

## Edito

### Exposition au perchloroéthylène : Renforcement des prescriptions applicables aux installations de nettoyage à sec utilisant ce solvant

Une des actions du 2<sup>ème</sup> Plan national santé environnement (PNSE2) relatives à l'air intérieur vise la réduction de l'exposition de la population au perchloroéthylène, composé classé cancérigène probable pour l'homme par le centre international de recherche contre le cancer (Groupe 2A) et cancérigène possible (catégorie 3) par l'Union européenne.

Cela passe notamment par un renforcement des prescriptions applicables aux installations de nettoyage à sec utilisant cette substance, avec la parution du nouvel arrêté ministériel du 5 décembre 2012. Ainsi, si le niveau de concentration en perchloroéthylène dans l'air intérieur des locaux voisins occupés par des tiers dépasse 1250 microgrammes/m<sup>3</sup>, une action rapide devra être menée par l'exploitant pour ramener cette concentration à un niveau aussi faible que possible, avec comme objectif la valeur guide de 250 microgrammes/m<sup>3</sup>. Par ailleurs, il est désormais interdit, depuis le 1<sup>er</sup> mars 2013, d'installer toute nouvelle machine de nettoyage à sec fonctionnant avec ce solvant dans des locaux contigus à des locaux occupés par des tiers. Les machines existantes seront, quant à elles, interdites de manière progressive, en fonction de leur âge. Dès le 1<sup>er</sup> septembre 2014, les machines ayant atteint 15 ans d'âge devront être remplacées par des machines utilisant un substitut. La durée maximale d'utilisation sera réduite au fur et à mesure, pour atteindre un maximum de 10 ans en 2021. En tout état de cause, à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2022 au plus tard, toutes les machines situées dans des locaux contigus à des locaux occupés par des tiers ne pourront plus utiliser de perchloroéthylène.

En accompagnement à la mise en œuvre de ces nouvelles prescriptions, les riverains de pressings qui le souhaitent pourront demander gratuitement une mesure de perchloroéthylène dans l'air de leurs logements. Dès le 2<sup>ème</sup> semestre 2012, un certain nombre d'interventions ont été réalisées par le Laboratoire central de la préfecture de police de Paris (LCPP) ou l'Institut national de



2014 - 2022  
La durée maximale d'utilisation d'une machine est réduite au fur et à mesure après 2014 pour atteindre un maximum de 10 ans en 2021

l'environnement industriel et des risques (INERIS), à l'initiative de DREALs, pour répondre aux préoccupations, les plus urgentes, de populations. Depuis avril 2013, les mesures sont réalisées par des laboratoires privés sélectionnés par le ministère, sur la base d'un cahier des charges technique défini par l'INERIS.

La substitution des machines fonctionnant au perchloroéthylène va nécessiter un effort d'investissement important de la profession, majoritairement composée d'entreprises artisanales. Des dispositifs d'aides financières à l'investissement ont été mis en place par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (Ademe), les Agences de l'Eau, ainsi que la Caisse nationale d'assurance maladie pour accompagner cette substitution. L'INERIS a diffusé un rapport<sup>1</sup> d'étude sur les technologies alternatives à l'usage du perchloroéthylène, sur la base de ses travaux de veille conduits depuis 2005 sur les technologies de substitution et sur la pénétration de ces technologies dans les différents marchés mondiaux.

Marie Carrega

Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie

<sup>1</sup><http://www.ineris.fr/centredoc/rapport-drc-30-techno-alternatives-20110516-avec-couv.pdf>

## Sommaire

Métrologie : p 2 ; Concentrations environnementales et expositions : p4 ; Risque et impact sur la santé : p 8 ;  
Gestion technique : p 11 ; News : p 13 ; Manifestations : p13 ; Normalisation / réglementation : p13 ;

*Le présent bulletin rassemble les analyses faites par les experts du réseau RSEIN, de travaux scientifiques récents sélectionnés pour leur intérêt scientifique. Le lecteur est invité à se reporter à la liste de tous les articles recueillis pour l'élaboration de ce numéro disponible sur le site Internet du réseau RSEIN : <http://rsein.ineris.fr>*

*Le lecteur est également invité à consulter le texte intégral de chaque article analysé.*



## Métrologie

### Mesure multi-systèmes du formaldéhyde en atmosphères réelles et simulées pour le diagnostic de l'air intérieur et le suivi des variations de concentrations

Le formaldéhyde, classé cancérigène par l'IARC, (groupe 1), est un polluant majeur de l'air intérieur dont les niveaux de concentration varient de 3 à 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les logements français. On distingue des sources primaires continues (émissions de matériaux) ou discontinues (tabagisme, combustion), et des sources secondaires, comme l'ozonolyse de terpènes. L'objectif de ce travail était donc d'une part, d'évaluer des systèmes de mesure continue capables d'une part de discriminer les émissions primaires et secondaires et d'autre part, de mettre en évidence certains paramètres influant sur l'échantillonnage passif du formaldéhyde.

Trois analyseurs en continu ont été testés. Le « CEA-Fluo Analyzer » est basé sur l'utilisation d'un matériau nanoporeux imprégné d'un réactif spécifique du formaldéhyde, le Fluoral-P. Le dérivé obtenu est détecté par fluorescence. Il permet une mesure toute les 10 min pendant 7h. « L'IRCE UV » utilise le piégeage du formaldéhyde dans une solution aqueuse de 3-méthylbenzthiazinone-2-hydrazone circulant dans un serpentin à co-courant de l'échantillon d'air. Une détection optique est effectuée après dérivation. Un 3ème analyseur, l'INTERSCAN 4000, commercialisé, consiste en un dosage électrochimique et fournit un résultat toutes les 10 secondes. Des méthodes indirectes, actives (cartouches Sep-Pack) et passives (tubes Radiello), basées sur une réaction avec la DinitroPhénylHydrazine (DNPH) ont aussi été mises en œuvre, la méthode active étant considérée comme la référence. Ces différentes méthodes ont été comparées sur des atmosphères synthétiques dans les conditions contrôlées d'une chambre d'exposition. Des essais sur site ont ensuite été menés dans différents lieux de vie.

L'évaluation des tubes Radiello a montré qu'ils ne sont pas recommandés pour des temps d'exposition courts (8h). Une exposition de 48h n'est pas suffisante non plus si les concentrations sont faibles (10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Le niveau élevé du blanc est incriminé de même que l'influence de la vitesse de l'air (1 m/s). L'évaluation du CEA-Fluo et de l'IRCE UV a montré des résultats en bon accord avec les mesures actives. Les deux analyseurs ont été capables de détecter une baisse de concentration, avec cependant un décalage d'une heure pour l'IRCE UV dû à un effet de mémoire et à son temps de mesure (20 min). La même comparaison a été effectuée dans un bureau. Une diminution de la concentration de formaldéhyde, provoquée par l'ouverture de la porte, a été détectée par les deux analyseurs en continu. Le CEA-Fluo a cependant surestimé cette baisse d'environ 25% en raison de l'influence de l'humidité. Une autre série de mesures a été effectuée dans un logement avec l'INTERSCAN, parallèlement à des mesures actives : Les résultats obtenus sont concordants (écarts de 7 à 22%). L'analyseur a également été capable de détecter des sources secondaires de formaldéhyde dues à l'ozonolyse de terpènes contenus dans des produits ménagers. La comparaison des résultats obtenus par les méthodes active,

passive et les 3 analyseurs en continu montre une bonne adéquation entre les techniques avec des écarts variant de 7 à 25%. Les analyseurs en continu permettent de détecter des variations de concentrations de formaldéhyde même si leur réponse peut être altérée par des effets de mémoire pour l'analyseur UV et l'humidité relative pour le CEA-Fluo. Ce problème pourrait être résolu par l'utilisation d'un filtre anhydre. Concernant les tubes Radiello, la mesure de concentrations faibles nécessite certaines précautions de stockage et de transport pour minimiser les contaminations et réduire le niveau du blanc d'analyse. Des travaux doivent aussi se poursuivre sur l'influence de la vitesse de l'air. Cette étude a aussi montré que les produits ménagers contenant des terpènes pouvaient conduire à des émissions secondaires de formaldéhyde par réaction avec l'ozone. Si la quantification de ces émissions reste difficile, elle est cependant essentielle dans une démarche de réduction des sources de formaldéhyde.

#### Commentaires et conclusion du lecteur

A partir de 2015, la surveillance obligatoire des concentrations de formaldéhyde (et de benzène) dans l'air intérieur des établissements recevant du public va imposer la mise en place de nombreuses campagnes de mesures. Un prélèvement intégré sur 4,5 jours étant requis, l'échantillonnage passif par tubes Radiello sera principalement concerné. Les faiblesses de la méthode, mises en évidence dans cet article, sont donc des informations de première importance pour les utilisateurs. Cette méthode mettant en jeu une analyse différée au laboratoire, le développement de méthodes de mesures directes présente un intérêt évident en termes de coût et de réactivité. Les trois analyseurs en continu évalués ici ont montré leur aptitude à détecter des concentrations en accord avec les méthodes normalisées mais aussi à identifier certaines sources ponctuelles de formaldéhyde. Ces systèmes, moyennant la correction de certaines de leurs faiblesses, pourraient être opérationnels à court terme et contribuer à l'identification des sources intérieures de formaldéhyde et aider à la mise en place d'actions correctives.

**Source :** L. Chiapinni, R. Dagnelie, M. Sassine, F. Fuvel, S. Fable, T.H. Tran-Thi, C. George, *Air Qual. Atmos. Health* (2011) 4 : 211-220

**Article analysé par :** Valérie Desauziers, Ecole des mines d'Alès (site de Pau) ; valerie.desauziers@mines-ales.fr



## Métrologie

### Les émissions de polluants générés par la combustion de bougies parfumées estimées en chambre d'essai

Les bougies parfumées sont des produits de consommation dont le marché s'est développé au cours des 30 dernières années. La combustion de ces bougies parfumées peut potentiellement libérer dans l'air intérieur un grand nombre de substances chimiques dont la nature et les quantités émises sont dépendantes de la composition de la bougie. L'objectif de l'étude est de caractériser les émissions des composés organiques issus de la combustion de bougies parfumées dans

une chambre d'essai en focalisant l'analyse sur des polluants de l'air intérieur jugés prioritaires par la Commission Européenne : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les espèces aromatiques (BTEX) et des aldéhydes.

Une chambre d'essai a été spécifiquement conçue pour assurer des conditions de combustion et d'échantillonnage des émissions reproductibles. Elle se compose de trois parties : un cylindre (de 0,6 m de diamètre et de 0,4 m de hauteur) au centre duquel est placée la bougie à tester, recouvert par un cône et un tube (de 0,07 m de diamètre interne et de 1,5 m de hauteur) par lequel les gaz de combustion sont évacués et où les prélèvements d'air sont effectués. Un répartiteur d'air placé à la base de la chambre d'essai crée un flux d'air régulier (de 10 à 15 L.min<sup>-1</sup>) autour de la bougie. La géométrie de l'enceinte favorise le mélange et l'homogénéisation des concentrations à la sortie de la chambre de combustion. 5 bougies parfumées commercialisées et trois bougies témoins (composées uniquement de paraffine sans additif) ont été testées. Chaque bougie a été pesée avant et après le test et la durée de combustion (environ 4h) est enregistrée de manière à exprimer le résultat en facteur d'émission (FE): µg de composés émis par g de bougie consommée. Les concentrations des composés émis ont été mesurées à la sortie de la chambre d'essai par la mise en œuvre de méthodes d'échantillonnage et d'analyse conventionnelles: des prélèvements actifs sur cartouches de DNPH analysées en HPLC pour les aldéhydes, sur cartouches de Carbotrap 349 analysées par un couplage TD/GC/MS pour les BTEX et sur filtres de PTFE et cartouches XAD2 suivis d'une analyse en GC-MS pour les fractions particulaire et gazeuse des HAP. Les limites de détection des facteurs d'émission furent estimées à 0,1 µg/g pour les aldéhydes et à 0,01 µg/g pour les autres composés.

La combustion des bougies émet principalement des aldéhydes à courte chaîne carbonée : de 2 à 3 µg/g de formaldéhyde, de 0,6 à 1,1 µg/g d'acétaldéhyde et de 0,1 à 1,6 µg/g de propanal. Les facteurs d'émission des BTEX sont nettement plus faibles variant entre 0,01 et 0,5 µg/g avec un profil d'émission dominé par l'éthylbenzène, le benzène et le toluène. Concernant les HAP, les facteurs d'émission sont faibles, proches de la limite de détection (0,01 µg/g). La plupart des HAP détectés sont constitués de 2 à 4 noyaux aromatiques, comme le naphthalène, le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène. Les tests portant sur les bougies témoins (composées uniquement de paraffine) montrent une absence d'émission d'aldéhydes ce qui semble indiquer que ces composés sont associés à la présence d'additifs dans les bougies (colorants et parfums). A l'inverse, les émissions de BTEX et de HAP sembleraient être conditionnées par le type de paraffine plutôt que par les additifs. Le calcul d'un index basé sur des ratios d'isomères confirme que les HAP sont principalement issus de la combustion (signature de processus se produisant à haute température).

L'impact de la combustion de 4 bougies sur les concentrations d'une pièce de 30 m<sup>3</sup> avec un taux de renouvellement de l'air de 0,5 h<sup>-1</sup> a été évalué par l'application d'un modèle mono-zone d'équilibre des masses. Il montre de faibles contributions de cette combustion pour le formaldéhyde et le benzène mais une

élévation significative de la concentration pour le benzo(a)pyrène proche de 40% en considérant des concentrations égales aux valeurs limites standard en air intérieur pour ces trois composés (formaldéhyde: 100 µg.m<sup>-3</sup> ; benzène: 5 µg.m<sup>-3</sup> ; benzo(a)pyrène: 1 ng.m<sup>-3</sup>).

Cette étude a permis d'acquérir des données sur les émissions de composés organiques (aldéhydes, BTEX et HAP) issus de la combustion de bougies parfumées dans une chambre d'essai conçue à cet effet. Les facteurs d'émission des BTEX et des HAP ont montré une importante disparité entre les différentes bougies, qui semble être associée au type de paraffine utilisé. A l'inverse, les facteurs d'émission des aldéhydes sont eux plus homogènes d'une bougie à l'autre et sont davantage dépendants de la présence d'additifs. Ces travaux pourraient conduire à la définition de tests normalisés pour évaluer les émissions de bougies commercialisées.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'étude propose un moyen original d'évaluation en laboratoire de produits qui ne font pas à ce jour l'objet de normes ou de réglementations sur l'évaluation de leurs émissions comme peuvent l'être les matériaux de construction et de décoration. Pour obtenir des facteurs d'émission réellement représentatifs d'une combustion de bougies dans un environnement intérieur, l'étude aurait dû inclure une recherche des facteurs d'influence et de conditions opératoires optimales pour le test. Le débit d'air balayant la chambre d'essai, l'élévation de la température (paramètre non contrôlé) au cours du test, la vitesse de combustion sont autant de facteurs qui peuvent potentiellement modifier les facteurs d'émission. La dépendance des facteurs d'émission vis-à-vis de la présence d'additifs et du type de paraffine aurait mérité d'être confirmée par des essais réalisés sur un nombre plus important de bougies<sup>1</sup>.

Enfin, les auteurs auraient pu étudier les émissions d'autres COV d'intérêt pour lesquelles des émissions importantes ont été mises en valeur par cette même étude du BEUC : le cinamaldéhyde, le linalol, le limonène, le styrène.

**Source :** Derudi et al. Emissions of air pollutants from scented candles burning in a test chamber, Atmospheric Environment 55 (2012) 257-262. Université de Milan, Italie

**Article analysé par :** H. Plaisance, Affiliation : Ecole des Mines d'Alès ; email : herveplaisance.dubois@sfrConcentrations

<sup>1</sup> Le Danish EPA a mené une étude sur la composition des bougies et leurs émissions en particules, COVt et aldéhyde (DEPA, 2002), Chemical ingredients in candles sold in Danish retail shops, March 2002, disponible sur [http://www.mst.dk/English/Chemicals/consumers\\_consumer\\_products/danish\\_surveys\\_consumer\\_products/](http://www.mst.dk/English/Chemicals/consumers_consumer_products/danish_surveys_consumer_products/)

L'étude du BEUC, 2005 aurait également pu être citée - les concentrations modélisées par les auteurs sont inférieures aux concentrations mesurées par le BEUC (Emission of chemicals by air fresheners Tests on 74 consumer products sold in Europe January 2005)



## Concentrations environnementales et expositions

### Concentrations en formaldéhyde dans des immeubles d'habitation danois en lien avec les recommandations de l'OMS et du CEN

Le formaldéhyde, polluant ubiquitaire de l'air intérieur, a été classé cancérigène pour l'Homme par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). Une législation sur les émissions des panneaux à base de bois existe au Danemark. La première partie de cette étude menée en 2007 consistait à vérifier, au moyen de mesures dans l'air intérieur de logements danois contenant ces matériaux, si le seuil d'émission toléré par cette législation permettait de respecter la valeur guide de l'OMS de  $0,1 \text{ mg/m}^3$ . La seconde partie de l'étude a pour but d'expliquer certaines concentrations élevées, mesurées dans 10 % de ces logements. Pour ce faire, les émissions de divers matériaux de construction et de finition ont été mesurées puis intégrées dans une modélisation permettant de calculer les concentrations attendues dans une pièce type.

Pour la première partie de l'étude, 20 maisons construites de 2001 à 2007 et présentant des surfaces intérieures en bois, au minimum le plancher, ont été investiguées. Une mesure de formaldéhyde ponctuelle sur 30 minutes (durée associée à la valeur guide de l'OMS) a été réalisée (prélèvement sur tube DNPH et analyse par HPLC-UV) dans une pièce du logement, portes et fenêtres préalablement fermées. A cette mesure ponctuelle de formaldéhyde ont été associées, l'évaluation du taux de renouvellement d'air au moyen d'un gaz traceur, la mesure de la température, de l'humidité relative et de la teneur en  $\text{CO}_2$ . Diverses données ont été collectées, notamment l'année de construction, le principe de ventilation, la superficie du sol et de la pièce...

Les mesures d'émission de formaldéhyde ont porté sur différentes catégories de produits : les 22 matériaux testés regroupaient des matériaux de construction-finition (notamment 9 types de panneaux de bois), des meubles en bois et des produits d'entretien. Elles ont été mesurées en continu au moyen d'un analyseur colorimétrique, les échantillons étant placés dans des enceintes régulées en température et hygrométrie. Ces mesures étaient, soit arrêtées le 6<sup>ème</sup> jour si le niveau devenait inférieur ou égal à  $0,01 \text{ mg/m}^3$ , soit poursuivies jusqu'à atteindre l'état stationnaire.

Ces mesures ont permis de calculer les concentrations maximales de formaldéhyde attendues dans l'air d'une pièce type, afin d'essayer d'expliquer les enrichissements observés lors des mesures de terrain de la première partie de l'étude.

La teneur médiane a été établie à  $0,04 \text{ mg/m}^3$  et sur les 19 données représentatives, 2 concentrations dépassent la valeur guide de l'OMS de  $0,1 \text{ mg/m}^3$ . Pour l'ensemble des logements investigués, le taux de renouvellement d'air était inférieur au taux requis de  $0,5 \text{ h}^{-1}$ . Aucune corrélation significative n'a pu être établie entre la concentration de formaldéhyde mesurée

et les différents paramètres considérés.

Les résultats des mesures d'émission diffèrent selon les matériaux testés et cela même pour une catégorie identique de matériaux. La gamme des niveaux d'émission initiale est large, variant de  $0,09 \text{ mg/m}^3$  pour un produit d'entretien et une moquette à  $0,69 \text{ mg/m}^3$  pour un store. Un profil de décroissance différent a été observé selon les matériaux ; les teneurs à l'équilibre les plus faibles ( $\leq 0,01 \text{ mg/m}^3$ ) sont mesurées pour les panneaux de contre-plaqué, les isolants, les peintures, les moquettes et les produits d'entretien alors que les panneaux de particules et de fibres de même que le mobilier en aggloméré présentent les émissions à l'état d'équilibre les plus élevées. Aucun des produits testés ne dépassait l'exigence fixée en termes de dégagement de formaldéhyde pour la classe E1, à savoir  $0,124 \text{ mg/m}^3$ .

Des modèles de calculs ont été appliqués par la suite pour différents scénarii afin d'établir la teneur attendue dans une pièce type (volume de  $17,4 \text{ m}^3$  / renouvellement d'air recommandé de  $0,5 \text{ h}^{-1}$ ) ou dans une pièce représentative de la première partie de l'étude (volume de 19 et  $44 \text{ m}^2$  / renouvellement d'air moyen de  $0,44 \text{ h}^{-1}$ ). En considérant dans cette modélisation les niveaux d'émission des matériaux testés dans la 2<sup>nde</sup> partie de l'étude, une teneur de  $0,12 \text{ mg/m}^3$  est attendue. Si l'ensemble des surfaces (plafond, murs et sols) sont recouvertes de produits émettant le seuil maximal autorisé pour un produit étiqueté E1, la teneur a été estimée jusqu'à  $0,58 \text{ mg/m}^3$ , correspondant à 6 fois la valeur guide de l'OMS.

10 % des maisons résidentielles danoises étudiées dans cette étude présentent une teneur en formaldéhyde qui dépasse la recommandation de l'OMS. La teneur moyenne établie peut sembler élevée par comparaison à la majorité des études précédentes menées au Danemark et dans d'autres pays. La durée du prélèvement de 30 minutes peut expliquer en partie cette différence, la plupart des études étant réalisée au moyen de prélèvements par diffusion sur plusieurs jours au cours desquels le logement est aéré, favorisant ainsi la dispersion des polluants. La faible corrélation entre la teneur en formaldéhyde et l'âge des bâtiments résidentiels est en accord avec les constatations précédentes.

Les résultats des mesures d'émission mettent en avant des dégagements faibles pour les panneaux en contre-plaqué par comparaison aux panneaux agglomérés et de fibres à moyenne densité MDF. Au regard des résultats de l'étude de Kelly, les émissions à l'état d'équilibre des panneaux de bois sont plus faibles qu'auparavant et les peintures actuelles semblent contenir moins de formaldéhyde. Ces tests d'émission n'ont mis en avant aucune source majeure de formaldéhyde dans les logements danois ; les niveaux élevés relevés dans l'air des logements s'expliquent plus par la multiplicité de sources à émissions modérées comme le démontrent les modèles de calculs en faisant varier différents paramètres : émissions de matériaux, surface de ces matériaux dans une pièce type, volume de la pièce et taux de renouvellement d'air. Les calculs ne tiennent compte ni des effets de la température et de l'humidité relative ni des teneurs extérieures ; de plus,

les maisons sont traitées comme des zones homogènes. Cette étude permet de démontrer que la législation actuelle européenne en termes de renouvellement d'air et de seuil maximal autorisé pour les produits E1 ne permet pas de respecter les recommandations de l'OMS pour l'exposition au formaldéhyde.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Ces travaux présentent l'intérêt de rassembler des mesures dans les logements (mesure ponctuelle de formaldéhyde, mesure du taux de renouvellement d'air associée aux caractéristiques de la pièce dans laquelle le prélèvement a été mis en place) et des mesures d'émission de plusieurs catégories de matériaux dont les panneaux à base de bois pour lesquels une réglementation existe en Europe. Cette étude met en avant la différence de niveaux relevés à partir de prélèvements ponctuels sur 30 minutes et des prélèvements intégrés sur une semaine, prouvant l'influence des conditions d'aération sur le résultat. La problématique de l'air intérieur est d'actualité avec notamment la mise en place de la surveillance obligatoire dans les établissements recevant du public et l'étiquetage des matériaux. Mais cette étude démontre que la législation européenne sur l'émission des produits E1 ne suffit pas à garantir dans certains cas, le respect de la recommandation de l'OMS et encore moins de la valeur guide (en France) de 0,03 mg/m<sup>3</sup> considérée pour les ERP. En effet, la multiplicité des sources peut conduire à des niveaux près de 6 fois supérieurs à la recommandation de l'OMS. La surface recouverte par des panneaux de bois ainsi que le taux de renouvellement d'air dans une pièce sont également des éléments à prendre en compte lors de la conception pour garantir des teneurs faibles en formaldéhyde.

**Source :** Kolarik et al. Concentrations of formaldehyde in new danish residential buildings in relation to WHO recommendations and CEN requirements (2012) . Indoor Built. Environment 2012, 21 , 4:552-561

**Article analysé par :** Marie-Aude Kerautret, LHVP  
marie-aude.kerautret@paris.fr



### Contribution des imprimantes laser et des photocopieurs à la pollution intérieure dans les bureaux (Allemagne)

Les imprimantes et photocopieurs font partie des sources de pollution communément mises en avant dans les environnements de bureaux : émissions de composés organiques volatils et semi-volatils, d'ozone, de particules fines (diamètre inférieur à 2,5 µm) et ultrafines (diamètre inférieur à 100 nm). Toutefois la très grande majorité des études s'étant penché sur le sujet concernent des tests en chambres d'émission et plus rarement des mesures in situ dans de réels environnements de travail. L'étude de Tang et al. visait à mesurer les concentrations en particules dans l'air de bureaux, en

conditions réelles d'utilisation de ces appareils.

Des mesures ont été réalisées dans 63 espaces de bureaux répartis dans 9 bâtiments publics localisés dans 4 villes allemandes, entre janvier et octobre 2006. Les concentrations en particules de diamètre compris entre 0,23 et 20 µm ont été mesurées en continu au moyen d'un compteur optique (pas de temps de 6 secondes ; 15 canaux). Ces concentrations en nombre ont été extrapolées en concentrations massiques partant de l'hypothèse de sphéricité des particules et après détermination de leur densité par quelques mesures gravimétriques préalables. Par ailleurs, les concentrations en nombre des particules de diamètre compris entre 10 nm et 1 µm ont été déterminées au moyen d'un compteur de noyaux de condensation (pas de temps de 1 seconde). Enfin, dans quelques bureaux seulement, la morphologie, la taille et la composition des particules prélevées sur filtre (débit : 1,2 mL/min) pendant une durée de 30 à 50 minutes pendant la phase d'impression ont été déterminées par microscopie électronique.

Dans chaque espace étudié, les deux compteurs étaient posés sur un bureau central à 1 mètre de distance l'un de l'autre. La veille, les portes et fenêtres étaient maintenues fermées et la pièce de l'expérimentation vide. Le jour du test, avant celui-ci, seuls les techniciens en charge de l'étude (équipés de vêtements antistatiques) étaient autorisés à entrer dans la pièce ; il leur était demandé de réduire au minimum leurs mouvements pour éviter toute remise en suspension de particules. Le cas échéant, le système mécanique de ventilation était arrêté. Les mesures démarraient 30 minutes avant une séquence d'impression de 500 pages. Selon les types d'imprimantes laser, la durée de la séquence d'impression variait de 10 minutes à 1h40. Après celle-ci, le travail reprenait de façon normale dans la pièce. Un questionnaire d'accompagnement des mesures permettait de décrire le volume de l'espace instrumenté, le nombre d'occupants, les appareils de bureautique présents, le type de mobilier et les revêtements.

Dans 43 bureaux, les concentrations massiques des PM<sub>0,23-20</sub> ont augmenté pendant la séquence d'impression versus avant ; elles ont diminué dans 16 bureaux et dans 3 bureaux aucune différence significative n'a été observée (mesures incomplètes dans 1 bureau). S'agissant des concentrations en nombre, celles des particules submicroniques (0,01-1 µm) ont augmenté significativement pendant la phase d'impression, pour revenir à des niveaux voisins de ceux initiaux après. Les concentrations en nombre des particules de diamètre 0,23-0,3 µm et 0,3-0,4 µm ont augmenté pendant l'impression, et ont continué à augmenter ensuite. Aucune évolution n'était notable pour les concentrations en nombre des particules de diamètre supérieur à 0,4 µm. Les concentrations mesurées sont rapportées dans le tableau ci-dessous. L'analyse statistique des résultats n'a montré aucune corrélation entre les concentrations mesurées et les caractéristiques des pièces instrumentées, en termes de taille, d'occupation usuelle,

d'équipements et de revêtements. Les auteurs soulignent par ailleurs l'influence de nombreux paramètres sur les concentrations observées, comme l'âge de l'imprimante, le type de papier utilisé pour l'impression, la distance aux appareils de mesure, par exemple.

**Source:** Tang T, Hurrass J, Gminski R, Mersch-Sundermann V (2012) Fine and ultrafine particles emitted from laser printers as indoor air contaminants in German offices. *Environmental Science and Pollution Research* 19 (9):3840-3849.

**Article analysé par:** C. Mandin, Affiliation : CSTB ; email : [corinne.mandin@cstb.fr](mailto:corinne.mandin@cstb.fr)

Tableau 1. Concentrations massiques et en nombre mesurées dans les espaces de bureaux (n=63)

	Avant impression		Pendant l'impression		Après l'impression	
	Moy. (SD)*	Médiane	Moy. (SD)*	Médiane	Moy. (SD)*	Médiane
PM <sub>0,23-20</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	61 (26)	57	71 (28)	68	81 (39)	74
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	37 (17)	33	44 (18)	40	53 (31)	45
PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	22 (13)	18	27 (13)	24	36 (27)	30
PM <sub>0,23-0,3</sub> (#/cm <sup>3</sup> )	199 (171)	139	220 (161)	165	470 (528)	336
	11054 (14 050)	6 503	23 467 (18 444)	18 060	18 923 (10 565)	15 539

\* Moyenne et déviation standard

Les auteurs concluent que les imprimantes laser et les photocopieurs ont un impact sur la qualité de l'air intérieur, dans un environnement réel de bureau. La mise en perspective des concentrations mesurées, massiques et en nombre, avec celles observées dans d'autres bureaux et d'autres lieux de vie (logements, écoles) atteste globalement de mêmes ordres de grandeur. Autrement dit, en comparaison des autres sources de particules, les imprimantes et photocopieurs n'ont pas une contribution majeure. Pour les auteurs, reste néanmoins la question de la composition chimique différente des particules émises par ces appareils. Cette composition chimique pourrait induire des effets sur la santé qui demeurent à étudier.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude, conduite dans un nombre important de bureaux est bien menée et riche de conclusions, pas toutes rapportées dans ce résumé. On peut regretter que la série des mesures réalisées ne l'ait pas été également un jour « normal » d'occupation des bureaux, afin de disposer de données de comparaison. De même, les conditions de l'expérimentation ne reflètent pas des environnements « réels » dans le sens où le système de ventilation est arrêté, les portes fermées et les occupants absents. Il n'en demeure pas moins que les conclusions sont intéressantes, à savoir un impact des émissions des imprimantes et photocopieurs sur les concentrations particulières intérieures en masse comme en nombre, tout en conduisant à des niveaux qui sont en valeurs médianes ceux observés dans les espaces de bureaux de façon générale, ainsi que dans les logements et les écoles. La question de la composition chimique reste en effet le volet à approfondir pour conclure sur les éventuels effets sanitaires associés à ces émissions.

## Concentrations environnementales et expologie

### Approche basée sur des modèles prenant en compte la variation des émissions primaires des COV au cours du temps, dans l'objectif d'identifier leurs sources intérieures

Les sources exactes des COV ne sont pas identifiées aujourd'hui dans les milieux intérieurs. Une équipe mixte américaine et danoise ont utilisé la méthode de PTR-MS (proton-transfert -reaction-mass-spectrometry) pour cartographier dans le temps les ES (émissions signatures) des matériaux.

Un caisson de mesure ventilé de 50 litres a été utilisé avec un PTR-MS branché sur la sortie des gaz. Une pré-étude sur 9 matériaux (en 2010) a été menée pour déterminer les ES. Ces matériaux sont moquette, matériau du faux plafond, plaques de plâtre, linoleum, peinture 1 (base eau acrylique), peinture 2 (base huile de lin), polyoléfine, PVC et bois. Trois mélanges multi-matériaux ont été utilisés pour générer des émissions (la moquette, le linoleum, la peinture 2 et le bois ont été mis ensemble). Trois modèles de source ont été utilisés dans cette étude : modèle de décroissance double expérimentale, modèle de décroissance en loi de puissance et modèle de diffusion mécanistique pour le long terme (plusieurs mois) et pour le court terme (28 j). L'unité utilisée pour décrire la concentration est le NCPS – « normalized counts per second ». Pour chaque matériau, une mesure préliminaire à plusieurs taux de renouvellement d'air a été menée pour déterminer son ES. Ensuite le matériau a été stocké pendant 1 an et enfin les tests de longue durée (de 7 à 9 mois) ont été démarrés.

Dans un premier temps, les auteurs ont déterminé les modèles d'émission pour chaque mesure de longue durée. Pour la

première période de 0 à 28 jours, ils ont appliqué une méthode de la moyenne mobile pour filtrer les données brutes de PTR-MS. Ils ont trouvé que les concentrations décroissent vite. Pour les trois autres périodes (plusieurs mois), des similitudes ont été trouvées entre les profils des différents matériaux. Une stabilisation se manifeste après 3 mois de mesure ce qui permet de regrouper les matériaux en trois types : le type 1 correspond à une unique ES pour les émissions de long terme (ex. bois) ; le type 2 correspond à une ES initiale stable puis à une deuxième pour le long terme (ex. peinture 2, moquette, linoléum) et le type 3 correspond à une ES instable à cause du faible rapport signal sur bruit (ex. polyoléfine, PVC, faux plafond, plaques de plâtre et peinture 1). Par la suite, les trois modèles de prédiction des sources sont confrontés aux estimations de concentration venant de ces mesures. Le modèle de double décroissance exponentielle est alors écarté. La prédiction des ES de long terme donne des valeurs à un temps déterminé à l'aide des modèles des sources. Une bibliothèque des ES sur la durée de 9 mois a été construite avec le modèle de décroissance en loi de puissance. Les erreurs entre modèle et mesures sont présentées (inférieures à 7%). Un travail d'amélioration des algorithmes de prédiction est également présenté.

Parmi les matériaux étudiés, les auteurs en distinguent deux types, (1) les taux d'émission décroissent relativement lentement dans le temps et (2) les taux d'émission décroissent relativement vite dans le temps, mais l'ES devient stable pour les périodes antérieures. Avec la méthode mécanistique les prédictions des concentrations de long-terme sont suffisamment justes et permettent une nette amélioration des modèles d'identification des sources développés précédemment. Le modèle de décroissance en loi de puissance est recommandé pour la prédiction des ES d'un matériau donné pour sa facilité de mise en œuvre. A l'aide des informations supplémentaires, cette méthodologie pourra mettre en évidence des sources de polluants supplémentaires ou cachés dans des bâtiments réels.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cet article présente une méthodologie complète mais les détails se trouvent dans les articles précédents des auteurs ce qui rend la compréhension un peu fastidieuse. Les polluants choisis sont des COV peu représentatifs ce qui semble être un choix un peu maladroit, même si les auteurs précisent que, sur la base de valeurs bibliographiques, la méthode fonctionne également. Dans les conclusions, les auteurs soulignent bien les lacunes de leur modèle ainsi que les possibles applications. Dans sa globalité, l'article donne un bon niveau de connaissance sur le sujet.

**Source** : HAN, K., Zhang, J. S., Wargocki, P., Knudsen, H. N., Varshney, P. K., Guo ; B. : Model-based approach to account for the variation of primary VOC emissions over time in the identification of indoor VOC sources, *Building and Environnement*, Vol. 57, pp. 403-416, 2012.

**Article analysé par** : Timea BEJAT, CEA INES LEB, [timea.bejat@cea.fr](mailto:timea.bejat@cea.fr)

## Concentrations environnementales et expologie

### Evaluation du rôle amplificateur des particules solides dans l'exposition aux composés organiques semi-volatils

Les composés organiques semi-volatils (COSV) détectés dans les ambiances intérieures sont de différentes natures et proviennent de nombreuses sources : pesticides (traitements antiparasitaires, insecticides ménagers, produits ménagers antibactériens ...), phtalates (assouplissement des polymères comme les dalles de sol...), phényl-éther polybromés (PEPB) dans les retardateurs de flamme, polychlorobiphényles (PCB) dans les colles et produits d'étanchéité et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) émis lors des combustions internes. L'évaluation du risque sanitaire lié à la présence de COSV dans l'air intérieur est rendue très complexe du fait des multiples voies d'exposition : inhalation, ingestion et absorption directe par la peau. L'objectif de la présente étude est d'évaluer le rôle amplificateur des particules solides contenues dans l'air sur le transfert des COSV vers la peau des occupants.

La modélisation proposée par les auteurs est basée sur la perturbation induite par la présence de particules sur la concentration en COSV à l'intérieur de la couche limite à proximité d'une surface (la peau par exemple). En l'absence de particules, le transfert d'un COSV depuis l'air ambiant vers une surface (de concentration a priori plus faible) est lié à la diffusion du COSV dans l'air et aux caractéristiques de l'écoulement au voisinage de la surface (diffusion turbulente de l'air). Cette dernière peut être traitée par analogie avec les transferts thermiques et est donc facile à quantifier. Les particules de l'air ambiant, dont la surface est initialement en équilibre avec la concentration en COSV, pénètrent dans la couche limite sous l'effet de la diffusion brownienne et turbulente. Un transfert de COSV de la surface des particules vers l'air environnant (plus pauvre en COSV) se produit et augmente donc localement la concentration en COSV, ce qui a pour effet d'accroître le gradient de concentration et donc le transfert de COSV de l'air ambiant vers la surface de la peau. A cela, s'ajoute la quantité restante de COSV en surface des particules qui, elles, peuvent se déposer sur la surface de la peau. Ces phénomènes de transfert dépendent de nombreux paramètres dont les principaux sont le type de COSV, la taille des particules, le coefficient de partage entre le COSV et le type de particules c'est-à-dire l'affinité du COSV à être adsorbé (et désorbé) à la surface des particules, la concentration en particules et l'écoulement d'air.

Une analyse basée sur la variation des paramètres préalablement cités a permis d'évaluer l'effet de la présence des particules sur le transfert des COSV de l'air ambiant vers la surface de la peau. Tout d'abord, il est montré que, quelles que soient les conditions, le flux de COSV vers une surface est augmenté par la présence des particules. Cette augmentation est d'autant plus prononcée pour des coefficients de partage élevés, des vitesses d'écoulement d'air faibles et des particules petites (inférieures à 2µm). La seule

modification de la concentration en COSV dans la couche limite peut augmenter jusqu'à un facteur 6 le flux de COSV vers la peau. Le rôle du dépôt des particules sur cette surface dépend fortement de la concentration surfacique initiale en COSV des particules et de l'inclinaison de la surface de peau. Des scénarios basés sur des concentrations en particules habituellement rencontrées dans les environnements intérieurs et sur des émissions de particules polydispersées comme celles provenant de la cuisson et de la fumée de cigarette ont montré que l'augmentation est effectivement une fonction croissante de la concentration en particules.

Pour les auteurs, l'effet d'augmentation du transfert des COSV vers les surfaces par les particules a deux conséquences principales. La première concerne la constante de temps de mise en équilibre entre la concentration de COSV dans l'air et celle d'un film organique, à la surface de la peau par exemple. Les données présentées dans la bibliographie montrent des temps beaucoup plus courts que ceux prévus par la théorie. La présence des particules, par leurs effets d'augmentation du coefficient d'échange surfacique, permettrait d'expliquer ces différences. La seconde conséquence touche à l'évaluation des taux d'émission des sources de COSV. La présente étude concernait le cas où la concentration dans l'air était supérieure à celle en surface. Dans le cas contraire, les auteurs concluent que l'interaction avec les particules augmente également le coefficient d'échange surfacique et donc que les taux d'émission évalués, sans la prise en compte des particules, peuvent être sous-estimés de près d'un facteur 4.

### Commentaires et conclusion du lecteur

La présente étude fait suite à la publication de l'article de Weschler et Nazaroff (2012)<sup>3</sup> dans lequel les auteurs étudient l'exposition des occupants aux COSV en évaluant le transport de l'air vers la surface de la peau mais également leur transfert à travers les différentes couches jusqu'aux vaisseaux sanguins. Ils montrent que cette voie d'exposition peut être la plus importante pour certains COSV et soulignent le manque d'études et de données expérimentales concernant le rôle de la présence des particules sur le transfert vers la peau. En ce sens, Liu et al. apportent, par leur analyse numérique, des informations substantielles quant à l'importance des différents mécanismes qui conditionnent ce transfert. Ils confirment surtout l'obligation de prendre en compte la présence des particules solides dans l'étude de l'exposition aux COSV, tant vis-à-vis de la pénétration de ceux-ci au niveau de la peau des occupants, que dans l'évaluation des émissions de COSV par les sources internes.

**Source :** Cong Liu, Glenn C. Morrison, Yinping Zhang, Role of aerosols in enhancing SVOC flux between air and indoor surfaces and its influence on exposure, Atmospheric Environment, Volume 55, August 2012, Pages 347-356, ISSN 1352-2310, 10.1016/j.atmosenv.2012.03.030.

**Article analysé par :** Marc ABADIE, Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement – LaSIE, Université de La Rochelle ; [marc.abadie@univ-lr.fr](mailto:marc.abadie@univ-lr.fr)

<sup>3</sup>Weschler, C.J., Nazaroff, W.W. 2012. SVOC exposure indoors: fresh look at dermal pathways. Indoor Air 22 (5), pp. 356-377.



## Risque et impact sur la santé

### Bioaccessibilité des pesticides et des polychlorobiphényles dans les poussières de maison : méthodes in-vitro et exposition humaine

La bioaccessibilité des PCB (polychlorobiphényles) et des pesticides à partir de la poussière accumulée dans les maisons en Allemagne a été déterminée par deux essais in-vitro (ingestion et contact cutané). L'exposition des enfants (2 et 6 ans) et des adultes a été estimée pour les 3 voies d'exposition suivantes : ingestion, contact cutané et inhalation des poussières (considérant la bioaccessibilité obtenue pour les deux premières voies). La dose absorbée pour chacune des 3 voies est estimée et comparée aux valeurs publiées par l'OMS, permettant de conclure en termes de risques sanitaires sur la voie d'exposition majoritaire pour les PCB et les pesticides.

Un échantillon composite de poussières standard a été réalisé à partir de prélèvements de poussières dans 200 maisons. Les concentrations des PCB et des pesticides retenues se classent en 3 groupes : concentration standard, concentration élevée et concentration moyenne (mélange des poussières standard et des poussières à concentration élevée). Les concentrations en PCB (somme de 5 congénères multipliée par 5) sont comprises entre 0,72 mg/kg (standard) et 4 mg/kg (concentration maximale). Pour les 8 pesticides testés, les concentrations standards varient de 0,1 mg/kg à 1,1 mg/kg. Les concentrations maximales atteignent 0,6 à 37 mg/kg selon le pesticide.

La détermination de la bioaccessibilité des contaminants dans les particules a été effectuée in vitro pour les trois gammes de concentrations selon la norme allemande DIN 19738 développée pour les sols et adaptée pour les poussières (mis en contact des composés organiques successivement à des sucs salivaires, gastriques et intestinaux). La présence d'aliments a été simulée par l'ajout de différents types de lait (entier, écrémé, écrémé et dénaturé). De même, la présence de tensioactifs a été caractérisée, et leur influence étudiée par leur élimination dans les poussières et par leur ajout dans les expérimentations.

La disponibilité par voie cutanée est déterminée par une méthode in-vitro à partir d'une sueur synthétique « Oldenburg » dont la composition est proche de celle de l'homme.

Les analyses chimiques des PCB et des pesticides des solutions extraites des expérimentations in-vitro ont été réalisées après différentes étapes de purification (extraction liquide-liquide) par chromatographie gaz et chromatographie gaz couplée à la spectrométrie de masse.

L'évaluation de l'exposition repose sur la considération de l'ingestion, de l'inhalation, et du contact cutané avec les

poussières accumulées pour les enfants (2 et 6 ans) et les adultes. Deux gammes de concentrations sont testées (standard et maximale). Elle repose sur le ratio « dose absorbée » sur les « valeurs guides de l'OMS » après utilisation du logiciel DERWIN (voie contact cutané) et des équations publiées par l'US-EPA (inhalation).

**Bioaccessibilité par ingestion :** en présence de lait entier, la bioaccessibilité est en moyenne de 38% pour les pesticides et de 63% pour les PCB, elle est plus élevée qu'en absence de nourriture. De même, elle est plus élevée si le lait est écrémé (respectivement > 60% pour les pesticides et 90% pour les PCB). En revanche, la bioaccessibilité est du même ordre en l'absence de nourriture ou lorsque du lait en poudre écrémé et dénaturé est testé, concluant sur le rôle des protéines du régime alimentaire dans l'augmentation de la bioaccessibilité. L'addition de tensioactifs n'a pas d'effet sur la bioaccessibilité, supposant que les tensioactifs naturellement présents dans les poussières (de l'ordre de quelques ppm) provoquent la solubilité maximale des composés organiques. Les données obtenues sont en accord avec celles de la littérature même si la bioaccessibilité a été réalisée sur les sols.

**La pénétration par voie cutanée :** la solubilité dans la sueur « Oldenburg » est en moyenne de 62% pour les pesticides et de 66% pour les PCB. Elle peut atteindre 70-100 % pour les composés comme : lindane, Piperonyl butoxide (PBO), methoxychlor, PCB congénères 28, 101 et 38. Pour les composés non-polaires, la pénétration dermale diminue avec l'augmentation de la masse moléculaire et du log Kow. La même tendance est observée pour la bioaccessibilité digestive mais est moins significative. L'élimination des tensioactifs dans les poussières conduit à une diminution de la pénétration dermale ; en revanche, leur rajout artificiel ne modifie pas la bioaccessibilité, suggérant que la présence de tensioactifs initialement dans les poussières est suffisante pour engendrer leur solubilité maximale. L'utilisation de soins pour le corps a globalement peu d'influence sur la bioaccessibilité sauf pour certains pesticides. Les résultats obtenus sont en accord avec ceux de littérature in vivo obtenue sur une matrice sol.

**Evaluation de l'exposition :** les enfants sont les plus sensibles à l'exposition aux poussières accumulées dans les maisons. L'inhalation constitue une voie d'exposition négligeable. L'exposition par ingestion est au maximum de 4% pour les pesticides et de 12% pour les PCB (ratio dose absorbée/valeur guide OMS). Ces deux voies ne peuvent expliquer le lien entre les concentrations élevées des pesticides et des PCB dans les poussières et les maladies identifiées au cours d'études épidémiologiques. L'exposition par voie cutanée constitue donc la voie majoritaire. Le risque sanitaire peut atteindre 300 % (rapport entre la dose absorbée et la VTR), c'est le cas pour la somme des PCB, et dans une moindre mesure pour le DDT et le perméthrin.

**Risque sanitaire :** la voie d'exposition majeure pour les substances semi-volatiles comme les pesticides et les PCB

dans les poussières des maisons est le contact cutané (l'inhalation est négligeable, au maximum 0,01% de la dose absorbée). Le risque sanitaire est plus élevé chez l'enfant de 2 ans que celui chez l'enfant de 6 ans (intermédiaire) ou celui de l'adulte. Ceci s'explique par leur comportement (ingestion de sol) et la surface de peau exposée plus élevée.

Cette forte exposition cutanée pourrait expliquer l'association prouvée épidémiologiquement entre les pesticides dans les poussières des maisons et la déclaration de cancer ainsi que d'autres maladies.

Même si certaines hypothèses retenues peuvent être inadéquates, l'exposition en cas de contact cutané apparaît du même ordre de grandeur que les valeurs guides retenues.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'étude est intéressante car elle prend en compte lors de l'évaluation des risques sanitaires, la bioaccessibilité in-vitro des composés semi-volatils PCB et pesticides, contenus dans les poussières des maisons. L'article est assez complet considérant l'exposition par ingestion, par inhalation et par voie cutanée et pour des populations de différents âges.

Les expérimentations in-vitro ont concerné la bioaccessibilité par ingestion et l'absorption par voie cutanée. La bioaccessibilité par inhalation n'a pas fait l'objet d'expérimentation in-vitro et les hypothèses retenues pour ce scénario sont peu explicites (source de la concentration en poussières inhalées retenue à 125 µg/m<sup>3</sup>; quantité de poussières inhalées par jour et par cible). Aucune discussion n'est développée sur la bioaccessibilité, même si la voie ingestion apparaît négligeable.

Les expérimentations menées sur la sueur et les sucs digestifs soulignent bien la nécessité de caractériser les poussières (teneurs en tensioactifs) mais aussi la variabilité de la bioaccessibilité en fonction de l'environnement (présence de nourriture et sa nature) et des comportements (emploi de soins du corps). Cependant, l'étude est basée uniquement sur des particules dont la taille est de 63µm. Aucune tendance n'est donnée pour des particules avec des diamètres inférieurs ou supérieurs.

La bioaccessibilité par ingestion est dérivée de la norme allemande DIN 19738 développée pour les sols et adaptée pour les poussières. Aucun contrôle qualité/validité n'est fourni concernant cette nouvelle matrice.

Pour la partie évaluation des risques sanitaires proprement dite :

- les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de l'OMS retenues par les auteurs ne sont pas présentées ;
- les auteurs ne précisent pas si les valeurs guides retenues tiennent compte d'un facteur de bioaccessibilité ;
- L'origine de ces VTR n'est pas indiquée, or elles sont utilisées pour les 3 voies d'exposition et souvent, peu de composés disposent d'une VTR spécifique pour le contact cutané. Il peut s'agir alors

d'une dérivation voie à voie, non recommandée par la circulaire DGS du 30 mai 2006 en France ;  
– l'évaluation de l'exposition dans cette étude repose sur le ratio de la dose absorbée sur les valeurs guides pour lesquelles aucune information sur leur construction n'est donnée, ni discutée.

**Source :** Harald Ertl and Werner Butte, *Bioaccessibility of pesticides and polychlorinated biphenyls from house dust : in-vitro methods and human exposure*, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* (2012) 22, 574-583

**Article analysé par :** Perronnet et Badreddine, INERIS – pôle RISK;  
[karen.perronnet@ineris.fr](mailto:karen.perronnet@ineris.fr), [rabia.badreddine@ineris.fr](mailto:rabia.badreddine@ineris.fr)



## Risque et impact sur la santé

### Méthodes rapides pour estimer l'exposition potentielle à des composés organiques semi-volatils dans l'environnement intérieur.

L'utilisation de milliers de substances chimiques peut engendrer des risques sanitaires. Beaucoup de ces composés sont semi-volatils (COSVs) et sont présents dans les environnements intérieurs, où ils se répartissent entre l'air, les particules en suspension, les poussières déposées, et les surfaces dont la peau, les vêtements, les cheveux... Les expositions sont très dépendantes des usages et propriétés physicochimiques des composés. Les COSVs peuvent être vaporisés ou épanchés (pesticides, imperméabilisants...) ou bien être incorporés en tant qu'additifs à des objets (plastifiants, retardateurs de flamme...). Cet article présente des méthodes rapides pour obtenir des estimations de premier niveau (« screening level ») des expositions aux COSVs en environnement intérieur selon l'utilisation du produit, ses caractéristiques et celles de la pièce.

La démarche est fondée en premier lieu sur l'utilisation de modèles mécanistiques. La première étape est la modélisation de la concentration du COSV dans l'air. Pour les additifs, l'approche est fondée sur l'équilibre du COSV entre l'air de la pièce et la concentration dans l'air à l'interface (ou « à l'émission »)  $y_0$ , supposée constante du fait de la volatilisation lente. La concentration du COSV dans l'air peut être calculée à partir de la concentration dans le produit, la surface de l'objet, le volume de la pièce et le taux de ventilation. Pour les produits appliqués, les COSVs dans l'air sont considérés s'adsorber sur les surfaces, qui deviennent ensuite une source secondaire d'émission par désorption. La deuxième étape est le calcul, au moyen de paramètres humains d'exposition, d'une dose d'exposition par inhalation, ingestion et contact (en utilisant pour cette voie le modèle de Wechsler (Indoor Air 2012).

La démarche est ensuite illustrée par trois additifs (DEHP, DnBP et BDE 47) et un COSV « appliqué », le chlorpyrifos. Pour le DEHP, peu volatil, l'ingestion de poussière est responsable de 99% de l'exposition mais seulement de 35% pour le DnBP, pour lequel

l'exposition cutanée compte pour 55%. Pour le BDE47, l'exposition par ingestion de poussières est également majoritaire, tandis que pour le chlorpyrifos, les trois voies contribuent à parts égales. Les caractéristiques des sources, en particulier la surface, et les propriétés des substances, en particulier la volatilité, expliquent ces répartitions. Les auteurs soulignent que la démarche est applicable à beaucoup de composés mais nécessite en pratique de connaître  $y_0$ , qui n'est pas assimilable à la pression de vapeur dans de nombreux cas.

Pour le DEHP, les auteurs estiment, notamment à partir des quantités produites et des surfaces utilisées per capita, la concentration atmosphérique moyenne et l'exposition moyenne pour un adulte et un enfant dans l'Union Européenne, qu'ils estiment proches d'autres estimations publiées. Enfin les auteurs simulent l'effet sur l'exposition de la substitution du DnBP par un autre COSV qui aurait des propriétés physicochimiques différentes.

En conclusion, les auteurs appellent, dans le contexte d'évaluation des risques sanitaires de premier niveau, au développement d'autres modèles pour d'autres types d'utilisation des COSVs, et à des méthodes d'estimation de  $y_0$ .

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cet article ne fait pas partie de ceux dont la lecture laisse indifférent. Il constitue en effet une application pratique aux importants travaux théoriques de Wechsler et al. sur le partitionnement des COSVs en environnement intérieur et sur la modélisation de l'exposition cutanée. Ils permettent de mieux comprendre ces modèles et d'entrevoir leurs applications concrètes. Les auteurs prennent garde de souligner les limites de leur approche, qui reste malgré tout assez théorique. Ainsi par exemple les estimations ne tiennent pas compte de l'enlèvement périodique de la poussière qui peut intervenir avant que l'équilibre ne soit atteint. Les auteurs se sont également « limités » aux expositions par inhalation des phases gazeuses et particulaire de l'air, ingestion de poussières, et exposition cutanée par contact avec l'air.

Outre son côté didactique, l'article offre par ses applications des possibilités de comparaison des potentiels d'exposition de différents COSVs, qui couplées à des données de toxicité, pourraient être fort utiles pour la réduction des risques. Ces perspectives mériteraient cependant des phases de validation empiriques des doses et contributions des différentes voies d'exposition pour des sources et composés contrastés.

**Source :** Little, J. C., Weschler, C. J., Nazaroff, W. W., Liu, Z., & Hubal, E. A. C. (2012). Rapid Methods to Estimate Potential Exposure to Semivolatile Organic Compounds in the Indoor Environment. *Environmental science & technology*, 46(20), 11171–11178.

**Article analysé par :** Philippe Glorennec, École des Hautes Études en Santé Publique, Inserm U1085 Institut de Recherche sur la Santé, l'Environnement et le Travail. [Philippe.Glorennec@ehesp.fr](mailto:Philippe.Glorennec@ehesp.fr)

## Risque et impact sur la santé

### L'origine de l'asthme infantile associée à l'exposition à certaines espèces de moisissures

L'exposition aux moisissures a été clairement reliée à l'exacerbation de l'asthme et de plus en plus d'études sont en faveur d'une association entre une exposition précoce et l'apparition de l'asthme vers 6-7 ans chez les enfants. Cependant, les espèces de moisissures, leur quantité ainsi que la durée d'exposition ne sont pas connues. L'objectif de cette étude américaine est d'identifier les espèces de moisissures associées à l'apparition de l'asthme chez les enfants.

L'étude a porté sur 289 enfants de parents atopiques (avec test allergique cutané positif) habitant Cincinnati et ses environs (Ohio, USA). Les enfants ont été suivis de la naissance à 7 ans. Des prélèvements de poussières ont été réalisés à leur domicile lors de leur première année (à l'âge de 8 mois environ) pour rechercher les endotoxines, les allergènes (acariens, chat, chien, blattes) et les moisissures. Ces dernières ont été détectées par la technique MSQPCR (Mold Specific Quantitative Polymerase Chain Reaction) développée par l'EPA (Environmental Protection Agency, Cincinnati). Cette technique consiste à quantifier par PCR 36 espèces de moisissures. Un indice (ERMI : Environmental Relative Moldiness Index) basé sur l'abondance relative de certaines espèces de moisissures (extérieures et intérieures) permet de catégoriser les logements en sain, peu moisi, moisi, très moisi. Plus l'indice est élevé, plus le logement est moisi.

L'asthme a été diagnostiqué à l'âge de 7 ans sur la base de tests cliniques, chez les enfants ayant un test allergique cutané positif.

L'asthme a été diagnostiqué à l'âge de 7 ans chez 69 des 289 enfants (24%). L'indice ERMI calculé lors de la visite de la première année était 4 fois plus élevé chez les enfants asthmatiques à 7 ans que ceux qui ne l'étaient pas (6,7 vs 1,5). Les valeurs ERMI ont été associées à un risque augmenté d'asthme (risque relatif [RR], 1,6 [IC 95% CI, 1,4-1,9] pour une augmentation de 10 unités de la valeur de l'indice). Même si les allergènes de chat ont été significativement inversement corrélés avec la survenue de l'asthme à 7 ans, aucune corrélation n'a été établie pour les autres allergènes (acariens, chien, blattes) et les endotoxines.

Parmi les facteurs de risque d'asthme, l'asthme parental, de faibles revenus parentaux, un test cutané positif à un allergène respiratoire, des infections respiratoires des voies supérieures avant un an ont été associés à la survenue d'asthme à 7 ans. Les espèces de moisissures, *Aspergillus ochraceus*, *Aspergillus unguis*, et *Penicillium variable* étaient associées significativement à la survenue de l'asthme à 7 ans.

Cette étude prospective a permis d'associer l'exposition des enfants durant leur première année de vie à certaines espèces de moisissures (*Aspergillus ochraceus*, *Aspergillus unguis*, et *Penicillium variable*) et l'apparition de l'asthme à 7 ans, après ajustement sur les autres facteurs de risque de survenue de l'asthme. Les espèces identifiées sont fréquemment retrouvées

dans les logements présentant des signes d'humidité. Cependant, il s'agit ici d'une association statistique qui ne prouve pas que ces espèces soient responsables de l'asthme. Par ailleurs, il n'a pas été noté d'association entre moisissures visibles et apparition de l'asthme. Ce résultat montre l'intérêt de l'utilisation de l'indice ERMI basé sur la détection moléculaire des moisissures pour mettre en évidence une contamination cachée.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Le rapport de l'OMS «WHO guidelines for indoor air quality : dampness and mould » de 2009 insistait sur le lien entre humidité, moisissure et troubles respiratoires, en particulier l'asthme. L'étude présentée franchit une autre étape en identifiant des espèces particulières de moisissures associées à la survenue de l'asthme chez l'enfant. En effet, au vu de la quantité d'espèces de moisissures présentes dans l'habitat, il est important de pouvoir cibler les espèces associées à l'asthme pour : i) identifier le niveau d'exposition des patients, ii) proposer des solutions de remédiation. En particulier, les parents atopiques susceptibles d'avoir des enfants asthmatiques devront être particulièrement vigilants sur les problèmes d'humidité dans leur logement.

Même si les résultats de cette étude sont très novateurs, ils doivent être confirmés sur une étude plus large, peut-être à l'échelle nationale. En effet, l'asthme est une maladie multifactorielle et les mécanismes physiologiques de son déclenchement sont encore loin d'être élucidés.

**Source :** Infant origins of childhood asthma associated with specific molds. Reponen T, Lockey J, Bernstein DI, Vesper SJ, Levin L, Khurana Hershey GK, Zheng S, Ryan P, Grinshpun SA, Villareal M, Lemasters G. J. Allergy Clin. Immunol. 2012 ; 130 : 639-644.

**Article analysé par :** Pierre LE CANN, Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique, Pierre.Lecann@ehesp.fr



## Gestion Technique / Divers

### Impact de l'environnement intérieur sur la concentration de polluants organiques dans l'atmosphère urbaine

L'environnement intérieur se caractérise par de nombreuses sources de polluants organiques qui contribuent à l'exposition des occupants. Mais en dehors des produits de combustion, très peu d'études ont cherché à déterminer la contribution de la pollution à l'intérieur des locaux sur l'environnement extérieur, en particulier urbain. L'objectif de cette étude est d'évaluer cette influence potentielle à l'échelle de la ville de Stockholm au travers d'un modèle multimédia de transport et de transformation chimique. Quatre substances avec différentes propriétés physico-chimiques ont été prises en compte : le formaldéhyde, le 2,4,6-tribromophénol (2,4,6-TBP), le di-(2-éthylhexyl)-phtalate (DEHP), et le décabromodiphényl éther (BDE-209).

Le modèle multimédia utilisé (modèle de fugacité de Mackay niveau III) comprend huit compartiments : l'air extérieur, le film urbain, les eaux de surface, le sol, les sédiments, l'air intérieur et les surfaces intérieures horizontales et verticales. Il permet de prédire à l'état stationnaire la distribution des quatre substances entre les huit compartiments, le temps de résidence et la concentration dans l'atmosphère urbaine.

La surface modélisée représente la ville de Stockholm, soit 220 km<sup>2</sup> dont 13 % d'eau et 45 % de surface construite (avec 50 % couverte par des bâtiments). Le compartiment air intérieur représente un volume de 1,5×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>. L'air extérieur occupe 1,3×10<sup>11</sup> m<sup>3</sup>. Les surfaces intérieures couvrent 4×10<sup>8</sup> m<sup>2</sup> (15 % de surfaces horizontales et 85 % de surfaces verticales incluant les plafonds). Les surfaces sont recouvertes d'une couche organique de 10 nm composée à 70 % de particules et à 30 % d'un film ayant les propriétés de l'octanol. Une couche de poussières sujettes à resuspension recouvre les surfaces horizontales. Un taux de renouvellement d'air moyen de 0,7 h<sup>-1</sup> a été considéré. La dégradation des substances dans l'air est dominée par la concentration en radicaux OH variable entre l'intérieur et l'extérieur. Une dégradation des substances dans le film organique est également prise en compte avec des temps de demi-vie 45 fois plus importants que ceux observés dans l'air. De nombreux autres paramètres sont discutés et fixés sur la base d'études bibliographiques.

Trois scénarios d'émission sont considérés pour évaluer l'impact de l'environnement intérieur. Le premier, ES0, ne prend pas du tout en compte l'environnement intérieur et les sources sont exclusivement extérieures. Les sources sont également d'origine extérieure dans le second scénario ES1, mais il inclut l'environnement intérieur. Le dernier scénario ES2 attribue la totalité des émissions à l'environnement intérieur. Un débit d'émission arbitraire de 10 kg/an est pris en compte dans tous les cas. Une analyse de sensibilité de chaque paramètre est ensuite menée pour identifier celui qui a le plus d'impact sur la concentration dans l'air extérieur d'un polluant donné.

L'impact de l'environnement intérieur au travers du scénario ES2 altère considérablement la distribution stationnaire des polluants entre les différents compartiments, mis à part le 2,4,6-TBP. Ce dernier serait majoritairement présent dans le sol à hauteur de 77 % et seulement 11 % dans les compartiments intérieurs (surfaces et air). Le BDE-209 et le DEHP se retrouveraient à plus de 90 % au niveau des surfaces intérieures. Le formaldéhyde serait majoritairement dans l'air à 82 % partagé de manière à peu près équivalente entre l'intérieur et l'extérieur. En l'absence de sources intérieures, le sol représente le compartiment le plus chargé en BDE-209 et en 2,4,6-TBP (86 % dans les deux cas). C'est par contre le film urbain et les sédiments pour le DEHP (36 % et 34 % respectivement) et l'air extérieur pour le formaldéhyde (68 %).

Les temps de résidence dans la ville de Stockholm sont également beaucoup plus longs dans le scénario ES2 pour le DEHP et le BDE-209 (454 et 1044 heures respectivement au lieu de 21 et 166 heures), du fait que le processus d'élimination des surfaces intérieures est plus lent par rapport à celui du sol, des sédiments ou du film urbain. Le scénario ne modifie pas la concentration dans l'air urbain du formaldéhyde ou du 2,4,6-TBP. Par contre, les niveaux urbains de DEHP et de BDE-209 diminuent de 25 % et 50 % respectivement lorsque les sources sont exclusivement intérieures. Pour ces deux

substances, la température intérieure, le renouvellement d'air, la vitesse de dépôt des particules ainsi que le coefficient de partage octanol/eau sont les principaux paramètres qui jouent sur leur concentration dans l'air extérieur. L'impact de l'environnement intérieur sur le devenir des espèces chimiques dans le milieu urbain est finalement lié au coefficient de partage octanol/air qui traduit le partage des substances entre l'air et les surfaces (dont les particules en suspension). Plus celui-ci augmente, plus la quantité et le temps de résidence des substances dans l'environnement urbain augmentent, car elles resteront stockées plus longtemps dans les espaces intérieurs.

L'environnement intérieur doit être considéré comme un compartiment à part entière dans les modèles multimédias pour pouvoir évaluer au plus juste la distribution des substances organiques, en particulier hydrophobes. Pour les composés organiques volatils, l'impact de l'environnement intérieur n'est pas significatif à l'échelle urbaine, mais reste important en termes d'exposition. Il serait nécessaire d'améliorer les modèles en prenant en compte des aspects plus réalistes : des sources d'émissions d'origine à la fois intérieures et extérieures, des apports liés à la pollution régionale voire globale, des débits d'émission réels pour chaque polluant.

#### Glossaire : Modèle multimédia

Les modèles multimédias sont des modèles mathématiques relativement simples par rapport à la complexité de l'environnement et de la chimie des substances organiques. Ils calculent la distribution des substances entre les différents compartiments de l'environnement et en découlent la persistance et le potentiel de transport de substances organiques. Ces calculs intègrent à la fois les caractéristiques de l'environnement et celles des substances. Ce sont donc des outils qui offrent des informations plus complètes sur le devenir des substances organiques dans l'environnement que les demi-vies seules.

#### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude originale met en avant l'importance des surfaces intérieures dans la distribution des polluants principalement semi-volatils entre les différents milieux à l'échelle d'une ville. Leur rôle en tant que réservoir permet certes de limiter la concentration atmosphérique de fond de ces substances, mais augmente considérablement leur temps de résidence. Les aspects dynamiques ne sont pas pris en compte dans cette étude. Ceux-ci influencent en particulier les échanges de matière (poussières et particules) entre l'intérieur et l'extérieur qui varient en fonction des conditions de ventilation. L'étude met également en évidence le manque de données concernant la dégradation de ces substances au niveau des surfaces. Au final, l'environnement intérieur apparaît comme une zone tampon dans laquelle les polluants tendent à s'accumuler limitant leur impact sur l'environnement extérieur mais augmentant du même coup l'exposition des occupants.

**Source** : Cousins A.P., The effect of the indoor environment on the fate of organic chemicals in the urban landscape, *Science of the Total Environment*, 438 (2012), 233-241.

**Article analysé par** : Olivier RAMALHO, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Direction Santé-Confort, Division Expologie, olivier.ramalho@cstb.fr

## News

### Rapport de l'Anses sur les effets sur la santé du dioxyde de carbone dans l'air intérieur :

[http://www.oqai.fr/userdata/documents/434\\_Concentration\\_CO2.pdf](http://www.oqai.fr/userdata/documents/434_Concentration_CO2.pdf)

Principales conclusions de l'expertise :

- En l'état actuel des connaissances, il n'apparaît pas pertinent de construire une VGAI pour le CO<sub>2</sub> fondée sur ses effets propres selon la méthode proposée par l'Anses.
- L'analyse montre que des effets sur la santé, la perception de confort ou la performance sont observés pour des augmentations de concentration dans l'air intérieur de 100 ppm de CO<sub>2</sub> pris en tant qu'indicateur du confinement d'air. Ces effets sont imputables aux nuisances induites par le confinement.
- L'analyse montre que la mesure du CO<sub>2</sub> ne peut être considérée seule comme un indicateur de pollution chimique de l'air intérieur. La mesure du CO<sub>2</sub> ne peut donc être définie comme un outil unique de contrôle de la qualité sanitaire de l'air intérieur.
- Les données disponibles mettent en évidence des concentrations de CO<sub>2</sub> mesurées dans l'air des salles de classes d'écoles plus élevées que dans d'autres environnements intérieurs étudiés (logements, bureaux, crèches), et dans certaines études, une association entre ces concentrations et des effets sur la santé des élèves (symptômes de l'asthme), la performance et la perception de confort.

### Parution du bulletin n°5 de l'OQAI, quatre études y sont présentées :

- Zoom sur les composés organiques semi-volatils
- Fournitures scolaires, produits d'entretien dans les écoles : quelles émissions de polluants dans l'air intérieur ?
- SINPHONIE, une première en Europe : qualité de l'air intérieur et santé des écoliers et des enseignants
- Campagne nationale de l'OQAI dans les écoles : 600 salles de classe étudiées en France entre 2013 et 2016

A télécharger sur

[http://www.oqai.fr/userdata/documents/431\\_Bulletin\\_OQAI5\\_Ecoles.pdf](http://www.oqai.fr/userdata/documents/431_Bulletin_OQAI5_Ecoles.pdf)

Parution du Plan d'actions sur la qualité de l'air intérieur.

Le 23 et 24 octobre se sont tenues à Paris les 2<sup>e</sup> assises nationales de la qualité de l'air. A cette occasion, Marisol TOURAINE, ministre des Affaires sociales et de la Santé, Cécile DUFLOT, ministre de l'Égalité des territoires et du Logement, et Philippe MARTIN, ministre de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, ont rendu public le « plan d'actions sur la qualité de l'air intérieur ». De nouvelles actions seront engagées afin de limiter les sources de pollutions tels que les produits

désodorisants (encens, bougies et masquants d'odeur) et les produits d'entretien. Dans un récent rapport, l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) indiquait que les encens sont beaucoup plus émissifs que les bougies et que leur utilisation semble présenter des risques même dans le cas d'un usage mensuel.

Plan d'actions disponible sur :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Lancement-du-plan-d-actions-pour,34492.html>

## Manifestations

### Colloque Primequal « Qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments : causes, effets, prévention et gestion »

19 et 20 novembre 2013 La Rochelle

Co-piloté par le Ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE) et par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), avec l'appui de l'INERIS pour l'animation scientifique, Primequal vise à fournir les bases scientifiques et les outils nécessaires aux décideurs et aux acteurs de l'environnement pour améliorer la qualité de l'air.

Lors de ce colloque, organisé avec le concours du Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE), les thèmes suivants y seront abordés : la prise en compte du facteur humain dans la gestion des crises sanitaires en lien avec la qualité de l'air intérieur ; les nouvelles méthodes disponibles pour caractériser la qualité de l'air intérieur ; les sources d'émissions de polluants en air intérieur : activités humaines et matériaux ; les impacts sanitaires et la gestion des expositions aux polluants de l'air intérieur.

Une table ronde rassemblant acteurs et décideurs enrichira les débats et contribuera à fournir des perspectives pour la recherche et l'action publique.

Programme et inscriptions en ligne sur le site [www.primequal.fr](http://www.primequal.fr)

## Normalisation / Réglementation

Haut Conseil de Santé Publique - Valeurs repères d'aide à la gestion pour les particules dans l'air intérieur

Le haut conseil de santé publique émet des valeurs repères d'aide à la gestion pour les particules dans l'air intérieur. Téléchargez le rapport d'étude sur le site du haut conseil :

<http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=371>

Afin de prévenir les effets liés à une exposition chronique aux particules, le HCSP recommande dans l'air intérieur des immeubles d'habitation ou des locaux ouverts au public :

- un objectif cible (moyenne annuelle) de 10 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>2,5</sub> et de 15 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub> à échéance de 2025, avec des valeurs dégressives immédiatement applicables à des dates intermédiaires définies avec un délai d'engagement des actions correctives fixé à un an après le constat de dépassement ;

- des valeurs d'action rapide de 50 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>2,5</sub> et 75 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub> qui doivent déclencher dans les trois mois la mise en œuvre d'actions correctives (identification des sources, abaissement des niveaux de concentration des particules).

Retrouvez la démarche méthodologique de construction des valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos :

[http://www.hcsp.fr/Explore.cgi/Telecharger?NomFichier=hcspr20091013\\_airesclosMeth.pdf](http://www.hcsp.fr/Explore.cgi/Telecharger?NomFichier=hcspr20091013_airesclosMeth.pdf)

### **Animation du réseau RSEIN et publication de Info Santé Environnement Intérieur coordonnées par l'INERIS**

Directeur de la publication : Raymond Cointe

Directeur de la rédaction : Philippe Hubert

Comité de rédaction du N°38 : O. Ramalho, M-A. Kerautret, H. Baysson, E. Revelat, C. Nicolle, L. Mosqueron, V. Nedellec, G. Boulanger, R. Robichon, C. Marchand, J. Dalvai.

Maquette : Patrick Bodu

Coordination et contact : Julien Dalvai - julien.dalvai@ineris.fr

ISSN1760-5407

INERIS, Parc Technologique ALATA, BP 2, 60550 Verneuil-en-Halatte, France

**Le réseau RSEIN**, en relation avec l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, est constitué de représentants des structures suivantes : *Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique et ses comités régionaux Nord-Pas de Calais et PACA-Marseille, ATMO PACA représentant les Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air, Bureau Véritas, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Complexe de Recherche Interprofessionnel en Aérothermochimie, École des Hautes Études en Santé Publique, Faculté de Pharmacie de Marseille, Faculté de Pharmacie de Paris V, Hôpitaux de Marseille, Hôpitaux de Rouen, Hôpitaux de Strasbourg, Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Institut Technologique Forêt, Cellulose, Bois et Ameublement, Institut de Veille Sanitaire, Laboratoire Central de la Préfecture de Police de Paris, Laboratoire d'Étude des Phénomènes de Transfert et de l'Instantanéité : Agro-industrie et Bâtiment, Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, Laboratoire du Génie de l'Environnement Industriel – antenne de Pau de l'École des Mines d'Alès, MEDIECO, Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, SEPIA-Santé, Service des Études Médicales de EDF, Université Bordeaux II – Équipe EA 3672 Santé Travail Environnement, Université de Caen, Véolia Environnement, Vincent Nedellec Conseils.*

**Pour tout abonnement à la version électronique du bulletin, adressez vos coordonnées par email à :** julien.dalvai@ineris.fr

**ou inscrivez vous à partir du site internet :**

<http://rsein.ineris.fr/bullinfo/abonnement.html>