sur les simulations. Néanmoins, afin d'éviter toute influence non contrôlée, cette hotte a été supprimée pour les simulations dans le chapitre 5.