

# Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : le trichloroéthylène

Collection  
*Avis et Rapports*

Juillet  
2012





COMMISSION SPECIALISEE RISQUES LIES A L'ENVIRONNEMENT

**VALEURS REPÈRES D'AIDE À LA GESTION  
DANS L'AIR DES ESPACES CLOS**

**LE TRICHLOROÉTHYLÈNE**

Rapport du groupe de travail

**Juillet 2012**

**Rapport validé par la Commission spécialisée “Risques liés à l’environnement”  
le 6 juillet 2012**

## **SOMMAIRE**

<b>Saisine</b>	<b>4</b>
<b>Résumé</b>	<b>7</b>
<b>1. Introduction et problématique</b>	<b>10</b>
<b>2. Généralités sur le trichloroéthylène et ses sources dans les lieux clos</b>	<b>12</b>
<b>3. Distribution des niveaux d'exposition</b>	<b>15</b>
<b>4. Effets sur la santé</b>	<b>23</b>
<b>5. Valeurs guides et réglementaires existantes</b>	<b>33</b>
<b>6. Valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP)</b>	<b>38</b>
<b>7. Dispositions réglementaires</b>	<b>39</b>
<b>8. Valeurs repères pour le trichloroéthylène</b>	<b>40</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>43</b>
<b>Glossaire</b>	<b>49</b>
<b>Table des matières</b>	<b>51</b>
<b>Table des illustrations</b>	<b>53</b>

# Saisine



1/2

Ministère de la Santé, de la Jeunesse et des Sports

**Direction générale de la santé**  
Sous direction de la prévention des risques liés à l'environnement et à l'alimentation  
Bureau de l'environnement intérieur, des milieux de travail et des accidents de la vie courante

DGS/EA2 n° 138

Personne chargée du dossier :  
Nathalie TCHILIAN  
Tél : 01-40-56-65-02  
[nathalie.tchilian@sante.gouv.fr](mailto:nathalie.tchilian@sante.gouv.fr)

Le directeur général de la santé

à

Monsieur le Président du Haut Conseil de la Santé  
Publique  
14 avenue Duquesne  
75730 PARIS 07 SP

Paris, le 29 JUIL 2008



## OBJET : Valeurs de référence pour les polluants de l'air des espaces clos

En 2004, le Plan national santé environnement affichait la thématique de la qualité de l'air à l'intérieur des locaux comme une action prioritaire et pointait la nécessité d'élaborer «des indices et des valeurs limites en matière de qualité d'air intérieur qui soient en cohérence avec les valeurs établies dans l'air extérieur et les espaces professionnels.»

L'Agence française de sécurité sanitaire, environnementale et du travail (AFSSET) travaille depuis octobre 2004 à l'élaboration de "valeurs guides de qualité de l'air intérieur", valeurs spécifiques de l'air intérieur au sens où elles concernent des polluants retrouvés majoritairement dans les espaces clos, plutôt que dans l'air ambiant<sup>[1]</sup>.

Dans plusieurs crises récentes ayant concerné des établissements scolaires, une mauvaise qualité de l'air a été considérée comme étant le facteur déterminant des troubles sanitaires. La gestion de telles situations conduit à la nécessité de disposer rapidement de valeurs de référence pour les polluants de l'air intérieur. Cette nécessité s'est vue renforcer dans le cadre du Grenelle de l'Environnement avec la proposition de mise en place d'une surveillance de la qualité de l'air dans certains établissements recevant du public et ce, dès 2008<sup>[2]</sup>.

Si l'on se réfère aux travaux de l'AFSSET, celle-ci a publié des valeurs concernant le formaldéhyde<sup>[3]</sup>, le monoxyde de carbone<sup>[4]</sup> et le benzène<sup>[5]</sup>. Ces valeurs sont construites exclusivement sur des critères sanitaires et correspondent à un choix jugé pertinent par les experts parmi les valeurs toxicologiques de référence disponibles dans la littérature<sup>[6]</sup>. Elles sont donc exprimées sous forme de concentration dans l'air, associées à un temps d'exposition, d'une substance chimique en dessous de laquelle aucun effet sanitaire, aucune nuisance, ou aucun effet indirect important sur la santé n'est en principe attendu en population générale. Pour les substances sans seuil de dose, les valeurs guides sont exprimées sous la forme de niveaux de risque correspondant à une probabilité de survenue de la maladie.


.../...

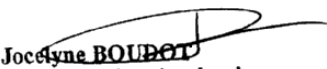
Si l'élaboration de telles valeurs induit un certain nombre de difficultés et de questionnements scientifiques, elle soulève également des questions pratiques, réglementaires, juridiques, économiques et sociologiques que le gestionnaire se doit d'intégrer.

**C'est pourquoi, je sollicite l'expertise du Haut Conseil de Santé Publique pour l'établissement de valeurs de référence pour les polluants de l'air des espaces clos.** Ces valeurs devront, tout en prenant en compte le travail d'expertise scientifique effectué par l'AFSSET, intégrer d'autres paramètres tels que la faisabilité métrologique, la pertinence en terme d'objectifs de santé publique, les mesures de gestion existantes ou à développer pour être en capacité de les respecter.

La méthodologie d'élaboration de valeurs dites "guides" par le conseil scientifique et technique (CST) créé de manière *ad hoc* dans le cadre de la gestion de la pollution de l'air des écoles de Chenôve (Côte-d'Or) par des pesticides, pourrait utilement être expertisée dans la cadre de ce travail. Je vous invite à vous rapprocher pour ce faire de l'Institut de Veille Sanitaire et de l'AFSSET, membres du CST.

Mes services se tiennent à votre disposition pour vous apporter tout élément utile à la réalisation de votre expertise.

 Le directeur général de la santé

  
Jocelyne BOUDOT  
Sous-directrice de la prévention des risques  
liés à l'environnement et à l'alimentation

<sup>[1]</sup> Les substances pour lesquelles l'agence se propose d'élaborer de telles valeurs guides sont :

- le formaldéhyde
- le monoxyde de carbone
- le benzène
- les particules dont le diamètre est inférieur à 10µm ou PM<sub>10</sub>
- le trichloréthylène
- le phtalate de di(2-éthylhexyle) ou DEHP
- le dioxyde d'azote
- l'acétaldéhyde
- le naphthalène
- le tétrachloroéthylène
- l'ammoniac
- le radon

<sup>[2]</sup> " Le groupe propose qu'une surveillance régulière de la pollution de l'air intérieur dans les lieux de vie considérés à risque du fait d'une forte concentration de population (notamment lieux publics ou professionnels), de fortes ou longues expositions ou d'accueil de populations particulièrement vulnérables (jeunes enfants, personnes âgées ou malades), soit progressivement mise en place à partir de 2008. Les actions de prévention qui découleront de ces résultats seraient alors mises en œuvre rapidement, sur la base de l'impact sanitaire et, le cas échéant, de valeurs guides." [http://www.legrenelle-environnement.fr/grenelle-environnement/IMG/pdf/G3\\_Synthese\\_Rapport.pdf](http://www.legrenelle-environnement.fr/grenelle-environnement/IMG/pdf/G3_Synthese_Rapport.pdf)

<sup>[3]</sup> AFSSET, Valeurs guides de qualité de l'air intérieur, le formaldéhyde, Juillet 2007, 68p. [http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/8115908201109553246969584471508/VGAI\\_formaldehyde.pdf](http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/8115908201109553246969584471508/VGAI_formaldehyde.pdf)

<sup>[4]</sup> AFSSET, Valeurs guides de qualité de l'air intérieur, le monoxyde de carbone, Juillet 2007, 68p. [http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/611421649658249684013021570308/VGAI\\_monoxyde\\_carbone.pdf](http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/611421649658249684013021570308/VGAI_monoxyde_carbone.pdf)

<sup>[5]</sup> AFSSET, Valeurs guides de qualité de l'air intérieur, le benzène, Mai 2008, 89 p. <http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/693734283663878146439921874278/afsset-rapport-benzene-VGAI-vdef.pdf>

<sup>[6]</sup> AFSSET, Valeurs guides de qualité de l'air intérieur, document cadre et éléments méthodologiques, Juillet 2007, 53p. [http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/027042903425718773350058472815/valeurs\\_guides\\_qualite\\_air\\_interieur\\_methodologie.pdf](http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/027042903425718773350058472815/valeurs_guides_qualite_air_interieur_methodologie.pdf)

## **Groupe de travail de la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement (CSRE)**

### **Président du groupe de travail**

Yvon Le Moullec                      Ancien directeur adjoint du laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris

### **Membres du groupe de travail**

Francis Allard                      Professeur des universités - Directeur du LEPTIAB - Université de La Rochelle, membre de la CSRE

Claude Casellas                    Professeur des Universités – UMR Hydrosciences, faculté de pharmacie – Université Montpellier 1, membre de la CSRE

Pierre Deroubaix                   Ingénieur – Département bâtiment et urbanisme, Ademe

Bruno Fouillet                      Toxicologue – Faculté de Pharmacie – ISPB-Université Lyon 1

Emmanuel Henry                    Maître de conférences en science politique – Université de Strasbourg, membre de la CSRE

France Wallet                        Médecin – Service des études médicales, EDF, ancienne membre de la CSRE, expert associé au HCSP

Denis Zmirou-Navier                Médecin épidémiologiste, Université de Lorraine, Nancy, Inserm U1085-IRSET, Rennes et Directeur du département santé-environnement-travail de l'Ecole des hautes études en santé publique, Président de la CSRE

### **Experts auditionnés**

Guillaume Boulanger                Adjoint au chef d'unité risques liés à l'air - Département des expertises en Santé Environnement Travail, Anses

Emmanuelle Durand                Département des expertises en Santé Environnement Travail, Anses



## Résumé

Le trichloroéthylène fait partie de la famille des composés organiques halogénés volatils.

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC-IARC<sup>1</sup>) place le trichloroéthylène dans le groupe 2A : cancérigène probable pour l'homme (1995). L'Union européenne classe le trichloroéthylène dans la catégorie carcinogène de catégorie 2 (Carc 2) : assimilé à une substance cancérigène pour l'homme, et mutagène de catégorie 3 : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets mutagènes possibles (2001). Enfin, l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), dans sa révision de 2011, considère aussi le trichloroéthylène comme « cancérigène pour l'homme ». L'agence américaine estime qu'il y a suffisamment de preuves pour conclure que les tumeurs du rein sont induites par un processus mutagène et que ce mode d'action est clairement mis en évidence chez l'homme.

Dans les lieux clos, la présence de trichloroéthylène résulte à la fois des sources intérieures et du transfert de la pollution atmosphérique extérieure.

Les principales sources intérieures identifiées sont l'utilisation de produits domestiques contenant du trichloroéthylène (détachant moquette, nettoyeur vitres, lingettes sols, etc.) ou encore la volatilisation à partir de biens de consommation et produits de construction dans la composition desquels intervient du trichloroéthylène (dalles de moquette, dalles PVC, colles, résines, etc.).

La volatilisation de trichloroéthylène à partir de sols pollués ou d'eau contaminée (douches et autres utilisations d'eau chaude) peut également contribuer à augmenter les concentrations dans l'air intérieur. La contamination de l'eau à partir d'un sol pollué peut intervenir soit au niveau de la ressource, soit lors du transport (perméabilité des canalisations).

La contamination de l'air extérieur résulte, quant à elle, principalement des émissions du secteur industriel : excellent solvant pour l'extraction des graisses, huiles, matières grasses, cires ou goudrons par exemple, il a également été utilisé dans l'industrie textile pour le nettoyage du coton, de la laine et dans la fabrication des adhésifs, des lubrifiants, des peintures et des vernis, ainsi que des pesticides.

Le trichloroéthylène est un produit soumis à une importante réglementation nationale et communautaire pour limiter les usages à l'état pur ou fortement concentré. Des arrêtés ont progressivement interdit la mise à disposition du public des préparations pures, la vente aux mineurs et, plus récemment, des préparations contenant plus de 0,1 % de trichloroéthylène. Le trichloroéthylène est également visé par l'arrêté du 30 avril 2009 relatif aux conditions de mise sur le marché des produits de construction et de décoration contenant des substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques (CMR) de catégorie 1 ou 2. Depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2010, les matériaux de construction et de décoration (pour le revêtement des sols, plafonds et murs) qui émettent plus de 1 µg/m<sup>3</sup> de trichloroéthylène sont interdits.

---

<sup>1</sup> CIRC- IARC : Centre international de recherche sur le cancer.

Concernant l'exposition de la population générale, l'ensemble des données disponibles en France et à l'étranger montre que, quel que soit le type de bâtiments (logements, bureaux ou locaux ouverts au public), les niveaux sont, en règle générale de l'ordre du  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . C'est toujours la contribution de l'air des espaces clos qui prédomine dans l'exposition globale par inhalation de la population au trichloroéthylène, en raison du temps passé dans ces environnements.

Compte tenu des connaissances disponibles à la date de rédaction du rapport et des pratiques internationales de construction des valeurs toxicologiques de référence (VTR), le groupe de travail de l'Anses<sup>1</sup> a retenu la présence d'un seuil pour les effets neurologiques aigus, intermédiaires ou chroniques, et, par défaut, l'absence de seuil pour les effets cancérogènes.

L'Anses propose une valeur guide d'air intérieur (VGAI) pour les effets non cancérogènes de **800  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour une exposition de plus de deux semaines à moins de un an.

**Pour les effets cancérogènes**, la valeur est établie en s'appuyant sur la relation dose-réponse retenue de  $4,3 \cdot 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Les valeurs guides associées en cas d'exposition vie entière sont les suivantes:

- **2,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour un risque vie entière de  $10^{-6}$
- **23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour un risque vie entière de  $10^{-5}$ .

Ces valeurs guides correspondent à des niveaux d'exposition auxquels, en l'état actuel des connaissances, aucun effet délétère ne devrait être observé dans la population générale et apporte en principe un haut niveau de sécurité. Par contre, ces valeurs guides, strictement fondées sur des critères sanitaires, n'informent pas sur les « seuils d'action », c'est-à-dire, les niveaux de concentration à partir desquels des actions de protection de la santé doivent être mises en œuvre. C'est pourquoi la Direction générale de la santé (DGS) a demandé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) de déterminer des valeurs repères d'aide à la gestion pour différents polluants de l'air intérieur, dont le trichloroéthylène. Ces valeurs sont nécessaires, d'une part pour fixer dès maintenant des niveaux à ne pas dépasser dans les bâtiments neufs ou rénovés, et d'autre part pour engager des actions correctives dans les bâtiments existants, avec une modulation de ces actions et de leur délai de mise en œuvre en fonction des concentrations mesurées.

La Commission spécialisée sur les risques liés à l'environnement (CSRE) du HCSP a, dans un premier temps, élaboré en 2009 un document cadre exposant les principes communs d'élaboration de ces valeurs repères d'aide à la gestion pour différents polluants de l'air intérieur. Le présent document applique, en l'adaptant, ce cadre méthodologique au trichloroéthylène.

Après prise en compte des VTR proposées en 2011 par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), des niveaux moyens d'exposition de la population dans les différents espaces clos, des situations à risque de forte exposition et des dispositions réglementaires qui encadrent certaines sources potentielles de trichloroéthylène, le HCSP recommande pour le long terme de retenir deux valeurs pour le trichloroéthylène : une valeur repère de qualité d'air intérieur et une valeur d'action rapide :

- **Valeur repère de qualité d'air intérieur (VR) : 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Cette valeur repère doit être immédiatement applicable et respectée dans tous les bâtiments, avec un délai des actions correctives fixé à 5 ans.

---

<sup>1</sup> Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.

Elle est fondée sur les dernières valeurs éditées par l'US-EPA en 2011 et protège tant des effets cancérogènes que des effets chroniques non cancérogènes du trichloroéthylène : effets hépatiques, rénaux, neurologiques, immunologiques, effets sur la reproduction et le développement.

- **Valeur d'action rapide (VAR) : 10 µg/m<sup>3</sup>.** Les actions correctives mises en œuvre viseront à abaisser le niveau de concentration de trichloroéthylène dans les bâtiments concernés jusqu'à une concentration inférieure à 2 µg/m<sup>3</sup>. Le délai de mise en œuvre de ces actions correctives ne devrait pas excéder 6 mois.

Des teneurs inférieures ou égales à 2 µg/m<sup>3</sup> témoignent d'une bonne qualité d'air vis-à-vis de ce polluant mais il convient de garder à l'esprit que le trichloroéthylène est un cancérogène sans seuil d'innocuité et que l'objectif doit toujours être de réduire les concentrations à un niveau aussi bas que raisonnablement possible (principe ALARA<sup>1</sup>).

Le HCSP recommande que, dans un délai de deux ans, des mesurages des concentrations intérieures soient effectués, dans les immeubles d'habitation ou locaux ouverts au public situés à proximité d'une source de contamination telle qu'un sol pollué par des hydrocarbures chlorés.

Dans le cas des bâtiments neufs livrés à partir de 2012, ceux-ci devront présenter des teneurs en trichloroéthylène inférieures à 2 µg/m<sup>3</sup> avant livraison aux occupants. Il en est de même pour ceux faisant l'objet d'opérations de rénovation de grande ampleur. A cette fin, les architectes et les maîtres d'œuvre doivent à la fois agir sur les sources intérieures au bâtiment et veiller à s'affranchir de l'influence des émissions extérieures locales, notamment celles provenant du sous-sol.

Un prélèvement d'une durée de sept jours sur capteur à diffusion passive suivi d'une désorption thermique et d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à une détection par ionisation de flamme (CPG/DIF) ou par spectrométrie de masse (CPG/SM) est la méthode de mesure préconisée pour la comparaison des mesures aux valeurs repères ou guides long terme.

---

<sup>1</sup> ALARA : As low as reasonably achievable.

## 1. Introduction et problématique

En zone tempérée, la population passe en moyenne 85 % de son temps dans des environnements clos, d'où l'importance d'y maintenir une bonne qualité d'air. Dans ces espaces intérieurs, les personnes sont exposées à de multiples polluants émis par les activités des occupants, le bâtiment lui-même, ses équipements ou encore sa décoration (revêtements muraux, de sol, meubles...). Certains polluants proviennent aussi de l'environnement extérieur immédiat.

Le principe de la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans les lieux clos ouverts au public a été décidé au terme du Grenelle de l'environnement. L'engagement n° 52 a prévu la mise en place de systèmes de mesure et d'information sur la qualité de l'air intérieur dans les établissements recevant un public nombreux ou vulnérable (enfants, personnes âgées...), et dans tous les établissements recevant du public (gares, aéroports, métro...).

Un groupe de travail de la commission spécialisée « risques liés à l'environnement » a été mis en place en février 2009 afin de répondre à une saisine adressée par la Direction générale de la santé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) relative à l'établissement de **valeurs repères** aux fins de la gestion des risques liés à la présence de polluants de l'air dans les espaces clos. Ce groupe de travail a élaboré un cadre d'analyse des différents polluants recensés, s'appuyant notamment sur la publication par l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) de rapports déterminant des « Valeurs Guides d'Air Intérieur (VGAI) » pour différents polluants. Il a déjà produit quatre rapports d'application concernant respectivement le formaldéhyde, le benzène, le tétrachloroéthylène et le naphthalène. Une hiérarchisation des substances d'intérêt avait été réalisée par l'Anses sur la base de travaux d'expertise existants (Observatoire de la qualité de l'air intérieur - OQAI 2003 et INDEX<sup>1</sup> 2005) qui a permis d'établir une liste de polluants prioritaires pour lesquels il était possible et pertinent, en l'état actuel des connaissances, d'élaborer des VGAI françaises. La liste incluait douze substances, dont les quatre précédemment étudiées par le HCSP, et le trichloroéthylène. Le trichloroéthylène est donc la cinquième substance retenue pour l'élaboration de valeurs repères.

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC-IARC) place le trichloroéthylène dans le groupe 2A : cancérigène probable pour l'homme (1995). L'Union européenne classe le trichloroéthylène dans la catégorie carcinogène de catégorie 2 (Carc 2) : assimilé à une substance cancérigène pour l'homme, et mutagène de catégorie 3 : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets mutagènes possibles (2001). Enfin, l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), dans sa révision de 2011, considère aussi le trichloroéthylène comme « cancérigène pour l'homme ». L'agence américaine estime qu'il y a suffisamment de preuves pour conclure que les tumeurs du rein sont induites par un processus mutagène et que ce mode d'action est clairement mis en évidence chez l'homme.

En 2010, s'appuyant, entre autres éléments, sur les données obtenues dans le cadre de la campagne nationale « logements », la France a proposé l'inscription du trichloroéthylène dans la liste des substances nécessitant des mesures de restriction du règlement européen REACH, (Registration Evaluation, Autorisation and Restriction of Chemicals).

L'Anses travaille depuis 2004 à l'élaboration de valeurs guides d'air intérieur (VGAI). Des VGAI ont été proposées pour six substances : formaldéhyde, monoxyde de carbone, benzène, naphthalène, trichloroéthylène et tétrachloroéthylène. Le rapport relatif au trichloroéthylène a été publié en juin 2009.

Conformément à la méthode adoptée par le groupe de travail de l'Anses, la VGAI est définie pour protéger la population générale des effets néfastes sur la santé de polluants rencontrés plus spécifiquement dans les environnements intérieurs (logements, écoles, bureaux... à l'exclusion des

---

<sup>1</sup> Critical appraisal of the setting and implementation on indoor exposure limits in European Union.

locaux à pollution spécifique). Elle est construite exclusivement selon des critères sanitaires pour protéger des effets par inhalation des substances considérées.

Pour les substances à seuil de dose, les VGAI de l'Anses définissent des valeurs d'exposition en deçà desquelles il est raisonnable, en l'état actuel des connaissances, de penser que personne, dans la population générale, ne risque de subir les conséquences délétères du polluant considéré.

Si elles doivent être considérées comme des valeurs cibles, les VGAI n'ont pas été construites pour indiquer un ou des seuils à partir desquels des actions de protection de la santé doivent être mises en place.

C'est pourquoi la Direction générale de la santé (DGS) a demandé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) de déterminer des **valeurs repères d'aide à la gestion** pour différents polluants de l'air intérieur, dont le trichloroéthylène. Ces valeurs sont nécessaires, d'une part pour fixer dès maintenant des niveaux à ne pas dépasser dans les bâtiments neufs ou rénovés, et d'autre part pour engager des actions correctives dans les bâtiments existants, avec une modulation de ces actions et de leur délai de mise en œuvre en fonction des concentrations mesurées.

Les valeurs repères d'aide à la gestion du HCSP sont des valeurs d'action prenant en compte des facteurs tels que :

- La nature des risques sanitaires induits par le polluant et l'effet critique retenu pour l'élaboration de la VGAI,
- Les teneurs observées dans les espaces clos,
- Les teneurs mesurées en moyenne dans l'air extérieur,
- La nature des sources d'émission et les moyens de les réduire ou de les éliminer.

## 2. Généralités sur le trichloroéthylène et ses sources dans les lieux clos

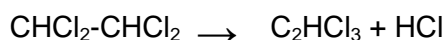
Le trichloroéthylène est un composé organique halogéné volatil (COHV). Sa formule moléculaire est  $C_2HCl_3$  (poids moléculaire  $M = 131,4$  g/mole). Cet hydrocarbure chloré est peu soluble dans l'eau (1100 mg/l à 25°C) et volatil puisque sa pression de vapeur est comprise entre 4 660 Pa (10°C) et 9 830 Pa (25°C).

A température ambiante, c'est un liquide incolore plus dense que l'eau (densité = 1,458 à 20°C), d'odeur rappelant celle du chloroforme, perceptible à l'odorat à des concentrations comprises entre 50 et 100 ppm (INRS, 2011). Le facteur de conversion entre parties par million en volume (ppmV) et concentrations massiques en milligramme par mètre cube d'air ( $mg/m^3$ ) est à 25°C et 101,3 kPa :  $1 \text{ ppm} = 5,46 \text{ mg}/m^3$  soit  $5\,460 \mu\text{g}/m^3$ .

Il est biodégradable en milieu anaérobie (constante de demi-vie de 6 mois à 1 an dans les sols). Le trichloroéthylène peut se dégrader en dichloroéthylène puis en chlorure de vinyle alors que lui-même peut provenir de la dégradation du tétrachloroéthylène (PCE).

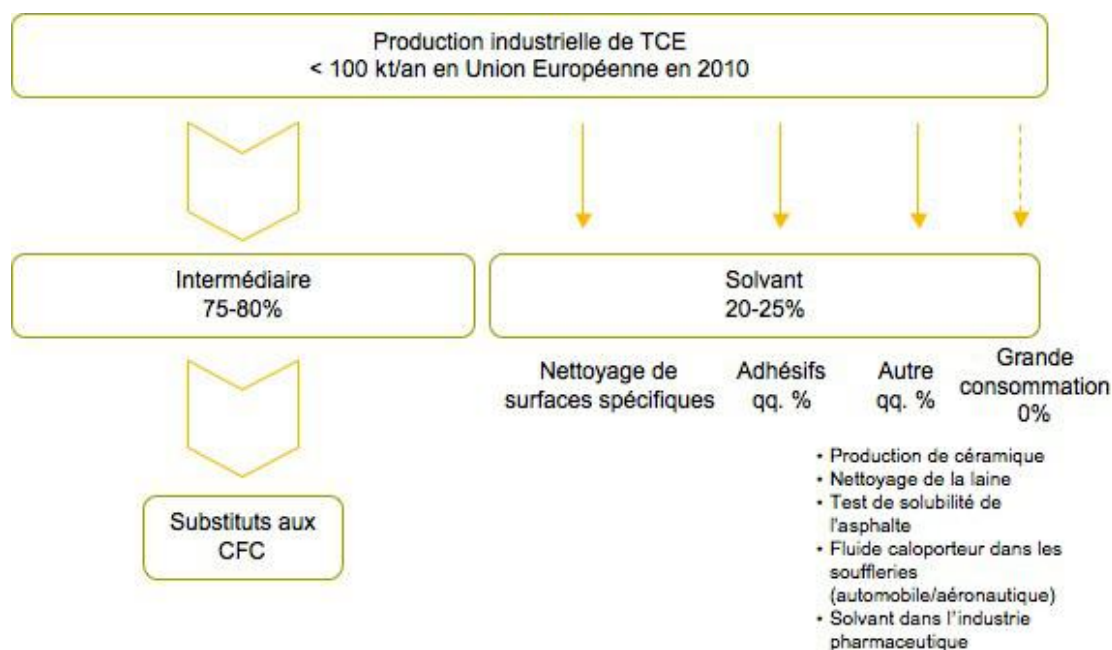
Plusieurs procédés sont utilisés pour la production du trichloroéthylène (INERIS, 2007). Tous mettent en jeu l'action du chlore sur diverses molécules.

- Une réaction de chloration de l'acétylène  $C_2H_2$  aboutit à une formation de tétrachloroéthane symétrique  $CHCl_2-CHCl_2$ . Un craquage catalytique sur charbon actif produit ensuite du trichloroéthylène selon la réaction suivante :



- l'éthylène  $C_2H_4$  peut également être utilisé comme réactif dans la production de trichloroéthylène.  
Des chloration successives d'éthylène forment du 1,2-dichloroéthane  $CH_2Cl-CH_2Cl$  puis du 1,1,2-trichloroéthane  $CH_2Cl-CHCl_2$  et des tétrachloroéthanes symétriques et asymétriques  $CH_2Cl-CCl_3$ , comme avec l'acétylène. Ces tétrachloroéthanes sont craqués vers 500°C sous environ 0,6 bar pour donner le trichloroéthylène. D'autres procédés craquent un mélange de tétrachloroéthanes  $CH_2Cl-CCl_3$  et de pentachloroéthane  $CHCl_2-CCl_3$ .
- L'action du chlore sur l'éthylène en absence d'oxygène donne du tétrachloroéthane et du pentachloroéthane. Le traitement thermique de ce mélange produit du trichloroéthylène, du tétrachloroéthylène et de l'acide chlorhydrique (INERIS, 2005).
- On peut également obtenir du trichloroéthylène en faisant réagir du dichlorure d'éthylène (ou un autre hydrocarbure chloré en « C2 ») avec un mélange d'oxygène et de chlore ou d'oxygène et d'acide chlorhydrique. Cette réaction produit également du tétrachloroéthylène (INERIS, 2005).
- Un autre réactif utilisé est le 1,2-dichloroéthane. On peut obtenir directement du trichloroéthylène par chloration ou oxychloration de 1,2-dichloroéthane. Cette réaction, comme les précédentes, produit conjointement du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène, suivant les conditions opératoires.
- Lorsque le trichloroéthylène est produit en même temps que le tétrachloroéthylène il s'agit d'un procédé appelé « procédé TRI-PER ». Il commence par une chloration ou oxychloration de divers matériaux (Eurochlor, 1997).

Le trichloroéthylène est principalement utilisé comme intermédiaire dans la fabrication de substituts aux CFC<sup>1</sup> ainsi que comme solvant. Si ce dernier usage était majoritaire au début des années 1980, la tendance est maintenant complètement inversée : l'utilisation comme solvant ne représente plus que 20 à 25 % de la production européenne de trichloroéthylène qui se chiffre en 2010 à moins de 100 kt/an (ECSA – European Chlorinated Solvent Association, 2011). La chaîne d'utilisation du trichloroéthylène est présentée sur la figure suivante :



### Principales utilisations du trichloroéthylène

L'utilisation comme solvant est très majoritairement destinée au traitement de surfaces spécifiques, notamment le dégraissage des métaux. Des usages minoritaires du trichloroéthylène comme solvant existent : on peut citer la fabrication d'adhésifs destinés à l'industrie minière, la fabrication de céramiques, le nettoyage de la laine avant son cardage ou les tests de solubilité de l'asphalte. Le trichloroéthylène entre également dans la fabrication de produits pharmaceutiques, de retardateurs chimiques d'inflammation et d'insecticides (INERIS, 2005).

L'utilisation du trichloroéthylène pour le nettoyage de surface, qui perdure dans certaines applications critiques où il ne peut être substitué, doit désormais avoir lieu au sein de systèmes fermés.

La synthèse extraite du site IREP<sup>2</sup> concernant les émissions déclarées par les exploitants d'installations visées par l'arrêté du 31/01/2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions polluantes et des déchets, montre une diminution importante des émissions annuelles françaises. Entre 2003 et 2010, elles sont passées de 2 024 T/an à 121 T/an. Cette diminution est la conséquence de sa classification en substance cancérigène de catégorie 2 (R45) au niveau européen.

<sup>1</sup> Chlorofluocarbures.

<sup>2</sup> <http://www.pollutionsindustrielles.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>

La présence du trichloroéthylène dans l'environnement n'est pas naturelle et résulte de son usage industriel important. Étant donné son caractère volatil, le trichloroéthylène est libéré principalement dans l'air. Cependant, à la suite de déversements accidentels ou encore d'une élimination inadéquate, le trichloroéthylène peut pénétrer dans le sol et migrer vers les eaux souterraines. Sa biodégradation dans le sol et l'eau souterraine est lente (demi-vie de l'ordre de quelques mois à quelques années) (Wu et Schaum, 2000). Dans une moindre mesure, le trichloroéthylène peut aussi contaminer les eaux de surface par l'intermédiaire d'effluents industriels, mais il s'en évapore plus rapidement (demi-vie de quelques heures à quelques jours) (Wu et Schaum, 2000; Santé Canada, 2005). Enfin, le trichloroéthylène peut aussi être formé dans les eaux souterraines à la suite d'une biodégradation du tétrachloroéthylène (Environnement Canada et Santé Canada, 1993).



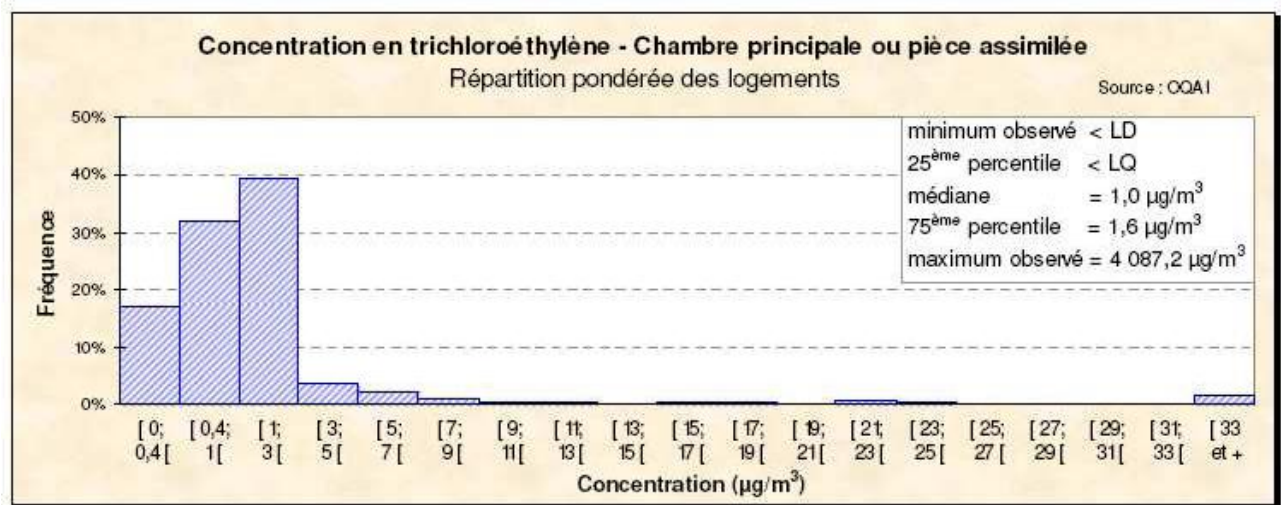
### 3. Distribution des niveaux d'exposition

#### 3.1 Différents milieux intérieurs

##### 3.1.1 Cas général des habitats

###### Sans source de trichloroéthylène connue

En France, le trichloroéthylène a été mesuré dans le cadre de la campagne de l'OQAI menée de 2003 à 2005 dans 541 logements (chambre principale ou pièce assimilée) et 139 garages attenants à l'aide de prélèvements passifs d'une durée de 7 jours (OQAI, 2006).



###### **Distribution des concentrations mesurées à l'intérieur des logements en France exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 2006** (limite de détection (LD) : 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; limite de quantification (LQ) : 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

La médiane des concentrations en trichloroéthylène dans la chambre principale (ou pièce assimilée) est égale à 1,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La valeur maximale mesurée est de 4 087  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

17,6 % des logements investigués présentent des concentrations supérieures à 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 2,8 % présentent de concentrations supérieures à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces concentrations confirment les niveaux déjà mesurés lors de la campagne pilote menée en 2001 par l'OQAI : la valeur médiane était de 0,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Mosqueron, 2004a et b).

Ces valeurs sont en accord avec les diverses campagnes de mesures qui ont pu être réalisées par ailleurs, notamment en Europe.

Les concentrations mesurées de façon la plus représentative en Europe et le plus récemment sont les données allemandes issues du volet IV de l'étude « German environmental survey (GerES, 2008) ». 555 logements de 150 villes allemandes ont été investigués entre mai 2003 et mai 2006. Cette étude concernait essentiellement des chambres d'enfant (95 % des cas). Les mesurages étaient effectués par échantillonnage passif sur une durée d'une semaine. Seuls 4 % des mesures étaient supérieures à la limite de détection fixée à 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les percentiles 95, 98 et la valeur maximale étaient respectivement inférieurs à 1,0, 2,0 et 64,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Bundesgesundheitsbl, 2008).

Le programme de mesure européen Expolis (Air pollution exposure distribution within adult urban population in Europe) s'est intéressé aux populations urbaines de plusieurs grandes métropoles européennes (Matti et al. 2004). Les mesures d'air intérieur ont été réalisées en dehors des heures de travail et les COV étaient mesurés par prélèvements passifs (à l'exception de Bâle – prélèvements actifs). Les concentrations médianes mesurées en air intérieur sont comprises entre la limite de quantification et  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Milan se dégage des autres villes européennes avec une concentration moyenne de  $89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Moyenne	Percentile 75	Percentile 90
Athènes	11,4	13,2	22,4
Milan	89,4 <sup>1</sup>	11,3	21,2
Prague	13,6	8,8	28,9
Bâle	1,0	1,2	1,8

**Concentrations en trichloroéthylène mesurées dans des logements européens (source : étude multicentrique européenne Expolis, 1996-1998)**

A Helsinki, le trichloroéthylène a été retrouvé dans moins de 10 % des échantillons.

Les concentrations de trichloroéthylène mesurées à l'intérieur de quelque 750 maisons situées au Canada ont atteint  $165 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la valeur globale moyenne étant de  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Otson et coll., 1992). Des niveaux du même ordre ont été rapportés lors de relevés moins importants faits à Toronto (Chan et coll., 1990<sup>1</sup>; Bell et coll., 1991).

Au Canada (Ottawa), une campagne de mesures sur 75 maisons durant l'hiver 2002 -2003 montre un niveau moyen en trichloroéthylène dans air intérieur de l'ordre de  $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . (percentile 75 égal à  $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Seules 33 % des mesures en air intérieur sont supérieures à la limite de quantification (Zhu et al., 2005).

Aux Etats-Unis, les concentrations moyennes rapportées en 1988 par Shah et Singh, à partir de 2 000 mesures réalisées entre 1981-1984 dans des maisons d'habitation et sur des lieux de travail sont de l'ordre de  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Elles sont du même ordre de grandeur que celles retrouvées lors d'études relativement importantes effectuées antérieurement aux États-Unis (Wallace et coll., 1991; US-EPA., 1987; Pellizzari et coll., 1989). Aux Etats-Unis toujours, une campagne de mesures avec 292 échantillons réalisée à Minneapolis en 1999 dans plusieurs maisons durant trois saisons a abouti à des niveaux moyens de l'ordre de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Sexton et al., 2005).

L'étude réalisée par Hers et al. en 2001 aux Etats-Unis, au Canada et en Europe, portant sur l'impact des produits de construction sur la qualité de l'air intérieur, montre des gammes de concentrations mesurées sur l'ensemble des sites comprises entre  $<1$  et  $165 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Au Japon, en 2006, une campagne de mesures dans 25 maisons montre des niveaux moyens en trichloroéthylène de l'ordre de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  :  $0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en été et  $0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver (Ohura, 2006).

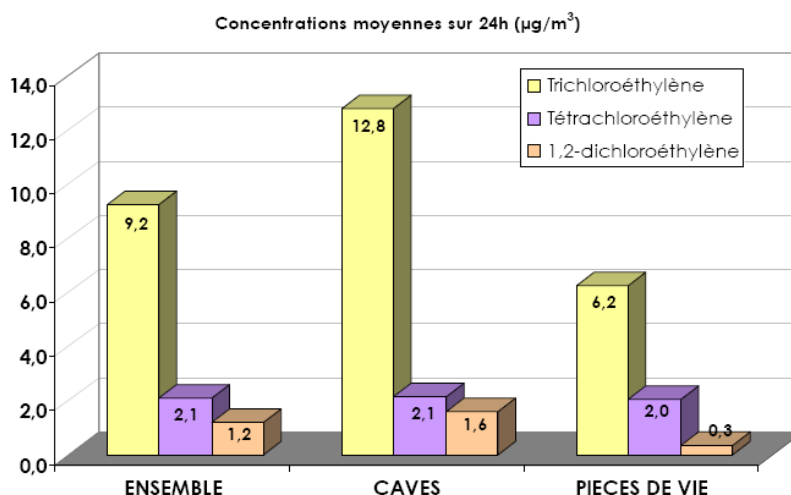
**En air intérieur où les sources d'émissions de trichloroéthylène sont jugées rares, l'OMS retient un niveau moyen de trichloroéthylène de l'ordre de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (OMS, 2010).**

<sup>1</sup> Valeur influencée par quelques valeurs extrêmes.

### **Avec source de trichloroéthylène identifiée : sols pollués et eaux souterraines**

Des concentrations plus élevées, atteignant la centaine de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  peuvent être mesurées dans des logements situés à proximité d'une source de contamination telle qu'un sol pollué par des hydrocarbures chlorés, par exemple. En effet, des études réalisées par le Laboratoire Central de la Préfecture de Police de Paris (LCPP) dans le cadre de ses missions de gestion de plaintes de nuisances olfactives (46 campagnes de mesures réalisées entre 2007 et 2010) montrent que les niveaux de concentrations en trichloroéthylène dans les logements sont principalement dus à des problèmes de pollution de sol par d'anciennes activités de nettoyage à sec qui utilisaient du trichloroéthylène. La concentration moyenne mesurée est alors de  $9,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  avec un minimum à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et un maximum à  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Anses, 2011).

Une campagne de mesures des composés organohalogénés dans l'air intérieur des habitations voisines du site de la société Munsch-Gulden à Wingen sur Moder, en Alsace, a été réalisée par l'Aspa en 2008, à l'aide de Canisters sur une durée de 24 heures, dans 13 logements (Aspa, 2008). La société Munsch-uldén, est autorisée à exploiter des installations de fabrication d'articles d'orfèvrerie en métal argenté et à réaliser des opérations de traitement de surface. L'orfèvrerie Munsch-Gulden stocke et manipule du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène, solvants couramment utilisés, pour des opérations diverses de traitement et de dégraissage des pièces métalliques. Une campagne d'investigations réalisée du 19 mars à mi-décembre 2007 a mis en évidence une pollution en composés organohalogénés volatils dans les sols, dans les gaz du sol et dans les eaux souterraines en relation avec les activités du site.



### **Concentration moyennes mesurées (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) par l'Aspa en 2008**

Les concentrations moyennes mesurées sont de  $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les pièces de vie et de  $12,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les caves. Avec une valeur maximale mesurée de  $45,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les caves.

Au Canada, une étude a été menée par la DRSP (Direction régionale de la santé publique de l'Agence de la santé et des services sociaux de la Capitale-Nationale) sur trois saisons (2005-2007), concernant l'intrusion potentielle de vapeurs de trichloroéthylène dans les bâtiments du secteur Valcartier de la ville de Québec à partir de la nappe d'eau souterraine connue pour être contaminée en trichloroéthylène. Deux bâtiments étaient inclus dans l'étude. Les concentrations mesurées en trichloroéthylène dans l'air intérieur étaient toutes inférieures à  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le trichloroéthylène a été détecté dans 6 des 10 résidences situées au droit de la zone la plus contaminée avec une étendue des concentrations allant de  $0,53$  à  $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (DRSP, 2007).

Aux Etats-Unis, une campagne de mesures réalisées en 2006-2007, à Cortlandville, New-York, montre des concentrations de trichloroéthylène de  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans l'air intérieur des logements sis au droit d'une source de contamination (la concentration dans les eaux souterraines était de

22 µg/L). Il est à noter une concentration dans l'air des vides sanitaires de 1 000 µg/m<sup>3</sup> (NYSDEC, 2007).

Une étude menée par ailleurs à Endicott, New-York, par Meyer en 2003, a montré des concentrations en trichloroéthylène dans l'air intérieur comprises entre 1 et 140 µg/m<sup>3</sup> pour une concentration en COV<sup>1</sup> dans l'air du sol supérieure à 10 000 µg/m<sup>3</sup>.

Ces points justifient la nécessité de réaliser en priorité des campagnes de mesurage dans les bâtiments à proximité des sources de pollution des sols.

### 3.1.2 Ecoles et crèches

Le trichloroéthylène a été mesuré dans le cadre des travaux visant à évaluer les teneurs de divers COV dans des espaces accueillant du public, menés par le réseau de surveillance de la qualité de l'air bourguignon (Atmosf'air Bourgogne) et l'Ecole Nationale de Santé Publique en 2002-2003. Dans cette étude, des mesures ont également été réalisées dans trois écoles. Les concentrations intérieures mesurées par capteurs passifs sur une semaine étaient inférieures à 1,0 µg/m<sup>3</sup> à l'exception d'une mesure à 7,0 µg/m<sup>3</sup> (Mosqueron 2004a et b).

### 3.1.3 Bureaux

L'objectif de l'étude de la qualité de l'air dans les locaux du Conseil Général des Côtes-d'Armor réalisée par AirBreizh en 2009 (AirBreizh, 2009) était d'effectuer des mesures dans plusieurs salles des locaux du conseil général des Côtes-d'Armor dont un étage a récemment subi des travaux de rénovation et notamment de peinture. La technique de l'échantillonnage passif par tubes à diffusion a été utilisée. Les concentrations moyennes suivantes ont été mesurées pour le trichloroéthylène :

- Bureau : 0,2 µg/m<sup>3</sup>
- Salle de repos/couloir : 0,1 µg/m<sup>3</sup>
- Extérieur : < 0,1 µg/m<sup>3</sup>.

Dans le cadre de l'étude multicentrique européenne Expolis, les bureaux ont été investigués de façon individualisée.

	Concentration en µg/m <sup>3</sup>		
	Médiane	Percentile 75	Percentile 90
Athènes	6,4	11,6	16,1
Milan	4,7	10,0	25,4
Prague	4,4	5,1	6,4
Bâle	0,9	1,5	2,0

**Concentrations en trichloroéthylène mesurées dans des bureaux**  
(source : étude multicentrique européenne Expolis, 1996-1998)

Les valeurs médianes mesurées à Milan, Prague, Athènes et Bâle étaient respectivement égales à 4,7 ; 4,4 ; 6,4 et 0,9 µg/m<sup>3</sup>. Ces concentrations restent cohérentes avec celles mesurées à l'intérieur des logements.

---

<sup>1</sup> COV : Composés organiques volatils.

Lors de l'étude américaine BASE (Building Assessment Survey and Evaluation), la fréquence de détection du trichloroéthylène dans les échantillons prélevés dans les 70 bureaux investigués est de 66 %. La concentration médiane mesurée était de 0,29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avec un percentile 95 égal à 2,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les études menées par ailleurs aux Etats-Unis (Eklund BM et al., 2008, Guo H et al., 2006, Loh MM et al., 2008) dans des bureaux montrent toutes des concentrations moyennes inférieures à 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Dans le cadre d'une étude portant sur 20 immeubles de bureaux à Hong Kong dont l'aération était assurée par un système VMC (Ventilation Mécanique Contrôlée), la concentration moyenne mesurée était de 5,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Chao et al., 2001).

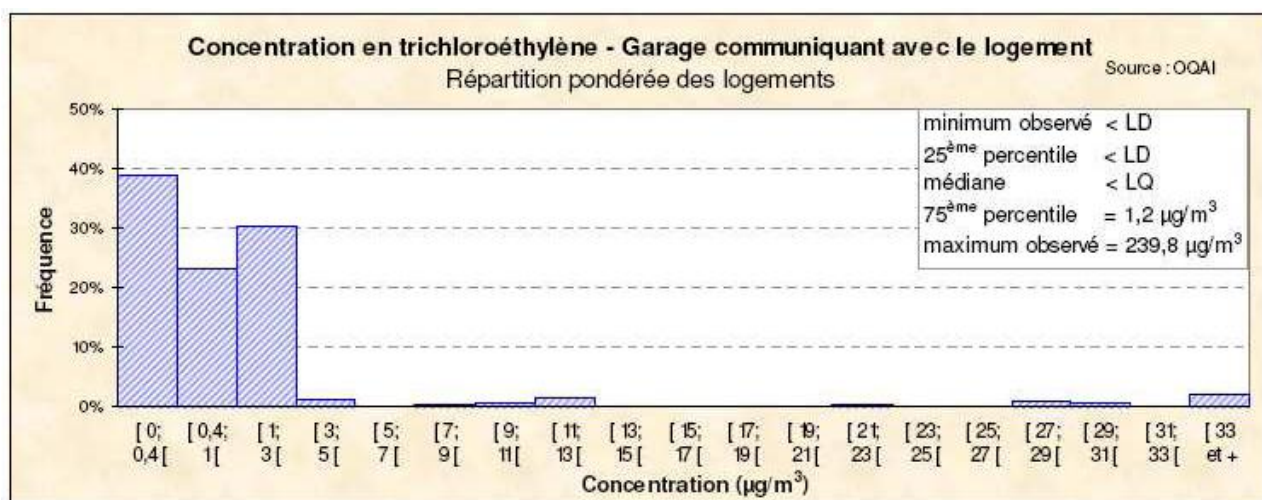
### 3.1.4 Etablissements recevant du public

Comme mentionné précédemment, le trichloroéthylène a été mesuré dans le cadre des travaux visant à mesurer divers COV dans des espaces accueillant du public menés par le réseau de surveillance de la qualité de l'air bourguignon (Atmosph'air Bourgogne) et l'Ecole nationale de santé publique en 2002-2003. Dans ce cadre, l'air intérieur et l'air extérieur d'une cafétéria, d'un cinéma, d'une gare, d'un bar, d'une halte garderie, d'une MJC (maison des jeunes et de la culture), d'une mairie et d'une salle de sport ont été analysés simultanément pendant deux phases distinctes correspondant à une période estivale (juillet 2002) et une période plus froide (mars 2003). Les prélèvements aériens ont été réalisés sur une période d'une semaine par des échantillonneurs passifs à diffusion axiale.

Les concentrations mesurées dans ces locaux sont inférieures à 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à l'exception d'un cinéma dans lequel des concentrations de 138 et 157  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sont rapportées et associées à l'utilisation d'un solvant pour retirer les chewing-gums.

### 3.1.5 Garage et moyens de transport

En France, le trichloroéthylène a été mesurés dans 139 garages attenant aux logements dans le cadre de la campagne de l'OQAI menée de 2003 à 2005 à l'aide de prélèvements passifs d'une durée de 7 jours (OQAI, 2006). Les concentrations médianes mesurées restent inférieures à la limite de quantification de 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La concentration maximale mesurée était de 240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



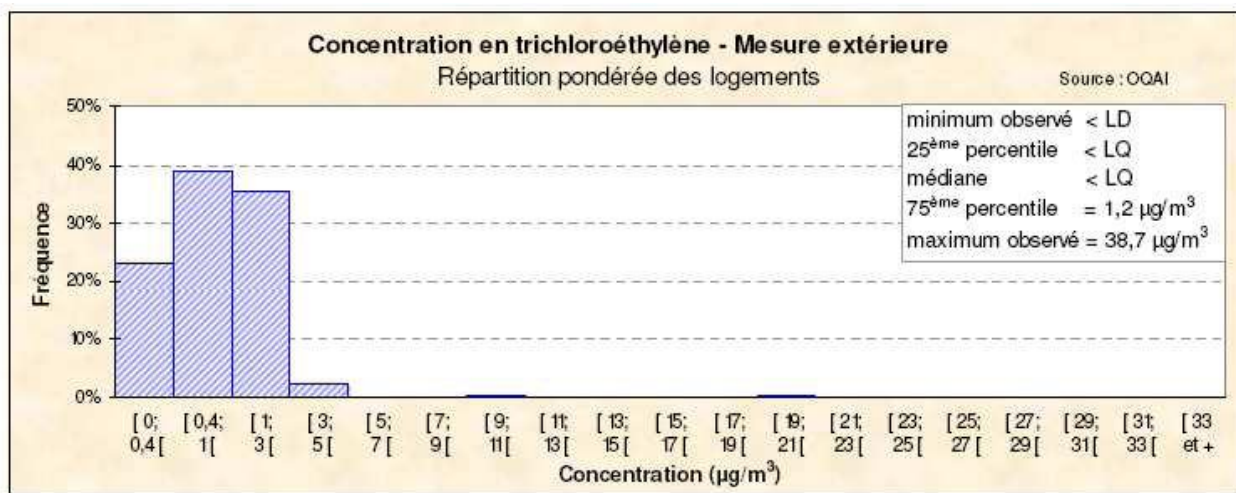
**Distribution des concentrations mesurées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à l'intérieur des garages en France, 2006 (limite de détection (LD) : 0,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; limite de quantification (LQ) : 1,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).**

Aux Etats-Unis, Batterman et al. rapportent des mesures de trichloroéthylène réalisées en 1999 dans des habitacles automobiles et des bus à Détroit, Michigan (Batterman, 2002). Pendant les heures de pointe, le matin, les concentrations moyennes mesurées dans une voiture (2 mesures) et les bus (8 bus, 8 mesures par bus) étaient respectivement égales à  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\pm 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\pm 0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ; l'après-midi, elles étaient respectivement égales à  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\pm 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\pm 0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Une étude menée pendant 7 jours au niveau des cabines de péages (Harbor Tunnel, Maryland, Etats-Unis) durant l'été 2001, montre un niveau moyen en intérieur de  $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  alors que le niveau moyen en extérieur était de  $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Sapkota et al. 2005). Les auteurs pensent que les niveaux en trichloroéthylène en air intérieur proviennent en majorité des résidus des nettoyages à sec des uniformes plutôt que des effets du trafic routier.

### 3.2 Air extérieur

D'après l'OQAI, la médiane des concentrations mesurées en extérieur lors de la campagne nationale « Logements » (capteurs passifs) est inférieure à la limite de quantification ( $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La valeur maximale mesurée était de  $38,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



**Distribution des concentrations mesurées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à l'extérieur des logements en France, 2006 (limite de détection (LD) :  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; limite de quantification (LQ) :  $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).**

Par ailleurs, dans l'air extérieur, des résultats de mesures peuvent être obtenus sur le territoire national par l'intermédiaire des Aasqa (Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air). Cependant, peu de données sont disponibles pour le trichloroéthylène. ATMO Franche Comté rapporte une concentration de  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en environnement urbain (Besançon) pour l'année 2006. La concentration mentionnée par Air Languedoc Roussillon pour la ville de Grenoble sur la période 2006-2007 est de  $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (INERIS, 2009).

Des mesures réalisées par AirBreizh en 2009 (tubes passifs Radiello) à proximité d'un centre commercial où une activité de nettoyage à sec était présente ont montré des concentrations en trichloroéthylène inférieures à  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ceci à partir de 5 mètres de la bouche d'extraction d'air de l'installation (AirBreizh, 2009).

Au niveau européen, les concentrations en air extérieur ont également été mesurées dans le cadre de l'étude Expolis.

	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Médiane	Percentile 75	Percentile 90
Athènes	4,3	9,5	33,7
Milan	2,3	5,3	8,0
Prague	3,7	7,4	7,7
Bâle	0,5	0,7	1,1

**Concentrations mesurées dans l'air ambiant extérieur**  
(source : étude multicentrique européenne Expolis, 1996-1998)

Les concentrations de trichloroéthylène dans l'air ambiant peuvent fluctuer largement en très peu de temps (des changements de près d'un ordre de grandeur en quelques heures), selon la puissance des sources d'émission, les fluctuations de la direction et de la vitesse du vent, l'effet de la pluie et la photodécomposition (Frank, 1991; Figge, 1990; Ohta et al., 1977). Les concentrations dans l'air qui ont été relevées dans des régions éloignées du Canada et ailleurs s'établissent habituellement au niveau des  $\text{ng}/\text{m}^3$ , alors que l'on observe des niveaux plus élevés dans les régions urbaines. Les concentrations moyennes (échantillons réalisés sur 24 heures permettant d'estimer des concentrations moyennes sur des périodes variant de 1 mois à 1 an) dans l'air de 11 villes canadiennes entre 1988 et 1990 ont varié de 0,07 à 0,96  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Dann et Wang, 1992). Les concentrations moyennes sur ces sites ont atteint en moyenne de 0,07 à 0,45  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  au cours de la période de 3 ans (Dann et Wang, 1992). La concentration maximale de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a été mesurée à Pointe-aux-Trembles, à Montréal (Québec), en 1990 (Dann et Wang, 1992). Au seul site rural observé au Canada (Walpole Island, en Ontario), la concentration moyenne de trichloroéthylène en 1990 a été de 0,18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avec un niveau maximal de 0,46  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Dann et Wang, 1992).

À proximité de sites industriels, actifs ou abandonnés, au New Jersey, les concentrations moyennes de trichloroéthylène ont varié de 0,43 à 15,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (LaRegina et coll., 1986; Harkov et coll., 1983), les valeurs maximales enregistrées atteignant respectivement 108  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 66,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Des mesures à court terme faites pendant des pics de trafic sur des routes fréquentées de proximité industrielle, à Hong-Kong SAR, ont montré une moyenne arithmétique de trichloroéthylène de 48,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Chan et al, 2002).

L'étude de Sax en 2004 note la présence d'une corrélation significative entre les valeurs intérieures et extérieures, ce qui suggère que les concentrations en trichloroéthylène dans l'air intérieur sont influencées par la pollution de l'air extérieur (Sax 2004). Des niveaux de trichloroéthylène plus importants en milieu intérieur ont pu être retrouvés lors de fortes présences en trichloroéthylène dans l'air extérieur, avec des ratios entre les niveaux de trichloroéthylène en air intérieur pour ceux en air extérieur atteignant 5 pour 1 en Caroline du Nord en 1987, 2 pour 1 à Los-Angeles en 2004, puis atteignant 4 pour 1 à Prague (13,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en intérieur pour 3,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en extérieur) lors de la campagne Expolis ; ce qui témoigne également d'une plus grande hétérogénéité de concentration en air intérieur qu'en air extérieur.

Les valeurs mesurées par l'OQAI en France sont dans la fourchette de ratios de 1,0 à 1,5.

### **3.3 Bilan sur l'exposition de la population générale**

Peu d'études sont disponibles où l'exposition personnelle au trichloroéthylène a été étudiée.

Les expositions personnelles ont été mesurées dans le cadre du programme de mesure européen Expolis. Les mesurages ont été effectués par des échantillonnages actifs sur une durée de 2 jours.

Les concentrations moyennes mesurées sont de  $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement pour les villes d'Athènes, de Bâle et de Prague.

Globalement, l'exposition moyenne de la population s'établirait autour de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  avec des concentrations médianes intérieures et extérieures comparables. Toutefois, en raison du ratio entre le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, l'exposition à l'intérieur constitue la part prépondérante des expositions individuelles.

### **Importance comparée des voies d'exposition par inhalation et ingestion**

Le scénario « personne exposée via l'environnement » du rapport européen d'évaluation des risques (European Union, 2004) aboutit aux résultats suivants :

- à l'échelle « régionale » une exposition totale quotidienne de  $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  dont  $0,13 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  attribuables à l'air ;
- à l'échelle « locale » (à côté d'un émetteur industriel) une exposition quotidienne de  $22 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  dont  $19 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  attribuables à l'air.

Les scénarii OMS (OMS, 2005) aboutissent aux chiffres suivants :

- Scénario « eau non contaminée ( $1 \mu\text{g}/\text{L}$ ) » : part attribuable à l'eau < 15 % ;
- Scénario « eau contaminée ( $10 \mu\text{g}/\text{L}$ ) » : part attribuable à l'eau = 65 % pour une exposition totale proche de  $50 \mu\text{g}/\text{jour}$  pour les adultes et  $30 \mu\text{g}/\text{jour}$  pour les enfants.

En dehors de situations exceptionnelles de forte contamination de l'eau (valeurs de contamination des milieux habituellement non constatées en Europe et non conformes aux exigences réglementaires concernant l'eau de boisson), la voie respiratoire est celle qui contribue le plus à l'exposition individuelle moyenne.

**Les valeurs repères d'aide à la gestion proposées dans ce rapport ne concerneront donc que l'inhalation.**



## 4. Effets sur la santé

L'ensemble des informations et données toxicologiques provient de monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (US-EPA, 2011 ; OMS, 2010 ; Afsset/Anses, 2009 ; INERIS, 2005; UE, 2004 ; ATSDR, 1997 ; IARC, 1995).

Les références bibliographiques des auteurs sont citées pour permettre un accès à l'information scientifique source.

### 4.1 Toxicocinétique

#### 4.1.1 Absorption

Chez l'homme et l'animal, le trichloréthylène (TCE) est absorbé par voie orale, cutanée et respiratoire.

Par inhalation, il est fortement et rapidement absorbé (25-55 %) et atteint un équilibre sanguin deux heures après l'exposition.

Sa forte absorption passive gastro-intestinale est due à un coefficient de partition sang-air élevé, de l'ordre de 9 à 15, avec une différence significative entre espèces (Lash LH, 2000 ; Chiu WA, 2006 ; Santé Canada, 2005 ; Trichloréthylène IPCS, 2005).

L'absorption cutanée est également importante. Une étude portant sur quatre hommes volontaires, a révélé une concentration sanguine de 2 mg/L, 5 minutes après avoir immergé une de leurs mains dans du trichloroéthylène. Leur taux sanguin diminua à 0,34 mg/L, 30 minutes après la fin de l'immersion puis à 0,22 mg/L après 60 minutes (INERIS 2005).

#### 4.1.2 Distribution

Le trichloroéthylène est ensuite largement distribué dans tout l'organisme par la circulation sanguine avec, en raison de sa liposolubilité, un tropisme pour les tissus adipeux mais également pour le foie, les reins, le système cardiovasculaire et le système nerveux. Il traverse les barrières encéphalique et placentaire (HSDB 2010).

Le trichloroéthylène et l'acide trichloroacétique (un de ses métabolites) ont été retrouvés dans le lait de rates (WHO-Euro regional office ; in Air quality for Europe, 2000).

#### 4.1.3 Métabolisme

Le trichloroéthylène est métabolisé rapidement au niveau du foie, soit par implication du cytochrome P450 (CYP450 2E1), soit secondairement par conjugaison au glutathion. Les voies métaboliques sont similaires chez toutes les espèces. Toutefois le métabolisme est dépendant de la concentration chez le rat mais pas chez la souris. Chez l'homme, aucune saturation n'a été mise en évidence (Lash 2000).

Son métabolisme suit deux voies :

- la voie oxydative *via* le CYP450 2E1 où il est transformé en époxyde instable, lequel se réarrange majoritairement en hydrate de chloral ; de manière minoritaire, l'époxyde peut également conduire à la formation d'acide dichloroacétique (DCA). L'hydrate de chloral sert alors de substrat à l'alcool déshydrogénase et l'hydrate de chloral déshydrogénase conduit au trichloroéthanol et à l'acide trichloroacétique (TCA). (Lash 2000).

- la voie de conjugaison où il est transformé en métabolite glutathion conjugué : S-(1,2-dichlorovinyl) glutathion (DCVG) lui-même converti en S-(1,2-dichlorovinyl) cystéine (DCVC) (KIM S. 2009).

L'extrapolation de l'animal à l'homme est encore très incertaine (Anses 2009). On ne peut pas conclure de façon évidente que la voie de conjugaison avec le glutathion, suivie de la production de DCVC, soit plus importante chez l'homme que chez les rongeurs (GOEPTAR 1995). L'excrétion du trichloroéthanol est beaucoup plus élevée chez l'homme que chez la femme. Cette observation pourrait suggérer la présence d'une différence liée au sexe chez l'espèce humaine.

Sur le plan quantitatif, le métabolisme du trichloroéthylène est dépendant de la concentration et de l'espèce testée. Mais peu d'informations précises existent sur le lien entre les différents métabolites et la toxicité en terme quantitatif, ce qui rend la compréhension des mécanismes toxicologiques plus difficile.

La transposition des données obtenues chez l'animal, bien qu'elle soit réalisée par défaut, est à l'origine d'une grande incertitude qu'il est nécessaire de prendre en compte dans la discussion sur les VGAI et les VTR du trichloroéthylène.

#### **4.1.4. Elimination**

Chez L'homme et l'animal, Le trichloroéthylène non métabolisé peut être éliminé par l'air expiré (11-14%). Ses métabolites sont éliminés par les reins : l'élimination urinaire du trichloroéthanol et de l'acide trichloroacétique est complète en 5 et 13 jours respectivement, après la fin de l'exposition (INRS 2008).

Chez L'homme, la demi-vie d'élimination rénale du trichloroéthanol et de son glucuronoconjugué est d'environ 10 heures alors que l'excrétion urinaire de l'acide trichloroacétique est plus faible, avec une demi-vie d'environ 52 heures (ASTDR 1997).

## **4.2 Biomarqueurs d'exposition chez l'homme.**

Le biomonitoring du trichloroéthylène est possible en mesurant sa concentration ou celles de ses métabolites, l'acide trichloroacétique et le trichloroéthanol dans l'air expiré, le sang ou l'urine.

Plusieurs études ont démontré une corrélation entre la concentration en trichloroéthylène dans l'air ambiant et celle dans l'air expiré (ASTDR 1997). Ainsi lors d'une exposition au trichloroéthylène, 10-11% de la dose absorbée sont retrouvés inchangés dans l'air expiré et 2% éliminés en trichloroéthanol.

Une corrélation a été rapportée entre l'exposition par inhalation du trichloroéthylène et les concentrations urinaires du trichloroéthanol et de l'acide trichloroacétique. Dans les études cinétiques chez des hommes volontaires, l'acide trichloroacétique avait une concentration plasmatique et une AUC (Area Under the Curve) beaucoup plus élevées que tous les autres métabolites (Merdins 2008).

L'acide trichloroacétique ayant une demi-vie urinaire beaucoup plus longue que le trichloroéthanol, il est le reflet d'une exposition long-terme alors que le trichloroéthanol témoigne d'une exposition récente (ATSDR 1997).

## 4.3 Effets non cancérigènes, non reprotoxiques

### 4.3.1 Toxicité aiguë

Lors d'une intoxication aiguë par inhalation, la cible du trichloroéthylène est le système nerveux central. On observe:

- dépression du SNC,
- fatigue et somnolence,
- pertes des réflexes et de la coordination motrice,
- coma,
- lésions neurologiques : atteintes des nerfs optiques et du trijumeau.

Des effets cardiaques pourraient également être à l'origine de la mort par fibrillation ventriculaire lors d'une exposition massive au trichloroéthylène.

Pour des expositions respiratoires de 1 à 4 heures, différents NOAEL de 520 à 1 650 mg/m<sup>3</sup> ont été proposés chez l'homme.

Une atteinte hépatique caractérisée par des concentrations élevées en ALAT et ASAT dans le sérum a été observée chez trois travailleurs exposés à des concentrations estimées à 15 000 mg/m<sup>3</sup> (soit 2800 ppm) (INERIS 2005).

L'homme est plus sensible que les rongeurs pour les effets neurologiques (Goeptar 1995).

Une inhalation accidentelle chez un homme de 54 ans travaillant sur une machine à dégraisser les métaux a été rapportée, produisant une lésion réversible des reins (protéinurie et enzymurie de 7 à 74 heures après l'exposition) (Carrieri 2007). Un autre cas produisit des atteintes hépatiques et rénales suivies par un œdème cérébral et la mort chez un jeune homme de 27 ans, probablement due à l'abus de colle contenant du trichloroéthylène (Takaki 2008).

### 4.3.2 Toxicité sub-chronique et chronique

Chez l'homme, les expositions respiratoires sub-chroniques et chroniques sont à l'origine d'atteintes neuropsychiques (syndrome psychosomatique avec anesthésie, céphalées, troubles de la mémoire et syndrome végétatif avec sueurs, troubles fonctionnels, vertiges).

La plupart des études chez l'homme fait mention des symptômes décrits lors des intoxications aiguës, mais elles sont souvent de qualité insuffisante par absence de données d'exposition et sur les facteurs confondants.

Des effets neurologiques plus discrets, en particulier une modification de la fonction du nerf trijumeau, une fatigue ou une incoordination motrice, ont été également observés pour des concentrations respectives de 87, 60 et 38 mg/m<sup>3</sup> en expositions chroniques (plus de 7 ans) (US-EPA 2001).

Dans une analyse d'un groupe de 30 travailleurs exposés chroniquement au trichloroéthylène ayant une maladie neurologique, trois d'entre eux, travaillant le plus près de la source de trichloroéthylène, ont développé un syndrome Parkinsonien.

Une étude très récente, menée sur des paires de jumeaux, met en évidence que l'exposition professionnelle au trichloroéthylène multiplie par six le risque de développer une maladie de Parkinson. Ces données épidémiologiques sont corroborées par des modèles animaux, montrant que le trichloroéthylène induit des phénomènes similaires à ceux observés dans la maladie de Parkinson : activation de la microglie, perte de neurones dopaminergiques (dose-dépendante) ou

accumulation d'alpha-synucléine. (Goldman SM 2011). Les atteintes rénales et pulmonaires sont absentes ou très discrètes. Les atteintes hépatiques n'ont pas toujours été mises en évidence et sont généralement réversibles (Nagaya 1993).

Quelques auteurs suggèrent que le trichloroéthylène induit et exacerbe l'autoimmunité (Tang 2008).

L'étude la plus récente de Xu et al démontre que le trichloroéthylène a induit une hypersensibilité cutanée (dermite allergique) et une altération hépatique chez des travailleurs chinois exposés à des concentrations de 18 à 683 mg/m<sup>3</sup> avec une moyenne journalière de 38,2 mg/m<sup>3</sup> (Kamijima 2008). Liu et al. ont trouvé des anticorps sériques collectés chez des patients souffrant de dermatites induites par le trichloroéthylène. Ces anticorps pourront probablement être utilisés pour comprendre l'immunotoxicité du trichloroéthylène (Liu et al 2009).

D'autres études ont montré un certain nombre de modifications des fonctions endocrines, mises en évidence par la mesure d'hormones stéroïdes notamment, avec des modifications observées pour des expositions de 60 mg/m<sup>3</sup>. La signification toxicologique n'a cependant pas été investiguée (Chia 1996, Goth 1998).

L'US-EPA 2011 a défini une VTR non cancérigène de 0,0004 ppm soit 2 µg/m<sup>3</sup> extrapolée à partir des résultats de deux études par voie orale chez des rongeurs : celle conduite par Keil et al. 2009 qui observent une diminution du poids du thymus chez la souris et celle de Johnson et al. 2003 conduite chez des rats entraînant des malformations cardiaques. La valeur de 2 µg/m<sup>3</sup> a été obtenue en prenant en compte ces deux effets critiques :

- immunotoxicité chez la souris,
- malformations cardiaques chez le rat.

Cette VTR est obtenue en faisant la moyenne des valeurs estimées pour ces deux effets critiques (0,00033 ppm pour la diminution du poids du thymus chez les souris et 0,00037 ppm pour les malformations cardiaques chez le rat), arrondies au chiffre significatif.

La valeur précédemment proposée en 2001 par l'US-EPA en version provisoire était de 40 µg/m<sup>3</sup>.

### 4.3.3 Génotoxicité

En Europe, le trichloroéthylène a été classé depuis 2001 comme mutagène de catégorie 3 selon la directive 67/548/CEE.<sup>1</sup>

Le trichloroéthylène est mutagène *in vitro* sur test d'Ames et sur lymphomes de souris mais cette caractéristique est équivoque *in vivo*.

Sur 27 essais *in vivo* obtenus chez l'homme, rongeurs ou drosophile, 7 sont positifs, 4 équivoques et 16 négatifs, tous basés sur les études publiées entre 1980 et 1994 (ATSDR 1997).

Les mécanismes de cancérogenèse et de génotoxicité ne sont pas bien connus. Il semble que les métabolites du trichloroéthylène soient génotoxiques. Plus récemment, une association statistiquement significative a été notée entre l'exposition de travailleurs au trichloroéthylène et la fréquence de mutations du gène suppresseur de tumeurs VHL (Von Hippel-Landau), elles-mêmes associées à un excès de risque de carcinome rénal (US-EPA 2011).

---

<sup>1</sup> Mutagène de catégorie 3 : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets mutagènes possibles.

## 4.4 Effets sur la reproduction

### 4.4.1 Effets sur la fertilité

Chez l'homme, les études concernant l'exposition professionnelle au trichloroéthylène n'ont pas rapporté d'effets sur la reproduction masculine (EPA, 2001).

Plusieurs études récentes (2000 – 2004) réalisées chez le rongeur (NRC 2006) indiquent que l'exposition au trichloroéthylène :

- perturbe la spermatogenèse (qualité du sperme) ;
- diminue la fertilité des mâles (tests d'accouplement) ;
- diminue la capacité de fertilisation des spermatozoïdes (tests de fertilisation *in vitro* avec spermatozoïdes de mâles exposés) ;
- diminue la capacité des ovocytes à être fécondés chez la femelle (tests de fertilisation *in vitro* avec ovocytes de femelles exposées).

Les études relativement complètes de Kumar et al. (Kumar et al. 2001) ont montré, chez des rats mâles Wistar exposés par inhalation à 376 ppm (2 054 mg/m<sup>3</sup>) de trichloroéthylène 4 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 12 ou 24 semaines, une diminution significative du nombre et de la mobilité des spermatozoïdes, ainsi que de l'activité spécifique de certaines enzymes stéroïdes (déshydrogénases), accompagnée d'une diminution de la testostérone du sperme. La fertilité de ces mâles a été diminuée lorsque des essais d'accouplement ont été réalisés avec des femelles non traitées. Des investigations complémentaires ont montré que la concentration en cholestérol était plus élevée dans les testicules de rats traités au trichloroéthylène que chez les témoins. Ceci a conduit les auteurs à poser l'hypothèse que le trichloroéthylène agit sur la biosynthèse de la testostérone au niveau testiculaire. D'un point de vue histologique, des investigations complémentaires ont permis de mettre en évidence une altération des spermatogonies et des spermatides, des tubules séminifères et des cellules de Leydig. La réversibilité des effets n'a pas été étudiée.

Une étude chez la souris exposée à 1 000 ppm pendant 1 à 6 semaines n'a cependant pas mis en évidence d'effets sur les testicules ni sur le sperme (Xu et al. 2004). Mais la fertilisation *in vivo* de ces mâles exposés au trichloroéthylène avec des femelles non exposées a résulté en une diminution significative du pourcentage d'ovocytes fertilisés après 2 et 4 semaines. Par ailleurs, un essai *in vitro* de liaison spermatozoïde-ovule a mis en évidence une diminution du nombre de spermatozoïdes par ovocyte après un traitement de 0,1 à 10 µg/L d'hydrate de chloral ou de trichloroéthanol. Les auteurs concluaient que les métabolites (et notamment l'hydrate de chloral) étaient responsables de la reprotoxicité du trichloroéthylène.

Enfin, les travaux de Berger et Horner (2003) ont montré que le trichloroéthylène pouvait également présenter une toxicité pour le rat femelle, avec mise en évidence d'une diminution de la pénétration des spermatozoïdes, une diminution de la fertilisation des ovocytes et une diminution de la protéine membranaire de liaison des spermatozoïdes sur l'ovocyte chez des rats Simonson albinos femelles traitées au trichloroéthylène (administration pendant 2 semaines d'eau de boisson contenant 0,45 % de trichloroéthylène).

Ces effets semblent également sous la dépendance d'une activation métabolique par le cytochrome P450 2E1, mais les détails concernant le ou les métabolites responsables demeurent mal connus. L'impact réel des effets biologiques observés (anomalies morphologiques des spermatozoïdes par exemple) sur la fonction reproductrice des animaux n'est pas avéré, de même que la transposabilité de ces effets sur la fonction reproductrice humaine. Les NOAEL associés à ces effets se situent entre 200 et 500 ppm (de 1 093 à 2 732,5 mg/m<sup>3</sup>) pour la voie respiratoire. L'effet du trichloroéthylène inhalé sur la fertilité chez l'homme n'a pas été directement étudié (INERIS 2005).

#### 4.4.2 Effets sur le développement

Concernant les effets sur le développement, certaines études animales évoquent la possibilité d'une augmentation de l'incidence des malformations cardiaques avec des différences entre espèces et entre études chez la même espèce. Le mécanisme d'action de ces malformations, sujettes à de nombreuses discussions, passerait également par une métabolisation par le cytochrome P450 2E1 et les métabolites comme l'acide dichloroacétique et l'acide trichloroacétique pourraient être impliqués. Ces effets ont été mis en évidence pour des expositions orales de trichloroéthylène par l'eau de boisson aussi faible que  $0,18 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$  et jusqu'à  $132 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$  chez le rat exposé avant et pendant la gestation, ou seulement à  $132 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$  chez le rat exposé uniquement pendant la gestation (le pourcentage de malformations cardiaques dans les groupes exposés est de 8 à 9 %, contre 3 % dans le groupe témoin, ce qui suggère que la pente de la relation dose-réponse est faible) (Santé Canada 2005).

Des effets neurotoxiques ont été observés chez les rats exposés au trichloroéthylène par voie orale (expositions pré- et post-natales via l'eau de boisson principalement).

Des études épidémiologiques ont été réalisées en milieu professionnel afin de mettre en évidence un lien entre l'exposition aux solvants et les issues de grossesse. Si certaines issues de grossesse ont été associées à l'exposition professionnelle de la mère aux solvants (fentes palatines, retards de croissance, malformations), il n'est pas possible de conclure quant au rôle précis du trichloroéthylène.

Les issues de grossesses ont été étudiées dans plusieurs cohortes en population générale aux États-Unis :

- Des anomalies du développement (yeux et oreilles) et des morts périnatales ont été mises en évidence (OR = 14,9 et 10 respectivement) entre 1970 et 1982 au Massachusetts (États-Unis). La population étudiée (5000 personnes) avait été desservie par un puits contaminé (267 ppb de trichloroéthylène ; 21 ppb de tétrachloroéthylène) entre 1964 et 1979. En outre, le département de santé publique du Massachusetts indiquait la possibilité d'une augmentation du risque de petits poids gestationnels au troisième trimestre de grossesse dans la même population (OR = 6,37 ; IC95 = 2,39 – 16,99).
- Les expositions au TCE via l'eau de boisson contaminée à Camp Lejeune, en Caroline du Nord ont été associées à une diminution significative du poids de naissance des garçons, mais pas des filles. Les concentrations en TCE dans l'eau étaient de 8 à 1 400 ppb, et l'eau était également contaminée par du dichloroéthylène (12 à 407 ppb), du tétrachloroéthylène (76 à 215 ppb) et du plomb.
- Dans le New Jersey, une étude a été réalisée sur plus de 80 000 naissances et environ 600 morts fœtales dans 75 villes, en utilisant des échantillons d'eau du robinet et les certificats de décès de 1985 à 1988. L'analyse de l'eau a détecté du trichloroéthylène, du tétrachloroéthylène, du 1,1,1-trichloroéthane, du 1,1 et 1,2-dichloroéthylène et plusieurs autres solvants à des concentrations inférieures au ppb. Une association a été observée entre l'exposition au trichloroéthylène et un petit poids de naissance à terme (OR = 1,23). Aucune association pour l'âge gestationnel ou la prématurité n'a été retrouvée avec le trichloroéthylène. Concernant les malformations du tube neural, une légère association a été retrouvée lorsque le trichloroéthylène était présent en concentration supérieure à 10 ppb dans l'eau (OR = 2,53 ; IC90 % = 0,91 – 6,37). De même une association a été retrouvée entre les fentes orales et les concentrations en trichloroéthylène supérieures à 5 ppb (OR = 2,24 ; IC90 % = 1,16 – 4,20). Aucune association n'a cependant été mise en évidence avec les malformations cardiaques.

- A Tucson, en Arizona, une association positive a été mise en évidence entre l'exposition au trichloroéthylène par l'eau de boisson et les très faibles poids de naissance (OR = 3,3 ; IC95 % = 0,5 – 20,6), mais les expositions au trichloroéthylène n'ont pas été caractérisées (données qualitatives exposés/non exposés par rapport à la mise en évidence d'eau contaminée par 5 à 107 µg/L de trichloroéthylène entre 1978 et 1981 sur une population de 1 099 individus).
- Enfin, une étude réalisée chez des individus de Endicott, New York, résidant sur un site pollué aux vapeurs de composés organiques volatils, et notamment au trichloroéthylène (concentration dans l'air intérieur de 0,18 à 140 µg/m<sup>3</sup> et dans les sols jusqu'à 10 000 µg/m<sup>3</sup>), a montré une augmentation de l'incidence des petits poids de naissance chez les résidants exposés au trichloroéthylène (SIR = 2,38 ; IC95 % = 1,10 – 4,27). Le risque d'anomalies cardiaques était par ailleurs plus élevé au niveau du site pollué (RR = 1,99 ; IC95 % = 1,27 – 3,12).

Finalement, les constats épidémiologiques sur les malformations (notamment cardiaques) et les retards de croissance intra-utérins réalisés chez l'homme exposé au trichloroéthylène principalement via l'eau de boisson concordent avec les études animales précitées et sont confortés par des études mécanistes et une relative concordance dans le type de malformations. Toutefois, à ce jour, aucune conclusion définitive n'est avancée chez l'homme et il n'est pas possible d'extraire de ces études une relation dose-réponse ni de LOAEL bien identifiés pour l'évaluation du risque du trichloroéthylène, d'autant que les populations sont souvent exposées à plusieurs substances toxiques (solvants halogénés, métaux...) (NRC 2006). La communauté scientifique recommande de poursuivre les recherches en ce sens et de conduire des études afin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents de la toxicité du trichloroéthylène.

## 4.5 Effets cancérogènes

Le trichloroéthylène a été classé dans le groupe 2A (cancérogène probable) par le CIRC en 1995 (IARC 1995) et cancérogène catégorie 2 par la Commission européenne en 2001<sup>1</sup>.

L'US-EPA, dans sa révision de 2011, classe le trichloroéthylène comme « cancérogène pour l'homme ». L'agence considère qu'il y a suffisamment de preuves pour conclure que les tumeurs du rein sont induites par un processus génotoxique.

Il a été classé sur la base de trois études de cohortes réalisées en Europe du Nord et aux Etats-Unis, qui ont montré des excès de risque de **cancers du foie et des voies biliaires** de **cancers rénaux**, de cancer de l'utérus et de **lymphomes non hodgkiniens**. Deux de ces études, conduites en Suède et en Finlande, regroupaient des individus pour lesquels les niveaux d'acide trichloroacétique ont été mesurés dans les urines. La troisième étude, conduite aux Etats-Unis, regroupait des travailleurs exposés au trichloroéthylène lors de la maintenance des avions. Des co-expositions avec d'autres solvants étaient possibles.

Un excès de risque pour les cancers du col de l'utérus a été observé dans deux des études (Lindbohm 2009, IARC 1995). Ces études n'ont pu cependant établir clairement de lien de cause à effet entre l'exposition respiratoire de trichloroéthylène et les cancers (INERIS 2005). Le CIRC précisait que le niveau de preuve était limité chez l'homme.

Dans leur ensemble, des cohortes rétrospectives réalisées sur le trichloroéthylène ont des limites méthodologiques liées d'une part à l'absence de quantification des expositions de trichloroéthylène pour certaines d'entre elles, d'autre part aux co-expositions éventuelles et non prises en compte dans les études en milieu professionnel, ou encore au faible nombre de sujets étudiés. En outre, l'interprétation des études peut parfois être rendue difficile par l'existence, dans l'environnement,

---

<sup>1</sup> Cancérogène de catégorie 2 : Substance devant être assimilée à une substance cancérogène pour l'Homme.

d'autres substances générant dans l'organisme les mêmes métabolites que le trichloroéthylène ou directement de métabolites (par exemple, l'acide trichloroacétique et l'acide dichloroacétique sont des produits générés par la chloration des eaux potables, le tétrachloroéthylène se transforme dans l'organisme en acide trichloroacétique...) ; or, on sait que la toxicité du trichloroéthylène est engendrée par ses métabolites. Ce phénomène peut expliquer que les résultats des études sur le trichloroéthylène soient équivoques (ATSDR, 1997).

Les résultats de la cohorte finlandaise, dans laquelle 2 050 hommes et 1 924 femmes ont été exposés au trichloroéthylène et à d'autres solvants dans le cadre de leur travail (Antilla *et al.* 1995), ont montré une augmentation statistiquement significative des lymphomes non Hodgkiniens, des cancers du col de l'utérus avec un risque significativement plus élevé chez les individus ayant les plus fortes concentrations de TCA urinaire (SIR=4,4 ; IC95 % = 1,4 – 10,1), et pour les travailleurs exposés plus de 20 ans, une augmentation des cancers hépatiques (RR = 6,1, IC95 % = 2,8 – 17,7). Les cancers du rein n'étaient pas significativement augmentés. Toutefois, la durée d'exposition précise n'était pas connue et les travailleurs ont été exposés à d'autres solvants (bien que les estimations aient été ajustées aux concentrations de TCA urinaire (Lindbohm 2009).

Les résultats de la cohorte suédoise, dans laquelle 1 421 hommes et 249 femmes (travailleurs) étaient exposés au trichloroéthylène (Axelson *et al.* 1994,), ont montré que la mortalité et la morbidité par cancer n'étaient significativement pas plus élevées chez ces individus exposés qu'au sein de la population générale. La majorité des travailleurs avaient des niveaux de TCA urinaires inférieurs à 50 mg/L, ce qui correspondait, selon les auteurs, à une exposition d'environ 20 ppm.

Les résultats de la cohorte réalisée sur 14 457 travailleurs de la maintenance de l'aviation américaine exposés à de multiples solvants dont le trichloroéthylène ont montré une augmentation non significative de la mortalité par **cancer du foie, cancer du rein et des lymphomes non hodgkiniens** : une augmentation statistiquement significative a été observée pour les myélomes multiples (SMR = 236, IC95 % = 87-514) et les lymphomes non-Hodgkiniens (SMR = 212, IC95 % = 102-390) chez les femmes blanches ; et pour les cancers du canal biliaire et du foie chez les hommes blancs morts après 1980 (SMR = 358, IC95 % = 116-836). Les expositions étaient considérées selon des index (fonction de la catégorie professionnelle) et n'ont donc pas permis d'avoir une approche quantitative. Lorsque seuls les individus exposés au trichloroéthylène ont été examinés (6 929 personnes), aucune association significative n'a été retrouvée entre les excès de risque de cancers et les mesures de trichloroéthylène (Spirtas *et al.* 1991).

D'autres études ont été réalisées : les résultats d'une étude conduite sur une population de femmes dans le New Jersey, exposées au trichloroéthylène via l'eau de boisson, ont montré que les incidences des leucémies (RR=1,4 ; IC 95 %=1,1–1,9 ; N=56) et des lymphomes non hodgkiniens (RR=1,4 ; IC 95 %=1,1–1,7 ; N=87) étaient augmentées de manière significative. La moyenne des concentrations de trichloroéthylène dans l'eau était de 23 µg/L et la concentration maximale de 67 µg/L.

Les résultats d'une étude de cohorte allemande réalisée chez les travailleurs de fabrication de cartons exposés au trichloroéthylène ont montré un excès de cancers du rein (7/169, SIR=13,53 basé sur l'incidence de fond de l'Allemagne de l'est) (Henschler *et al.* 1995). En l'absence de mesures d'exposition, la valeur moyenne d'exposition (VME) allemande de 270 mg/m<sup>3</sup> a été utilisée comme moyenne des concentrations atmosphériques de trichloroéthylène auxquelles les travailleurs ont été exposés, et convertie en dose journalière vie entière à 1,98 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> (270 mg.m<sup>-3</sup> × 8 h/24 h × 5 j/7 j × 15,2 ans/70 ans × 0,5 (absorption pulmonaire) × 20 m<sup>-3</sup>/j / 70 kg).

En Allemagne, une étude cas-témoins a analysé la relation entre l'exposition aux solvants organiques (incluant le trichloroéthylène) et l'apparition de lymphome malin (710 cas). Une association statistiquement significative a été démontrée entre une exposition élevée aux solvants chlorés et l'apparition de lymphome malin (RR- 2,1 ; IC 95%- 1,1-4,3). Quand seul le trichloroéthylène est considéré cette association significative persiste (Seidler 2007).



En conclusion, les études humaines ne permettent pas de mettre en évidence de manière claire le lien causal entre l'exposition au trichloroéthylène et la survenue de multiples cancers chez l'homme à l'exception du cancer des reins.

L'US-EPA en 2011 a déterminée un ERU à partir de l'étude de Charbotel et al (2006) pour le cancer des reins de  $5,43 \cdot 10^{-3} \text{ (ppm)}^{-1}$  soit  $1 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ . Pour tenir compte des lymphomes non hodgkiniens et cancer du foie et voies biliaires deux calculs de Risque Relatif (RR) ont été effectués à partir d'une étude multicentrique et de celle de Rasschou-Nielsen et al. (2003). Un ratio de 4 a été retenu pour tenir compte des deux autres cancers cibles.

Ce qui a permis de déterminer une VTR pour les effets chroniques cancérigènes par inhalation de  $2,2 \times 10^2 \text{ (ppm)}^{-1}$  soit  $4,1 \times 10^6 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ .

En revanche, chez le rat mâle Sprague-Dawley, les expositions respiratoires à 600 ppm de trichloroéthylène pendant 104 semaines ont conduit à une augmentation dose-dépendante des tumeurs des cellules de Leydig, et une augmentation marginale des tumeurs rénales, la transposabilité de ces dernières à d'autres espèces étant sujette à questions (Adénocarcinomes des tubules rénaux). Enfin, des souris, des rats et des hamsters ont été exposés à 100 et 500 ppm ( $546$  et  $2\ 732 \text{ mg/m}^3$ ) de trichloroéthylène pendant 18 mois ; une seule augmentation significative a été observée pour l'incidence des lymphomes malins chez les souris femelles (US-EPA 2011).

Le CIRC avait conclu en 2001 que les preuves de cancérogénicité chez l'animal étaient suffisantes. Il y a cependant de nombreuses limites à l'interprétation de ces données : la réponse des animaux est différente selon les sexes (sans qu'un sexe soit toujours identifié comme plus sensible dans l'ensemble des études), et selon les espèces pour les tumeurs hépatiques et pulmonaires (chez la souris mais pas chez le rat). Les études mécanistes font penser que l'homme serait moins sensible à l'action du trichloroéthylène concernant les tumeurs hépatiques et rénales (mécanismes assez spécifiques d'espèces). Néanmoins, on ne peut pas écarter les résultats des lymphomes malins et des tumeurs testiculaires pour l'évaluation des risques sanitaires

#### 4.6 Populations sensibles ou vulnérables

Une revue sur les facteurs qui peuvent affecter les risques induits par une exposition au trichloroéthylène avec l'examen de l'âge, des facteurs génétiques, du sexe, de l'état de santé altérée, de co-exposition à l'alcool et induction enzymatique a été publiée en 2000 (Pastino 2000).

Le métabolisme du trichloroéthylène étant largement impliqué dans ses mécanismes d'action toxique, tous les polymorphismes enzymatiques connus, et notamment ceux concernant les enzymes CYP2E1 et Glutathion S-transférase (GST), sont susceptibles de modifier la sensibilité individuelle à cette substance, même s'il est actuellement impossible de quantifier avec précision l'amplitude de cette modification et le nombre de personnes concernées par ces polymorphismes. On notera toutefois que dans sa construction d'une VTR pour la voie orale, l'EPA proposait un facteur d'incertitude intra-espèce de 50, constitué d'un facteur 15-20 pour la composante toxicocinétique en raison de ce possible effet des polymorphismes et du « classique » facteur  $\sqrt[3]{10}$  ( $\sim 3$ ) pour la composante toxicodynamique (NRC 2006). En effet, dans l'exemple du polymorphisme de la GST, il semblerait que certains sous-groupes de population aient un risque de **cancer du rein** quatre fois plus élevé que d'autres (US-EPA 2001). Concernant le polymorphisme du CYP450 2E1, l'US-EPA indique que généralement, l'activité de ce cytochrome peut varier de 50 fois chez l'homme, selon les individus (US-EPA 2001).

Selon OMS 2010, les personnes consommant de l'alcool ou recevant du disulfiram (effet antabuse) pourraient être plus sensibles aux effets neurologiques du trichloroéthylène en raison d'une moindre dégradation enzymatique (compétition). D'une manière générale, les insuffisants hépatiques et/ou rénaux seraient une population plus sensible par diminution du métabolisme du trichloroéthylène et/ou diminution de l'élimination de ses métabolites toxiques, que ces troubles soient génétiques, environnementaux (alcool, médicaments, autres toxiques, etc.) ou secondaires

à une pathologie. Lors d'expositions historiques à de fortes concentrations (travailleurs, gaz anesthésique), certaines personnes ont pu présenter des troubles du rythme cardiaque, par suite les personnes ayant des antécédents de tels troubles sont considérées comme plus sensibles aux effets du trichloroéthylène. Le rapport de l'US-EPA 2001 cite également les diabétiques dans les populations sensibles en raison de leur susceptibilité particulière aux neuropathies, à certains cancers et d'effets propres du trichloroéthylène sur le métabolisme des glucides et la signalisation cellulaire.

Enfin, des données plus limitées permettent de suspecter une sensibilité accrue pour les catégories suivantes: fumeurs (tous effets toxiques) et travailleurs longuement exposés au trichloroéthylène (effets cutanés et allergiques) (Pastino et al. 2000).

## 5. Valeurs guides et réglementaires existantes

Les **valeurs guides** sont en général construites à partir de critères strictement sanitaires et indiquent les taux en dessous desquels aucun effet sur la santé n'est attendu pour les personnes séjournant dans les locaux concernés. Elles n'ont pas de caractère contraignant et sont présentées souvent comme des objectifs à atteindre et deviennent alors des **valeurs cibles**. Dans quelques cas, les valeurs guides intègrent aussi des impératifs de gestion, sans toujours le préciser explicitement.

Les **valeurs réglementaires** sont de nature très différente puisqu'elles ont vocation à être contraignantes et intègrent presque systématiquement des considérations de gestion. Dans l'air extérieur, elles existent pour de nombreux polluants (mais pas pour le trichloroéthylène) sur tous les continents alors que pour l'air intérieur des locaux, elles sont encore peu développées, hors contexte professionnel.

### 5.1 Valeurs guides de qualité d'air intérieur de l'Anses relatives au trichloroéthylène

Compte tenu des connaissances disponibles à la date de rédaction du rapport et des pratiques internationales de construction des VTR, le groupe de travail de l'Anses a suggéré de considérer la présence d'un seuil pour les effets neurologiques aigus, intermédiaires ou chroniques, et, par défaut, l'absence de seuil pour les effets cancérigènes. Il a proposé *a priori* de retenir les trois types de durées d'exposition (aiguë, intermédiaire et chronique) pour la proposition de VGAI.

En l'absence, dans la littérature internationale, de valeur guide (VG) et de valeur toxicologique de référence (VTR) **court terme** satisfaisant aux critères fixés par l'Anses, et eu égard à la démarche d'élaboration des VGAI définie dans le document méthodologique cadre faisant référence à la date de rédaction de l'avis sur le trichloroéthylène (2009), aucune VGAI de courte durée n'est proposée par l'agence. La VTR aiguë proposée par l'ATSDR de 11 mg/m<sup>3</sup> (2 ppm) a été jugée insuffisante par le groupe de travail, en considérant par ailleurs que les données existantes sont rares et ne peuvent conforter la valeur proposée.

Pour des durées d'exposition **intermédiaire** (14 jours à 1 an), seule une VTR est disponible dans la littérature. Il s'agit de celle proposée par l'ATSDR, de 0,1 ppm, qui répond aux critères de qualité scientifique retenus par le groupe de travail. Ainsi, la VTR proposée par l'ATSDR pour une exposition intermédiaire est retenue comme VGAI intermédiaire française. Cette dernière sera applicable pour des expositions de plus de deux semaines à moins de un an.

Pour des durées d'exposition **chronique** et des effets **non cancérigènes**, la seule valeur de référence disponible à la date de rédaction du rapport était la VTR établie par l'OEHHA à 600 µg/m<sup>3</sup>. Cette valeur n'a pas été jugée de bonne qualité par le groupe de travail au vu de l'analyse détaillée de l'étude source et des facteurs de sécurité appliqués. Compte tenu des éléments scientifiques disponibles et analysés, le groupe de travail de l'Anses n'a donc pas proposé de VGAI long terme pour les effets non cancérigènes.

Pour des durées d'exposition **chronique** et des effets **cancérigènes**, la valeur toxicologique de référence établie par l'OMS de 4,3.10<sup>-7</sup>(µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> pour un excès de risque de 10<sup>-5</sup> est jugée de bonne qualité par l'Anses. Bien qu'elle soit uniquement fondée sur des données animales, cette VTR de l'OMS est retenue par le groupe de travail car elle est basée sur l'effet critique cancérigène et que le mécanisme responsable de l'apparition des tumeurs des cellules de Leydig est considéré comme étant transposable à l'homme.

**Ainsi, les VGAI proposées par l'Anses sont respectivement :**

**Pour les effets non cancérogènes :**

VGAI intermédiaire : **800 µg/m<sup>3</sup>** pour une exposition de plus de deux semaines à moins de un an.

**Pour les effets cancérogènes :**

La valeur est établie en s'appuyant sur la relation dose-réponse retenue :  $4,3 \cdot 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$

Ainsi, la probabilité supplémentaire (par rapport à un individu non exposé) qu'un individu exposé à 1 µg/m<sup>3</sup> de trichloroéthylène pendant sa vie entière contracte un cancer est de  $4,3 \cdot 10^{-7}$ . En d'autres termes, il est possible de déterminer les concentrations suivantes associées à des niveaux de risque en cas d'exposition « vie entière » :

- **2,3 µg/m<sup>3</sup>** pour un risque vie entière de  $10^{-6}$
- **23 µg/m<sup>3</sup>** pour un risque vie entière de  $10^{-5}$ .

### **Commentaires généraux relatifs aux valeurs guides de l'Anses**

Les VGAI visent à préserver la population de tout effet néfaste lié à l'exposition à une substance. Leur respect ne garantit néanmoins pas l'absence absolue d'effet à des concentrations inférieures aux valeurs proposées, notamment chez des personnes particulièrement sensibles. Réciproquement, un effet sanitaire n'est pas nécessairement attendu pour l'ensemble des individus en cas de dépassement des VGAI.

Enfin, il faut garder à l'esprit que les VGAI étant élaborées pour des substances évaluées individuellement, il ne peut être exclu que des effets puissent survenir, en raison de possibles synergies, à des niveaux inférieurs du fait d'expositions simultanées à plusieurs polluants ou d'une exposition au même polluant par de multiples voies (cutanée et/ou orale).

Il est par ailleurs à noter que les VTR proposées sous forme de draft en 2009 par l'US-EPA et disponibles lors de la rédaction du rapport de l'Anses en 2009 ont été modifiées lors de leur publication finale en 2011.

## **5.2 Valeurs d'organismes internationaux ou en vigueur dans d'autres pays**

Pour le trichloroéthylène, très peu de pays ont proposé une valeur guide « Air intérieur ». En complément des valeurs guides internationales fixées par des instances supranationales, des valeurs nationales ont été proposées en Europe (Pays-Bas), au Canada et aux Etats-Unis (Etats de New York, du Colorado et du Texas). Il s'agit en général de valeurs non contraignantes. Dans la majorité des cas, ces valeurs guides sont données pour des expositions « long terme ». Elles ont été répertoriées dans le document de l'Anses de 2009 sur le trichloroéthylène, à l'exception de la valeur OMS publiée en 2010 et de la valeur de Santé Canada. Les principales données sont reprises succinctement dans les paragraphes ci-dessous.

### **5.2.1 Valeurs issues d'instances supranationales**

A l'échelle européenne, le programme Index (Final Report, January 2005 : Critical appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU - The Index project) avait pour objectif d'élaborer une première liste de polluants chimiques prioritaires des environnements intérieurs susceptibles d'être réglementés dans le futur, basée sur des critères bien définis, une revue bibliographique (jusqu'à septembre 2004) ainsi que les valeurs de référence recueillies au

niveau d'instances internationales. Sur la base des informations disponibles et après examen attentif des données existantes, le comité de pilotage du programme Index a défini une liste prioritaire de 14 substances sur les 41 premiers composés candidats. Le trichloroéthylène ne figure pas dans cette liste prioritaire.

Il n'existe donc qu'une seule valeur guide supranationale pour des expositions respiratoires chroniques. En 2010, l'OMS (WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants, 2010) a publié une valeur guide pour la qualité de l'air intérieur sous la forme de trois concentrations calculées à partir d'un excès de risque unitaire ERU de  $4,3 \cdot 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une durée d'exposition vie entière et en vue de protéger la population des effets cancérigènes du trichloroéthylène :

- **2,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour un risque de  $10^{-6}$
- **23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour un risque de  $10^{-5}$
- **230  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour un risque de  $10^{-4}$

La valeur d'ERU retenue par l'OMS a été calculée à partir des données de cancérogenèse ayant montré une augmentation de l'incidence des tumeurs des cellules de Leydig chez le rat (Maltoni et al., 1988). L'OMS considère que cette augmentation de l'incidence des tumeurs testiculaires est le marqueur le plus sensible actuellement disponible.

L'OMS a choisi de retenir l'ERU calculé chez le rat plutôt que chez la souris. Le rat est considéré pour le trichloroéthylène comme une espèce plus proche de l'homme que la souris. Ce choix est conforté par les données mécanistiques précisant que la capacité du poumon de l'homme à transformer le trichloroéthylène en hydrate de chloral serait négligeable par rapport à la souris (OMS, 2010).

Selon l'OMS, il est impossible de déterminer une VTR pour les effets non cancérigènes du trichloroéthylène. Si des effets ont été observés au niveau du système nerveux central et du foie, les données sur la relation dose-réponse ne sont pas jugées suffisantes pour faire une évaluation du risque (OMS, 2000).

### 5.2.2 Valeurs issues d'instances nationales

Le RIVM établit une valeur guide à **200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour le trichloroéthylène. La méthode utilisée pour arriver à cette valeur n'est pas précisée (RIVM, 2007).

**Santé Canada** a établi une valeur guide provisoire pour le trichloroéthylène dans l'air intérieur à **5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  qui protège à la fois contre les effets reprotoxiques et cancérigènes (Santé Canada, 2006). Pour établir sa valeur, Santé Canada s'est basé sur l'augmentation de l'incidence de malformations cardiaques observée chez la progéniture de rates Sprague-Dawley exposées au trichloroéthylène par voie orale avant et pendant la gestation (Dawson, 1993). À partir d'une  $\text{BMDL}_{10}$ <sup>1</sup> de 0,146 mg/kg-jour, une dose journalière admissible (DJA) de 1,46  $\mu\text{g}/\text{kg}\text{-jour}$  a été établie (Santé Canada, 2005). Cette dose a ensuite pu être extrapolée à une concentration dans l'air intérieur (5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en utilisant un facteur d'absorption de 80 %, un poids corporel de 70,7 kg et une quantité d'air inhalée de 15,8  $\text{m}^3/\text{j}$  (Santé Canada, 2006). L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a approuvé le choix de l'effet et de l'étude critique retenus par Santé Canada (Groupe scientifique sur l'eau, 2010; INSPQ, 2006). L'INSPQ avait toutefois souligné qu'il aurait été préférable d'utiliser la LOAEL plutôt que la BMDL dans l'estimation de la DJA. Toutefois, comme ces deux méthodes de dérivation résultent pratiquement en la même valeur (soit 4 et 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement), l'INSPQ a entériné la valeur (INSPQ, 2006).

---

<sup>1</sup>  $\text{BMDL}_{10}$  (*Benchmark Dose (Lower confidence limit)*) : dose critique déterminée à partir de modélisation. Limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la dose qui correspond à une augmentation de l'incidence de 10 % par rapport au bruit de fond.

Le New York State Department of Health (NYSDOH) a caractérisé les risques pour la santé associés à l'exposition au trichloroéthylène, lors de la révision de son critère d'air intérieur en 2006. Sur les bases d'un jugement professionnel, l'ancienne valeur ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a été diminuée d'un facteur de 2 pour tenir compte :

- de l'incertitude relative à la qualité des données des études sur les effets non cancérogènes, particulièrement au niveau de l'association entre le trichloroéthylène et des malformations cardiaques congénitales ;
- d'insuffisances méthodologiques pour l'évaluation efficace du risque à la santé des enfants ;
- du renforcement de la preuve épidémiologique quant à la cancérogénicité du trichloroéthylène pour l'homme.

Selon le NYSDOH, ce nouveau critère de qualité d'air intérieur ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) permettrait l'atteinte d'un niveau de risque cancérogène compris entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$  (NYSDOH, 2006).

**Le Texas** propose depuis 2002 une valeur guide (8 heures) de **1 093  $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Elle s'applique aux bâtiments publics (Texas, 2002).

Le Département de santé publique du **Colorado** a établi plusieurs valeurs correspondant à des niveaux de gestion différents :

- $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  : pas d'action
- $0,8 - 1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  : une étude spécifique est nécessaire
- $> 1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  : mise en œuvre d'action de réduction des expositions.

**Hong Kong** propose une valeur guide de  $770 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les bureaux et lieux publics (8h). La méthode utilisée pour arriver à cette valeur n'est pas détaillée (Hong Kong, 2003).

### 5.3 Valeurs Toxicologiques de Référence proposées par l'US-EPA

L'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), dans sa révision de 2011, considère le trichloroéthylène comme « cancérogène pour l'homme ». L'agence américaine estime qu'il y a suffisamment de preuves pour conclure que les tumeurs du rein sont induites par un processus mutagène et que ce mode d'action est clairement mis en évidence chez l'homme.

Au regard de ce nouveau classement et de l'analyse des nouvelles données toxicologiques disponibles, l'agence américaine a établi de nouvelle VTR pour les effets à seuil et sans seuil du trichloroéthylène.

Ainsi, en 2011, l'US-EPA a établi une valeur de  $4 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour les effets chroniques cancérogènes par inhalation. Cette valeur est basée sur l'ERU de  $5,43 \cdot 10^{-3} (\text{ppm})^{-1}$  soit  $1 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  déterminé à partir de l'étude de Charbotel et al (2006) pour le cancer des reins. Pour tenir compte des lymphomes non hodgkiniens et cancer du foie et voies biliaires deux calculs de Risque Relatif (RR) ont été effectués à partir d'une étude multicentrique et celle de Rasschou-Nielsen et al. (2003). Un ratio de 4 a été retenu pour tenir compte des deux autres cancers cibles.

La concentration arrondie qui correspond à un excès de risque vie entière de  $10^{-5}$  est de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Au vu de l'ensemble des informations analysées, l'US-EPA accorde une confiance élevée à cette valeur.

L'US-EPA a par ailleurs défini une VTR non cancérogène de 0,0004 ppm soit  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  extrapolée à partir des résultats de deux études par voie orale chez des rongeurs : celle conduite par Keil et al. 2009 qui observent une diminution du poids du thymus chez la souris et celle de Johnson et al.

2003 conduite chez des rats entraînant des malformations cardiaques. La valeur de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a été obtenue en prenant en compte ces deux effets critiques :

- immunotoxicité chez la souris,
- malformations cardiaques chez le rat.

Cette VTR est obtenue en faisant la moyenne des valeurs estimées pour ces deux effets critiques (0,00033 ppm pour la diminution du poids du thymus chez les souris et 0,00037 ppm pour les malformations cardiaques chez le rat), arrondies au chiffre significatif.

La valeur proposée pour les effets non cancérogènes est cohérente avec celle proposée pour les effets cancérogènes puisque la concentration arrondie qui correspond à un excès de risque vie entière de  $10^{-5}$  est également de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## 6. Valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP)

La valeur limite de moyenne d'exposition professionnelle (VME – 8 h) est établie en France à 75 ppm, soit 405 mg/m<sup>3</sup>. La VLCT (court terme) sur 15 min est de 200 ppm, soit 1080 mg/m<sup>3</sup>. Ces valeurs, simplement indicatives, ont été adoptées par circulaire du ministère du travail en date du 1<sup>er</sup> décembre 1983 modifiant la circulaire du Ministère du Travail du 19 juillet 1982 (Fiche toxicologique 22 de l'INRS, 2011) et n'a donc pas de statut réglementaire à part entière.

Depuis lors, l'évaluation des effets sanitaires des expositions professionnelles au trichloroéthylène a fait l'objet d'un changement de méthode (prise en compte exclusive des critères sanitaires) et de nouvelles données dont celles publiées par le Scientific Committee on Occupational Exposure Limits (Scoel). En avril 2009, le Scoel recommande une VME (8h-TWA) de 10 ppm (55 mg/m<sup>3</sup>) et une VLCT (STEL – 15 min) de 30 ppm (164 mg/m<sup>3</sup>).

Il est à noter que les valeurs françaises sont dans la fourchette haute des valeurs retenues par les Etats européens. En effet, les valeurs proposées par la majorité des Etats sont de 10 ppm (55 mg/m<sup>3</sup>) pour la VME-8 h et comprises entre 20 ppm (110 mg/m<sup>3</sup>) et 100 ppm (520 mg/m<sup>3</sup>) pour la VLCT– 15 min. Seul le Royaume-Uni propose une VME plus élevée que la valeur française, à savoir 100 ppm (550 mg/m<sup>3</sup>) pour la VME-8 h.

Aux Etats-Unis, on observe la même hétérogénéité au niveau des valeurs proposées par les différents organismes :

- OSHA<sup>1</sup>
  - TLV-TWA<sup>2</sup> = 100 ppm
  - TLV-STEL<sup>3</sup> = 200 ppm
- ACGIH<sup>4</sup>
  - TLV-TWA = 50 ppm (270 mg/m<sup>3</sup>)
  - VLCT = 200 ppm (1080 mg/m<sup>3</sup>)
- Niosh<sup>5</sup>
  - TLV-TWA = 25 ppm

### **Cohérence entre VGAI proposées par l'Anses et VLEP**

La VLEP, correspond à près de 20 000 fois la valeur guide long terme pour l'air intérieur proposée par l'Anses dans son rapport de 2009. De façon plus générale, même en acceptant que les travailleurs sont censés être des adultes en bonne santé exposés sur un temps limité, un tel écart entre les valeurs établies pour la population générale et pour la population professionnelle apparaît de moins en moins acceptable. Une réflexion d'ensemble devrait être menée sur cette thématique.

---

<sup>1</sup>Occupational safety and health administration.

<sup>2</sup>Threshold limit value-Time-weighted average.

<sup>3</sup>Threshold Limit Value – Short Term Exposure Limit.

<sup>4</sup>American Conference of Governmental Industrial Hygienists.

<sup>5</sup>National Institute for Occupational Safety and Health.



## 7. Dispositions réglementaires

Le trichloroéthylène est visé par l'arrêté du 15 mars 2007 modifiant l'arrêté du 7 août 1997 modifié relatif aux limitations de mise sur le marché et d'emploi à destination du grand public de certains produits contenant des substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques (CMR) de catégorie 1 ou 2 (1A ou 1 B selon le règlement CLP). Le trichloroéthylène ne peut pas être utilisé en concentration supérieure ou égale à 0,1 % en poids dans les substances et préparations destinées à la vente au grand public et/ou aux applications conduisant à une diffusion, telles que le nettoyage des surfaces et le nettoyage des tissus.

Le trichloroéthylène est également visé par l'arrêté du 30 avril 2009 relatif aux conditions de mise sur le marché des produits de construction et de décoration contenant des substances CMR de catégorie 1 ou 2. L'étiquetage des produits mis en vente doit obligatoirement indiquer les quantités de polluants volatils, émis dans l'air intérieur des bâtiments et considérés comme des substances cancérigènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction de catégorie 1 ou 2. À partir du 1er janvier 2010, les matériaux de construction et de décoration (pour le revêtement des sols, plafonds et murs) qui émettent plus de 1 µg/m<sup>3</sup> de trichloroéthylène sont interdits.

Le trichloroéthylène fait partie des déchets diffus spécifiques (DDS). La limitation de ses impacts sur l'environnement et la santé humaine nécessite un traitement approprié. Les stocks de produits détachants ou dégraissants contenant du trichloroéthylène doivent donc être amenés en déchetterie disposant d'une filière d'élimination adaptée.

Dans le cadre de l'action 19 du deuxième Plan national santé environnement (PNSE2) dont l'un des objectifs est de réduire les expositions dans les bâtiments accueillant des enfants, le trichloroéthylène a été intégré à la liste des substances recherchées au droit des établissements sensibles construits sur des sites potentiellement pollués. Les premiers résultats seront disponibles au cours de l'année 2012.

## 8. Valeurs repères pour le trichloroéthylène

Le HCSP recommande deux valeurs de gestion pour la pollution de l'air intérieur par le trichloroéthylène dans les immeubles d'habitation : une valeur repère de qualité d'air intérieur (VR) et une valeur d'action rapide (VAR).

Les valeurs proposées ci-dessous s'appliquent uniquement aux expositions chroniques.

### 8.1 Valeur repère de qualité d'air intérieur (VR)

C'est la valeur au-dessus de laquelle des actions doivent être entreprises pour rechercher une source de trichloroéthylène et entreprendre des actions visant à faire cesser ou réduire les transferts de pollution.

Conformément à l'approche méthodologique exposée dans le rapport d'octobre 2009 sur les valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos, et considérant que l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) a défini en 2011 une VTR à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les effets non cancérogènes et que cette même agence, retient un excès de risque unitaire (ERU) de  $4.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour les effets cancérogènes par inhalation, le HCSP recommande que la **valeur repère de qualité d'air soit égale à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour l'air intérieur des immeubles d'habitation ou locaux ouverts au public.

Cette teneur doit être respectée dans tous les bâtiments dans un délai de 5 ans. Elle est fondée sur les dernières valeurs éditées par l'US-EPA en 2011 et protège également contre les effets chroniques non cancérogènes du trichloroéthylène : effets hépatiques, rénaux, neurologiques, immunologiques, effets sur la reproduction et le développement.

### 8.2 Valeur d'action rapide (VAR)

Le HCSP recommande de fixer la valeur d'action rapide, VAR à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit cinq fois la valeur repère de qualité de l'air. Ce ratio de concentrations entre les valeurs repères à long terme et d'action rapide est dans l'ordre de grandeur de celui adopté pour le benzène, le tétrachloroéthylène et le naphtalène (HCSP 2009, 2010).

La ou les sources en cause doivent être identifiées sans délai et les actions correctives mises en œuvre viseront à abaisser le niveau de concentration de trichloroéthylène dans les bâtiments concernés jusqu'à une concentration inférieure à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le délai de mise en œuvre de ces actions correctives ne devra pas excéder six mois.

### 8.3 Proposition de stratégie de prélèvement et de mesure

#### 8.3.1 Stratégie de prélèvement

Les campagnes de prélèvements peuvent être basées sur la stratégie préconisée par le ministère en charge de l'environnement en ce qui concerne les campagnes de surveillance de qualité de l'air. Il est prévu une mesure hivernale et une mesure estivale afin d'obtenir une estimation de la valeur moyenne annuelle plus proche de la réalité qu'une valeur unique qui peut conduire à une surestimation ou à une sous-estimation des mesurages selon la saison.

Cette stratégie correspond par ailleurs au protocole développé par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) pour les campagnes de mesures programmées dans 300 crèches et écoles entre 2009 et 2011. Bien évidemment, dans le cas de valeurs dépassant la

valeur repère de qualité d'air intérieur, cette stratégie ne doit pas pour autant différer la communication vers les occupants et retarder une décision d'intervention nécessaire.

De plus, la mesure visant à approcher l'exposition des personnes, les pièces/salles à équiper principalement sont celles où les occupants passent le plus de temps (pour les logements, le séjour ou la chambre sont à privilégier). Pour le positionnement de l'échantillonneur, le centre de la pièce est le lieu le plus approprié. En cas d'impossibilité, les préconisations minimales à respecter sont au minimum à 1 m d'un mur et à une hauteur de 1 m voire 1,5 m (à la hauteur moyenne des voies respiratoires) en évitant les endroits surexposés (soleil, chauffage, ventilation...). Par ailleurs, les mesures doivent, dans la mesure du possible, être réalisées dans les conditions normales d'occupation des locaux (Anses, 2011).

Compte tenu des niveaux relativement élevés retrouvés dans les bâtiments à proximité des sols pollués, il semble opportun de prescrire la réalisation de campagnes de mesurage en priorité dans ces bâtiments qui pourront être repérés à partir de la base BASOL<sup>1</sup>.

Le HCSP préconise que ces mesurages aient un caractère obligatoire pour les propriétaires de bâtiments accueillant du public ou pour les propriétaires bailleurs de logements, et soient recommandés pour les propriétaires occupants. Lorsque les valeurs mesurées excèdent la VAR, l'organisme ayant réalisé les mesures devrait être tenu d'en informer les autorités compétentes (ARS, DREAL) afin de conduire les investigations de manière à identifier les sources et les risques pour le voisinage.

### 8.3.2 Méthodes de mesure

#### **Recommandations pour la comparaison aux valeurs repères :**

La méthode de mesure par prélèvement par diffusion passive, mis en œuvre sur une durée de sept jours, sur tube avec une désorption thermique suivie d'une analyse par CPG/DIF ou CPG/SM est préconisée pour la comparaison de mesures aux valeurs repères ainsi qu'aux valeurs guides long terme de l'Anses.

Comme indiqué précédemment, deux séries de mesures *a minima* sont recommandées.

La méthode de mesure par prélèvement par diffusion passive avec une désorption chimique suivie d'une analyse par CPG/DIF ou CPG/SM peut aussi être mise en œuvre, en particulier dans le cas d'une source de contamination connue.

## 8.4 Bilan général sur les valeurs (repère et d'action)

Le groupe de travail propose pour le long terme de retenir deux valeurs pour le trichloroéthylène : une valeur repère et une valeur d'action rapide :

- **Valeur repère de qualité d'air intérieur : 2 µg/m<sup>3</sup>.** Cette valeur repère doit être immédiatement applicable dans les bâtiments neufs et respectée dans tous les bâtiments, avec un délai des actions correctives fixé à 5 ans.
- **Valeur d'action rapide : 10 µg/m<sup>3</sup>.** Les actions correctives mises en œuvre viseront à abaisser le niveau de concentration de trichloroéthylène dans les bâtiments concernés jusqu'à une concentration inférieure à 2 µg/m<sup>3</sup>. Le délai de mise en œuvre de ces actions correctives ne devrait pas excéder 6 mois.

La valeur repère retenue est fondée sur les dernières valeurs éditées par l'US-EPA en 2011 et protège également contre les effets chroniques non cancérigènes du trichloroéthylène : effets

---

<sup>1</sup> Base de données BASOL sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif.

hépatiques, rénaux, neurologiques, immunologiques, effets sur la reproduction et le développement.

## **8.5 Cas des immeubles neufs**

Dans le cas des immeubles neufs, tout doit être mis en œuvre pour que les lieux ouverts au public respectent, à compter de 2013, la valeur de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A cette fin, les architectes, les maîtres d'œuvre doivent à la fois agir sur les sources extérieures et intérieures.

En termes de sources extérieures, il s'agit :

- de respecter la réglementation pour toute construction sur des sols potentiellement pollués, de bâtiments ouverts au publics, notamment ceux à destination de populations sensibles ;
- d'évaluer la contamination ambiante avant construction près d'une zone industrielle potentiellement émettrice de trichloroéthylène et, si nécessaire, de suspendre l'implantation du bâtiment sur ce site ou de l'équiper de dispositifs appropriés, à l'exemple de ceux mis en œuvre pour le radon.

Pour les sources intérieures, l'interdiction de l'utilisation du trichloroéthylène dans les produits détachants contribuera à s'affranchir d'une source importante d'émission continue de trichloroéthylène.

A noter que l'arrêté du 30 avril 2009 relatif aux conditions de mises sur le marché des produits de construction et de décoration contenant des substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques de catégorie 1 ou 2 (*Journal officiel* du 28 mai 2009) stipule que ces produits ne peuvent être mis sur le marché que s'ils émettent moins de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de trichloroéthylène (concentration d'exposition calculée à partir du facteur d'émission spécifique mesuré en chambre d'essai d'émission selon les normes ISO 16000, à 28 jours de conditionnement du produit).

## Bibliographie

Afsset. Valeurs guides de qualité d'air intérieur : document cadre et éléments méthodologiques. En partenariat avec le CSTB. Août 2007.

Afsset, Indoor air quality guidelines for trichloroethylene. Maisons-Alfort, 2009.

[http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/027042903425718773350058472815/valeurs\\_guides\\_qualite\\_air\\_interieur\\_methodologie.pdf](http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/027042903425718773350058472815/valeurs_guides_qualite_air_interieur_methodologie.pdf)

Afsset. Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le trichloroéthylène. Rapport d'expertise collective, 2009.

AirBreizh. Etude de la qualité de l'air dans les locaux du Conseil général des Côtes d'Armor, 2009.

AirBreizh. Etude de la qualité de l'air au niveau du C.C. Beausoleil de Cesson-Sévigné, 2009.

Anses. Propositions de Valeurs Guides d'Air Intérieur- Addendum. Fiche de recueil de données relatives à la métrologie du trichloroéthylène, 2011.

Anttila et al. Cancer incidence among Finnish workers exposed to halogenated hydrocarbons. J Environ Occupat Medicine 1995; 37:797–806.

Aspa. Campagne de mesures des composés organohalogénés dans l'air intérieur des habitations voisines du site de la société Munsch-Gulden à Wingen sur Moder. ASPA 08122202 - ID. 2008.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for trichloroethylene. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, 1997.

Axelson et al. Updated and expanded Swedish cohort study on trichloroethylene and cancer risk. J Occupat Med 1994; 36: 556–562.

Building Assessment Survey and Evaluation (BASE) Study. Washington, DC, US Environmental Protection Agency, 2008. [http://www.epa.gov/iaq/base/voc\\_master\\_list.html](http://www.epa.gov/iaq/base/voc_master_list.html)

Batterman et al. Levels and composition of volatile organic compounds on commuting routes in Detroit, Michigan. Atmospheric Environment 2002; 36 : (39- 40): 6015-6030..

Bell et al. The 1990 Toronto Personal Exposure Pilot (PEP) Study, (ébauche), Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ontario), 1991.

Berger and Horner. In vivo exposure of female rats to toxicants may affect ovocyte quality. Reproductive Toxicol 2003; 17: 273–281. Erratum in Reproductive Toxicol, 2004; 18: 447.

Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz, Ergleischwerte für flüchtige organische Verbindungen (VOC und Aldehyde) in der Innenraumlufte von Haushalten in Deutschland, Ergebnisse des repräsentativen Kinder-Umwelt- Surveys (KUS) des Umweltbundesamtes. 2008.

Carrieri et al. Acute, nonfatal intoxication with trichloroethylene. Arch Toxicol 2007; 81: 529–532.

Chan et al. Determination of organic contaminants in residential indoor air using an adsorption-thermal desorption technique, J. Air Waste Manage. Assoc. 1990; n° 40, p. 62-67.

Chan et al. Volatile organic compounds in roadside microenvironments of metropolitan Hong Kong. Atmospheric Environment 2002; 36:2039– 2047.

Chao and Chan. Quantification of indoor VOCs in twenty mechanically ventilated buildings in Hong Kong. Atmospheric Environment. 2001; 35:5895–5913.

- Charbotel et al. Case-control study on renal cell cancer and occupational exposure to trichloroethylene. Part II: Epidemiological aspects. *Annals of Occupational Hygiene* 2006; 50: 777-787.
- Chia et al. Semen parameters in workers exposed to trichloroethylene. *Reproductive Toxicol.* 1996; 10: 295–299.
- Chiu et al. Issues in the Pharmacokinetics of Trichloroethylene and its Metabolites. *Environ Health Perspect* 2006; 114(9): 1450-1456.
- Dann et Wang. Measurement of Volatile Organic Compounds in Canada 1987-1990, Conservation et protection, Centre de technologie environnementale de River Road, Environnement Canada, Ottawa, rapport PMD 92-3, 1992.
- Dawson et al. Cardiac teratogenesis of halogenated hydrocarbon-contaminated drinking water. *J Am Coll Cardiol* 1993 ; 21(6):1466–1472.
- DRSP, Evaluation du risque à la santé pour les populations de Shannon et de Québec (secteur de Val Bel-Air par la DRSP et les services sociaux de la capitale Nationale. 2007.
- Eklund et al. Spatial and temporal variability in VOC levels within a commercial retail building. *Indoor Air*, 2008; 18:365–374.
- EUROCHLOR. Risk Assessment for the Marine Environment; OSPARCOM Region.; North Sea. Trichloroéthylène, 1997. <http://www.eurochlor.org/upload/documents/document75.pdf>
- European Commission. Joint Research Centre (JRC). Final Report. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU: The Index project. Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit. January, 2005. 337 pages. I-21020 Ispra (VA), Italy.
- European Union. Risk Assessment Report for trichloroethylene, CAS No: 79-01-6, EINECS No: 201-167-4, European Union, European Chemicals Bureau, Existing Chemicals. Joint Research Center. EUR 21057EN. 1st Priority List. Volume 31. Final Report. United Kingdom. 2004.
- Figge K. Luftgetragene, organische Stoffe in Blattorganen, UWSF-Z. *Umweltchem. Ökotox.*, n° 2(4), 1990, p. 200-207.
- Frank H. Airborne chlorocarbons, photooxidants, and forest decline, *Ambio*, n° 20(1), 1991, p. 13-18.
- GerES. Vergleichswerte für flüchtige organische Verbindungen (VOC und Aldehyde) in der Innenraumluft von Haushalten in Deutschland, Ergebnisse des repräsentativen Kinder-Umwelt-Surveys (KUS) des Umweltbundesamtes, *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, 51: 109-112. 2008.  
<http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/survey/publikationen/KUS-VOC-Innenraumluft-2008.pdf>
- Goeptar et al. Metabolism and kinetics of trichloroethylene in relation to toxicity and carcinogenicity. Relevance of the mercapturic pathway. *Chem Res Toxicol.* 1995; 8:3–21.
- Goh et al. Effects of chronic exposure to low doses of trichloroethylene on steroid hormone and insulin levels in normal men. *Environ Health Perspect.* 1998; 106: 41–44.
- Goldman SM. trichloroethylene (TCE) exposure and Parkinson's disease. XIX World Congress on Parkinson's Disease and Related Disorders (Shanghai, China: 11-14 December 2011).
- Groupe scientifique sur l'eau, Trichloroéthylène, dans Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institut national de santé publique du Québec, 11 p. 2010.  
[http://www.inspq.gc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/fiche\\_tce\\_06\\_10.pdf](http://www.inspq.gc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/fiche_tce_06_10.pdf)

Guidelines for Canadian drinking water quality: supporting documentation. Trichloroethylene. Ottawa, Ontario, Health Canada, 2005.

Guo et al. Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in different indoor environments. *Environmental Research*. 2004; 94:57–66.

Harkov et al. Measurement of selected volatile organic compounds at three locations in New Jersey during the summer season, *J. Air Pollut. Contr. Assoc.*, n° 33(12), 1983, p. 1177-1183.

HCSP. Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos – le formaldéhyde. Octobre 2009. [http://www.hcsp.fr/docspdf/avisrapports/hcspr20091013\\_airesclosForm.pdf](http://www.hcsp.fr/docspdf/avisrapports/hcspr20091013_airesclosForm.pdf)

HCSP. Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos – le benzène. Juin 2010. [http://www.hcsp.fr/docspdf/avisrapports/hcspr20100616\\_benzenespclus.pdf](http://www.hcsp.fr/docspdf/avisrapports/hcspr20100616_benzenespclus.pdf)

HCSP. Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos – le tétrachloroéthylène. Juin 2010. [http://www.hcsp.fr/docspdf/avisrapports/hcspr20100616\\_techloethespclus.pdf](http://www.hcsp.fr/docspdf/avisrapports/hcspr20100616_techloethespclus.pdf)

Henschler et al. Increased incidence of renal cell tumors in a cohort of cardboard workers exposed to trichloroethene. *Arch Toxicol*. 1995; 69(5): 291-9.

Hers et al. The use of indoor air measurements to evaluate intrusion of subsurface VOC vapors into buildings. 2001.

Hong Kong. A Guide on Indoor Air Quality Certification Scheme for Offices and Public Places. Hong Kong Special Administrative Region, Indoor Air Quality Management Group, 2003.

HSDB – (Hazardous Substances Data Bank) [online database]. Bethesda, MD, National Library of Medicine, 2010 - <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

IARC Monographs, 1995. Dry cleaning, some chlorinated solvents and other industrial chemicals. Summary of data reported and evaluation. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 63).

INERIS - Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: trichloroéthylène. Verneuil-en-Halatte, 2005.

INERIS. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Trichloroéthylène, 2005a. [www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getFile&id=175](http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getFile&id=175)

INRS - Fiche toxicologique : trichloroéthylène. Paris, Institut national de recherche et de sécurité, 2008.

INRS (2011), Fiche toxicologique, FT 22.

INSPQ (Institut national de santé publique du Québec). Trichloroéthylène dans l'air intérieur : Détermination d'une valeur guide. Commentaires présentés à la Direction régionale de santé publique de la Capitale-Nationale. Auteurs : Phaneuf D, Bourgault MH et Belleville D. 2006.

Institut national de santé publique du Québec. Fiche Trichloroéthylène, 2010

Johnson et al. Threshold of trichloroethylene contamination in maternal drinking waters affecting fetal heart development in the rat. *Environ Health Perspect*. 2003; 111: 289-292.

Kamijima et al. Trichloroethylene causes generalized hypersensitivity skin disorders complicated by hepatitis. *J Occupat Health*. 2008; 50: 328–338.

Keil et al. Assessment of trichloroethylene (TCE) exposure in murine strains genetically-prone and non-prone to develop autoimmune disease. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 2009; 44: 443-453.

Kim et al. Pharmacokinetic analysis of trichloroethylene metabolism in male B6C3F1 mice: formation and disposition of trichloroacetic acid, dichloroacetic acid, S-(1,2-dichlorovinyl) glutathione and S-(1,2-dichlorovinyl)-L-cysteine. *Toxicol Appl Pharmacol.* 2009; 238:90–99

PCS - Trichloroethylene. Geneva, 1985 (Environmental health Criteria No. 50).

Kumar et al. Trichloroethylene induced testicular toxicity in rats exposed by inhalation. *Human Experiment Toxicol.* 2001; 20: 585–589.

LaRegina et al. Volatile organic compounds at hazardous waste sites and a sanitary landfill in New Jersey. *Environ. Progress*, n° 5(1), 1986, p. 18-27.

Lash et al. Metabolism of trichloroethylene. *Environ Health Perspect.* 2000; 108(Suppl. 2): 177–200.

Lindbohm et al. Risks of liver cancer and exposure to organic solvents and gasoline vapors among Finish workers. *Internat J Cancer* 2009; 124: 2954–2959.

Liu et al. Identification of antigenic proteins associated with trichloroethylene-induced autoimmune disease by serological proteome analysis. *Toxicol Applied Pharmacol* 2009; 240: 393–400.

Loh et al. Measured concentrations of VOCs in several non-residential microenvironments in the United States. *Environmental Science & Technology.* 2006; 40:6903–6911.

Maltoni et al. Long-term carcinogenicity bioassays on trichloroethylene administered by inhalation to Sprague-Dawley rats and Swiss and B6C3F1 mice. *Ann N Y Acad Sci*, 1988; 534, 316-342,

Matti et al. Final Report: Air Pollution Exposure in European Cities: the Expolis Study – EU contracts ENV4-CT96-0202 (five centres) and ERB IC20-CT96-0061 (Prague). 2004.

Merdink et al. Kinetics of chloral hydrate and its metabolites in male human volunteers. *Toxicology* 2008; 245: 130–140.

Meyer. Memo and data regarding former Endicott site indoor air test data. 2003.

Mosqueron et al. Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments : période 1990-2001 (CSTB DDD/SB-2002-23), 2004a.

Mosqueron et al. Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air a intérieur des bâtiments : actualisation des données sur la période 2001-2004 (DDDSB/ 2004-044). 2004b.

Nagaya et al. Subclinical and reversible hepatic effects of occupational exposure to trichloroethylene. *Internat Archives of Occup Environ Health.* 1993; 64: 561–563.

NRC (2006). Assessing the Human Health Risks of Trichloroethylene : Key scientific Issues. National Research Council of the National Academies Press (Washington, D.C.): 426 p.

NYSDEC. Field investigation report for groundwater and residential air sampling August 2006 through March 2007 soil vapor intrusion investigation, 2007.

NYSDOH (New York State Department of Health). 2006. Trichloroethene Air Criteria Document. Center for Environmental Health, Bureau of Toxic Substance Assessment.

[http://www.nyhealth.gov/environmental/chemicals/trichloroethene/docs/cd\\_tce.pdf](http://www.nyhealth.gov/environmental/chemicals/trichloroethene/docs/cd_tce.pdf)

Ohta et al. Washout effect and diurnal variation for chlorinated hydrocarbons in ambient air, *Atmos. Environ.*, n° 11, 1977, p. 985-987.

Ohura et al. Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: Levels, sources and risks. *Science of the Total Environment* 366, 485-499. 2006.

OMS. Trichloroethene in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality (WHO/SDE/WSH/05.08/22). Geneva, World Health Organisation. 2005.



OMS. WHO Guidelines for indoor air quality: Selected pollutants: Trichloroethylene. pp 377-403; WHO relation office for Europe, Copenhagen 2010; 484 p. <http://www.euro.who.int>

OQAI. Campagne nationale Logements : État de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final référencé DDD/SB-2006-57, Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Kirchner S., Arenes J-F., Cochet C. et al. ; novembre 2006 – 165 p.

Pastino et al. Human variability and susceptibility to trichloroethylene. Environ Health Perspect. 2000; 108 Suppl 2: 201-14.

Pellizzari et al. Comparison of Indoor and Outdoor Toxic Air Pollutant Levels in Several Southern California Communities, rapport final du California Air Resources Board, contrat n° A5-174-33, cité dans California Air Resources Board (CARB), 1990, Proposed Identification of Trichloroethylene as a Toxic Air Contaminant, Part A. Public Exposure To, Sources, and Emissions of Trichloroethylene in California, 1989.

Raaschou-Nielsen et al. Cancer risk among workers at Danish companies using trichloroethylene: A cohort study. Am J Epidemiol. 2003; 158: 1182-1192.

RIVM. Health-Based Guideline Values for the Indoor Environment. Centre for Inspection Research, Emergency Response and Drinking Water 2007; Report 609021044/2007: 97 p.

RIVM. Health-based guideline values for the indoor environment. RIVM Report 609021044/2007.

Santé Canada. 1993. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Trichloroéthylène.

Santé Canada, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Documentation à l'appui – Le trichloroéthylène. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Ottawa, Ontario, 60 p. (2005).  
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/>

Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui-Le trichloroéthylène 2005.

Santé Canada. Valeur guide provisoire pour le trichloroéthylène dans l'air intérieur. Document justificatif de Santé Canada, 2006.

Sapkota et al. Tollbooth workers and mobile source-related hazardous air pollutants: How protective is the indoor environment. 2005.

Sax et al. Differences in source emission rates of volatile organic compounds in inner-city residences of New York City and Los Angeles. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology. 2004; 14, S95-S109.

Seidler et al. Solvent exposure and malignant lymphoma: a population based case-control study in Germany. J Occup Med Toxicol. 2007; 2: 2–12.

Sexton et al. Children's exposure to volatile organic compounds as determined by longitudinal measurements in blood. 2005.

Shah et Singh. Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air, A national VOCs data base, Environ. Sci. Technol., n° 22(12), 1988, p. 1381-1388.

Spirtas et al. Retrospective cohort mortality study of workers at an aircraft maintenance facility. I. Epidemiological results. British J Industr Medicine 1991; 48: 515–530.

Takaki et al. A 27-year-old man who died of acute liver failure probably due to trichloroethylene abuse. J Gastrol 2008; 43: 239–242.

Tang et al. Characterization of liver injury associated with hypersensitive skin reactions induced by trichloroethylene in the guinea pig maximization test. J Occup Health 2008; 50: 114–121.

Texas. Texas Voluntary Indoor Air Quality Guidelines for Government Buildings. Texas Department of Health, Toxic Substances Control Division, Indoor Air Quality Branch. 2002.

US-EPA 2001 Trichloroethylene Health Risk Assessment: Synthesis and Characterization (Draft) - EPA/600/P-01/002A. Washington, DC, National Center for Environmental Assessment–Washington Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency.

US-EPA, The Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) Study: Summary and Analysis, Volume I, EPA 600/6-87/002a, cité dans California Air Resources Board (CARB), 1990, Proposed Identification of Trichloroethylene as a Toxic Air Contaminant, Part A, Public Exposure to, Sources, and Emissions of Trichloroethylene in California, 1987.

US-EPA 2011. Toxicological review of trichloroethylene EPA/635/R-09/011F Washington, DC, National Center for Environmental Assessment–Washington Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/>

Wallace et al. The Los Angeles TEAM study: personal exposures, indoor-outdoor air concentrations, and breath concentrations of 25 volatile organic compounds, J. Exposure Analysis Environ. Epidemiol., n° 1(2), 1991, p. 157-192.

WHO Regional Office for Europe, Trichloroethylene. In: Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. Copenhagen, 2000 (European Series, No. 91).

Wu et Schaum J. Exposure assessment of trichloroethylene, Environ Health Perspect. 2000; 108, Suppl 2, 359-363.

Xu et al. Exposure to trichloroethylene and its metabolites causes impairment of sperm fertilizing ability in mice. Toxicol Sci. 2004; 82: 590–597.

Zhu et al. Selected volatile organic compounds in residential air in the city of Ottawa, Canada, 2005.

## Glossaire

Aasqa	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air
ACGIH	<i>American conference of governmental industrial hygienists</i>
Afsset	Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
ALARA	<i>As low as reasonably achievable</i>
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
Aspa	Aasqa Alsace
ATSDR	<i>Agency for toxic substances and disease registry</i>
CEE-NU	Commission économique pour l'Europe des Nations Unies
CFC	Chlorofluocarbure
Circ/larc	Centre international de recherche sur le cancer
CPG	Chromatographie en phase gazeuse
COV	Composé organique volatil
CSRE	Commission spécialisée risques liés à l'environnement du HCSP
CSTB	Centre scientifique et technique du bâtiment
DDS	Déchet diffus spécifique
DGS	Direction générale de la santé
DIF	Détecteur à ionisation de flamme
DRSP	Direction régionale de la santé publique de l'Agence de la santé et des services sociaux de la Capitale-Nationale (Canada)
ERP	Etablissement recevant du public
EU	European union
GerES	<i>German environmental survey</i>
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HCSP	Haut Conseil de la santé publique
larc	<i>International agency for research on cancer</i>
Index	Critical appraisal of the setting and implementation on indoor exposure limits in European Union
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INRS	Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IREP	Registre français de déclaration des émissions polluantes

JOCE	Journal officiel de la Commission européenne
LCPP	Laboratoire central de la préfecture de police
LCSQA	Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air
Loael	<i>Lowest observed adverse effect level</i>
MJC	Maison des jeunes et de la culture
Niosh	<i>National institute for occupational safety and health</i>
Noael	<i>No observed adverse effect level</i>
NTP	<i>National toxicology program</i>
NYSDOH	New York State Department of Health
OEHHA	<i>Office of environmental health hazard assessment</i>
OQAI	Observatoire de la qualité de l'air intérieur
OMS	Organisation mondiale de la santé
OSHA	<i>Occupational safety and health administration</i>
PNSE2	Plan national santé environnement 2
RIVM	<i>National institute for public health and the environment (Netherlands)</i>
Scoel	<i>Scientific committee on occupational exposure limit values</i>
SM	Spectrométrie de masse
TDH	<i>Texas department of health</i>
TLV-STEL	<i>Threshold limit value – Short term exposure limit</i>
TLV-TWA	<i>Threshold limit value -Time weighted average</i>
US-EPA	<i>United states – Environmental protection agency</i>
VAR	Valeur d'action rapide
VG	Valeur guide
VGAI	Valeur guide d'air intérieur
VLCT	Valeur limite d'exposition court terme
VLEP	Valeur limite d'exposition professionnelle
VMC	Ventilation mécanique contrôlée
VME	Valeur moyenne d'exposition professionnelle
VR	Valeur repère
VTR	Valeur toxicologique de référence

## Table des matières

<b>Saisine</b>	<b>4</b>
<b>Résumé</b>	<b>7</b>
<b>1. Introduction et problématique</b>	<b>10</b>
<b>2. Généralités sur le trichloroéthylène et ses sources dans les lieux clos</b>	<b>12</b>
<b>3. Distribution des niveaux d'exposition</b>	<b>15</b>
<b>3.1 Différents milieux intérieurs</b>	<b>15</b>
3.1.1 Cas général des habitats	15
3.1.2 Ecoles et crèches	18
3.1.3 Bureaux	18
3.1.4 Etablissements recevant du public	19
3.1.5 Garage et moyens de transport	19
<b>3.2 Air extérieur</b>	<b>20</b>
<b>3.3 Bilan sur l'exposition de la population générale</b>	<b>21</b>
<b>4. Effets sur la santé</b>	<b>23</b>
<b>4.1 Toxicocinétique</b>	<b>23</b>
4.1.1 Absorption	23
4.1.2 Distribution	23
4.1.3 Métabolisme	23
4.1.4 . Elimination	24
<b>4.2 Biomarqueurs d'exposition chez l'homme.</b>	<b>24</b>
<b>4.3 Effets non cancérogènes, non reprotoxiques</b>	<b>25</b>
4.3.1 Toxicité aiguë	25
4.3.2 Toxicité sub-chronique et chronique	25
4.3.3 Génotoxicité	26
<b>4.4 Effets sur la reproduction</b>	<b>27</b>
4.4.1 Effets sur la fertilité	27
4.4.2 Effets sur le développement	28
<b>4.5 Effets cancérogènes</b>	<b>29</b>
<b>4.6 Populations sensibles ou vulnérables</b>	<b>31</b>
<b>5. Valeurs guides et réglementaires existantes</b>	<b>33</b>
<b>5.1 Valeurs guides de qualité d'air intérieur de l'Anses relatives au trichloroéthylène</b>	<b>33</b>
<b>5.2 Valeurs d'organismes internationaux ou en vigueur dans d'autres pays</b>	<b>34</b>

5.2.1	Valeurs issues d'instances supranationales	34
5.2.2	Valeurs issues d'instances nationales	35
5.3	<b>Valeurs Toxicologiques de Référence proposées par l'US-EPA</b>	<b>36</b>
<b>6.</b>	<b>Valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP)</b>	<b>38</b>
<b>7.</b>	<b>Dispositions réglementaires</b>	<b>39</b>
<b>8.</b>	<b>Valeurs repères pour le trichloroéthylène</b>	<b>40</b>
8.1	Valeur repère de qualité d'air intérieur (VR)	40
8.2	Valeur d'action rapide (VAR)	40
8.3	Proposition de stratégie de prélèvement et de mesure	40
8.3.1	Stratégie de prélèvement	40
8.3.2	Méthodes de mesure	41
8.4	Bilan général sur les valeurs (repère et d'action)	41
8.5	Cas des immeubles neufs	42
	<b>Bibliographie</b>	<b>43</b>
	<b>Glossaire</b>	<b>49</b>
	<b>Table des matières</b>	<b>51</b>
	<b>Table des illustrations</b>	<b>53</b>

## Table des illustrations

<b>Principales utilisations du trichloroéthylène</b>	13
<b>Distribution des concentrations mesurées à l'intérieur des logements en France exprimées en <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> 2006</b>	15
<b>Concentrations en trichloroéthylène mesurées dans des logements européens</b> (source : étude multicentrique européenne Expolis, 1996-1998)	16
<b>Concentration moyennes mesurées (en <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) par l'Aspa en 2008</b>	17
<b>Concentrations en trichloroéthylène mesurées dans des bureaux</b> (source : étude multicentrique européenne Expolis, 1996-1998)	18
<b>Distribution des concentrations mesurées en <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> à l'intérieur des garages en France, 2006</b>	19
<b>Distribution des concentrations mesurées en <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> à l'extérieur des logements en France, 2006</b>	20
<b>Concentrations mesurées dans l'air ambiant extérieur</b> (source : étude multicentrique européenne Expolis, 1996-1998)	21

---

# Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : le trichloroéthylène

Le trichloroéthylène (ou trichloréthylène), classé « cancérogène pour l'homme » par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), peut être retrouvé dans l'air des locaux suite à l'utilisation de produits domestiques (détachant moquette, nettoyant vitres, lingettes sols, etc.) ou de construction. Grâce aux mesures réglementaires prises ces dernières années, la contribution de ces sources a fortement diminué, et actuellement les niveaux élevés correspondent généralement à des émissions issues d'eaux contaminées ou de sols pollués par des hydrocarbures chlorés sous le bâtiment ou à proximité.

Le Haut Conseil de la santé publique (HCSP) recommande, pour le trichloroéthylène dans l'air intérieur des immeubles d'habitation ou locaux ouverts au public :

- 2 µg/m<sup>3</sup> comme valeur repère de qualité d'air ; applicable dans un délai de 5 ans, elle vise à protéger des effets cancérogènes du trichloroéthylène ainsi que des effets chroniques non cancérogènes : effets hépatiques, rénaux, neurologiques, immunologiques, effets sur la reproduction et le développement.

- 10 µg/m<sup>3</sup> comme valeur d'action rapide ; elle déclenche la mise en œuvre d'actions correctives pour abaisser la concentration à moins de 2 µg/m<sup>3</sup> dans les bâtiments dans un délai de moins de six mois.

Le HCSP recommande que, dans un délai de deux ans, des mesurages des concentrations intérieures soient effectués dans les immeubles d'habitation ou locaux ouverts au public situés à proximité d'une source de contamination (ex : sol pollué). Il préconise que ces mesurages aient un caractère obligatoire pour les propriétaires de bâtiments accueillant du public ou pour les propriétaires bailleurs de logements et soient recommandés pour les propriétaires occupants. Si la valeur d'action rapide est atteinte, l'organisme ayant réalisé les mesures devrait être tenu d'en informer les autorités compétentes (ARS, DREAL) afin de conduire les investigations de manière à identifier les sources et les risques pour le voisinage.

Cet avis répond à une saisine de la Direction générale de la santé et s'inscrit dans la suite de l'établissement par l'Anses de valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour une série de polluants. La démarche méthodologique générale d'élaboration des valeurs repères suivie par le HCSP (rapport, octobre 2009) intègre, outre les critères sanitaires incorporés dans les valeurs guides de l'Anses, le résultat des valeurs mesurées dans diverses enquêtes et la faisabilité des mesures correctives ; elle a déjà été appliquée pour le benzène, le formaldéhyde, le tétrachloroéthylène et le naphthalène.