



Info Santé Environnement Intérieur

N°27
juin 2009

Bulletin de veille scientifique conçu et réalisé par le réseau RSEIN, *Recherche Santé Environnement Intérieur*, grâce à des financements du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, du Ministère de la santé et des sports, et de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.

ÉDITO

L'air intérieur vient de... l'extérieur ! Voilà une lapalissade qui prend toute son importance quand on parle de pollution de l'air intérieur. En effet, en dehors d'une vie cloîtrée dans un espace confiné, l'air que nous respirons à l'intérieur des locaux de travail, d'habitation, de loisirs provient de l'air extérieur avec toutes ses caractéristiques bénéfiques et maléfiques. L'espace intérieur n'est jamais clos durablement, il y a des portes d'accès, des fenêtres, des ventilations naturelles ou mécaniques, mais le renouvellement de l'air intérieur reste faible et de ce fait sa composition reste stable.

Nous sommes les vecteurs de particules collectées à l'extérieur que nous rentrons à l'intérieur. Les équipements, les objets, les documents que nous rentrons dans les locaux viennent forcément de l'extérieur. Et ce, que ce soit dans des locaux industriels ou des locaux de vie. Si le traitement d'air des salles propres des industries de la microélectronique, de la pharmacie ou de la chimie permet de limiter l'apport de particules présentes dans l'air extérieur, dans la plupart des cas il n'existe pas ou presque pas de barrière entre l'air extérieur et l'air intérieur et... tant mieux ! De plus l'air intérieur subit les sources internes de pollution liées à chaque habitation ou à chaque local et/ou liées aux activités des occupants.

Mettons de côté la pollution chimique qui pourrait remplir un numéro complet de RSEIN, et intéressons nous à la pollution particulaire et en particulier à la pollution par les particules biologiques (pollens, moisissures, etc.) pouvant avoir un effet sur la santé. Notons que dans l'air extérieur, selon les régions et les saisons, il est possible de comptabiliser entre 100 et 10 000 grains de pollens par mètre cube d'air et entre 10 000 et 1 000 000 de spores de moisissures par mètre cube d'air.

Les mesures faites selon la même méthodologie, entre l'environnement d'un lieu de vie et le local lui-même, permettent de comptabiliser en moyenne :

- 20 fois moins de pollens à l'intérieur qu'à l'extérieur ;
- souvent autant de spores de moisissures à l'intérieur qu'à l'extérieur, en dehors des périodes de pics.

Or, ces pollens et moisissures sont souvent les mêmes, ce qui prouve leur origine, mais dans l'air intérieur ils persistent beaucoup plus longtemps.

Quand on sait qu'un patient allergique aux pollens de graminées est malade à partir d'une concentration de quelques dizaines de grains par mètre cube d'air, il est évident qu'en période pollinique il n'est pas à l'abri à l'intérieur chez lui. Et ce d'autant qu'il rapporte des pollens sur ses vêtements, sur sa peau et sur son cuir chevelu. Il en est de même pour les moisissures mais en plus se surajoutent les moisissures de l'habitat qui sporulent et se retrouvent en suspension dans l'air à chaque courant d'air.

Dans le domaine industriel, dans le cadre d'expertises spécifiques, il a pu être démontré l'apport de particules biologiques de l'air extérieur dans des salles propres, uniquement par le transfert de matériel ou du personnel avec des procédures insuffisantes.

Alors que faire ?

S'enfermer toute la journée ? Non, surtout pas, mais ne pas s'imaginer qu'à l'intérieur, on sera à l'abri de l'air extérieur. Il ne peut être question de traiter la qualité de l'air intérieur sans tenir compte de la qualité de l'air extérieur.

Michel THIBAUDON
R.N.S.A. Laboratoire
www.pollens.fr et www.analyse-air.fr

SOMMAIRE

Substances → p2 ; Lieux de vie → p4 ; Effets sanitaires → p7 ; Expologie – Évaluation des risques → p13 ; Informations diverses → p16

Les astérisques renvoient aux termes du glossaire. → p20

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 consulter le texte intégral de chaque article analysé.



SUBSTANCES

Émission de particules ultrafines par des brûleurs de gaz naturel domestique

Source : Minutolo, D'Anna et al. (2008) - *Emission of Ultrafine Particles from Natural Gas Domestic Burners*. Environmental Engineering Science. 25 (10): 1357-1363.

Article analysé par : Gaëlle Guillosoou, Service des Études Médicales d'EDF ; gaelle.guillossou@edf.fr

La combustion du gaz naturel est considérée comme étant faiblement génératrice d'émissions polluantes. Cependant, des conditions particulières d'utilisation domestique de ce combustible, différentes des conditions standards idéales, pourraient générer un certain nombre de polluants atmosphériques notamment des particules ultra fines.

Cette étude expérimentale a souhaité évaluer l'influence, sur les émissions de polluants gazeux et particulaires, d'un excès d'air et de différentes configurations de brûleurs d'une cuisinière et de 3 chaudières fonctionnant au gaz naturel.

Différentes conditions de combustion du gaz naturel, reposant sur des proportions variables d'air et de gaz ont été testées. Les émissions polluantes des 4 appareils ont ensuite été mesurées, en atmosphère libre, dans plusieurs zones de la flamme, à différentes hauteurs de la surface du brûleur (mesures in situ, technique LIE, Laser Induced Emission Spectroscopy) mais aussi dans le conduit d'évacuation des 3 chaudières (mesures ex situ, technique SMPS Scanning Mobility Particle Size). Ces dispositifs mesurent des particules ultrafines dans la gamme 3 nm (limite de détection des appareils) à 100 nm, et d'autre part, isolent leur fraction organique (OC).

D'autres paramètres ont été pris en considération, comme la composition du gaz naturel utilisé dans l'étude, la température de la flamme, puis la mesure en ligne des hydrocarbures imbrûlés et des oxydes d'azote.

Les particules mesurées sont toutes comprises dans la gamme 1-10 nm. Elles sont formées majoritairement dans la région de la flamme, et sont rapidement oxydées dans la région de post oxydation. L'accroissement de l'excès d'air ne modifie pas significativement les émissions de particules.

Le suivi des émissions des 3 chaudières révèle de très faibles concentrations en carbone organique (inférieures à 5 mg/m³). Les particules émises ont une taille comprise entre 3 et 100 nm. Leur concentration massique est faible, de l'ordre de 0,1 mg/m³.

Les particules émises par la cuisinière ont une granulométrie plus faible, proche de 3 nm, et leur concentration en carbone organique est plus élevée, proche de 5 mg/m³. La cuisinière testée émet aussi des quantités plus élevées de HAP* solubles dans l'eau.

Commentaires du lecteur

Cet article alimente le débat sur l'utilisation domestique du gaz naturel. Il aurait pu l'enrichir, mais un certain nombre d'éléments manquent, qui auraient pourtant permis au lecteur de se faire un avis plus précis de la question.

Les conclusions de l'étude sont intéressantes, mais les mesures n'ont concerné que 4 appareils, dont une seule cuisinière. Leur modèle, leur vétusté, l'état des brûleurs (propres ? encrassés ? neufs ? usagés ?), l'état des tuyaux de gaz ne sont pas renseignés. Quels sont les HAP solubles dans l'eau collectés ? En quelles quantités sont-ils émis ? Ces éléments ne sont pas précisés.

Les teneurs ambiantes de particules ultrafines, avant combustion du gaz naturel ne sont pas indiquées, leur nombre non plus.

Par ailleurs, concernant la mesure de la granulométrie, les résultats sont bien proches des limites de détection des appareils utilisés. Quelle confiance accorder alors aux résultats ?

Les mesures réalisées sont des mesures dites « à l'émission » et non pas dans l'air ambiant d'une cuisine ou à hauteur d'une personne en train de cuisiner. Il est dommage de ne pas disposer de valeurs après dilution.

Le fonctionnement de la cuisinière n'est pas aussi réaliste qu'annoncé, puisque aucune cuisson d'aliment n'a été testée.

Enfin, il est difficile d'envisager l'impact sanitaire de ces résultats de mesures à l'émission, car même si la toxicité des HAP est relativement bien connue et décrite, les connaissances sur la toxicité des parti-

cules ultrafines sont encore parcellaires et souvent contradictoires. Ce qui semble avéré, c'est que le premier déterminant de l'effet sanitaire des particules ultrafines est leur nombre et leur surface spécifique et pas leur masse. Or, cet article ne conclut que sur ce paramètre.



SUBSTANCES

Survie des amibes sur les matériaux de construction

Source : Yli-Pirilä T., Kusnetsov et al. (2009) - *Survival of amoebae on building materials*. Indoor Air. 19 (2): 113-121.

Article analysé par : Annie Mouilleseaux ; annie.mouilleseaux@noos.fr

La présence d'amibes dans plus de 20 % des matériaux de construction ayant subi des dégâts des eaux justifie l'étude de la survie des amibes dans ces supports. Le genre *Acanthamoeba* est particulièrement présent dans de nombreux environnements ; ce sont des protozoaires monocellulaires parfois pathogènes pour l'être humain. Préférant un milieu humide dans lequel elles se déplacent librement par glissement sur les surfaces grâce à la déformation de leur corps cellulaire, elles peuvent résister à des conditions difficiles sous la forme de kystes ; elles incorporent sans les métaboliser des éléments extérieurs (particules inertes, bactéries, virus...) par phagocytose.

L'étude de laboratoire porte sur la survie d'une culture d'*Acanthamoeba polyphaga* (AP) sur des échantillons (N = 62) de matériaux de construction (bois, Placoplatre®, béton, linoléum, fibre de verre) neufs ou ayant subi des dégâts des eaux ; la moitié des cultures est supplémentée avec une dose de nutriments, *Escherichia coli* mortes (EC). L'ensemble est placé dans une chambre climatique puis est examiné à différents moments (temps d'incubation : 3 heures, 2, 7, 14 et 56 jours) ce qui donne globalement 6 échantillons pour chaque étape. Les échantillons prélevés sont placés dans des boîtes de Pétri contenant un milieu de culture non nutritif ensemencé selon 2 lignes en X avec EC puis sont examinés au microscope optique. Le test est positif si la présence d'amibes mobiles et ou de kystes le long des lignes d'éléments nutritifs (EC) est observée et la survie avérée si le test est positif au bout de 56 jours.

La survie de AP est significativement différente selon les matériaux : le Placoplatre® et le bois de bouleau sont les meilleurs supports (Tableau). Par contre, la survie de AP est nulle sur le bois de pin neuf. Sur le pin usagé, 50 % des tests sont positifs en absence de EC et 100 % en présence de EC. Les résultats varient donc en fonction du matériau mais également de la présence ou non de produits nutritifs. Généralement la survie des amibes diminue lorsque le temps d'incubation augmente particulièrement en l'absence de EC. L'influence du vieillissement du matériau (neuf/usagé) est uniquement observée pour le bois de pin.

Commentaires du lecteur

L'étude présentée a le mérite d'être claire. La présence d'amibes est rarement évoquée dans les bâtiments ayant subi des dégâts des eaux bien qu'on sache depuis les années '90' qu'elles sont susceptibles d'héberger et de libérer des Legionella.

L'existence de ces amibes libres de se mouvoir dans les environnements humides (matériaux de construction au cas particulier), dotées d'un équipement enzymatique important, capables de jouer le rôle d'hébergeurs et d'entraîneurs pour devenir au final des émetteurs passifs, pose effectivement la question de leur rôle indirect dans la transmission de certaines pathologies, évoquées par les auteurs.

Tableau : tests 'amibes' positifs (%) selon le matériau et la présence ou non d'*E. coli* comme nutriment.

Avec <i>E. coli</i>	Sans <i>E. coli</i>
Placoplatre® (97 %)	Placoplatre®, bois de pin usagé, bois de bouleau, fibre minérale (97-100 %)
Fibre minérale (80 %) ; bois de bouleau (70 %)	Fibre minérale neuve (80 %)
Bois de pin usagé (50 %)	
Linoléum (usagé 20 %, neuf 30 %)	Linoléum (usagé 23%, neuf 27 %)
béton (usagé 10 %, neuf 13 %)	béton (neuf 10 %, usagé 13 %)
Bois de pin neuf 0 %	Bois de pin neuf (0 %)

Autres articles d'intérêt sur la thématique SUBSTANCES :

Takeuchi and Ozaki (2009) - *Evaluation of VOC Emissions from Electrical Components*. Fujitsu Scientific & Technical Journal. 45 (1): 115-122

Slezakova, Pereira et al. (2009) - *Influence of tobacco smoke on the elemental composition of indoor particles of different sizes*. Atmospheric Environment. 43 (3): 486-493.



LIEUX DE VIE

Influence de la position des portes intérieures sur les écarts de concentration de polluants entre les différentes pièces d'un logement

Source : Ferro, Klepeis et al. (2009) - *Effect of interior door position on room-to-room differences in residential pollutant concentrations after short-term releases*. Atmospheric Environment. 43 (3): 706-714.

Article analysé par : Olivier Ramalho, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Division Santé ; olivier.ramalho@cstb.fr

Les environnements intérieurs et en particulier les logements comportent généralement plusieurs pièces. Une activité domestique dans l'une d'entre elles peut provoquer une émission importante de polluants avec des répercussions possibles sur l'ensemble du logement. La stratégie d'ouverture ou de fermeture des portes intérieures présente de ce fait une influence majeure sur l'exposition des occupants, mais reste à ce jour insuffisamment étudiée. L'objectif de l'étude est de quantifier l'impact de la position des portes sur la variabilité spatiale et temporelle de la concentration de polluants résultant d'émissions court-terme (≤ 30 min) localisées au sein d'un logement.

Des expérimentations ont été réalisées dans 3 différentes typologies de maisons individuelles : une maison de plain pied (type ranch), une maison sur 2 niveaux et une maison de ville de surfaces respectives 279, 200 et 110 m². Un gaz inerte (SF₆ : hexafluorure de soufre) a été utilisé pour simuler les émissions d'une activité domestique. L'émission de SF₆ était localisée en cuisine (maison de plain pied) ou dans le séjour (maison sur 2 niveaux) à un débit de 200 cm³·min⁻¹ pendant 30 min. Dans le cas de la maison de ville, une injection instantanée de monoxyde de carbone est utilisée pour simuler une émission. La concentration dans la pièce instrumentée (variable) est enregistrée en continu pendant 24 h par des analyseurs infrarouges photo-acoustiques (pas de temps de 1 min) ou par des capteurs électrochimiques dans le cas du CO* (pas de temps de 15 s). Un total de 32 expérimentations a été réalisé en faisant varier les ouvertures de porte des pièces source et réceptrice. Les systèmes de ventilation mécanique et de chauffage sont arrêtés pour l'ensemble des expérimentations. Les fenêtres et portes extérieures sont maintenues fermées.

L'impact des portes intérieures est déterminé en calculant l'efficacité de réduction spatiale η représentant la différence relative entre la concentration moyenne (sur 1, 4 ou 8 h) dans la pièce source et dans la pièce réceptrice. Le taux de renouvellement d'air mesuré pour deux typologies est resté constant sur l'ensemble des expérimentations $0,36 \pm 0,06$ h⁻¹ (maison sur 2 niveaux) et $0,27 \pm 0,09$ h⁻¹ (maison de ville).

Effet de la fermeture de porte

Lorsque l'émission de SF₆ est située en cuisine, l'efficacité de réduction intégrée sur 8 heures n'est que de 20 % dans le salon situé dans le couloir à proximité avec les deux portes ouvertes. Elle monte à 48 % lorsque la porte du salon est fermée et jusqu'à 92 % si la porte du salon et la porte de la cuisine sont fermées. L'efficacité de réduction augmente également avec l'éloignement de la pièce réceptrice par rapport à la pièce source jusqu'à 85 % pour la chambre la plus éloignée porte ouverte et jusqu'à 95 % si la porte est fermée.

Effet de la largeur d'ouverture de porte

Entre une porte fermée ou complètement ouverte, les débits d'échange d'air d'une pièce à l'autre peuvent varier respectivement de 0,1 - 6 m³·h⁻¹ jusqu'à 100 - 250 m³·h⁻¹. L'entrebâillement de quelques centimètres fait rapidement chuter l'efficacité de réduction intégrée sur 8 heures : 60 % pour 2,5 cm jusqu'à 30 % pour une ouverture de 15 cm. L'efficacité de réduction calculée sur 1 heure demeure plus élevée (75 % pour 15 cm d'ouverture). Les expérimentations conduites dans la maison de ville présentent des efficacités de réduction plus faibles que celles réalisées dans la maison sur 2 niveaux. Cet écart est attribué à la différence de taille et de typologie entre les 2 logements.

L'éloignement associé à la fermeture des portes entraîne une réduction significative des concentrations moyennes dans une pièce de l'ordre de 80 – 90 %. Selon les mouvements d'air, la concentration dans les pièces dont la porte est ouverte n'est réduite que de 20 - 30 %. La fermeture d'une porte réduit considérablement les échanges entre deux pièces. Une porte entrebâillée de quelques centimètres seulement suffit à rétablir les échanges. Ces résultats ne s'appliquent qu'aux logements ne présentant pas de système de ventilation mécanique. La présence de ces derniers en fonctionnement devrait réduire les effets de compartiments en accélérant l'homogénéisation des polluants au sein du logement.

Commentaires du lecteur

Cette étude a le mérite de s'attaquer à un domaine méconnu mais pour autant primordial de la qualité de l'air intérieur. Comme le soulignent les auteurs, de nombreux travaux sont à réaliser pour documenter l'influence des portes en présence de systèmes de ventilation mécanique et le rôle majeur de l'occupant sur les ouvrants.

Avec quelques expérimentations sur trois typologies, les auteurs ont su de manière simple quantifier l'influence des portes intérieures sur la variabilité spatiale de la concentration de polluants dans un logement. Néanmoins, peu d'expérimentations ont été répétées et celles-ci montrent quelquefois des écarts attribués à une différence dans les mouvements d'air. Une mesure en parallèle des paramètres climatiques aurait fourni des premiers éléments de réponse sur ce point. Ce manque d'informations, ainsi que les différences entre typologies peu exploitées, ne permettent pas à ce stade de généraliser les résultats observés. Au regard des temps d'intégration, la concentration au sein des pièces est bien homogène étant donné un temps de mélange intra-pièce inférieur à 15 min selon les auteurs. Il est néanmoins important de poursuivre les études sur ce volet notamment dans le cas de sources d'émissions chaudes. Une autre conclusion de cette étude est qu'il paraît important d'informer les principaux acteurs, les occupants, quant à la stratégie à tenir d'ouverture / fermeture des portes intérieures durant une activité domestique localisée pour limiter leur exposition aux éventuels polluants émis.



LIEUX DE VIE

Précision de sept algorithmes de calculs d'entrée de polluant gazeux venant de COV* d'eau souterraine

Source : Provoost, Reijnders et al. (2009) - *Accuracy of seven vapour intrusion algorithms for VOC in groundwater*. Journal of Soils and Sediments. 9 (1): 62-73.

Article analysé par : Bernard Collignan, CSTB, bernard.collignan@cstb.fr

Durant ces dernières années, la pollution gazeuse pouvant exister dans les sols et en général issue d'anciennes activités industrielles a fait l'objet d'attention particulière du fait de son impact potentiel sur la qualité d'air intérieur des bâtiments.

Plusieurs outils de calcul existent visant à évaluer l'impact des sols sur la QAI* et sont utilisés pour la gestion des sites ou à des fins réglementaires. On constate néanmoins un manque de précision de ces outils. Ces imprécisions sont liées à la phénoménologie physico-chimique complexe qu'ils doivent être capables d'appréhender ainsi qu'au manque de données disponibles. Ils doivent donc être validés expérimentalement. L'objectif de cette étude est d'apporter un éclairage sur la précision de ces outils à travers une inter-comparaison numérique et expérimentale.

Ce document présente une inter-comparaison de sept algorithmes de calculs couramment utilisés dans différents contextes associée à une comparaison expérimentale pour trois sites avec une contamination gazeuse issue d'eau souterraine polluée en

COV. Les algorithmes sélectionnés et utilisés par les auteurs correspondent à des outils fréquemment utilisés en Europe : Vlier-Humaan (Belgique), CSoil (Pays-Bas), VolaSoil (Pays-Bas), Johnson & Ettinger (USA), Risc (Royaume-Uni), et les algorithmes de facteur de dilution (DF) de Suède et de Norvège.

En parallèle, trois sites ont fait l'objet de mesures (COV dans l'eau souterraine, dans les sols, dans l'air intérieur, propriétés des milieux), permettant de confronter les résultats numériques à des résultats expérimentaux. Pour chacun des sites, des mesures simultanées dans les différents milieux ont été effectuées ainsi qu'à différentes périodes.

Trois critères statistiques décrits par Loague and Green (1991)¹ permettent de déterminer la précision des calculs au regard des résultats expérimentaux.

¹ Loague KM, Green RE (1991) *Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application*. J Contam Hydrol 7:51-73

Tous les algorithmes ont tendance à surestimer la concentration en COV dans l'air du sol (entre 1 et 4 ordres de grandeur). Les plus précis sont Johnson & Ettinger et Vlier–Humaan. Concernant la prédiction de concentration dans l'air intérieur, les algorithmes peuvent la sous-estimer ou la surestimer selon les cas. Les concentrations mesurées varient de 4 ordres de grandeurs alors que les concentrations estimées varient de sept ordres de grandeur. Les modèles les plus précis sont Johnson & Ettinger, Vlier–Humaan et Csoil.

Les résultats obtenus confirment certains résultats obtenus par d'autres auteurs, à savoir que ces algorithmes sont en général du côté conservatif, notamment pour l'évaluation des concentrations gazeuses dans les sols. Le modèle Johnson & Ettinger est le plus précis tant pour l'évaluation des concentrations dans les sols que dans l'air intérieur. Les modèles ont tendance à surestimer les concentrations gazeuses dans les sols mais ce résultat ne semble pas avoir d'impact direct sur les concentrations intérieures calculées qui peuvent être sous-évaluées ou surévaluées (trois ordres de grandeur entre calculs et mesures). Les raisons de ces résultats ne sont pas clairement visibles mais il est avancé la manière de prendre en compte les phénomènes de biodégradation. Le nombre de paramètres à prendre en compte en fonction du type de modèle ainsi que le concept mathématique, sont également mis en avant (diffusion à travers la frange de capillarité, correction de température pour la constante de Henry). Les auteurs pointent également la pauvreté

de la représentativité des cas expérimentaux qui n'ont pu être exploités comme les typologies de bâtiments, les types de sources.

Cependant, les auteurs concluent que les meilleurs algorithmes sont suffisamment précis et conservatifs pour être utilisés à des fins réglementaires mais que des travaux de recherche doivent être conduits afin d'améliorer la prise en compte phénoménologique dans les modèles. Pour l'aide à la gestion des sites concernés, il reste important de confronter le résultat de ces algorithmes à des mesures de terrain car même le plus précis des outils peut sous-estimer les concentrations intérieures.

Commentaires du lecteur

Cette étude présente une démarche systématique et rigoureuse d'inter-comparaisons numérique et expérimentale ainsi qu'une revue très fournie de la bibliographie sur le sujet. Cette étude constitue un apport très intéressant quant au niveau de validité et de pertinence de ces modèles pour une utilisation réglementaire ou de gestion des risques. Néanmoins, l'analyse reste assez globale au regard de l'ensemble de la phénoménologie que ces modèles englobent et ne conclut pas sur l'importance relative des phénomènes à prendre en compte en fonction des situations rencontrées.

Autres articles d'intérêt sur la thématique LIEUX DE VIE :

Raut, Chazette et al. (2009) - *New approach using lidar measurements to characterize spatiotemporal aerosol mass distribution in an underground railway station in Paris*. Atmospheric Environment. 43 (3): 575-583.

Pui, Qi et al. (2008) - *Recirculating air filtration significantly reduces exposure to airborne nanoparticles*. Environmental Health Perspectives. 116 (7): 863-866.



EFFETS SANITAIRES

L'exposition néonatale de souris au décabromodiphényl-éther entraîne une modification du comportement instinctif et de la réponse du système cholinergique à l'âge adulte

Source : Johansson, Viberg et al. (2008) - *Neonatal exposure to deca-brominated diphenyl ether (PBDE 209) causes dose-response changes in spontaneous behaviour and cholinergic susceptibility in adult mice. NeuroToxicology.* 29 (6): 911-919.

Article analysé par : Nathalie Bonvallot, EHESP ; nathalie.bonvallot@ehesp.fr

Les polybromodiphényl-éthers (PBDE*) sont une famille de substances chimiques, regroupant 209 congénères de formule $C_{12}H_n-1Br_nO$, utilisés comme retardateurs de flamme dans de nombreux produits (textiles, matériaux de construction...). Ils se retrouvent dans l'environnement en raison de leur stabilité, leur lipophilie et parce qu'ils sont peu liés chimiquement à la matrice des polymères auxquels ils sont incorporés. Le décabromodiphényl-éther, ou PBDE-209, est le PBDE le plus couramment retrouvé dans les poussières de l'environnement intérieur. Les enfants peuvent être exposés dès le plus jeune âge (allaitement, ingestion de poussières). De plus, l'administration néonatale orale à des rongeurs a montré que l'exposition au PBDE-209 pendant la période critique de développement du cerveau¹ pouvait entraîner des atteintes neuro-comportementales. La présente étude a été réalisée afin d'examiner la relation dose-réponse existant entre les effets neuro-développementaux, la mise en jeu du système cholinergique et l'exposition au PBDE-209, et de comprendre comment les perturbations du comportement instinctif peuvent induire à long terme un comportement craintif.

Après la mise bas de souris NMRI gestantes acclimatées en laboratoire, on a administré, par voie orale, à 10 à 12 souriceaux par portée âgés de 3 jours (des deux sexes, en proportion similaire) : 1,4 – 2,3 – 14 ou 21 $\mu\text{mol/kg}$ P.C. (poids corporel) de PBDE-209 (pureté > 98 %), avec un tube gastrique métallique, à raison d'un volume de 10 mL/kg P.C. (émulsion eau/huile) (soit 1,34 – 2,22 – 13,4 – 20,1 mg/kg P.C.). Les souris témoins ont reçu dans les mêmes conditions 10 mL/kg P.C. de l'émulsion eau/huile. Les tests neuro-comportementaux ont été effectués uniquement chez les mâles pour faciliter la comparaison avec des études antérieures réalisées par le même laboratoire. Le comportement instinctif (à 2 et 4 mois) et celui induit par la nicotine (à 4 mois) ont été évalués par la mesure de l'activité motrice pendant des périodes de 60 (3×20) minutes (locomotion, apprentissage, activité totale). L'altération de la capacité d'adaptation a été comparée entre 2 et 4 mois à l'aide du ratio du nombre de mouvements pendant l'intervalle 40 - 60 min avec celui à 0 - 20 min.

La nicotine a une action excitatrice sur les récepteurs nicotiques des neurones au niveau du système nerveux et de la plaque motrice, donc une injection préalable doit entraîner une augmentation de l'activité de la souris. L'altération de la capacité d'adaptation a été comparée entre 2 et 4 mois à l'aide du ratio du nombre de mouvements pendant l'intervalle 40 - 60 min avec celui à 0 - 20 min. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de tests d'analyse de variance (ANOVA).

Les auteurs ont mis en évidence un effet significatif de la variable « traitement \times période » sur le comportement des souriceaux à 2 et 4 mois (locomotion, apprentissage et activité totale). L'analyse comparative des groupes de dose entre eux montre également une relation significative.

La capacité d'adaptation à un nouvel environnement a également été diminuée de manière significative chez les souriceaux des 3 derniers groupes de doses à 4 mois par rapport à 2 mois. De plus, les tests à la nicotine montrent que la réponse induite par la nicotine était significativement plus importante chez les souriceaux témoins pendant le premier intervalle de 20 minutes. Les souriceaux exposés à 13 et 20 mg/kg de PBDE-209 étaient significativement moins actifs, pendant le premier intervalle de 20 minutes, que les souriceaux exposés aux mêmes doses de PBDE mais n'ayant pas reçu la nicotine. Par contre, ils étaient plus actifs que les souriceaux témoins (non exposés au PBDE), n'ayant pas reçu de nicotine pendant le troisième intervalle de 20 minutes.

¹ Le « *brain growth spurt* » en anglais dans le texte est la période critique de développement du système neurologique, pendant laquelle ont lieu une série de modifications et maturations complexes, comme celles des axones et des cellules dendritiques, l'établissement des connexions neurales, acquisition de facultés motrices et sensorielles. Chez le rongeur cette période a lieu pendant les 3 à 4 premières semaines de vie post-natale, chez l'homme, elle commence au troisième trimestre de la grossesse et jusqu'à la deuxième année de vie de l'enfant. Le système cholinergique joue un rôle majeur dans le développement du cerveau.

Enfin, la relation entre la dose de PBDE-209 et la réponse cholinergique, estimée à partir de la différence d'activité locomotrice des souriceaux ayant reçu une injection de nicotine et ceux ne l'ayant pas reçue, dans le premier intervalle de 20 minutes, est inversement proportionnelle et linéaire :

$$(y = - 32,27x + 193,12 ; r^2 = 0,9995).$$

Les auteurs concluent que les effets du PBDE-209 sur le comportement instinctif sont dose-dépendants et qu'ils persistent dans le temps (en particulier la capacité d'adaptation). Cela est également mis en évidence pour la sensibilité de réponse du système cholinergique (mise en évidence à partir d'un test d'induction à la nicotine). Ils proposent, pour l'exposition de souriceaux au troisième jour post-natal, un LOAEL* à 2,22 mg/kg et un NOAEL* à 1,34 mg/kg concernant les effets sur la capacité d'adaptation et concluent que le PBDE-209 a les mêmes effets que les PBDE de plus faible poids moléculaire (en particulier PBDE-99 et 153). L'aggravation de cette capacité avec l'âge (effets plus significatifs à 4 mois qu'à 2 mois), qui est également observée pour d'autres PBDE, est probablement liée à la progression de l'altération du système nerveux central en lien avec son développement intense pendant les premières années de vie. L'un des mécanismes toxiques pourrait être lié aux modifications du système cholinergique, pouvant être impliquées dans des détériorations cognitives.

Commentaires du lecteur

Les effets neuro-développementaux du PBDE-209 ont déjà été mis en évidence dans des études antérieures². L'originalité de cette étude est fondée sur deux éléments d'importance : 1) la recherche d'une relation dose-réponse positive entre exposition au PBDE-209 et effets neuro-développementaux et 2) la recherche d'hypothèses mécanistiques associées au système cholinergique, impliqué dans des processus développementaux puis physiologiques variés tels que le développement des neurones, la mémoire, la capacité d'apprentissage, le développement cognitif. On regrette l'absence de mise en perspective avec les données de contamination du PBDE-209 dans le lait maternel étant donné que l'étude s'est intéressée à une exposition unique au troisième jour post-natal. Les auteurs ne discutent que de l'usage majoritaire du PBDE-209 et de sa présence plus importante dans les sédiments et les poussières à l'intérieur des maisons.

² Viberg H, Fredriksson A, Jakobsson E, Orn U, Eriksson P. *Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development*. Toxicological Sciences. 2003;76(1):112-120 ; Rice D, Reeve E, Herlihy A, Zoeller T, Thompson WD, Markowski V. *Developmental delays and locomotor activity in the C57BL6/J mouse following neonatal exposure to the fully-brominated PBDE, decabromodiphenyl ether*. Neurotoxicology and Teratology. 2007;29: 511-520.



EFFETS SANITAIRES

Décès par cancer du poumon dus au radon intérieur, analyse coût bénéfice des politiques publiques visant à réduire les expositions

Source : Gray, Read et al. (2009) - *Lung cancer deaths from indoor radon and the cost effectiveness and potential of policies to reduce them*. British Medical Journal. 338 A3110-A3110.

Article analysé par : Vincent Nedellec, VNC, vincent.nedellec@vnc-sante.fr

Au Royaume-Uni, la prévention des expositions au radon fait référence au seuil de radioactivité dans l'air intérieur de 200 Bq/m³. Pour les logements neufs construits dans une zone où la radioactivité dans l'air des habitations est en moyenne de 52 Bq/m³ (environ 3 % des habitations y sont supérieures à 200 Bq/m³) sont recommandées des actions simples : pose d'une membrane d'étanchéité entre le sol et les soubassements. Dans les zones où la radioactivité dépasse les 86 Bq/m³ (plus de 9 % des mesures y sont supérieures à 200 Bq/m³) les actions doivent inclure la ventilation mécanique des soubassements. Pour les logements existants, dans les zones où la radioactivité moyenne est supérieure à 64 Bq/m³, si la radioactivité dans l'air d'une maison est supérieure à 200 Bq/m³ (plus de 5 % des mesures) les propriétaires doivent réaliser des travaux

pour la réduire à moins de 200 Bq/m³. L'étude évalue les coûts et bénéfices associés à ces différentes interventions de réduction des risques de cancers attribuables au radon.

Issue d'une méta-analyse de 13 études cas-témoins européennes, la relation quantitative entre l'exposition au radon et l'augmentation de l'incidence des cancers du poumon chez les non-fumeurs est de + 0,16 % par Bq/m³. La relation dose réponse pour un fumeur est issue d'une étude cas-témoins anglaise. On calcule l'augmentation des cas de cancer du poumon avec ou sans la mise en œuvre des interventions. La différence est transformée en QALY (quality adjusted live year), autrement dit en nombre d'années non perdues ajusté sur la qualité de vie.

Dans les coûts sont inclus, le dépistage des logements (mesure de la radioactivité dans l'air intérieur), les travaux de réduction des expositions au radon, la prise en charge médicale du cancer du poumon, l'utilisation supplémentaire du système de santé (augmentation de la survie). Ces coûts sont modélisés sur une période de 100 ans en considérant que les interventions sont toutes réalisées la première année. Les dépenses sont ajustées au taux de 3,5 % par an et les bénéfices au taux de 1,5 % par an. L'efficacité des coûts d'intervention est comparée au standard du National Institute for Health and Clinical Excellence (UK) : une intervention de réduction d'impact sanitaire dont le coût est inférieur à 20 000 £ par QALY gagnée est socialement souhaitable et celle dont le coût dépasse 30 000 £ ne l'est pas.

Sur les 34 150 décès par cancer du poumon en 2006 (UK), 83 % sont attribués au tabagisme, 13,6 % à d'autres causes, 3,3 % au radon (0,5 % non-fumeur + 1,6 % fumeur actif + 1,2 % ancien fumeur). 6 % des décès dus au radon surviennent avant 55 ans, 48 % entre 55 et 74 ans, 46 % après 75 ans. La radioactivité moyenne nationale due au radon dans l'air des habitations est de 21 Bq/m³, soit deux fois moins qu'aux USA. Pour un non-fumeur exposé à ce niveau toute sa vie, l'augmentation cumulée du risque de cancer du poumon est de 0,42 %, elle est de 0,41 % pour une exposition à 0 Bq/m³, de 0,53 % à 200 Bq/m³, 0,66 % à 400 Bq/m³ et 0,92 % à 800 Bq/m³.

Chez le fumeur actif jusqu'à 75 ans, ces augmentations sont respectivement : 15 % ; (ND) ; 19 % ; 23 % et 31 %.

On estime en Angleterre que 91 % des habitations ont des niveaux de pollution au radon inférieurs à 50 Bq/m³ (moyenne = 16 Bq/m³), 6 % entre 50 et 99 Bq/m³ (moyenne = 68 Bq/m³), 2 % entre 100 et 199 Bq/m³, (moyenne = 133 Bq/m³) et 0,4 % supérieur à 200 Bq/m³, (moyenne = 304 Bq/m³). Selon cette répartition, 4 % des décès dus au radon surviennent dans les logements exposés à 200 Bq/m³ et plus, 9 % dans celles de 100-199 Bq/m³, 17 % dans celles de 50-99 Bq/m³, et 70 % dans celles inférieures à 50 Bq/m³.

Dans les logements neufs en zone moyenne de 52 Bq/m³, les interventions permettent un gain de 0,032 QALY/logement. Les travaux coûtent 100 £, les dépenses de santé représentent 177 £ pour l'utilisation supplémentaire du système de santé et -29 £ pour cancer du poumon évité (cf. tableau suivant). Le coût par QALY gagné est de 7 953 £ dont 4 752 à la charge du système de santé, le reste à la charge du propriétaire. Dans l'habitat existant, en zone de radioactivité moyenne dans l'air intérieur > 64 Bq/m³, les interventions permettent un gain de 0,212 QALY/logement. Le coût des interventions est de 6 801 £ (dont 4 750 pour le dépistage des habitations, le reste pour les travaux) les dépenses de santé sont estimées à 1 008 £. Le coût total par QALY gagné est de 36 829 £, dont 4 752 à la charge du système de santé, le reste à la charge du propriétaire et de l'état (dépistage des habitations).

	Logement neuf en zone 52 Bq/m ³	Logement existant zone 64 Bq/m ³
Gains sanitaires pour 1 000 logements		
Nombre de décès par cancer du poumon évité	5,7	39,0
Années de vie brutes gagnées	39,9	270,8
QALY ajustés gagnés	31,2	212,0
Coûts des interventions par logement (£ 2007)		
Dépistage	0,0	4 750,0
Travaux de réduction	100,0	2 051,0
Sous total travaux	100,0	6 801,0
Coûts sanitaires par logement traité (£ 2007)		
Cancer du poumon évité	-29,0	-195,0
Utilisation supplémentaire du système de santé	177,0	1 203,0
Sous total santé	148,0	1 008,0
Total des coûts	248,0	7 809,0
Coût par QALY gagné		
	7 953	36 829
À la charge du système de santé	4 752	4 752
À la charge du propriétaire et/ou de l'état	3 201	32 077

Les mesures préventives simples contre le radon dans l'air des logements neufs sont des interventions de santé publique très avantageuses financièrement. Elles contribuent modestement mais de manière indéniable à la réduction du nombre annuel de morts par cancer du poumon au Royaume-Uni. Les niveaux de radon dans ce pays sont faibles. Dans les pays où le niveau moyen de radioactivité dans l'air des habitations est supérieur à celui du Royaume-Uni, les bénéfices collectifs que procurent les mesures simples de prévention pour les constructions neuves devraient être encore plus grands. À l'inverse, les mesures préventives additionnelles pour les logements neufs en zone de niveau élevé en radon (ventilation mécanique des soubassements) et les mesures pour les logements existants ne sont pas financièrement efficaces (coût trop élevé pour un même bénéfice) et le potentiel de réduction du nombre de morts par cancer du poumon liés au radon est limité.

Commentaires du lecteur

Les résultats de cette étude très intéressante ne sont pas toujours présentés de manière accessible. Ils restent néanmoins clairs et exploitables grâce aux annexes fournies par la revue. Ils montrent que la lutte contre le radon dans l'habitat existant présente un rapport coût / bénéfice moins intéressant que des mesures simples appliquées à tous les logements neufs. Les coûts à la charge du système de santé étant égaux dans les logements neufs ou existants, ce sont les coûts de dépistage et de travaux qui font la différence. On note que les coûts du dépistage sont entièrement imputés aux logements existants et représentent 61 % du coût total des interventions dans l'existant. Les mesures de radioactivité dans l'air intérieur étant également utilisées pour les logements neufs (niveau moyen de radioactivité d'une zone), une répartition plus équitable des coûts du dépistage entre le neuf et l'existant rendrait peut-être les interventions dans l'existant financièrement plus intéressantes. Néanmoins le fait de ne pas imputer les coûts du dépistage aux logements neufs montre que le scénario « mesures de prévention simple dans le neuf » est d'autant plus efficace (faible coût d'une QALY sauvée) que l'on ne pratique aucun dépistage de la radioactivité dans l'air intérieur.



EFFETS SANITAIRES

La composition particulière et la prise de β -bloquants modifient la relation entre les $PM_{2,5}$ et la variabilité de la fréquence cardiaque chez les patients coronariens

Source : de Hartog, Lanki et al. (2009) - *Associations between $PM_{2.5}$ and Heart Rate Variability Are Modified by Particle Composition and Beta-Blocker Use in Patients with Coronary Heart Disease*. Environmental Health Perspectives. 117 (1): 105-111.

Article analysé par : Véronique Ezratty, Service des Études Médicales d'EDF ; veronique.ezratty@edf.fr

Les particules ambiantes de l'air ont un impact potentiel sur le système nerveux autonome cardiaque que l'on peut explorer par la mesure de la variabilité de la fréquence cardiaque (VFC), dont la diminution est un facteur prédictif indépendant de mortalité d'origine cardiaque. L'objectif de cette étude est d'évaluer si les discordances observées entre les centres dans l'étude de panels européenne ULTRA sur les associations entre particules $PM_{2,5}$ et variabilité du rythme cardiaque, pourraient s'expliquer par une mauvaise évaluation de l'exposition, par la prise de certains traitements ou par la composition des particules.

Dans le cadre de l'étude multicentrique ULTRA réalisée à Amsterdam, Erfurt et Helsinki, des panels de sujets coronariens de 50 ans et plus ont accepté, pendant l'hiver 1998-1999, une mesure standardisée

de la VFC deux fois par semaine. Deux indicateurs de la VFC reflétant l'impact du système parasympathique sur le cœur ont été mesurés en ambulatoire : le SDNN (standard deviation of normal to normal sinus beat intervals) ainsi que la variabilité à haute fréquence (HF). La prise de médicaments par les sujets a été notée. Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans l'air extérieur dans les trois centres-villes (à Amsterdam et Helsinki, dans l'air intérieur également) et par des mesures personnelles (impacteurs) durant les 24 h précédant les visites cliniques (lag 0). Les principales sources de particules ont été identifiées grâce à l'étude de la composition des $PM_{2,5}$ ainsi qu'à partir des données journalières recueillies sur les particules ultrafines, les particules de 0,1 à 1,0 μm et certains polluants gazeux (NO_2 , SO_2).

Pendant les 6-8 mois de l'étude, des ECG* ont été réalisés chez 33 patients à Amsterdam (366 enregistrements interprétables), chez 44 patients à Erfurt (432) et 45 à Helsinki (468). La proportion de sujets mâles, obèses et sous β -bloquants différait selon les villes. Les niveaux de PM_{2,5} dans l'air extérieur, à l'intérieur et par mesures personnelles durant les 24 h précédant les consultations médicales, n'étaient pas associés avec la variabilité de la fréquence cardiaque (VFC). En revanche, l'augmentation des niveaux extérieurs de PM_{2,5} deux et trois jours avant les consultations (lags 2 et lag 3) était associée à une diminution de la VFC mais uniquement chez les sujets qui n'étaient pas sous β -bloquants. Des associations entre les PM_{2,5} liées à la circulation automobile (particules primaires) et une diminution du SDNN ainsi qu'entre les PM_{2,5} formées secondairement (transport longue distance) et une diminution du SDNN et du HF ont été observées, plus marquées chez les sujets ne prenant pas de β -bloquants.

Les niveaux de PM_{2,5} trois jours avant les consultations médicales étaient associés à une diminution significative du SDNN et du HF chez les sujets obèses, associations non retrouvées sur l'ensemble des sujets.

Dans des publications précédentes, les auteurs avaient rapporté que les niveaux extérieurs en PM_{2,5} mesurés sur un site fixe dans les trois centres-villes, n'étaient pas associés avec la VFC. Dans la présente étude, les niveaux personnels et dans l'air intérieur des PM_{2,5} ne sont pas non plus associés à une dimi-

nution de la VFC. Cependant, seules des mesures correspondant aux 24 h précédant les consultations étaient disponibles et la masse ainsi que la composition des particules n'étaient renseignées que pendant cette période. Les résultats indiquent donc uniquement que l'absence d'association entre les PM_{2,5} de l'air extérieur et la VFC ne peut s'expliquer par une mauvaise évaluation de l'exposition à lag 0. Par ailleurs, l'utilisation dans l'étude de moyennes journalières aurait pu empêcher la détection d'effets immédiats des PM_{2,5}.

Commentaires du lecteur

Cette nouvelle analyse permet d'aller plus loin dans la compréhension des effets cardiaques des PM_{2,5} avec des résultats qui suggèrent que la prise de β -bloquants pourrait diminuer l'impact délétère des particules sur la VFC, y compris chez des patients coronariens. Par ailleurs, l'étude confirme que l'obésité, facteur non associé à la prise de β -bloquants dans cette étude, augmenterait les effets néfastes des particules sur la VFC. L'homogénéité du panel de sujets au plan cardiaque et la standardisation de la méthodologie et des outils de mesure dans les différents centres constituent des points forts. Il était intéressant d'évaluer les associations des PM_{2,5} avec des mesures personnelles et dans l'air intérieur chez des patients coronariens qui passent la majorité de leur temps à l'intérieur. Ces résultats doivent cependant être confirmés par d'autres études avec des mesures personnelles réalisées plusieurs jours avant les enregistrements ECG.



EFFETS SANITAIRES

Effets sur la qualité de l'air perçue et les symptômes associés, de l'exposition à des COV* ou des métabolites produits par les microorganismes présents dans des matériaux de construction humides

Source : Claeson (2009) - *Effects on perceived air quality and symptoms of exposure to microbially produced metabolites and compounds emitted from damp building materials*. Indoor Air. 19 (2): 102-112.

Article analysé par : François Belanger, InVS ; f.belanger@invs.sante.fr

Le rôle des matériaux de construction dans la dégradation de la qualité de l'air intérieur a été régulièrement mis en avant, en particulier du fait des émissions de COV. L'existence de moisissures a également été impliquée dans l'augmentation de l'émission de COV. Des effets non spécifiques sur la santé des occupants ont pu être évoqués en présence de moisissures alors même que les concentrations en COV de l'air intérieur restaient modérées. Cette étude cherche à évaluer la qualité de l'air et les symptômes perçus (douleurs, irritations oculaires et cutanées, sécheresse des muqueuses, céphalées, nausées, difficultés de concentration, moral bas) ainsi que sur les capacités cognitives par des indivi-

duels exposés à des matériaux de construction humides et présentant des moisissures.

La première étude a été réalisée auprès de 27 volontaires en bonne santé (17 femmes et 10 hommes, étudiants suédois). Ils ont été successivement exposés à l'aveugle à un air « sain » et à un air « contaminé » par des composés organiques volatils produits par des moisissures ensemencées sur différents matériaux de constructions humides. Des morceaux de planche en pin et de panneaux de bois aggloméré ont été ensemencés avec 5 espèces de moisissures : *Wallemmina sebi* (UPSC 2502), *Fusarium culmorum* (UPSC 1981), *Penicillium chrysogenum* (UPSC 2020),

Ulocladium Botrytis (UPSC 3539) et *Aspergillus versicolor* (UPSC 2027). Un auto-questionnaire (Chemical Sensitivity Scale [CSS], Nordin et al., 2003) a permis d'évaluer leur « sensibilité aux produits chimiques », leur perception de la qualité de l'air, les symptômes ressentis et leurs performances cognitives. L'exposition était réalisée dans un local climatisé où la concentration en COV était contrôlée.

Une deuxième étude a été réalisée auprès de 24 volontaires équipés de cagoules de protection respiratoire pour être soumis à des doses plus importantes de COV.

Les concentrations des différents COV lors des 2 études sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Composé	étude 1 (µg/m ³)		étude 2 (µg/m ³)	
	essai	témoin	essai	témoin
2-méthyl-1-propanol	3,4	1	25	2
1-butanol	1,3	2,7	13	0,4
3-méthyl-1-butanol	0,6	0,1	56	0,02
2-hexanone	1	0,09	2*10 ²	0,04
2-heptanone	2,4	0,2	41	0,02
TVOC	1,2 * 10³	1,2 * 10³	1,5 * 10⁴	0,1 * 10³

Lors de l'exposition dans le local climatisé les concentrations étaient compatibles avec ce qui peut être observé en condition réelle. Peu d'effets ont été notés sur la qualité de l'air perçue, la santé perçue et les performances cognitives. Lors de l'exposition à de fortes concentrations (10 à 100 fois supérieures) avec la cagoule de protection respiratoire la qualité de l'air était perçue comme significativement dégradée mais aucun effet sur la perception de symptômes ou les capacités cognitives n'était observée. Lorsque l'exposition à de fortes concentration avait lieu sans utilisation d'un clip nasal la présence de symptômes apparaissait un peu plus fréquente mais n'était pas statistiquement significative. La perception de symptômes apparaissait significativement moins fréquente lorsque les volontaires soumis à de fortes doses (étude 2) avaient utilisé un clip nasal pendant l'exposition. La différence de perception observée entre les hommes et les femmes n'était pas significative.

L'absence de différence importante peut être rattachée au fait que les expositions et les périodes d'observations étaient relativement courtes et que certains COV particulièrement irritants n'étaient pas présents dans le mélange.

D'après les résultats de l'auto-questionnaire CSS, les volontaires de l'étude ne faisaient pas partie de la population des personnes particulièrement sensibles aux produits chimiques.

Le problème d'exposition prolongée à faible dose n'est pas pris en compte dans cette étude ni leur conséquences possibles sur la fréquence des manifestations asthmatiques et allergiques.

L'importance de détecter l'humidité et les moisissures dans les habitations avant même qu'elle ne soit perçue par les occupants est donc soulevée.

Commentaires du lecteur

L'étude ne met pas en évidence d'effets sur la qualité de l'air perçue et sur la santé perçue immédiatement après une exposition brève à un mélange de COV à dose faible. Lorsque les concentrations en COV ont été augmentées, les effets sur la santé perçus restaient limités, en particulier en l'absence d'usage de clip nasal. Les grilles d'évaluation de la qualité de l'air et des symptômes utilisés dans cette étude sont des outils pouvant permettre d'objectiver les caractéristiques environnementales et sanitaires d'individus.

Autres articles d'intérêt sur la thématique EFFETS SANITAIRES :

Bartoli, Wellenius et al. (2009) - *Mechanisms of Inhaled Fine Particulate Air Pollution-induced Arterial Blood Pressure Changes*. Environmental Health Perspectives. 117 (3): 361-366.

Franco, Dornigos et al. (2009) - *Reduced allergic lung inflammation in rats following formaldehyde exposure: Long-term effects on multiple effector systems*. Toxicology. 256 (3): 157-163.

Fisk, Mirer et al. (2009) - *Quantitative relationship of sick building syndrome symptoms with ventilation rates*. Indoor Air. 19 (2): 159-165.

McCormack, Breyse et al. (2009) - *In-Home Particle Concentrations and Childhood Asthma Morbidity*. Environmental Health Perspectives. 117 (2): 294-298.



EXPOLOGIE – EVALUATION DES RISQUES

Exposition des enfants aux poussières de plomb dans l'habitat aux États-Unis d'Amérique de 1999 à 2004. II. La contribution du plomb des poussières aux plombémies

Source : Dixon, Gaitens et al. (2009) - *Exposure of US Children to Residential Dust Lead, 1999-2004: II. The Contribution of Lead-Contaminated Dust to Children's Blood Lead Levels*. Environmental Health Perspectives. 117 (3): 468-474.

Article analysé par : Philippe Glorennec, École des Hautes Études en Santé Publique, Rennes, France.
Philippe.Glorennec@ehesp.fr

La lutte contre l'intoxication par le plomb est parfois qualifiée de succès compte tenu de la spectaculaire baisse des plombémies (seuil d'intervention actuel : 100 µg/l). Toutefois l'importance du stock de plomb dans l'habitat, les expositions associées et la difficulté de les réduire montrent l'ampleur de la tâche restant à accomplir pour obtenir une victoire durable, et ce d'autant que les preuves d'effets à plus faibles doses (en particulier sur le développement cognitif et psychomoteur des jeunes enfants) s'accumulent. La principale source d'exposition des enfants est aujourd'hui l'ancienne peinture au plomb qui en se détériorant sous forme de poussière contamine les sols et, en conséquence, intoxique les enfants qu'y s'y exposent par contact main-bouche. L'étude transversale National Health And Nutrition Examination Survey (NHANES) offre la possibilité d'examiner les liens entre plombémie et plomb dans les poussières sur un échantillon représentatif des enfants (US) de 1 à 5 ans.

Les données NHANES de 1999 à 2004 ont été analysées, incluant 2155 enfants d'un à cinq ans, selon un plan de sondage complexe décrit ailleurs. Seuls les 731 enfants vivant dans des logements construits avant 1978 ont été inclus dans l'analyse de l'influence des poussières de plomb sur la plombémie. Les caractéristiques personnelles (âge, sexe, race) et du logement sont décrites dans l'article compagnon (Gaitens *et al.* EHP 2009)¹. Les plombémies ont été mesurées par spectro-photométrie d'absorption atomique, avec une limite de détection de 3 µg/l (0,23 % des échantillons étaient en dessous). Les données ont été modélisées par régression linéaire pour prédire les plombémies et par régression logistique pour prédire les probabilités de dépassements de 50 et 100 µg/l.

La moyenne géométrique des plombémies était de 20,3 µg/l (2155 enfants de 1 à 5 ans). 8 % des enfants avaient une plombémie supérieure à 50 µg/l et 1,7 % supérieure à 100 µg/l.

La relation [Pb]poussières/[Pb]sang ([Pb]m : concentration en plomb dans la matrice m) observée (cf. fig 1. de l'article analysé) a une forme similaire à celles publiées précédemment. La plombémie est significativement associée à [Pb]poussières, ainsi qu'à l'âge, la race, la pauvreté économique et au tabagisme passif. Ainsi l'Odds Ratio (OR*) associé à une plombémie supérieure à 50 µg/l est plus de trois fois supérieur pour les logements rénovés antérieurs à 1950. Idem pour les plombémies supérieures à 100 µg/l et les logements antérieurs à 1950 avec peintures détériorées. Pour une [Pb]poussières de 12 µg/ft² (soit environ 120 µg/m²) la plombémie moyenne (géométrique) prédite est de 39 µg/l.

Les résultats montrent que 8,1 % des enfants ont une plombémie supérieure à 50 µg/l, et qu'ainsi si les expositions décroissent avec le temps, il y a encore un nombre important d'enfants qui s'intoxiquent. Les déterminants observés des plombémies sont cohérents avec les publications antérieures. La relation [Pb]poussières/[Pb]sang observée l'est aussi, mais pour des expositions plus faibles. Les poussières au sol sont plus prédictives que celles des fenêtres. Pour les expositions les plus fortes la capacité prédictive des modèles est limitée par les faibles effectifs, en particulier au-delà de 100 µg/l. La force de l'étude est la représentativité par rapport à la population d'enfants, sa faiblesse la non représentativité par rapport au parc de logements, ainsi que la mesure de la contamination par les poussières, fondée sur un seul prélèvement plutôt que sur une contamination moyennée sur l'ensemble des pièces fréquentées par l'enfant. Les résultats plaident pour atteindre des niveaux de plomb dans les poussières les plus faibles possibles dans les logements antérieurs à 1978.

¹ Gaitens, Dixon et al. (2009) - *Exposure of US Children to Residential Dust Lead, 1999-2004: I. Housing and Demographic Factors*. Environmental Health Perspectives. 117 (3): 461-467.

Commentaires du lecteur

Cette étude d'envergure vient à point nommé du fait de la diminution des plombémies et de l'accumulation de preuves sur les effets en deçà de 100 µg/l. Elle tend à montrer que si les plombémies sont plus modestes qu'avant, elles continuent d'être déterminées par le plomb des poussières, en particulier pour les logements les plus anciens où les peintures au plomb ont été utilisées.

L'étude et ses limites sont clairement présentées et mises en perspective. La lecture simultanée du papier compagnon est cependant indispensable pour qui veut en tirer tous les enseignements, notamment en termes d'évaluation de l'exposition. À ce sujet mentionnons que l'étude française similaire « Plomb-Habitat » (CSTB/InVS/EHESP/AP-HP) permettra en outre de comparer les capacités prédictives (de la plombémie) du plomb total (méthode US) et acidosoluble (méthode normalisée française) mesurés dans les poussières.



EXPOLOGIE – EVALUATION DES RISQUES

Prise en compte des expositions via l'air intérieur dans la démarche d'analyse de cycle de vie

Source : Hellweg, Demou et al. (2009) - *Integrating Human Indoor Air Pollutant Exposure within Life Cycle Impact Assessment*. Environmental Science & Technology. 43 (6): 1670-1679.

Article analysé par : Corinne Mandin, Centre scientifique et technique du bâtiment – CSTB ;
corinne.mandin@cstb.fr

L'analyse de cycle de vie (ACV*) est un outil d'évaluation environnementale d'un produit ou d'un service. Suivant une démarche normalisée, elle constitue un support à la prise de décision. Hellweg *et al.* ont examiné dans quelle mesure et par quels moyens les expositions aux substances chimiques émises dans l'environnement intérieur pouvaient être intégrées aux ACV, pour une approche complète de l'impact des produits.

Après un examen des modèles de caractérisation des concentrations intérieures (possibilités offertes, limites, adéquation aux besoins), les auteurs proposent un cadre méthodologique global pour l'application de ces modèles dans le contexte des ACV. Ils en retiennent plus particulièrement un type et fournissent pour celui-ci un jeu de valeurs pour les paramètres à renseigner (taux de renouvellement d'air dans une pièce, débit respiratoire, volume du logement...). Pour terminer, ils comparent les résultats obtenus pour différentes expositions intérieures, domestiques et professionnelles, avec ceux d'expositions via l'air ambiant en zones rurales ou urbaines.

S'agissant des modèles, ceux-ci vont du plus simple (émissions dans un volume homogène de type boîte, sans renouvellement d'air ; les auteurs le considèrent trop majorant et donc inadapté) aux plus complexes, comme les modèles CFD*, qui sont jugés trop lourds à mettre en œuvre, eu égard aux besoins de l'ACV. Ils proposent de retenir préférentiellement un modèle simple où le bâtiment est considéré comme représentant un seul volume interagissant avec l'air extérieur (ventilation) et le sol. Soit les émissions de composés chimiques par le produit considéré ont lieu dans cet environnement

intérieur, soit elles se produisent à distance et pénètrent dans l'environnement intérieur par la ventilation ou du fait de la perméabilité du bâti. Ensuite, la caractérisation des expositions humaines est basée sur le calcul des *intake fractions* journalières, c'est-à-dire, pour un composé donné et s'agissant d'une exposition par inhalation, du rapport entre la dose inhalée par une personne et la quantité émise dans l'environnement (intérieur ou extérieur) quotidiennement. Enfin, les fractions inhalées calculées sont multipliées à un facteur d'effet (nombre de cas de l'effet sanitaire considéré par quantité inhalée en kg) pour fournir un indicateur représentant les effets sur la santé, intégré à la démarche globale de l'ACV.

Les auteurs terminent en fournissant des exemples de valeurs de fractions inhalées, toutes supérieures, pour les expositions intérieures, à celles calculées pour l'extérieur, ce qui les amène à conclure à la nécessité d'intégrer la dimension « environnement intérieur » aux ACV des produits mis sur le marché. Les auteurs reconnaissent par ailleurs les limites de l'approche, notamment le fait que de nombreux phénomènes ne sont pas pris en compte (interactions physico-chimiques entre les composés chimiques et les éléments du bâtiment, présence des occupants...) et que les gammes des valeurs des paramètres peuvent être très larges, comme par exemple pour le taux de renouvellement d'air, qui constitue par ailleurs un élément très sensible vis-à-vis des résultats. Gardant à l'esprit toutes ces limites, ils considèrent néanmoins cette approche utile pour identifier, pour certains produits et/ou dans certains contextes, l'importance de prendre en compte les expositions dans l'environnement intérieur.

Commentaires du lecteur

Cet article est intéressant dans le sens où il présente une approche tout à fait nouvelle ; seuls de rares auteurs ont publié sur la prise en compte de l'air intérieur dans les ACV jusqu'à présent. Cependant la méthode proposée, qui passe par le calcul des fractions inhalées, reste encore très floue, voire non indispensable pour atteindre l'objectif de priorisation. En effet, dans l'absolu, la fraction inhalée ne fournit pas à elle seule tous les éléments de hiérarchisation, puisque, indépendante du composé considéré, elle nécessite de prendre en compte parallèlement les données sanitaires. A ce sujet, la notion de « facteur d'effet » est trop succinctement décrite ; on s'interroge sur les données toxicologiques et épidémiologiques disponibles qui permettent de déduire un nombre de cas survenant pour un effet critique donné par quantité de polluant inhalée. Par ailleurs, le calcul des fractions inhalées

nécessite la connaissance des quantités émises quotidiennement. Il aurait été utile que les auteurs précisent les bases de données ou autres sources documentaires qu'ils proposent d'utiliser lorsque ces émissions ont lieu dans le bâtiment. On sait qu'à ce jour les données d'émission des produits et des équipements sont très peu nombreuses et restent relativement hétérogènes. En bref, soit l'article est insuffisamment détaillé, ce qui ne permet pas de comprendre l'intégralité de la méthode proposée et d'en apprécier la pertinence, soit la méthode reste sur le fond inutile puisqu'une identification exhaustive des voies et vecteurs d'exposition, combinée à un recensement des dangers des composés émis, permettrait de la même manière d'appréhender le potentiel de risque lié aux expositions via l'air intérieur. En tout état de cause, cette réflexion autour de l'intégration de l'environnement intérieur et de l'approche intégrée des expositions au sein des ACV demeure intéressante et est à poursuivre.

Autres articles d'intérêt sur la thématique EXPOLOGIE / ÉVALUATION DES RISQUES :

Hoffmann, Kolahgar et al. (2009) - *Childhood social position and associations between environmental exposures and health outcomes*. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 212 (2): 146-156.

Autres articles d'intérêt : articles de synthèse parus récemment dans la littérature

Barro, Regueiro et al. (2009) - *Analysis of industrial contaminants in indoor air: Part 1. Volatile organic compounds, carbonyl compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls*. Journal of Chromatography A. 1216 (3): 540-566.

Garcia-Jares, Regueiro et al. (2009) - *Analysis of industrial contaminants in indoor air. Part 2. Emergent contaminants and pesticides*. Journal of Chromatography A. 1216 (3): 567-597.

Korpi, Jarnberg et al. (2009) - *Microbial Volatile Organic Compounds*. Critical Reviews in Toxicology. 39 (2): 139-193.

Squinazi (2008) - *Les polluants physico-chimiques de l'air intérieur : sources et impacts sanitaires*. Environnement, Risques & Santé. 7 (6): 425 - 430.

Voisin and Bernard (2008) - *Risques d'affections allergiques associés aux produits de chloration en piscine*. Environnement, Risques & Santé. 7 (6): 417 - 423.

Kim and Bernstein (2009) - *Air pollution and allergic disease*. Current Allergy and Asthma Reports. 9 (2): 128-133.

Kurt, Metintas et al. (2009) - *Prevalence and Risk Factors of Allergies in Turkey (PARFAIT): results of a multicentre cross-sectional study in adults*. European Respiratory Journal. 33 (4): 724-733.

Al-Zoughool and Krewski (2009) - *Health effects of radon: A review of the literature*. International Journal of Radiation Biology. 85 (1): 57-69.

Norback (2009) - *An update on sick building syndrome*. Current Opinion in Allergy and Clinical Immunology. 9 (1): 55-59.

Fuentes-Leonarte, Tenias et al. (2009) - *Levels of Pollutants in Indoor Air and Respiratory Health in Preschool Children: A Systematic Review*. Pediatric Pulmonology. 44 (3): 231-243.

Ashmore and Dimitroulopoulou (2009) - *Personal exposure of children to air pollution*. Atmospheric Environment. 43 (1): 128-141.

Frederiksen, Vorkamp et al. (2009) - *Human internal and external exposure to PBDEs - A review of levels and sources*. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 212 (2): 109-134.

Zou, Wilson et al. (2009) - *Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies*. Journal of Environmental Monitoring. 11 (3): 475-490.

Fromme, Tittlemier et al. (2009) - *Perfluorinated compounds - Exposure assessment for the general population in western countries*. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 212 (3): 239-270.

Bolashikov and Melikov (2009) - *Methods for air cleaning and protection of building occupants from airborne pathogens*. Building and Environment. 44 (7): 1378-1385.

Mauderly and Samet (2009) - *Is There Evidence for Synergy Among Air Pollutants in Causing Health Effects?* Environmental Health Perspectives. 117 (1): 1-6.

INFORMATIONS DIVERSES

Publications

Le 18 avril 2009, l'INPES et le Ministère de la santé et des sports, ont émis un guide gratuit ainsi qu'un site internet pour sensibiliser les français à la pollution de l'air intérieur. Dans le même temps a été lancée une campagne radio incitant la population à aérer son logement au moins 10 minutes par jour.

Le guide et le site internet rappellent que la qualité de l'air peut être dégradée par différentes sources comme le tabagisme, les produits d'entretien et de bricolage, aux composants très volatils, ainsi que la combustion défectueuse des appareils de chauffage ou de production d'eau chaude, qui peut libérer du monoxyde de carbone, pouvant causer un danger de mort. Les animaux et les acariens, souvent responsables de facteurs d'allergies, peuvent également être responsables de dégradation de l'air.

Le guide rappelle également, qu'il y a des populations plus sensibles à surveiller et à protéger plus particulièrement.

→ www.prevention-maison.fr

En janvier 2009, l'US-EPA a publié la mise à jour des deux guides pour la gestion de la qualité de l'air dans les écoles faisant partie du programme « *Tools for school* ».

→ <http://www.epa.gov/iaq/schools/actionkit.html>
EPA 402/K-07/008, January 2009 → [PDF Version](#)
(doc 1)

→ [PDF Version](#)
(doc 2)

Normalisation

Une norme relative aux performances énergétique des bâtiments a été publiée en avril 2009 :

NF EN 15459 Avril 2009 : Performance énergétique des bâtiments - Procédure d'évaluation économique des systèmes énergétiques des bâtiments.

Règlementation

Le parlement européen, au terme d'un vote en date du 23 avril 2009, impose par la refonte du texte sur « La Performance énergétique des bâtiments », une production énergétique des bâtiments nouvellement construits égale à leur consommation. L'échéance est fixée à 2019 avec un abaissement de cette échéance à 2016 pour les bâtiments accueillant du public.

→ ([P6_TA\(2009\)0278](#))

Produit de construction

Arrêté du 30 avril 2009 modifié relatif aux conditions de mise sur le marché des produits de construction et de décoration contenant des substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques de catégorie 1 ou 2.

Selon l'arrêté, les produits de construction et de décoration ne peuvent être mis sur le marché que s'ils émettent moins de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le trichloréthylène, le benzène, le phtalate de bis(2-éthylhexyle) et le phtalate de dibutyle.

Les dispositions de l'arrêté entrent en vigueur le 1^{er} janvier 2010.

Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire.

Journal Officiel N°122 du jeudi 28 mai 2009

http://www.legifrance.gouv.fr/jopdf//jopdf/2009/0528/joe_20090528_0002.pdf

Arrêté du 28 mai 2009 modifiant 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 de catégorie 1 ou 2.

Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire

Journal Officiel N°124 du samedi 30 mai 2009

http://www.legifrance.gouv.fr/jopdf//jopdf/2009/0530/joe_20090530_0012.pdf

Thèse

CARACTERISATION DES PARTICULES EN GARES SOUTERRAINES

Cette thèse a été réalisée à la SNCF avec le LEPTLAB de l'Université de La Rochelle. Elle a été soutenue le 12 juin 2008 par Aude Fortain.

Résumé de la thèse fournit par l'auteur

Ce travail de thèse avait pour objectif d'évaluer l'apport en particules de différentes sources présentes en gare souterraine, d'étudier la répartition des concentrations en particules dans ce type d'environnement et grâce à une caractérisation complète des particules de poser les premières pierres d'un modèle permettant d'étudier leur dispersion. La gare choisie pour ce travail est la gare Magenta située sur la ligne E de RER parisien.

Nous avons choisi d'étudier trois sources : les voyageurs, la ventilation et les trains. Afin de pouvoir s'affranchir de l'influence de la circulation commerciale, elles ont été étudiées séparément de nuit. Ainsi, nous avons pu observer que l'arrêt puis la remise en route de la ventilation de la gare ne provoquait pas de changement significatif sur les concentrations en particules. En revanche les deux autres sources étudiées, les voyageurs et les trains, induisent des variations de concentrations non négligeables, surtout dans le cas des trains. On a pu observer que les pourcentages d'apport dus aux passages de voyageurs augmentent avec la taille de particules mais aussi avec le nombre de voyageurs. Quant aux passages de trains, ils semblent que les passages avec arrêt entraînent un apport plus important que ceux sans arrêt.

Dans la mesure où il est important de mieux connaître la pollution particulaire en gare d'un point de vue granulométrique et chimique et de mieux comprendre les répartitions des concentrations dans ce type d'enceinte, nous avons également réalisé dans cette gare, durant une dizaine de jours, une campagne expérimentale permettant à la fois de mieux caractériser les particules (masse, granulométrie, chimie), de mettre en évidence des cycles liés au trafic ferroviaire et d'étudier la faisabilité de mesures

Lidar en gare, appareil habituellement utilisé pour étudier l'atmosphère. Nous avons pu mettre en évidence l'influence de la circulation commerciale tant sur la répartition granulométrique des particules, que sur leurs concentrations en masse et même leurs compositions chimiques. Les analyses chimiques ont révélé que les particules fines et très fines sont ainsi prépondérantes et sont composées en majorité de poussières minérales (35 %) et matières organiques (38 %), les grosses particules, surtout présentes en journée, étant composées essentiellement de poussières minérales (84 %). Cette campagne a permis également de mettre en évidence le lien entre les mesures de concentration en masse ($\text{PM}_{2,5}$) et les mesures de propriétés optiques (coefficient de diffusion), ce qui nous a encouragé à tester un Lidar dans notre gare d'étude. Nous avons pu mettre en évidence des variations du signal Lidar, signes d'hétérogénéités des concentrations en gare. Des successions de pressions et surpressions à l'avant et à l'arrière des trains en circulation ont également été observées. Ainsi, les résultats actuels permettent d'envisager le développement d'un Lidar intérieur pouvant ainsi permettre de mieux mettre en évidence certains phénomènes spécifiques aux gares.

Enfin, dans l'objectif de pouvoir utiliser, à long terme, un modèle permettant notamment d'étudier la répartition des concentrations en gare en fonction de paramètres liées par exemple à la ventilation ou aux sources, nous avons étudié la faisabilité d'appliquer un modèle du bâtiment au cas plus complexe d'une gare souterraine. Plusieurs difficultés ont été mises en évidence. La difficulté majeure est que le domaine d'étude est caractérisé par un très grand volume dont on ne maîtrise pas les conditions aux limites.

En effet, étant composé de nombreux accès vers d'autres niveaux de la gare et vers l'extérieur, cela induit très probablement une aéraulique particulière qui est en l'état actuel mal connue.

De plus, malgré tout le soin apporté à la mise en place des essais, il est très difficile de réaliser des mesures reproductibles. Il en découle des incertitudes sur l'évaluation des sources pour le modèle. Afin de pouvoir aboutir sur cette problématique, il convient donc de mieux caractériser l'aéraulique de la gare mais également d'étudier les origines des variabilités des mesures dans ces enceintes.

Articles liés à ce travail :

J.-C. Raut, P. Chazette, A. Fortain. *Link between aerosol optical, microphysical and chemical measurements in an underground railway station in Paris*. Atmospheric Environment 43 (2009).

J.-C. Raut, P. Chazette, A. Fortain. *New approach using lidar measurements to characterize spatiotemporal aerosol mass distribution in an underground railway station in Paris*. Atmospheric Environment 43 (2009).

→ Pour plus d'informations, contacter :
Karim Limam (klimam01@univ-lr.fr)
ou Aude Fortain (aude.fortain@yahoo.fr).

Sur le web

Fusion Afssa-Afsset: un amendement au projet de loi Hôpital

Le 15 mai 2009, le gouvernement a présenté en première lecture un amendement au projet de loi de la réforme de l'hôpital concernant la possibilité de fusionner par ordonnance l'AFSSA et l'AFSSSET, estimant que ces deux agences avaient un objectif commun d'évaluation des risques. La fusion permettrait de regrouper des compétences souvent pointues et d'avoir une vision plus globale de l'évaluation des risques pour la population, les deux voies majeures d'exposition étant l'inhalation et l'ingestion. Si tel est le souhait du gouvernement, l'ordonnance de regroupement des agences devra être émise dans un délai de 6 mois à compter de la date de publication de la loi.

→ http://ameli.senat.fr/amendements/2008-2009/381/Amdt_1287.html

Chantal Jouanno annonce la création d'un budget pour les conseillers en air intérieur

Le 27 avril, Chantal Jouanno, Secrétaire d'État à l'Écologie, s'est rendue à Strasbourg dans le service du Pr. de Blay qui dirige la formation des Conseillers en Environnement Intérieur (CEI). Elle a annoncé la mise à disposition d'un budget d'un million d'euros subventionné par l'État pendant 3 ans afin de créer une dizaine de postes de CEI répartis sur 3 ou 4 régions. Cette phase pilote sur 4 régions doit permettre de mener une étude socio-économique sur les bénéfices du dispositif et pourra ainsi servir d'argumentaire pour convaincre la sécurité sociale ou les mutuelles de participer à son financement.

L'air à l'étude dans 150 écoles et crèches

Suite au Grenelle de l'environnement et au titre du Plan National Santé Environnement 2, le MEEDDAT et le Ministère de la Santé lancent une opération pilote de surveillance de la qualité de l'air dans 150 écoles et crèches françaises. Cette campagne concernera dès l'automne 2009, d'une part les polluants chimiques (formaldéhyde et benzène), et d'autre part un indicateur de confinement, basé sur la mesure du dioxyde de carbone (CO₂). Elle sera menée sur le terrain par les AASQA, avec l'appui technique et organisationnel, au niveau national, de l'INERIS pour les polluants chimiques et du CSTB pour l'indice de confinement.

Les établissements concernés dans cette opération pilote sont répartis de manière aléatoire sur l'ensemble des régions de France métropolitaine ainsi que des DOM-TOM.

Du 22 au 24 avril 2009 en Italie, s'est tenue une réunion des ministres de l'écologie du G8 dont le focus était : **la santé des enfants et l'environnement**.

Des actions prioritaires ont été identifiées comme par exemple l'élimination rapide du plomb dans les peintures...

→ <http://www.env-health.org/a/3341>

→ http://www.g8italia2009.it/static/G8_Allegato/09_04_24_Chair%20Summary.0.pdf

Dans le rapport de synthèse de la Saisine n° 2007/006 publié le 23 mars dernier concernant **l'impact de la pollution particulaire atmosphérique sur la santé humaine**, l'Afsset a conclu qu'il n'existe **pas de seuil de taux de particules** en dessous duquel la pollution n'aurait pas d'impact sur la santé. Il a été prouvé qu'une exposition fréquente et régulière aux particules est plus néfaste qu'un pic de pollution.

A ce titre, l'Afsset recommande dans son rapport, de donner la priorité à la réduction des pollutions à la source (combustion du bois, du charbon et du fioul, industries, transports, agriculture...). Par ailleurs un plan pour surveiller la qualité de l'air dans les crèches et les écoles va également être initié afin de connaître les polluants respirés au quotidien par les populations sensibles.

Le 6 mai 2009, L'Afsset a été saisie en urgence pour évaluer la contamination par le **diméthylfumarate (DMFu)** pouvant subsister dans les logements des personnes ayant été exposées à cette substance.

Les ministères chargés du travail et de la santé ont demandé le 5 mai à l'Afsset d'évaluer en urgence la contamination par le diméthylfumarate (DMFu) pouvant subsister dans les logements des personnes ayant été exposées à cette substance. Il s'agit d'une substance chimique, utilisée pour traiter en particulier les chaussures et les canapés, qui a été interdite en France et en Europe car elle est à l'origine de manifestations allergiques sur la peau.

Dans un premier temps, l'Afsset va faire réaliser des mesures dans les logements des personnes qui bien que les produits traités au DMFu incriminés aient été retirés, continuent de souffrir de problèmes de santé.

L'Afsset conduira dans un deuxième temps, en fonction des résultats des mesures obtenus, une étude des effets toxiques du DMFu et des substances homologues sur la santé, liés à une exposition à ce produit, en population générale et professionnelle.

Enfin l'Afsset a également engagé depuis le 15 avril dernier une procédure de restriction au niveau européen dans le cadre du règlement REACH visant à l'interdiction de la production de DMFu et de la mise sur le marché de produits contenant cette substance.

→ <http://www.afsset.fr>

Projet BUMA (prioritization of building materials as indoor pollution sources)

Le dernier du rendez-vous du projet s'est tenu le 10 février 2009 à Bruxelles. L'ensemble des résultats seront présentés à la conférence Healthy Buildings 2009.

Les objectifs du projet était de : créer une base de donnée contenant les émissions quantifiées des produits de construction ; classer et prioriser les matériaux de construction compte tenu de ces données ; créer un modèle expert d'exposition en lien avec cette base de données ; émettre des directives pertinentes servant de base à la législation.

→ <http://www.enman.uowm.gr/bumaproject/>

Réseau Environnement Santé

Le 3 mars dernier a eu lieu le lancement du Réseau Environnement Santé (RES) sous l'égide de nombreuses associations françaises et européennes. Les membres du réseau sont constitués d'ONG, de professionnels de la santé, de patients, de citoyens...

→ www.reseau-environnement-sante.fr

Convention du 25 mars 2009 d'engagement volontaire pour l'affichage environnemental et sanitaire des produits de construction.

La présente Convention, élaborée dans le cadre du Grenelle Environnement, a pour objet de préciser les engagements mutuels des partenaires signataires en matière d'affichage environnemental et sanitaire des produits de construction et de définir des objectifs partagés.

Elle vient en accompagnement des engagements Grenelle Environnement portant sur la mise en œuvre d'un étiquetage environnemental et sanitaire obligatoire pour les produits de construction et de décoration et sur l'interdiction des substances classées cancérigènes, mutagènes ou toxiques pour la reproduction de catégories 1 et 2 (CMR1 et CMR2) au sens de la réglementation européenne. Elle a notamment pour ambition l'atteinte des objectifs définis dans le cadre du Plan National Santé- Environnement.

Elle a pour ambition au final d'accompagner les professionnels de la construction sur la voie du développement durable et de faciliter une véritable rupture dans les comportements de ceux-ci en mettant explicitement l'accent sur la mise à disposition de toutes les informations produits nécessaires à la réalisation de bâtiments sains et confortables dont les impacts sur l'environnement soient les plus maîtrisés possibles et sur l'utilisation de celles-ci pour évaluer la qualité environnementale obtenue.

Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire
ADEME Agence française pour la maîtrise de l'énergie
CSTB Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
AFNOR

→ http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Convention_2_Affichage_cle72f531.pdf

Annonces de manifestations

Les Respirations 2009, Enghien-les-Bains du 20 au 22 novembre 2009, s'articuleront autour des grands thèmes suivants :

• Santé/Air intérieur - Air extérieur - Les pathologies - Air vecteur de soin • Science / Nouvelles technologies - Risques et opportunités. • Architecture et urbanisme - Impact sur la qualité de l'air - Les solutions - Les initiatives notables...

→ <http://www.lesrespirations.com/>

Measuring Air Pollutants by Diffusive Sampling and Other Low Cost Monitoring Techniques
Cracovie – 15 - 17 Septembre 2009

→ <http://rsc-aamg.org/Documents/Programmes/KrakowProg.pdf>

Congrès Français sur les Aérosols (CFA)

Paris - 13 et 14 janvier 2010, organisé par Association Française d'Études et de Recherches sur les Aérosols (ASFERA).

→ http://www.asfera.org/fr/conference_cfa2010.php

13^{ème} meeting annuel de l'association IAQA – 7 au 9 mars 2010, Floride
Indoor Air Quality Association inc.

→ <http://www.iaqa.org/>

1^{er} Congrès Européen sur les Pathologies Environnementales
9 & 10 octobre 2009 à Rouen

→ www.ecep2009.eu

GLOSSAIRE

ACV : Analyse du Cycle de Vie

CO : monoxyde de carbone

COV : Composés Organiques Volatils

CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment

ECG : Electrocardiogramme

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

OR : Odd Ratio

PBDE : Polybromodiphényl-éthers

PM_{2,5/10} : Particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 / 10 µm

QAI : Qualité de l'Air Intérieur

US-EPA : US *Environmental Protection Agency*

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

Directeur de la publication : Vincent Lafèche

Directeur de la rédaction : André Cicolella

Comité de rédaction du N°27 : V. Ezratty, G. Guillosoy, J. Larbre, O. Ramalho avec la participation de B. Festy.

Coordination et contact : Juliette Larbre juliette.larbre@ineris.fr

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

ISSN 1760-5407

Le réseau RSEIN, en relation avec l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, est constitué de représentants des structures suivantes : Agence Française de Sécurité Sanitaire 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 : juliette.larbre@ineris.fr