

Maisons-Alfort, le 9 avril 2014

## *Note et recommandations*

*de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de*  
*l'environnement et du travail*

*relatives à la convention recherche et développement*  
*« Étude du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur »*

---

### **1. CONTEXTE**

L'étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur est le résultat d'une convention de recherche et de développement (CRD) contractée entre l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses), Pierre Kopp, Professeur d'économie de l'université Sorbonne Panthéon I, et l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI). Ces travaux ont été présentés et commentés lors des réunions du 4 février, du 17 avril et du 27 septembre 2013 du groupe d'experts « sciences humaines, sociales et économiques » de l'Anses, des réunions du 14 mai et du 5 septembre 2013 du comité d'experts spécialisé « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » de l'Anses et des réunions du 23 janvier et du 27 septembre 2013 du conseil scientifique de l'OQAI.

Au-delà des aspects sanitaires, cette étude permet d'apporter un éclairage économique sur un enjeu de santé publique afin de fournir un complément d'information notamment aux décideurs publics, pour l'orientation des mesures de prévention.

### **2. SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE**

#### **2.1. INTRODUCTION**

La qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments constitue une préoccupation de santé publique en France et dans de nombreux pays. En effet, chaque individu passe près de 90 % de son temps, en climat tempéré, dans des environnements clos dont une majorité dans l'habitat. L'environnement intérieur offre une grande diversité de situations d'exposition à de nombreux agents physiques et contaminants chimiques ou microbiologiques. Les conséquences de ces expositions sur la santé sont très variables selon la nature des polluants, l'intensité et la durée des expositions. Leur survenue dépend aussi d'autres facteurs tels que les déterminants génétiques, les facteurs socio-économiques et d'autres paramètres environnementaux.

Les conséquences sur la santé publique de ces situations sont aujourd'hui souvent difficiles à quantifier de façon précise au vu des données disponibles. Dans ce contexte, la volonté d'approfondissement des connaissances a été reprise dans le premier Plan national santé environnement (PNSE I, 2004-2008), confirmée dans le cadre du Grenelle de l'environnement (2007) et dans le PNSE II (2009-2013). Cette thématique constitue l'une des priorités d'action de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement (cf. articles 37 et 40) et de la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (cf. article 180).

Les problématiques liées à l'air intérieur représentent un sujet majeur d'investigation pour l'Anses. Les travaux menés ici ont conduit au développement d'une méthode exploratoire visant à quantifier les conséquences économiques de l'impact de certains polluants de l'air intérieur sur la santé de la population en France, pour une année donnée sans faire de distinction entre les différents types d'environnement intérieur.

Est désigné comme polluant de l'air intérieur tout polluant présent dans l'air des environnements clos indépendamment de sa source, qu'elle soit spécifique à cet environnement et ses occupants (chauffage, cuisson, mobilier, produits d'entretien, etc), ou bien extérieure à celui-ci comme la pollution atmosphérique extérieure par exemple.

## **2.2. MATÉRIEL ET MÉTHODE**

### **2.2.1. Evaluation de l'impact sanitaire**

Cette première étape vise à tester la méthode d'évaluation de l'impact sanitaire à travers une sélection de six polluants : benzène, radon, trichloréthylène, monoxyde de carbone, particules et fumée de tabac environnementale.

Le choix de ces polluants s'appuie sur la disponibilité des données concernant l'exposition de la population générale dans des échantillons de logements représentatifs du parc français d'une part (données de l'OQAI), et de l'existence d'une relation dose-réponse ou de données de santé publiées d'autre part, en lien avec les expertises sur les valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) réalisées par l'Anses. Ce choix a pour conséquence de limiter la liste des polluants considérés ; la méthode de calcul de l'impact sanitaire a été adaptée en fonction des données disponibles répondant à ces critères. Ainsi plusieurs approches ont été mises en œuvre afin d'estimer l'impact des polluants de l'air intérieur sélectionnés.

Au regard de la disponibilité des données qui ont permis la réalisation de cette étude, l'année de référence retenue est 2004.

#### **Benzène, trichloréthylène : Evaluation de l'excès de risques collectif pour la santé (ERC)**

Un calcul d'évaluation du risque collectif a été réalisé pour le benzène et le trichloréthylène en s'appuyant sur les principes de l'évaluation quantitative des risques sanitaires.

L'excès de risque collectif (ERC) pour le benzène et le trichloroéthylène a été calculé en multipliant :

- l'excès de risque unitaire de la substance en s'appuyant sur l'expertise récente de l'Anses relative aux valeurs de référence ;
- la concentration médiane de la substance mesurée lors de la campagne logements 2003-2005 réalisées par l'OQAI. La valeur a été extrapolée à l'ensemble des environnements intérieurs en l'absence de données représentatives pour les autres lieux de vie ;
- des facteurs d'ajustement temporel tenant compte de l'espérance de vie et/ou de la durée moyenne passée par la population dans les environnements intérieurs (90 % pour cet exercice) et, pour le trichloroéthylène, des facteurs d'ajustement pour calculer les risques cancérigènes chez les enfants, intitulés *Age Dependent Adjustments Factors* (ADAF).

Ensuite, un excès de risque individuel (ERI) a été calculé et multiplié par le nombre d'individus en France issu du recensement INSEE pour l'année 2004, afin d'estimer un nombre de cas de décès associés à une leucémie aigue pour le benzène et à un cancer du rein pour le trichloroéthylène.

#### **Particules (fraction PM<sub>2,5</sub>) : Evaluation de l'impact sanitaire**

Un calcul d'impact sanitaire a été réalisé pour les particules (fraction PM<sub>2,5</sub>) en s'appuyant sur les risques relatifs (RR) issus des études épidémiologiques portant sur les risques liés à la pollution de l'air ambiant. En effet, les études épidémiologiques ont mis en évidence, pour les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> des effets sur la santé. Concernant les calculs d'impact, seuls les effets liés à une exposition à long terme ont été considérés en retenant les PM<sub>2,5</sub>. Il est à noter que la majorité des effets totaux sont attribuables à une exposition à long terme. Concernant les concepts et les méthodes relatifs à l'évaluation de l'impact sanitaire, la suite de l'exercice s'appuie explicitement sur la démarche retenue dans l'étude Aphekom (Declercq 2012).

Plusieurs hypothèses ont été retenues pour cet exercice. Les études de séries temporelles explorent les relations exposition-risque établies pour l'air ambiant entre les particules définies comme un indicateur de la pollution urbaine, dont la mesure correspond à des niveaux de stations de fond urbaines, et des indicateurs sanitaires (suivi de la morbidité/mortalité). Ainsi, il est proposé l'hypothèse forte d'une analogie entre les effets associés aux particules urbaines et celles de l'air intérieur. Par ailleurs, l'assimilation au logement de tous les environnements intérieurs (travail, transports, ...), en termes de niveaux médians de concentration intérieure en PM<sub>2,5</sub>, a également été retenue pour cette approche exploratoire. Enfin, seuls les logements non-fumeurs ont été retenus afin de définir les niveaux de concentration, la présence de fumeurs accroissant les concentrations particulaires, notamment en lien avec la fumée de tabac environnementale. Cette dernière correspond à une toxicité particulière et la question de la fumée de tabac environnementale est traitée distinctement par la suite. L'impact a été calculé en considérant la population âgée de 30 ans et plus, en utilisant le même risque relatif (RR) pour tous les groupes d'âge.

L'évaluation de l'impact sanitaire s'appuie sur les éléments suivants :

- 1 les RR moyens (mortalité toutes causes, de cause cardio-vasculaire et cancer du poumon) pour une augmentation de 10 µg.m<sup>-3</sup> de la concentration de PM<sub>2,5</sub>, issus de l'étude de Pope et *al.*, (2002) sur la cohorte de l'American Cancer Society (ACS) ;
- 2 le nombre annuel de décès hors morts violentes observés en 2004 d'après le recensement du CeperDC (Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès, Inserm) ;
- 3 la différence de concentrations, mesurées lors de la campagne logements 2003-2005 réalisée par l'OQAI, entre un environnement intérieur pollué par des sources intérieures et extérieures (médiane de la distribution pour les logements non fumeurs) et un environnement intérieur dénué de sources de pollution (5<sup>ème</sup> percentile de la distribution pour les logements non fumeurs) ;
- 4 Un facteur d'ajustement temporel tenant compte de la durée moyenne passée par la population dans les environnements intérieurs sans distinction (90 % pour cet exercice).

Bien que le nombre d'années de vie perdues liées à la mortalité toutes causes ait été estimé pour la population âgée de 30 ans et plus, seules les valeurs de perte d'espérance de vie par pathologie ont été retenues pour la partie économique.

Une partie des décès « toutes causes » n'est pas expliquée. Il paraît raisonnable de considérer qu'il s'agit de pathologies respiratoires et il est proposé l'hypothèse que les broncho-pneumopathies chroniques obstructives (BPCO) soient considérées comme représentatives de ce groupe de pathologies.

Ainsi au final trois pathologies sont associées à une exposition aux particules et considérées dans les calculs : le cancer du poumon, la BPCO et les maladies cardio-vasculaires.

**Radon, fumée de tabac environnementale, monoxyde de carbone : évaluation de l'impact sanitaire à partir des données disponibles d'incidence**

Les données d'incidence disponibles à l'échelle de la population française pour le radon, la fumée de tabac environnementale et le monoxyde de carbone ont été identifiées dans la littérature et exploitées directement pour cet exercice. Une analyse de la littérature a été réalisée afin de recueillir les données les plus appropriées répondant à des critères de qualité, temporels (le plus proche de l'année 2004) et spatiaux (pour la France). Ainsi, des éléments ont pu être analysés et exploités pour le radon, le monoxyde de carbone et la fumée de tabac environnementale.

Le nombre annuel de décès par cancer du poumon qui serait attribuable à l'exposition domestique au radon en France métropolitaine (Catelinois et al., 2007) varie de 1 234 (Intervalle à 90 % : 593 – 2156) à 2 913 (Intervalle à 90 % : 2763 - 3221) en fonction des relations exposition-réponse utilisées. Une moyenne arithmétique a été calculée entre ces deux valeurs afin d'obtenir un nombre de décès unique.

Concernant le monoxyde de carbone, les données d'incidence et de mortalité sur la période 2000-2004 proviennent du système de surveillance relatif aux intoxications par CO alimentant différents registres. Il prend en compte les certificats de décès traités par le CépiDC.

Concernant la fumée de tabac environnementale, un rapport publié en 2006 sous l'égide de l'*European Cancer Society*, de *Cancer Research UK*, de l'*European Hearth Network* et de l'INCa et intitulé *Lifting the SmokeScreen, 10 reasons for Smoke Free Europe* propose des estimations sur le nombre de décès associés à la fumée de tabac environnementale pour l'année 2002. Ces données ont été sélectionnées pour estimer l'impact de la fumée de tabac environnementale en France. Les décès considérés sont en lien avec le cancer du poumon, les pathologies cérébro-vasculaires (principalement les accidents vasculaires cérébraux), les cardiopathies ischémiques (principalement les infarctus du myocarde), et les pathologies chroniques des voies respiratoires inférieures (principalement les BPCO).

Les calculs réalisés et les données retenues correspondent à une estimation du nombre annuel de décès en population générale pour l'année 2004. Une estimation de la morbidité en lien avec l'exposition à ces polluants en air intérieur a également été entreprise. Pour ce faire, le rapport entre l'incidence de la pathologie (leucémie aiguë, cancer du rein, cancer du poumon, BPCO, pathologies cardio-vasculaires) et le nombre annuel de décès en population générale a été déterminé puis multiplié par le nombre de décès imputable à la pathologie associée à une exposition au polluant en air intérieur.

Les données INCa (2007) et OMS (2004) ont permis de renseigner la durée de survie avec la pathologie considérée, la perte de qualité de vie ainsi que les années de vie perdues.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 1

**Tableau 1: estimation de l'impact sanitaire associé à l'exposition à chacun des six polluants de l'air intérieur étudiés**

		Âge au décès	Espérance de survie	Nombre d'années de vie perdue	Années de pension perdus	Incidence morbidité	Nombre de décès
<b>Benzène</b>	<i>leucémie</i>	65	15	15	15	385	342
<b>Trichloréthylène</b>	<i>cancer du rein</i>	65	1.5	15	15	54	20
<b>Radon</b>	<i>cancer du poumon</i>	69	1.5	11	11	2 388	2 074
<b>CO</b>	<i>asphyxie</i>	33	0	47	20	-	98
<b>Particules</b>	<i>cancer du poumon</i>	69	1.5	11	11	2 388	2 074
	<i>cardio-vasculaire</i>	77	13	3	3	10 006	10 006
	<i>BPCO</i>	79	12	1	1	10 390	4 156
<b>Fumée de tabac environnementale</b>	<i>cancer poumon</i>	69	1.5	11	11	175	152
	<i>infarctus</i>	77	13	3	3	1331	510
	<i>AVC</i>	80	11	0	0	1 180	392
	<i>BPCO</i>	79	12	1	1	150	60

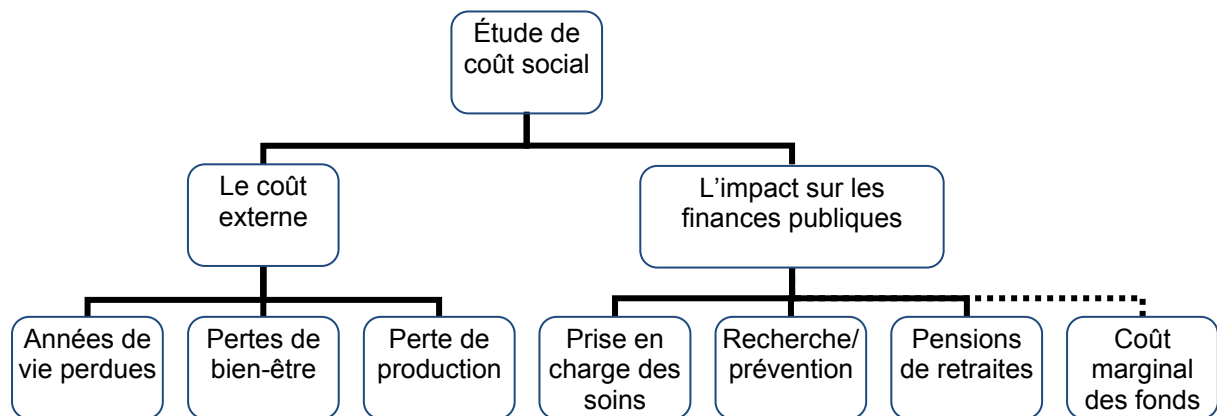
### 2.2.2. Evaluation de l'impact économique

D'un point de vue économique, la pollution de l'air intérieur est une externalité négative<sup>1</sup>. Dans cette étude, l'impact de la pollution de l'air intérieur sur le bien-être collectif est défini comme le coût monétarisé des conséquences de la pollution intérieure, c'est-à-dire le volume des ressources dont la société se prive du fait de cette pollution.

Le coût socio-économique des polluants de l'air intérieur est composé de deux types de coûts, détaillés selon le schéma ci-après :

- Le coût externe qui mesure le coût d'opportunité des ressources allouées du fait de l'existence de la pollution de l'air intérieur ;
- l'impact de la variation du solde des finances publiques engendrée par la présence des polluants de l'air intérieur.

<sup>1</sup> Conséquence sans compensation monétaire prévue à l'origine par un marché lorsqu'il existe du comportement volontaire ou non des uns pour les autres.



**Figure 1: arborescence des coûts estimés dans le cadre de l'étude du coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur**

#### Evaluation économique du coût externe

La valeur tutélaire d'une année de vie est de 115 000€ selon le rapport Quinet et *al.*<sup>2</sup> (2013). Par ailleurs, le rapport Lebègue (2005) propose d'utiliser un taux de 4% dans les calculs d'actualisation. Ces données ont été retenues dans les calculs réalisés par la suite.

Le coût d'un décès prématuré est égal à l'actualisation de la valeur tutélaire durant le nombre d'années de vie perdues entre l'âge moyen du décès et l'espérance de vie à la naissance établie à 80 ans en 2004 (Pison 2005). Les valeurs ainsi actualisées sont ensuite multipliées par le nombre de décès pour une pathologie associée à une exposition d'un polluant afin d'obtenir le coût total des décès pour cette maladie. Le coût global de la mortalité correspond à la somme des coûts pour chaque pathologie.

Le fait d'être exposé à des polluants de l'air intérieur peut avoir pour conséquence la survenue de pathologies qui impliquent de fait une réduction de la qualité de vie. Un coût économique peut donc être estimé au regard de la perte de qualité de vie estimée par l'OMS (2004) en fonction de la pathologie. L'actualisation s'étend sur la période de survie dans l'état morbide. Chaque flux actualisé a ensuite été multiplié par le nombre de cas incident pour une pathologie associée à une exposition d'un polluant afin d'obtenir le coût total de la perte de qualité de vie pour cette maladie. Le coût global de la perte de qualité de vie correspond à la somme des coûts pour chaque pathologie.

Afin d'estimer la perte de production, deux situations ont été identifiées : lorsque la pathologie est un cancer, les données de l'INCa (2007) ont permis de réaliser l'estimation. Pour les autres pathologies, des hypothèses ont été faites et sont décrites dans l'étude basées sur l'expertise des auteurs.

#### Impact sur le bien-être de la variation du solde des finances publiques

La prise en charge des soins représente les dépenses associées à la prise en charge médicale des personnes malades. Ces coûts ont été estimés à partir des données de l'INCa (2007) lorsque la pathologie considérée était un cancer. Dans les autres cas, les

<sup>2</sup> Le rapport « Evaluation socio-économique des investissements publics » confié à Emile Quinet par le commissariat général à la stratégie et à la prospective vise à mettre à jour et enrichir la méthodologie d'évaluation socio-économique des investissements publics.

informations provenaient de la littérature en économie de la santé ou reposaient sur une exploitation du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI) hospitalier.

Les dépenses rattachées à la recherche en matière de pollution de l'air intérieur, ont été calculées sur la base d'une estimation approximative du nombre d'emplois publics affectés à cette thématique et des dépenses générées par leurs activités.

Enfin le solde des dépenses peut subir des variations du fait du non-paiement de tout ou partie des pensions de retraite en raison du décès anticipé. De fait, le montant moyen d'une pension de retraite en 2004 a été actualisé à 4% sur le nombre d'année de retraite perdue en posant l'âge moyen du début de la retraite à 60 ans et l'espérance de vie à 80 ans.

Un facteur de pondération est associé à l'impact sur le bien-être de la variation du solde des finances publiques *via* le coût marginal des fonds publics.

### 2.3. RÉSULTATS

Les estimations relatives aux six polluants retenus pour cette étude et correspondant aux différents coûts considérés sont détaillés dans le tableau 2.

**Tableau 2: estimation de l'impact économique associé à l'exposition à chacun des six polluants dans l'air (en millions d'euros)**

	Benzène	Trichloréthylène	Radon	CO	Particules	Fumée de tabac environnementale	Total
<b>Coût externe</b>							
Coût mortalité	-437	-26	-2 089	-237	-5 760	-322	-8 871
Coût qualité vie	-369	-7	-309	0	-7 350	-837	-8 872
Coût production	-36	-2	-282	-72	-1 102	-85	-1579
<b>Total coût externe</b>	<b>-842</b>	<b>-35</b>	<b>-2680</b>	<b>-309</b>	<b>-14 212</b>	<b>-1 244</b>	<b>-19322</b>
<b>Finances publiques</b>							
Coût des soins	-18	-4	-61	-3	-236	-37	-360
Coût recherche	-	-	-	-	-	-	-11
Retraites non versées	10,2	0,6	49	4	136,5	8	+209
<b>Total finances publiques</b>	<b>-7,8</b>	<b>-3,4</b>	<b>-12</b>	<b>0,9</b>	<b>-99,5</b>	<b>-29</b>	<b>-163</b>
<b>Effet des FP<sup>1</sup> sur le BE<sup>2</sup></b>	<b>-9,4</b>	<b>-4</b>	<b>-14,4</b>	<b>1,1</b>	<b>-119,4</b>	<b>-35</b>	<b>-195</b>
<b>Variation de BE<sup>2</sup></b>	<b>-851</b>	<b>-39</b>	<b>-2694</b>	<b>-308</b>	<b>-14 331</b>	<b>-1 279</b>	<b>-19 516</b>

1 : Finances publiques ; 2 : Bien-être

## 2.4. DISCUSSION

L'étude s'appuie sur diverses hypothèses et choix méthodologiques dont les limites sont décrites ci-après.

### 2.4.1. Evaluation de l'impact sanitaire

**La méthode d'estimation de l'impact sanitaire** retenue, se fonde sur les principes de l'évaluation quantitative des risques sanitaires et du calcul d'impact sanitaire. Il existe d'autres approches comme celle visant à évaluer le fardeau de la maladie développée par l'OMS. L'OMS évoque l'existence de deux méthodes afin de calculer le fardeau de la maladie : l'approche basée sur l'événement de santé (la base des calculs s'appuie sur l'incidence et/ou la prévalence des événements de santé) et l'approche basée sur l'exposition (la base des calculs s'appuie sur l'exposition de la population). Ces études estiment toutes les impacts sanitaires en utilisant la méthode des DALYs. Outre la question de la pertinence de ces données à l'échelle française<sup>3</sup>, leur conversion en termes monétaires ne permettrait de mesurer que les coûts externes des pathologies considérées, soit une seule des deux dimensions couvertes dans l'approche du coût socio-économique.

**La sélection des polluants** a été conditionnée notamment par la disponibilité des données de base nécessaires à l'évaluation des impacts sanitaires (nombre de décès annuels, relation dose-réponse, part attribuable, etc). L'absence de certains polluants communément rencontrés dans l'air des environnements intérieurs et pour lesquels les effets sanitaires sont connus peut susciter des interrogations. Les hiérarchisations réalisées afin d'identifier les polluants prioritaires dans l'air intérieur des logements (Almeras, 2010 ; Logue *et al.* 2011) mettent notamment en avant le formaldéhyde et l'acroléine qui n'apparaissent pourtant pas dans cette étude du fait de l'absence de relations dose-réponse publiées pour des effets avec un mode d'action à seuil. Plus largement, les polluants présentant un mode d'action à seuil de dose ont été écartés faute de valeur de référence existante permettant de quantifier l'impact sanitaire pour la population française. Ainsi, les effets retenus concernent principalement des effets cancérigènes génotoxiques avec un mode d'action sans seuil. La sélection des polluants a également écarté des polluants faute de données de mesures représentatives dans les environnements intérieurs de la population générale tels que l'amiante. De manière générale, l'absence des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), de nombreux composés organiques volatils (COV), des composés organiques semi-volatils (COSV), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des agents biologiques (moisissures notamment) peut être mentionnée. Un élargissement du nombre de polluants intérieurs pourrait *a minima* inclure les polluants classés prioritaires par l'OQAI et l'Anses, et qui ont fait l'objet récemment, ou doivent faire l'objet prochainement, de l'établissement d'une VGAI. Par ailleurs, l'étude procède substance par substance et ne prend pas en compte les éventuels effets de co-expositions. Un seul effet ou une partie des effets ont été considérés pour chaque polluant car il n'existe pas de relation dose réponse, tout du moins publiée, pour tous les effets associés.

La non prise en compte de tous les effets qui peuvent apparaître consécutivement à l'exposition à un polluant donné conduit à sous-estimer *in fine* le coût des impacts sanitaires. Le mécanisme d'action cancérigène ou non résulterait éventuellement d'une exposition cumulée à des niveaux d'exposition différents entre l'environnement intérieur et l'extérieur. Pour cet exercice, l'hypothèse d'un développement d'une pathologie liée uniquement à une

<sup>3</sup> Rapport Inserm-ORS Ile de France « Peut-on utiliser les AVAI pour décrire l'état de santé en France ? ». 111 pages, Juillet 2007.



exposition dans les environnements intérieurs en proportion du temps passé dans ces environnements est retenue.

Enfin, les calculs d'impact sanitaire ont été réalisés uniquement pour une année en considérant l'année 2004 comme année de référence. Lorsqu'aucune donnée n'était disponible pour cette année, par exemple pour les données relatives à la fumée de tabac environnementale, les éléments disponibles ont été supposés extrapolables. Par ailleurs, l'hypothèse d'une exposition continue durant les années précédentes à la même concentration a été retenue afin de calculer les impacts sanitaires. Seuls les effets et *in fine* les coûts associés à une exposition à long terme ont été considérés et non ceux associés à une exposition à court terme.

- **Les calculs d'exposition** ont été réalisés uniquement avec une concentration médiane dans l'air intérieur, sans utiliser l'ensemble de la distribution des concentrations, considérée comme la meilleure estimation des situations rencontrées si l'on exclut les situations extrêmes. La variabilité de l'exposition de la population française selon les logements n'est ainsi pas prise en compte. Par ailleurs, faute de données, les niveaux de pollution mesurés dans les logements (chambre ou séjour) ont été assimilés aux concentrations dans tous les environnements intérieurs.
- **Le calcul du ratio entre les données de morbidité et de mortalité** présente également des limites. En effet, le ratio s'appuie sur des sources nationales et manque parfois de précision. C'est le cas pour les sous types de cancer lorsqu'aucune donnée n'est disponible par exemple pour les leucémies aiguës non lymphocytaires, et particulièrement la leucémie aiguë myéloïde. Par ailleurs, le ratio ne tient pas compte de la variation de l'âge ni de la nature du polluant qui peut avoir une incidence sur la durée du cancer. Enfin, il existe des incertitudes sur l'âge moyen de décès, du début de la pathologie ou d'espérance de vie suite au développement de la pathologie puisque ces données n'ont pas été établies spécifiquement pour les pathologies en lien avec une exposition aux polluants étudiés.
- **D'autres points concernant plus particulièrement les impacts sanitaires pour chaque polluant peuvent être soulignés.**

**Concernant le benzène**, certains auteurs discutent de la forme de la relation exposition risque entre l'exposition au benzène et l'apparition de leucémies. Pour cette étude, l'hypothèse de l'extrapolation linéaire à l'origine utilisée par l'OMS a été retenue.

**Concernant le trichloroéthylène**, seul le développement de carcinomes cellulaires rénaux a été retenu. L'inclusion d'autres types de cancers, dont le CIRC conclut à un niveau de preuve limité en faveur de l'association entre une exposition au TCE et l'apparition de cancers hépatiques et de lymphomes non Hodgkinien, devra être discutée.

**Concernant les particules**, de nombreuses hypothèses ont été émises notamment l'hypothèse d'une analogie entre les effets associés aux particules urbaines et celles de l'air intérieur *via* l'utilisation des relations expositions risques établies pour l'air ambiant entre les particules définies comme un indicateur de la pollution urbaine et des indicateurs sanitaires (suivi de la morbidité/mortalité). Les relations établies s'appuient certes sur les variations des mesures de PM dont la mesure correspond à des niveaux de stations de fond urbaines. Cependant l'exposition de la population aux particules résulte de leur séjour dans des environnements intérieurs, et à l'extérieur. Ainsi, il ne s'agit en aucun cas de sommer les résultats des études d'impact sanitaire lié à la pollution de l'air ambiant établis en France notamment par l'InVS avec les estimations proposées par cet exercice, pour éviter un comptage en double des décès. Par ailleurs, seule l'estimation moyenne a été retenue pour le calcul de coût. Cependant, l'intervalle de confiance [5 590 ; 28 630] pour le nombre de décès mortalité « toutes causes » (décès hors morts violentes) (>30

ans) en lien avec les particules souligne l'incertitude des résultats. Une partie des décès « toutes causes » n'est pas expliquée, en l'occurrence la soustraction entre l'estimation du nombre de décès mortalité « toutes causes » et les décès de cause cardio-vasculaire et de cancer du poumon. Il paraît raisonnable, mais cela reste hypothétique, de considérer qu'il s'agit de pathologies respiratoires. Afin de calculer l'incidence, d'établir l'âge moyen de décès et de réaliser les différents calculs de coût, ces décès de causes respiratoires ont été assimilés de manière simplifiée à des conséquences de BPCO en raison de la disponibilité des données pour cette pathologie. Par ailleurs, afin de calculer l'incidence des pathologies cardiovasculaires, une hypothèse forte a été retenue considérant que l'incidence des ces pathologies est égale au nombre de décès afin de pouvoir poursuivre les calculs.

**Concernant la fumée de tabac environnementale**, les données les plus récentes, du rapport *Lifting the SmokeScreen* de 2006 et analysées par Hill en 2011, ont été retenues mais restent empreintes de fortes incertitudes. Les estimations ont été réalisées pour l'année 2002 et sont considérées comme extrapolables à l'année 2004, date antérieure à la parution du décret publié au *Journal officiel* du jeudi 16 novembre 2006 fixant les conditions d'application de l'interdiction de fumer dans les lieux publics. Une mortalité de 1114 cas a été estimée par les auteurs dont 107 décès en lien avec une activité professionnelle, ceci pouvant conduire à une surestimation par rapport à la situation actuelle. Cependant, le nombre de décès ne concerne que 4 risques (infarctus, accident vasculaire cérébral, cancer du poumon, pathologies respiratoires chroniques) et ne s'intéresse qu'à la population adulte.

#### 2.4.2. Evaluation économique

- **Une actualisation d'une valeur tutélaire d'une année de vie perdue** pondérée ou non suivant la nature du coût à estimer a été réalisée. Cette méthode de calcul comporte plusieurs limites. Tout d'abord, elle repose sur une valeur d'une année de vie d'un montant de 115 000€ présentée dans le rapport Quinet *et al.* (2013). Cette estimation est issue d'un calcul dont la méthode exploratoire est soulignée par les auteurs du rapport et non-spécifique de la pollution de l'air intérieur. Les actualisations réalisées dans la présente étude se basent sur un taux unique à 4% (Lebègue *et al.*, 2005). Le rapport Quinet *et al.* (2013) souligne la pertinence d'utiliser des taux d'actualisation différenciés suivant notamment l'horizon temporel considéré ou la nature des conséquences morbides d'une pathologie.
- **Le calcul du coût de la morbidité se distingue de celui de la mortalité par une pondération de la perte de qualité de vie.** Ces facteurs reposent sur des évaluations faisant appel à des scores mobilisant parfois la subjectivité des individus. De plus ces données ne sont pas spécifiques à la France alors même qu'elles peuvent dépendre du système d'offre de soins par exemple.

Plus généralement, c'est la méthode même de l'estimation *via* une valeur tutélaire qui peut être discutée. En effet, il existe d'autres approches envisageables à l'instar de l'évaluation contingente, de la méthode des protections individuelles, des prix hédonistes, ou du coût marchand (Chanel, 2012). Une mise en perspective avec l'approche développée dans Aphekom (Declercq, 2012) a été réalisée sur la partie concernant les particules.

- **La seconde source d'incertitude provient non pas des méthodes employées mais des hypothèses retenues, notamment relatives aux différents coûts unitaires.** Plusieurs coûts ont été estimés par hypothèse de l'équipe projet (coût de la recherche,

pertes de production). Toutefois les hypothèses réalisées ont peu d'impact au regard du faible poids de ces différents coûts dans le coût global.

- **Des hypothèses ont également été effectuées du fait d'un manque de données associé à chaque polluant.** A titre d'illustration, la monétarisation des éléments composant la prise en charge des soins engendrés par une **intoxication au CO** est estimée *ex nihilo*. Ces hypothèses sont très approximatives et reposent sur une représentation sommaire du degré d'invalidation provoqué par la maladie.
- **Les pertes de productions** en lien avec un cancer ont été déterminées à partir des données de l'INCa (2007). Dans le cas présent, le recours à ces données laisse apparaître plusieurs limites. Il est supposé une homogénéité du profil d'exposition et des réponses des individus pour le développement du cancer. Pourtant les expositions qui induisent ces cancers peuvent avoir des fluctuations spatiales significatives à l'instar du **radon** très présent en Bretagne, en Franche Comté, dans le Massif Central, ou encore en Corse par exemple. Les niveaux socio-économiques de ces régions peuvent varier entre elles et avec le reste du territoire. De fait, les pertes de production moyenne par individus sont susceptibles de varier également. Enfin, la perte de production peut également être due à la perte de productivité en poste du fait d'une santé dégradée. Cet élément n'a pas été considéré, les pertes de productions étant dans le cas présent limitées à l'absentéisme.

### 3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'étude du coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur en France avait pour objectif de tester une méthode d'évaluation de l'impact sanitaire et de l'impact économique dans une approche d'aide au gestionnaire de risque. Il s'agit d'une démarche exploratoire qui visait à approcher les coûts attribuables par an à une exposition à six polluants de l'air intérieur. Selon la méthode développée, le coût pour la collectivité serait de l'ordre de 19 milliards d'Euros pour une année. Même si les résultats ont un caractère plus illustratif que définitif du fait des hypothèses et des limites identifiées, il en ressort que les coûts associés à l'impact sanitaire de l'exposition aux particules représentent une part prépondérante du coût global.

D'un point de vue méthodologique, il s'avère difficile d'établir une comparaison entre ces résultats et ceux générés dans les autres rares études portant sur le coût économique de la pollution de l'air réalisées par ailleurs. En effet, des différences apparaissent tant dans le choix des polluant et des méthodes de calcul d'impact sanitaire, que dans les méthodes d'évaluation.

Cette étude exploratoire, dès lors qu'elle aura été approfondie, pourrait permettre de comparer le coût socio-économique de l'exposition à des polluants de l'air intérieur avec celui d'autres situations à risque pour la santé telles que la consommation de produits du tabac, d'alcool ou les accidents de la circulation.

L'Anses propose à court terme:

- D'adopter une approche probabiliste tenant compte de la variabilité et de l'incertitude des données en couplant cette démarche avec une analyse de sensibilité afin d'estimer l'influence des paramètres sanitaires et économiques dans le calcul de coût socio-économique,
- D'initier une réflexion consacrée aux effets avec un mode d'action à seuil de dose dans une perspective d'évaluation du coût externe ; et au delà d'établir des relations dose réponse pour tous les effets avec un mode d'action avec ou sans seuil de dose pour une substance en vue d'étendre la démarche à d'autres polluants,
- De procéder à une analyse comparative et critique de la méthode retenue pour cette étude avec les autres méthodes proposées dans la littérature axées sur une entrée pathologies ou d'exposition avec d'autres indicateurs sanitaires (DALY/QALY),
- D'évaluer la faisabilité d'une comparaison des coûts liés à différents polluants environnementaux avec d'autres risques comme ceux associés au tabagisme actif, consommation d'alcool.

A plus long terme :

- De tester la faisabilité d'une approche fondée sur les sources des polluants (produits d'ameublement, produits d'entretien, activités de cuisson, etc.),
- De réaliser des estimations économiques avec des méthodes différentes sur un périmètre de coûts constant afin de mener à bien une étude de sensibilité vis-à-vis de la méthodologie économique.

## **BIBLIOGRAPHIE**

- Alméras, C. (2010) Hiérarchisation sanitaire des polluants de l'environnement intérieur: mise à jour pour le cas des logements et extrapolation à d'autres environnements intérieurs. Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Rapport n°ESE/Santé – 2010-095 : 111 p.
- CARB (2005) Report on indoor air pollution in California. US-California : 363 p.
- Catelinois, O., Rogel, A., Laurier, D., Billon, S., Hémon, D., Verger, P., Tirmarche, M. (2007) Evaluation de l'impact sanitaire de l'exposition domestique au radon en France. Bulletin épidémiologique hebdomadaire. Numéro thématique – Impact sanitaire du radon domestique: de la connaissance à l'action, (18-19) : 155-158.
- Declercq, C., Pascal, M., Chanel, O., Corso, M., Ung, A., Pascal, L., Blanchard, M., Larrieu, S., Medina S. (2002) Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises - Résultats du projet Aphekom. Aphekom- InVS : 36 p.
- Hill, C. (2011) Les effets sur la santé du tabagisme passif. Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire n°20-21.
- INCa (2007) Analyse économique des coûts du cancer en France. INCa: 146 p.
- Jamrozik K. (2006) An estimate of deaths attributable to passive smoking in Europe. In: Smoke free Partnership. Lifting the smokescreen: 10 reasons for a smoke free Europe. European Research Studies Journal: 17–41.
- Lebègue, D., Hirtzman, P., Baumstark, L. (2005) Le prix du temps et la décision publique. Commissariat Général du Plan : 96 p.
- Logue, J.M., Price, P.N., Sherman, M.H., Singer, B.C. (2012) A method to estimate the chronic health impact of air pollutants in US residences. Environmental health perspectives, 120(2) : 216-222
- OMS (2004) Global burden of disease 2004 update: disability weights for diseases and conditions.OMS: 9 p.  
[http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/GBD2004\\_DisabilityWeights.pdf](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GBD2004_DisabilityWeights.pdf)
- Pison, G, (2005). La France 2004 : l'espérance de vie franchit le seuil de 80 ans. Population et Sociétés 410 :1-4.
- Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito K., Thurston, G. D., (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, Journal of the American Medical Association 287(9): 1132-1141.
- Quinet, E., Baumstark, L., Bonnet, J., Croq, A., Ducos, G., Meunier, D., Rigard-Cerison, A., Roquigny, Q, (2013) L'évaluation socio-économique des investissements publics. Commissariat Général à la Stratégie et à la Prospective: 352 p.