

52

Données d'expositions dans l'environnement général

Seront successivement présentées les données relatives aux principaux polluants atmosphériques faisant l'objet d'une réglementation, aux métalloïdes et métaux lourds, à l'amiante et aux pesticides.

Données relatives aux principaux polluants atmosphériques faisant l'objet d'une réglementation

Les données de pollution atmosphérique présentées résultent des bilans de la qualité de l'air en France dressés à partir de la BDQA, par le Département surveillance de la qualité de l'air à l'Ademe⁵⁴. Elles concernent les principaux polluants atmosphériques faisant l'objet d'une réglementation, au titre de la loi n° 96-1236 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie ou des directives européennes.

Dioxyde de soufre (SO₂)

Le SO₂ est surtout issu de la combustion de matières fossiles contenant du soufre (charbon, fuel, gazole) et, dans une moindre mesure, de la production industrielle. Les concentrations moyennes annuelles de SO₂ ont fortement diminué, au rythme d'environ 10 % par an depuis cinq ans : alors qu'elles avoisinaient 30 µg/m³ en 1988, elles atteignent aujourd'hui un plancher de 5 µg/m³ dans l'ensemble des agglomérations françaises (source Ademe, Département surveillance de la qualité de l'air ; figure 52.1).

54. Ces données sont consultables sur le site de l'IFEN : <http://www.ifen.fr/acces-thematique/air/pollution-de-l-air.html>

Cette amélioration s'explique par la baisse de la teneur en soufre des combustibles et carburants, la désulfuration des fumées des grandes installations de combustion, la réduction du taux de marche des centrales thermiques de production d'électricité ainsi que le traitement des fumées des usines d'incinération d'ordures ménagères.

S'il ne constitue plus un problème majeur de pollution, ce polluant mérite cependant une attention particulière dans certaines zones fortement industrialisées (Étang de Berre, Le Havre, Lacq) où les valeurs limites journalières et horaires pour la protection de la santé humaine sont encore régulièrement dépassées.

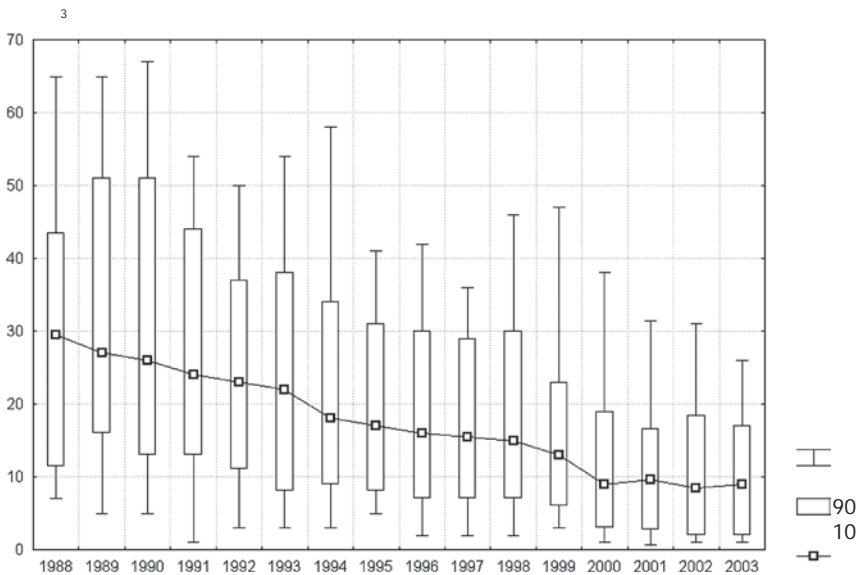


Figure 52.1 : Concentrations moyennes annuelles de SO_2 en France (1988-2003)
(source : Ademe, BDQA-Ifen)

Particules (PM_{10})

Les particules, constituées de fines matières liquides ou solides, se forment par condensation, par accumulation ou par pulvérisation mécanique. Elles sont émises par les véhicules diesel, les industries, la combustion du bois... mais proviennent également de transformations chimiques dans l'atmosphère et peuvent être transportées à longue distance. En 2004, l'Institut français de l'environnement (Ifen) estime qu'en France, les moteurs diesel

rejetent 87 % des particules issues du trafic, les moteurs à essence non catalysés, 12 % (voir site Internet⁵⁵).

Si elles ont diminué entre 1996 (date du début de leur surveillance) et 1999, les concentrations moyennes annuelles de PM_{10} (actuellement autour de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ne présentent pas de tendance nette à la baisse depuis cette date, malgré la réduction des émissions dans la plupart des secteurs (figure 52.2). En 2005, les valeurs limites en moyenne annuelle et journalière ont été dépassées sur quelques sites industriels (en Lorraine, près de Nice et en Auvergne) et sur des stations de proximité au trafic (à Paris, Lyon, Marseille, Grenoble, Toulon et Valenciennes) (Source Ademe, Département surveillance de la qualité de l'air).

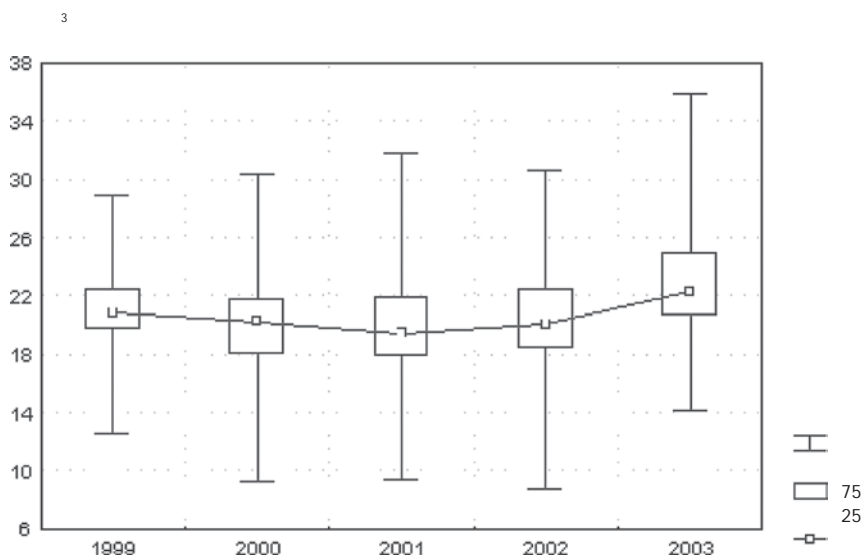


Figure 52.2 : Concentrations moyennes annuelles de PM_{10} en France (1999-2003)
(source : Ademe, BDQA-Ifen)

En 2003, l'Ademe a fait réaliser une étude sur l'exposition de la population urbaine métropolitaine aux PM_{10} et au NO_2 (Convention n° 0362C0053 Géovariances). À l'aide de la BDQA et d'outils géostatistiques en excluant les zones les plus rurales (soit 24,4 % de la population), on observe en 2000 que seuls 5 millions d'habitants (sur 58 millions) sont exposés à des concentrations annuelles supérieures à $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mais toujours inférieures à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (tableau 52.I).

55. www.ifen.fr/dee2003/qualiteair/qualiteair4.htm

Tableau 52.I : Population (en millions de personnes) exposée aux PM₁₀ par classes de concentration annuelle en 2000

Classe de concentrations (µg/m ³)	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40
Moyenne	0,29	7,06	35,47	10,20	3,17	1,40	0,54
	0,22	1,88	26,87	23,12	5,11	0,75	0,29
Médiane	0,28	7,01	35,58	10,13	3,12	1,44	0,49
	0,19	1,82	26,85	23,15	5,01	0,71	0,27
Écart-type	0,11	0,98	1,11	0,82	0,38	0,29	0,28
	0,12	0,44	1,18	1,27	0,78	0,26	0,18
Percentile 2,5 %	0,13	5,30	32,85	8,56	2,52	0,89	0,14
	0,07	1,15	24,01	20,66	3,84	0,30	0,06
Percentile 97,5 %	0,55	8,82	37,37	12,08	3,98	1,90	1,23
	0,49	2,73	29,43	25,29	6,78	1,31	0,74

Dioxyde d'azote (NO₂)

Le transport routier et les foyers fixes de combustion, notamment les centrales énergétiques, constituent les principaux émetteurs d'oxydes d'azote.

Les moyennes annuelles des concentrations de NO₂ ont tendance à baisser depuis 1991, sur les sites urbains et périurbains (baisse de 40 % sur 12 ans et de 17 % sur les six dernières années, les valeurs actuelles se situant au-dessous de 25 µg/m³), sans doute à la faveur des évolutions technologiques et du développement des pots catalytiques. Toutefois, compte tenu de la forte augmentation du parc et du trafic automobiles, le phénomène est moins évident à proximité des sites de trafic routier et la valeur limite de 50 µg/m³ de NO₂ en moyenne annuelle n'est pas respectée sur les stations situées sous l'influence de la circulation automobile dans les agglomérations suivantes : Paris, Lyon, Grenoble, Marseille, Montpellier, Nice, Antibes, Rouen, Toulon, Toulouse et Strasbourg (Source Ademe, Département surveillance de la qualité de l'air ; figure 52.3).

Le NO₂ est aujourd'hui souvent responsable de la mauvaise qualité de l'air conduisant au déclenchement des procédures d'information et d'alerte.

D'après l'étude commandée par l'Ademe et mentionnée ci-dessus, il apparaît en 2000 que près de la moitié de la population est soumise à une concentration annuelle de NO₂ comprise entre 15 et 25 µg/m³ (tableau 52.II).

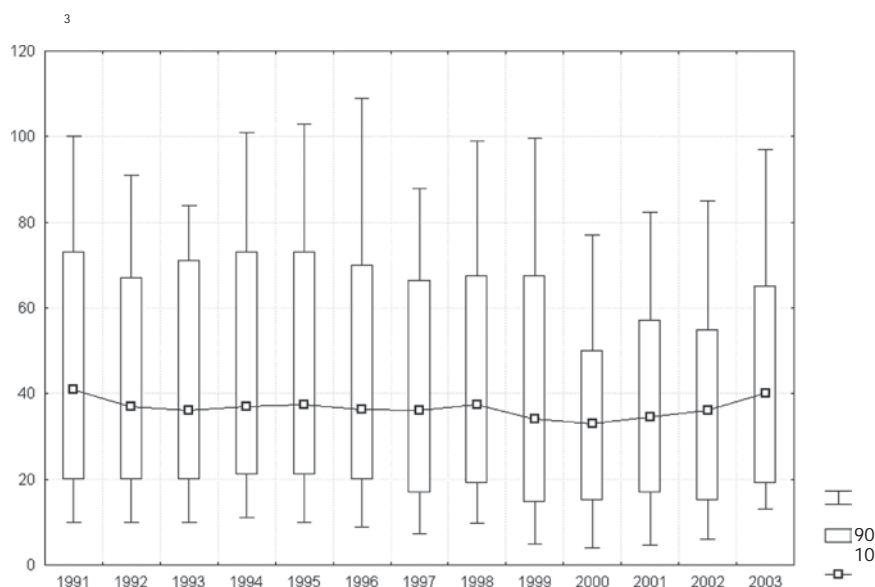


Figure 52.3 : Concentrations moyennes annuelles de NO_2 en France (1991-2003) (source : Ademe, BDQA-Ifen)

Tableau 52.II : Population (en millions de personnes) exposée au NO_2 par classes de concentration annuelle en 2000

Classe de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65
Moyenne	1,63	2,04	4,83	15,02	10,67	8,49	5,95	3,13	1,82	1,39	1,30	1,24	0,73
Médiane	1,61	2,03	4,80	15,03	10,65	8,41	5,89	3,09	1,77	1,32	1,26	1,21	0,71
Écart-type	0,32	0,25	0,41	0,52	0,51	0,56	0,54	0,50	0,45	0,45	0,49	0,48	0,47
Percentile 2,5 %	1,03	1,53	4,02	13,86	9,75	7,41	5,01	2,20	1,02	0,58	0,38	0,40	0,00
Percentile 97,5 %	2,24	2,49	5,59	16,00	11,69	9,53	7,12	4,06	2,73	2,28	2,28	2,18	1,77

Ozone (O_3)

L'ozone est un polluant secondaire qui résulte de réactions photochimiques entre polluants primaires (oxydes d'azote, composés organiques volatils...), sous l'effet du rayonnement solaire.

Les concentrations moyennes enregistrées varient d'une année à l'autre, en fonction des conditions météorologiques. Les teneurs les plus élevées s'observent en été, en raison d'un ensoleillement plus intense. Ainsi, les conditions climatiques exceptionnelles rencontrées en 2003 ont conduit à des niveaux de pollution photochimique particulièrement élevés, jamais relevés depuis 1991, date de généralisation des mesures d'ozone à l'ensemble du territoire (figure 52.4). Par ailleurs, au centre des villes, l'ozone est détruit par le monoxyde d'azote émis par le trafic routier, d'où des concentrations d'ozone moindres par rapport à celles mesurées dans les zones périurbaines ou rurales, sous le vent des agglomérations.

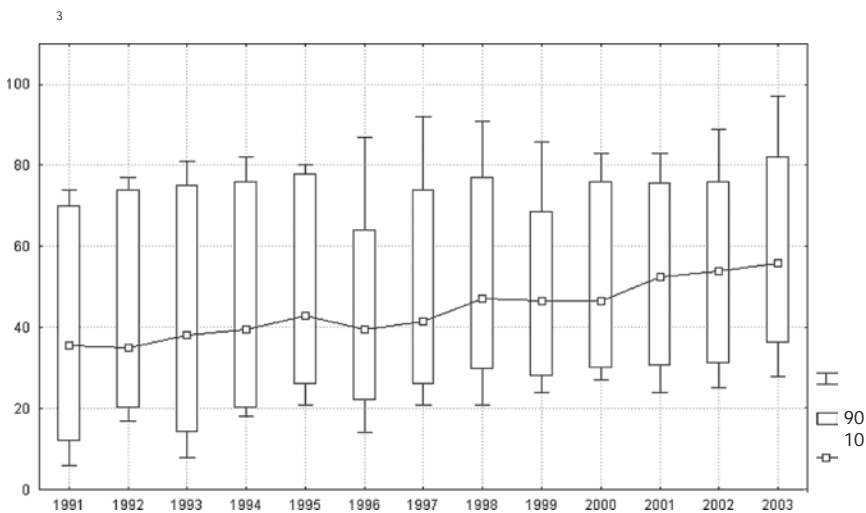


Figure 52.4 : Concentrations moyennes annuelles d'ozone en France (1991-2003) (source : Ademe, BDQA-Ifen)

Le seuil d'information⁵⁶ de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est atteint chaque année, dès le printemps, sur tout le territoire et particulièrement dans le sud et l'est du pays. Le seuil d'alerte reste cependant rarement dépassé. Au-delà de ces pics

56. Le Conseil européen a adopté en 1992 la directive 92/72/CE sur la pollution atmosphérique par l'ozone qui a ensuite été remplacée en 2002 par la directive 2002/3/CE. Cette réglementation fixe d'une part, des valeurs seuil à ne pas dépasser sur un laps de temps défini et les dispositions d'informations ou logistiques à mettre en œuvre en cas de dépassement et d'autre part, des objectifs de réduction des concentrations d'ozone à long terme. Ainsi un premier seuil dit « seuil d'information » est fixé à $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mesuré sur une heure et un second seuil dit « seuil d'alerte » est fixé à $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la même période de temps. Le dépassement de ces seuils entraîne l'information du public et l'entrée en vigueur de limitation de vitesse ou d'interdiction de circuler par exemple.

saisonniers, il est constaté, depuis plusieurs années en France, une augmentation de 10 à 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit de l'ordre de 30 à 50 %) du niveau de fond en ozone, tant en zone rurale que dans les agglomérations, et ce malgré la baisse des émissions des précurseurs de l'ozone (Source Ademe, Département surveillance de la qualité de l'air).

L'ozone, principal responsable de la mauvaise qualité de l'air, est un polluant préoccupant qui pose de grandes difficultés en terme de gestion des risques, du fait de la complexité des mécanismes de sa production.

Benzène

Le benzène, composé organique volatil issu des hydrocarbures pétroliers, provient de l'évaporation des carburants, des hydrocarbures imbrûlés à l'échappement et de l'industrie chimique où il sert de matière première de synthèse.

Entre 1994 et 2001, les concentrations moyennes annuelles de benzène mesurées par les AASQA ont été divisées par trois en sites urbains de fond où elles avoisinent 1 à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et divisées par quatre en sites de proximité au trafic où elles se situent entre 5 et 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Source Ademe, Département surveillance de la qualité de l'air). En France, la valeur limite de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle est respectée sur l'ensemble des sites urbains, contrairement à l'objectif de qualité de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ qui est encore nettement dépassé sur des stations de proximité industrielle ou au trafic.

Plomb

La suppression de l'utilisation de plomb tétraéthyle dans les essences depuis le 1^{er} janvier 2000 s'est accompagnée, en quatre ans, d'une division par trois des émissions atmosphériques de plomb.

Dans la plupart des agglomérations, la moyenne annuelle des concentrations de plomb est de l'ordre de 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, c'est-à-dire à la limite de précision de la mesure. Elle est toujours très inférieure à la valeur limite fixée à 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (Source Ademe, Département surveillance de la qualité de l'air).

Données relatives aux métalloïdes et métaux lourds

On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm^3 . Quarante et un métaux correspondent

à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes. L'appellation métaux lourds est cependant une appellation courante qui n'a ni fondement scientifique, ni application juridique. Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles. La plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « éléments en traces métalliques » – ETM – ou par extension « éléments traces ». Un métalloïde est un élément qui combine certaines caractéristiques du métal et d'autres caractéristiques opposées, l'absence de conductivité électrique par exemple.

Arsenic

L'arsenic (As) est un métalloïde qui se trouve en proportion variable du fond géochimique. On peut le retrouver dans les sols, l'eau, l'air et les aliments. L'arsenic existe sous forme de composés organiques et inorganiques (tableau 52.III). L'As organique est considéré comme virtuellement non toxique par l'*European Food Safety Authority* (*European Food Safety Authority-Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain*, 2005).

Tableau 52.III : Principaux composés arséniés présents dans l'environnement (*International Programme on Chemical Safety, IPCS, 2001*)

Arsenic	Nom	Abréviation
Inorganique	Arséniate	AsV
	Arsénite	AsIII
Organique	Acide monométhylarsonique	MMA
	Acide diméthylarsonique	DMA
	Asénobétaine	
	Arsénocholine	
	Oxyde de triméthylarsine	TMAO
	Ions tétraméthylarsonium	
	Diméthylarsinoyl-ribosides	
	Trialkylarsonio-ribosides	
	Sulfate de diméthylarsinoylribitol	

Les expositions à l'arsenic s'effectuent essentiellement par deux voies, l'ingestion d'eau de boisson et des aliments. Dans l'air, les concentrations d'As mesurées entre les années 1970 et 1990 en divers points du globe à distance de sites industriels étaient en moyenne de 1 à 4 ng/m³ (*International Programme on Chemical Safety, IPCS, 2001*). En France, les mesures effectuées par l'Ademe en 2000 dans 5 villes (Ademe, Département de

surveillance de la Qualité de l'air, communication personnelle) montrent que les concentrations moyennes dans l'air urbain varient peu d'une ville à l'autre (0,5-0,7 ng/m³). La voie cutanée est considérée comme négligeable. Dans l'air et l'eau, l'As est principalement sous forme inorganique (Asi : N° CAS 7440-38-2).

Le tableau 52.IV présente les données disponibles sur les concentrations d'As dans l'eau de distribution en France.

Tableau 52.IV : Concentrations d'As dans l'eau de distribution de deux départements français (d'après Institut de veille sanitaire, 2002)

[As] en µg/l	Concentration moyenne			
	Allier 2000		Puy de Dôme 2001	
	Nombre d'unités de distribution	%	Nombre d'unités de distribution	%
< 10	323 715	93,9	480 000	79,5
10-19	19 000	5,8	76 700	12,7
20-29	1 000	0,3	1 187	0,2
30-39			123	0
40-49			0	0
> 50			2 191	0,4

Dans les produits de la mer, l'As est à 90 % en masse sous forme organique (arsénobétaïne et arsénocholine), considérés comme non toxiques aux niveaux possibles d'exposition (*European Food Safety Authority-Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain*, 2005). L'apport alimentaire moyen d'As total a été estimé à 109 g/jour/personne dans une étude de repas dupliqués échantillonnés en restauration collective en 1998-1999, ce qui représente une très vraisemblable surestimation car les mesures inférieures au seuil de quantification ont été notées comme égales à ce seuil. Les méthodes analytiques utilisées ne permettaient pas de faire la différence entre As organique et inorganique (Leblanc et coll., 2000). Les auteurs estiment cependant l'apport alimentaire quotidien d'As à 11 µg/j.

Résider à proximité d'une fonderie de métaux non ferreux, de cuivre notamment, émettrice de polluants gazeux et métalliques divers dont l'As (Besso et coll., 2003) constitue un cas particulier d'exposition en population générale. La voie d'exposition pourrait être ici l'inhalation. Résider dans une zone minière riche en As peut aussi être l'occasion d'une exposition d'origine industrielle qui vient s'ajouter à la très probable exposition naturelle liée à la richesse en As des sols de la zone (Dondon et coll., 2005).

Béryllium

Métal présent dans la croûte terrestre, le béryllium (Be) est utilisé pour des applications technologiques avancées (aérospatiales, nucléaires), dans des alliages de cuivre ou d'aluminium par exemple.

L'exposition du public serait le fait du contenu en Be de matrices environnementales contaminées plus par le bruit de fond géochimique que par des activités anthropiques (poussières de sols ou volcans aéroportées) et dont le niveau serait bien plus élevé que celui dû aux activités manufacturières utilisant le Be (Willis et Florig, 2002). Le Circ (IARC, *International Agency for Research on Cancer*, 1997) considère pour sa part que l'essentiel des expositions en population générale provient de la combustion du charbon.

Nickel

Le nickel (Ni), métal présent dans le fond géochimique, extrait de minerais, est très largement employé en alliages et en traitements de surface d'un grand nombre d'objets avec lesquels le contact est quotidien (pièces de monnaie, robinetterie par exemple). Dans l'industrie, on peut trouver le Ni sous forme de sels solubles (chlorures et sulfates) dans les raffineries où il peut co-exister avec des formes insolubles (Andersen et coll., 1998). Les estimations d'expositions par voie alimentaire en France sont à 92 µg/j en moyenne (percentile 95 : 157) pour les enfants de 3 à 14 ans, similaires à celle des adultes (94 et 149, respectivement) (Leblanc et coll., 2005). Il ne semble pas exister de données dans la littérature ouverte sur le contenu en Ni des eaux d'alimentation. La biodisponibilité du Ni alimentaire est faible (moins de 1 %, la plus élevée pour les composés les plus solubles), mais plus élevée à partir de l'eau (jusqu'à 25 %) (Baars et coll., 2001). Il est à noter que le Ni est considéré comme un micronutriment essentiel dans l'espèce humaine, les besoins sont estimés à 75 µg/j chez l'adulte. La cuisson des aliments dans de l'acier inox serait une source non négligeable des apports de l'alimentation (CNRS-CNERNA, 2001).

Les concentrations environnementales de Ni dans l'air en France sont vagues. L'Ademe (Département de surveillance de la qualité de l'air, communication personnelle) fait état des résultats de mesures dans cinq villes pour l'année 2000. Les valeurs moyennes varient entre 4 et 8 ng/m³ (2 ng Ni/m³ aux États-Unis selon l'Agence américaine de protection de l'environnement ; US-EPA, 2003).

Une étude mentionne des niveaux cutanés de Ni relativement importants ayant pour origine les pièces de 1 et 2 €, dus à des effets galvaniques d'alliages en contact avec la sueur (Nestle et coll., 2002). Il semble que certaines formes de Ni puissent avoir un passage transdermique non négligeable (Baars et coll., 2001).

Chrome

Le chrome (Cr), présent dans la croûte terrestre, est utilisé depuis au moins un siècle dans diverses technologies et industries, en tant que pigment et dans les tanneries d'abord, puis en alliages et en revêtement de surface. Il n'existe pas de sites miniers en France. Il peut se présenter sous différents états d'oxydation, le Cr III, le plus stable, étant considéré comme essentiellement non toxique (et non cancérrogène) et de surcroît un oligo-élément essentiel pour le métabolisme du sucre (Vincent, 2004). C'est le Cr VI, oxydant puissant, qui est classé comme cancérrogène humain certain par le Circ (IARC, 1997). Le Cr se retrouve dans l'air, dans l'eau et les aliments. L'exposition alimentaire au Cr (tous états confondus) est estimée à 77 µg/j en moyenne (percentile 95 : 117) pour les adultes et à 68 µg/j en moyenne pour les enfants de 3 à 14 ans (percentile 95 : 111) (Leblanc et coll., 2005). Il ne semble pas exister de données françaises accessibles pour les expositions par l'eau. L'Ineris⁵⁷ indique que les concentrations dans l'air sont inférieures à 10 ng/m³. Il semble que le Cr exerce son action cancérrogène au contact et non à distance. Pour le cancer du poumon, l'inhalation serait donc la voie d'exposition pertinente (Proctor et coll., 2002).

Cadmium

L'exposition au cadmium peut se faire par inhalation ou ingestion dans des lieux ou des situations où des produits de cadmium sont utilisés, manufacturés ou ingérés. La fumée de cigarette est la source la plus importante pour la toxicité du cadmium. Les aliments sont la principale voie d'exposition au cadmium chez les non-fumeurs (le tabagisme peut au moins doubler la dose de cadmium absorbée). La marge de sécurité entre l'absorption quotidienne de cadmium en toute innocuité lors de l'ingestion d'aliments et l'absorption susceptible d'entraîner des conséquences est fort étroite, voire inexistante pour les groupes très exposés. Parmi les groupes à risque il convient de mentionner les personnes âgées, les diabétiques et les fumeurs. Il se peut que le risque soit plus élevé dans le cas des femmes qui, disposant de moindres réserves de fer, absorbent davantage le cadmium que les hommes à exposition égale.

Quelques denrées sont responsables d'une bonne partie de l'apport total. En Suède, les pommes de terre fournissent 42 % et le blé 41 % des doses de cadmium absorbées par voie alimentaire. Les connaissances actuelles au sujet des concentrations de cadmium dans le « panier alimentaire » doivent entrer en ligne de compte. Les principales sources de cadmium dans les terres arables sont les engrais phosphatés, les boues des stations d'épuration

57. www.ineris.fr

et les rejets de l'industrie. Les dépôts atmosphériques ajoutent une fraction infime aux couches supérieures du sol et aux eaux de surface (0,1 à 0,2 % en moyenne grossière pour l'Europe). L'adjonction moyenne de cadmium dans la couche superficielle du sol en provenance des engrais est du même ordre que le dépôt atmosphérique. Une bonne partie de l'apport atmosphérique (20 à 75 %) provient de la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance.

Les données sur le cadmium dans l'air (fournies par l'Ademe pour 2000) sont en moyenne de 0,3-1,2 ng/m³ dans 6 villes plus une valeur moyenne étonnante pour Marseille (135 ng/m³). Une pollution au cadmium a été constatée en août 1999 dans le quartier Saint-Louis à Marseille. La source de cette pollution était l'entreprise Tréfileries et Laminoirs de la Méditerranée (TLM) qui fabrique depuis plusieurs dizaines d'années des fils d'alliage cuivre-cadmium utilisés pour l'équipement des caténaires ferroviaires. Cette source de pollution a été immédiatement supprimée suite à une mise en demeure préfectorale : l'usine TLM a arrêté sa production utilisant du cadmium. Le procédé utilisant du cadmium était employé par l'usine TLM depuis 1980 environ. L'exposition aux rejets de cadmium de l'usine TLM a pu résulter de l'inhalation d'air et de poussières contaminées et de l'ingestion de produits alimentaires (légumes ou fruits) contaminés. Concernant les enfants, une contamination liée à l'ingestion par les contacts « mains-bouche » de poussières contaminées a également pu se produire. En effet, le cadmium rejeté par l'usine TLM s'est déposé sur les sols environnants contaminant notamment les jardins potagers. Le site industriel a été dépollué entre décembre 1999 et mars 2000. Tous les jardins se trouvant dans un rayon de 200 mètres de l'usine ont été décontaminés entre mai et septembre 2000 par excavation de la terre sur une profondeur de 50 cm.

Données relatives à l'amiante

Les minéraux naturels fibreux constituent des variétés appartenant à différentes familles minéralogiques (serpentes comme le chrysotile, amphiboles comme l'actinolite, l'amosite, l'anthophyllite, le crocidolite ou la trémolite, zéolites comme l'érieronite). Le terme d'amiantes (ou asbestes) définit des silicates hydratés incluant la variété de serpentine mentionnée ci-dessus et les variétés énumérées d'amphiboles. Outre les amiantes et l'érieronite, il a récemment été suggéré qu'un nouveau type minéral asbestiforme de la famille des amphiboles, la fluoro-edenite, silicate hydraté contenant de l'aluminium et du fluor, était susceptible d'être associé à un excès de mésothéliomes, chez l'Homme (Biggeri et coll., 2004 ; Cardile et coll., 2004). Dans des études toxicologiques et en hygiène industrielle, une fibre est définie comme une particule dont le rapport d'élongation (longueur/diamètre) est

supérieur à une certaine valeur (3 ou 5 selon les auteurs). Selon l'OMS, une fibre est définie comme une particule de longueur, L , supérieure à $5\ \mu\text{m}$ de diamètre, D , inférieur à $3\ \mu\text{m}$ et dont le rapport d'élongation L/D est supérieur à 3. L'utilisation de ces différents types de fibres a été inégale dans différents pays, le chrysotile étant le plus employé. À l'heure actuelle, si l'utilisation d'amiantes a été interdite dans de nombreux pays, leur exploitation et/ou leur utilisation persiste dans certains pays (Asie, Moyen Orient...).

Il est à noter que l'exposition environnementale est différente de celle de la mine ou de l'industrie de production, en ce sens que dans l'environnement ce sont plutôt des fibres issues de produits manufacturés ou mises en suspension à proximité d'usines ou de mines d'amiante, qui sont présentes dans l'air ambiant.

En effet, de nombreux matériaux et produits contenant de l'amiante ont été utilisés en France dans les immeubles bâtis, du fait, entre autres, de leurs grandes propriétés d'isolation, et ce jusqu'à son interdiction en décembre 1996. Ainsi, les sources d'expositions peuvent provenir du relargage des fibres par dégradation des matériaux ou lors de travaux. De même, dans le milieu naturel, les roches amiantifères à l'affleurement conduisent à des risques d'exposition lors de travaux d'aménagement, de génie civil, de circulation de véhicules sur des terrains amiantifères ou par le réenvol de particules fines provoqué par toute activité ou par érosion naturelle. Pour protéger la population générale d'une exposition dite à l'amiante environnementale, seuls les bâtiments ont fait l'objet d'une réglementation. La valeur à ne pas dépasser à l'intérieur des locaux est de 5 fibres d'amiante par litre d'air (f/l) pour les fibres de plus de $5\ \mu\text{m}$ de longueur.

En ce qui concerne les immeubles bâtis, depuis la réglementation de 1996, l'état de dégradation des matériaux et produits friables est surveillé par une évaluation visuelle qui peut conduire à la réalisation de mesures du niveau d'empoussièrement par les fibres d'amiante. Les données synthétisées par le Ministère de la santé dans leur rapport annuel donnent les évolutions du nombre de mesures et de bâtiments qui ont fait l'objet d'un diagnostic amiante sur huit années, depuis 1996 jusqu'en 2003. Dans 7 387 bâtiments et 18 072 mesures répertoriées, on observe en moyenne une valeur supérieure à la valeur réglementaire de 5 f/l dans 3,1 % des situations. Il faut rappeler que dans l'environnement général en extérieur la valeur maximale retrouvée en région parisienne en 1994 ne dépassait pas 0,5 f/l.

Pour ce qui est des sites naturels, les seules données françaises concernant la situation d'affleurements naturels sont celles provenant de la région du quart Nord-Est de la Corse (Ddass de Haute Corse, 2004) où 130 communes sont concernées et où des concentrations en fibres d'amiante 5 à 6 fois supérieures au seuil réglementaire ont localement été mesurées, tant à l'extérieur qu'à l'intérieur des habitations dans certaines communes. D'autres études

actuellement disponibles sont principalement étrangères et correspondent à des situations d'exposition particulières comme en Nouvelle-Calédonie où la présence de fibres d'amiante trémolite dans le sol et l'air conduit à des expositions importantes des populations suite à l'utilisation d'une chaux locale pour enduire les murs dénommée Pô qui contient de l'amiante.

Afin de disposer de données plus générales sur la situation en France métropolitaine, l'Institut de veille sanitaire (InVS) en collaboration avec le Bureau de recherche géologique et minière (BRGM) et le Laboratoire d'étude des particules inhalées (LEPI) a mis en place une étude s'intéressant à l'exposition à l'amiante environnementale des populations habitant à proximité immédiate d'affleurements naturels de roches amiantifères. Ainsi, une démarche fondée sur l'évaluation des risques sanitaires a été entreprise avec un recensement des sites naturels amiantifères et des formations géologiques potentiellement amiantifères. Cette étude est en cours et devrait aider à plus ou moins long terme à établir une politique sanitaire en France adaptée à la prévention vis-à-vis des sites d'affleurements naturels d'amiante.

Données relatives aux pesticides

Les pesticides sont ubiquitaires ; nous les utilisons dans nos champs, dans nos maisons, dans nos lieux publics contre les insectes, les champignons, les mauvaises herbes. Leur caractère toxique, leur dissémination et leur persistance dans l'environnement doivent nous conduire à nous interroger quant aux expositions à ces produits.

Le terme « pesticide » désigne d'une part les préparations phytopharmaceutiques, à usage agricole, terme qui a remplacé celui de phytosanitaire en cohérence avec la réglementation européenne, selon les termes de la loi d'orientation agricole n°2006-11 du 5 janvier 2006 (JO, 2006) et d'autre part les biocides, utilisés à la maison ou au jardin, selon la directive CE 98/8 du 16 février 1998. Ils sont destinés à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, à en prévenir l'action ou à les combattre de toute autre manière, par une action chimique ou biologique.

Nature des expositions, données françaises disponibles concernant les milieux

En France, les connaissances sur l'exposition de la population générale aux pesticides sont fragmentaires. Cette situation est en partie due à la diversité des familles chimiques qui composent ces produits. Il en résulte une diversité de comportements de dégradation, d'absorption, de métabolisme et d'excrétion. On constate également une diversité des sources d'utilisation, ces sources

peuvent être agricoles, urbaines dans les parcs et voiries et domestiques contre les insectes ou lors du jardinage.

Ainsi, les pesticides sont retrouvés dans tous les compartiments de l'environnement (air, eau, produits alimentaires, sols...). Différents milieux environnementaux peuvent donc conduire à une exposition de la population générale aux pesticides : aliments, eau de consommation, air intérieur et extérieur, poussières de la maison.

Seuils de qualité

En parallèle à une démarche prédictive visant à sélectionner les molécules chimiques susceptibles d'être admises sur le marché et dans l'environnement, il est nécessaire d'établir une gamme de concentrations admissibles dans les milieux, afin d'être en mesure au plan local, de déterminer leur qualité, d'en suivre l'évolution et de prendre des décisions de gestion. En France, ce principe repose, pour chaque substance, sur la détermination de « concentrations seuil » auxquelles on peut associer des effets biologiques. Le seuil 1, « très bonne qualité », est ainsi défini comme une concentration au-dessous de laquelle aucun effet biologique n'est attendu. Ces seuils sont, dans la très grande majorité des cas, estimés à partir de données d'effet obtenues au laboratoire sur une batterie d'organismes (algues, invertébrés et poissons), et là encore il est fait appel aux facteurs de sécurité pour tenir compte des incertitudes ou du manque de données, en particulier sur les effets non létaux (atteinte à la reproduction ou au développement). Mais ces seuils d'effet ne tiennent pas compte des conditions environnementales particulières : interactions potentielles dues à la présence simultanée des contaminants dans l'environnement, des modulations des effets liées à la forme chimique des contaminants, à leur biodisponibilité ou à leur dégradation.

Eau

Sur le plan réglementaire, seules les eaux, de surface ou souterraines font l'objet de contrôles de la présence de pesticides avec des normes de qualité.

Pour les eaux de surface, l'objectif est en principe de ne pas dépasser des seuils sans effets pour les organismes aquatiques, établis par des PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) ou CPSE (Concentration prévisible sans effet) définies pour chaque substance sur la base des données d'écotoxicité disponibles. Des seuils ont ainsi été définis pour 72 substances dans le Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau développé en France (SEQ-Eau ; Agences de l'Eau, 2000). De nouveaux seuils sont en cours d'élaboration dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau.

En ce qui concerne la potabilité de l'eau de distribution, le Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 précise que les eaux destinées à la consommation

humaine doivent respecter des valeurs inférieures ou égales aux limites de qualité suivantes⁵⁸ :

- concentration inférieure ou égale à 0,1 µg/l pour chaque pesticide individualisé, détecté et quantifié, sauf en ce qui concerne l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlore époxyde pour lesquels la valeur seuil est de 0,03 µg/l ;
- concentration inférieure ou égale à 0,50 µg/l pour la somme des pesticides, c'est-à-dire la somme de tous les pesticides individualisés, détectés et quantifiés. Il est important de noter que ces seuils incluent également les produits de dégradation ou métabolites des substances actives.

Air

Il y a de nombreuses lacunes en ce qui concerne les connaissances relatives aux effets toxiques des pesticides par inhalation. Il existe des données sur la toxicité aiguë des substances actives par inhalation obtenues sur des rongeurs lors de tests de laboratoire⁵⁹, mais les études sur le risque sanitaire associé à l'exposition des populations humaines aux pesticides *via* l'atmosphère sont peu nombreuses (Lee et coll., 2002). Jusqu'à présent, aucun seuil réglementaire n'a été défini en ce qui concerne les pesticides dans l'air. De plus, il n'existe pas de méthodes analytiques permettant d'estimer directement et automatiquement les concentrations en pesticides dans l'air ambiant. Le type d'échantillonneur à mettre en œuvre et les durées de prélèvement doivent être adaptés aux niveaux de concentrations attendus et leur analyse implique des développements métrologiques spécifiques. Il n'y a pas actuellement en France de norme pour la mesure des concentrations de pesticides dans l'atmosphère ; il est toutefois à noter l'existence d'un projet de norme en cours d'élaboration.

Alimentation

Cette source est habituellement considérée comme la voie majoritaire d'apport, ce qui explique le développement de la réglementation dans ce milieu. Les résidus de produits phytopharmaceutiques correspondent à la présence d'une ou de plusieurs substances actives et de leurs métabolites dans les végétaux et les produits d'origine végétale ou animale. Le contrôle des teneurs en résidus dans l'alimentation est de la responsabilité du ministère en charge de l'Agriculture en sortie de champs et de la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes pour les produits commercialisés.

Une exposition maximale théorique pour le consommateur est établie par modélisation d'un régime alimentaire moyen. Les limites maximales de

58. Ces limites ne s'appuient pas sur des données toxicologiques.

59. <http://www.inra.fr/agritox/>

résidus (LMR) dans les végétaux sont fixées en suivant le devenir des résidus de pesticides dans les plantes en fonction des pratiques agricoles, de la consommation de ces denrées et en relation avec la dose journalière admissible (DJA) pour cette substance, issue des données des essais toxicologiques sur des modèles animaux. Disponibles pour chaque couple aliment/pesticide, leur dépassement implique l'interdiction de vendre le produit. Ces seuils sont fixés par les directives européennes 86/362/CEE et 90/642/CEE.

Données disponibles

Les données disponibles ont été principalement résumées à partir du rapport de l'Inra (Aubertot et coll., 2005).

Eaux douces

Le premier état national relatif à la présence de pesticides dans les eaux en France a été réalisé par l'Institut français de l'environnement (Ifen) en 1998 (Ifen, 1998). Depuis, cet état est actualisé chaque année, avec un décalage entre la date d'acquisition des données et la publication de la synthèse correspondante. Le dernier bilan annuel, publié en 2004, concerne les données acquises en 2002 (Ifen, 2004).

Les données qui sont compilées sont fournies à l'Ifen par des réseaux de suivi gérés par des acteurs très variés : agences de l'Eau, Directions régionales de l'environnement (Diren), Direction générale de la santé (qui collecte les données des Ddass), producteurs d'eau, Directions régionales de l'agriculture et de la forêt – Services régionaux de la protection des végétaux (DRAF-SRPV), Conseils Généraux... Le nombre total de molécules recherchées est en constante augmentation (408 pour les eaux superficielles et 373 pour les eaux souterraines en 2002) mais cette diversité masque de très fortes disparités entre points d'observation, qui dépendent de nombreux facteurs (méthodes employées, moyens financiers, objectifs de la surveillance...).

Il est de ce fait difficile de donner des valeurs chiffrées de la concentration des pesticides dans les eaux douces. Par exemple, en Bretagne où 75 % de l'eau de consommation distribuée est fournie par le traitement d'eaux de surface collectées au niveau de prises d'eau en rivière, deux jeux de données sont possibles, l'un produit par la Cellule d'orientation régionale pour la protection des eaux contre les pesticides (Corpep), l'autre provenant des bases de données de l'Institut d'aménagement de la Vilaine (IAV). La comparaison de ces deux jeux de données est délicate du fait des différences importantes dans les stratégies mises en œuvre (liste des substances recherchées, méthodes d'analyse, protocoles d'échantillonnage...), illustrant la difficulté qu'il y a à faire la synthèse des informations en matière de contamination des eaux par les pesticides.

Au niveau national en 2002, la qualité de l'eau par rapport à l'altération « pesticides » (telle que définie dans le SEQ-Eau) était considérée comme « bonne » ou « très bonne » dans environ 53 % des 624 points d'observation de la qualité des cours d'eau pour lesquels des données interprétables étaient disponibles (données du Réseau National de Bassin, RNB et de quelques groupes régionaux ; Ifen, 2004). L'analyse des résultats indique l'existence d'une contamination préoccupante dans une cinquantaine de points (8,4 % du total des points d'observation ; présence notamment d'aminotriazole, d'atrazine, de diuron, de glyphosate et d'isoproturon).

En 2006, des informations sur la qualité des eaux au robinet du consommateur vis-à-vis des pesticides ont été obtenues à l'échelon national⁶⁰ pour environ 9 unités de distribution (UDI) sur 10 (87,4 %) alimentant 99,3 % de la population française (contre 98,3 % en 2005). Les eaux distribuées sont généralement de bonne qualité vis-à-vis des pesticides. En 2006, la situation de conformité permanente a concerné 94,9 % de la population, soit 57,3 millions de personnes (contre 93,8 % en 2005). Les dépassements de la limite de qualité des pesticides dans l'eau ont concerné, en 2006, 1 367 UDI. Ainsi, pour 3,1 millions de personnes, soit 5,1 % de la population française (contre 6,2 % en 2005), l'eau du robinet a été au moins une fois non-conforme au cours de l'année 2006.

Au niveau européen, les efforts visant à la production d'une information représentative à partir des données collectées dans de nombreux réseaux de mesures se sont particulièrement accrus. Dans le domaine des eaux continentales, il existe des réseaux européens de suivi en terme de qualité et de quantité. Ces réseaux, désignés collectivement par le nom d'Eurowaternet, devront permettre une évaluation objective, fiable et actualisée de l'état des eaux continentales en Europe. Parmi les indicateurs environnementaux de l'AEE (Agence européenne pour l'environnement) concernant la contamination des eaux par les pesticides, figurent notamment les indicateurs « *Pesticides in groundwater* » (WHS1a), « *Hazardous substances in rivers* » (WHS2), « *Loads of hazardous substances to coastal waters* » (WHS7) et « *Drinking water quality* » (WEU10).

À ces données « institutionnelles » de surveillance de la qualité des eaux s'ajoutent celles qui peuvent être trouvées dans les publications scientifiques et les rapports rédigés pour les bailleurs de fonds institutionnels (ministère de l'Écologie et du Développement Durable ou MEDD, ministère de l'Agriculture et de la Pêche ou MAP, Europe...). Toutefois, ces données sont très dispersées et surtout trop ponctuelles pour permettre de dresser un bilan de la contamination des milieux.

Eaux côtières

En ce qui concerne les eaux littorales, la surveillance de la contamination par les pesticides s'inscrit dans le cadre du fonctionnement du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO), créé en 1974 par le ministère chargé de l'Environnement et géré par l'Ifremer. Afin de pallier les problèmes de représentativité spatiale et temporelle des échantillons d'eau destinés à l'analyse des contaminants, la surveillance de la contamination chimique de l'environnement littoral porte en priorité sur des mollusques bivalves, moules et huîtres, utilisés comme espèces sentinelles. Environ 90 points de prélèvement (dont 8 dans les DOM) sont échantillonnés.

Les résultats obtenus dans le cadre du RNO montrent que les pesticides organochlorés recherchés et leurs dérivés sont toujours fréquemment détectés dans les bivalves du littoral français, bien qu'ils soient interdits d'usage en France depuis de nombreuses années.

En ce qui concerne les DOM, les premiers résultats obtenus à l'issue d'une campagne de deux mois effectuée en Martinique, montrent que l'arrivée des pesticides en milieu côtier est faible et localisée.

Air

Des études émanant de divers groupes de recherche ont été menées en France depuis la fin des années 1980 et se poursuivent à l'heure actuelle (Briand, 2003 ; Scheyer et coll., 2005 ; rapport de l'Institut Pasteur⁶¹), fournissant ainsi une littérature significative sans qu'elle soit pour autant abondante. Un certain nombre de réseaux de surveillance de la qualité de l'air en France ont commencé à réaliser des mesures de concentrations en pesticides dans l'atmosphère depuis le début des années 2000 (Rousseau et coll., 2004). L'ensemble de ces travaux a révélé la présence de pesticides dans toutes les phases atmosphériques, qu'elles soient gazeuse, liquide ou particulaire dans les aérosols, les gouttelettes de brouillard ou la pluie (Bedos et coll., 2002).

Les concentrations dans les eaux de pluie peuvent être localement et ponctuellement relativement importantes (plusieurs dixièmes de $\mu\text{g/l}$ à plusieurs $\mu\text{g/l}$) et les concentrations dans les brouillards plus élevées (Millet et coll., 1997). Les composés utilisés localement sont en général les plus fréquemment détectés (Briand, 2003). Cependant, des composés interdits d'utilisation ont aussi été retrouvés. Au niveau européen, des synthèses relativement récentes sont disponibles, portant surtout sur la contamination des eaux de pluie (Dubus et coll., 2000 ; Duyzer, 2003).

En ce qui concerne les phases gazeuse et particulaire, les concentrations sont variables : de l'ordre de quelques pg/m^3 à quelques ng/m^3 loin des sources

61. <http://www.pasteurlille.fr/fr/expertises/eau/publications.htm>

d'émission, elles peuvent atteindre quelques ng/m^3 à quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à proximité immédiate de ces sources. Les niveaux de contamination dans l'air extérieur en zone agricole qui ont fait l'objet de travaux dès le début des années 2000, réalisés majoritairement par les associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA), ont mis en évidence des concentrations faibles mais non négligeables de pesticides dans l'air extérieur, de l'ordre de un à plusieurs centaines de ng/m^3 , notamment en région viticole, arboricole ou dans les régions de grandes cultures. Une contamination chronique, c'est-à-dire présente aussi en dehors des périodes d'épandage, a été observée, avec dans certains cas une évolution saisonnière. Certains pesticides sont retrouvés systématiquement, comme le lindane dont l'utilisation est pourtant aujourd'hui interdite (Coignard et Lorente, 2006). En ce qui concerne les pesticides dits « modernes », les réseaux de surveillance de la qualité de l'air en région Centre (Lig'Air), Pays de Loire (Air Pays de la Loire) ou Poitou-Charentes (ATMO Poitou-Charentes) ont publié un certain nombre de résultats de campagnes de mesures portant sur plusieurs dizaines de composés dont le choix dépendait des utilisations locales mais aussi des objectifs de l'étude. Parmi les molécules recherchées, figurent des composés de la famille des triazines, des amides, des carbamates, des urées, des triazoles ou des pyrèthriinoïdes ainsi que la trifluraline ou le lindane (liste non exhaustive). À l'heure actuelle, aucun suivi en continu n'est effectué.

L'interprétation des observations demeure délicate, notamment à cause de la méconnaissance des usages précis des pesticides ainsi que celle du comportement des différents composés dans l'air.

Des groupes de travail nationaux ont été mis en place ces dernières années. Le groupe coordonné par l'Ineris est en charge de la mise au point d'une méthodologie permettant de hiérarchiser les composés à suivre en priorité dans l'atmosphère. Un second groupe (Groupe d'apprentissage 2002-2005, animé par l'Ademe) s'est intéressé à la méthodologie de prélèvement. Le Corpen a mis en place un groupe de réflexion (Phyt'air) sur les pesticides dans l'air à partir de l'automne 2005.

Un groupe de travail réunissant l'ensemble des associations de qualité de l'air a été mis en place sous la coordination de l'Ademe pour harmoniser et garantir la qualité des mesures.

L'air intérieur est souvent cité dans la littérature comme une source potentielle d'exposition non négligeable. En France, en dehors des travaux préliminaires de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI), peu d'études permettent de renseigner les niveaux d'exposition aux pesticides dans les logements⁶². La première campagne n'a finalement pas retenu l'estimation des concentrations en pesticides.

Sols

La contamination des sols par différentes substances, dont les pesticides, a été reconnue comme l'une des principales menaces qui pèsent sur les sols européens (CEC, 2002). La plupart des données permettant de discuter de la persistance des produits dans le sol ainsi que leur périmètre de propagation provient essentiellement des dossiers d'autorisation de mise sur le marché (AMM) dans lesquels ces aspects sont abondamment documentés, mais restent, pour l'aspect quantitatif de la contamination en tout cas, prédictifs.

Les États membres travaillent actuellement à la rédaction d'une Directive cadre sur les sols, fixant entre autres des critères de qualité des sols et les modalités d'appréciation de cette qualité. Pour l'heure, les données disponibles sur la contamination des sols par les pesticides en France et en Europe sont très fragmentaires.

À l'heure actuelle les bases de données européennes sur les sols (*European Soil Databases*) n'intègrent pas la contamination par les pesticides dans la liste des critères pour lesquels des cartes sont disponibles. Par ailleurs, la faible abondance des données tient au fait que la contamination des sols par les pesticides est implicite, tout au moins au niveau des agrosystèmes, du fait même du mode d'utilisation des produits.

La pollution chronique par les substances minérales (cuivre) et l'existence, pour certaines substances, de résidus non extractibles pose la question du risque environnemental à long terme, notamment dans le cas d'une réallocation des terres agricoles à d'autres usages.

En Europe, il existe quelques réseaux de surveillance susceptibles de fournir des renseignements sur les effets non-intentionnels des pesticides sur les espèces non-cibles mais tous les pays n'en sont pas dotés. Une enquête dont les résultats ont été publiés en 1999 indiquait que seuls sept pays européens (sur les dix huit contactés) enregistraient de façon systématique les incidents associés aux pesticides : Allemagne, Danemark, France, Grèce, Norvège, Pays-Bas et Royaume-Uni (de Snoo et coll., 1999).

Les deux réseaux les mieux organisés sont le réseau Sagir en France et le *Wildlife Incident Investigation Scheme* (WIIS) au Royaume-Uni. Il existe aussi des systèmes de collecte de l'information sur les incidents qui touchent les abeilles.

Connaissance de l'exposition de la population générale

Depuis le 1^{er} mars 2007, l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Afsset) a mis en ligne une carte de France interactive donnant accès à des données sur la présence de résidus de pesticides dans l'environnement. Cette carte permet d'accéder à une base de donnée informant sur la présence de pesticides dans les compartiments de l'environnement (air, eau, sol et denrées alimentaires), et ce, sur l'ensemble du territoire national, y compris les départements et territoires d'outre-mer.

Cette carte est accessible depuis le site de l'Observatoire des résidus de pesticides (ORP)⁶³, mis en place en juin 2006 en application du Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides (PIRRP) et du Plan national santé environnement (PNSE) 2004-2008. Cet observatoire a pour missions d'organiser et de faciliter la production de données relatives aux expositions aux résidus de pesticides. L'objectif est de fournir aux pouvoirs publics et autres décideurs les outils nécessaires à l'évaluation des risques liés à ces expositions. L'Afsset, qui assure la coordination scientifique et technique de l'ORP ainsi que le financement des travaux conduits, incite tout organisme disposant de données sur les pesticides à lui communiquer ces informations afin d'enrichir ce nouvel outil mis à jour en permanence.

Niveaux d'exposition

La revue de Bouvier répertorie 36 études de biosurveillance en population générale, relatives à des dosages de métabolites urinaires d'insecticides, publiées ces 20 dernières années (Bouvier et coll., 2005). La plupart des équipes ont mesuré les alkylphosphates urinaires, plus rarement d'autres métabolites d'organophosphorés tels que le 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (TCPy), métabolite du chlorpyrifos, insecticide beaucoup utilisé notamment aux États-Unis. Les métabolites de pyréthriinoïdes et de carbamates anticholinestérasiques ont également été dosés dans un petit nombre d'études.

À ce jour, une seule étude française a permis d'estimer l'imprégnation globale aux pesticides dans la population générale. Ce travail de thèse a permis de renseigner l'exposition d'une population de 130 enfants franciliens âgés de 6-7 ans, à certains insecticides organophosphorés en dosant les alkylphosphates dans les urines. Des dosages dans l'air intérieur, les poussières du sol et sur les mains des sujets ont été effectués en parallèle (Bouvier, 2005). Des mesures effectuées chez quelques sujets adultes mettent en évidence une exposition non professionnelle non négligeable (Bouvier et coll., 2006).

Aux États-Unis, l'étude Nhanes (*National Health and Nutrition Examination Study*) pilotée par le *National Center for Health Statistics* du CDC (*Centers for Disease Control and Prevention*) est destinée à collecter des informations sur l'état de santé et le statut nutritionnel de la population américaine. Le *National Report on Human Exposures to Environmental Chemicals* fournit à intervalles réguliers des données de surveillance biologique à partir d'un échantillon aléatoire de sujets participant à l'étude. Parmi ceux-ci, les métabolites de contaminants ou le contaminant inchangé appartenant à différentes classes de pesticides : insecticides organochlorés, organophosphorés, pyréthriinoïdes, certains herbicides ont été mesurés dans le sang et les urines. Le troisième rapport 2001-2002 présente ainsi les données d'analyse de 148 contaminants environnementaux (CDC, 2005).

En Europe, la *German Environmental Survey* est une étude transversale menée à grande échelle sur un échantillon de la population générale allemande, stratifié sur le sexe, l'âge et le lieu de résidence. La première étude mise en place en 1985-1986 a été reconduite en 1990-1991 et en 1998 (Becker et coll., 2002 et 2003). GerES IV (2003-2006) s'intéresse aux enfants et couple des dosages environnementaux aux dosages urinaires des alkylphosphates et métabolites de pyréthrinoides (Becker et coll., 2006).

En France, les niveaux d'exposition de la population générale aux pesticides restent très mal connus. C'est en s'inspirant des expériences à l'étranger que l'enquête nationale nutrition santé (ENNS) est en cours de réalisation, basée sur un échantillon de 4 000 adultes et 2 000 enfants représentatif de la population vivant en France métropolitaine en 2006. Elle prévoit l'estimation de l'imprégnation aux métaux lourds et aux pesticides, ainsi que les grands facteurs associés à cette exposition, sur un sous-échantillon de 500 adultes.

Déterminants de l'exposition

Les mesurages réalisés dans les différents médias en France relèvent essentiellement du contrôle, dont le but est de protéger le consommateur en repérant les dépassements par rapport à la réglementation. Ceux-ci ne peuvent donc constituer en l'état une source de données pour alimenter un système de surveillance ou estimer l'exposition de la population française aux pesticides.

Récemment la communauté scientifique s'est intéressée aux déterminants de l'exposition chez les populations non professionnelles. Ces études combinent des approches par mesures micro-environnementales et biologiques pour déterminer les contributions respectives des différentes voies et sources d'exposition dans l'exposition globale. D'autres études ont documenté l'exposition à l'aide de questionnaires (résidence, profession, présence d'animaux domestiques, entretien d'un jardin).

Dans l'étude NHEXAS (*National Human Exposure Assessment Survey*), menée dans plusieurs États américains (Arizona, Maryland, Minnesota), l'alimentation semble le principal vecteur de l'insecticide chlorpyrifos mais la fréquentation d'autres lieux que le domicile tels que le lieu de travail ou l'école pourraient contribuer de façon significative à l'exposition (Robertson et coll., 1999 ; Egeghy et coll., 2005).

La plupart des autres études multivoies concernent l'enfant. Leurs résultats restent encore contradictoires, notamment en fonction des méthodes utilisées, et dépendent beaucoup des substances considérées. La revue récente de 36 études de biosurveillance en population générale indique également que les contributions respectives des différentes sources sont très difficiles à déterminer (Bouvier et coll., 2005).

L'alimentation, bien que souvent présentée comme le contributeur majoritaire de l'exposition aux pesticides, ne semble pas directement corrélée aux

concentrations dans les milieux biologiques. Concernant les organophosphorés, l'étude GeRES met en évidence une influence de la consommation de jus de fruit et de fruits frais sur la concentration urinaire en métabolites (Becker et coll., 2006). Dans l'étude française, les concentrations d'organophosphorés dans l'air et sur les mains étaient corrélées entre elles mais pas avec les métabolites urinaires, soulignant probablement l'influence importante de l'alimentation non prise en compte dans cette étude (Bouvier et coll., 2006). En revanche, si dans deux études américaines, l'apport théorique calculé grâce à la mesure des résidus dans les repas dupliqués était plus important que celui des autres voies, ce sont les concentrations dans l'air intérieur ou personnel qui étaient significativement corrélées à l'excrétion urinaire des métabolites des pesticides (Andrew et coll., 2003 ; Morgan et coll., 2005). Dans l'étude de l'US *Environmental Protection Agency* (US EPA) alors que l'ingestion de TCP y compterait pour 30 % du TCP urinaire si celui-ci était supposé entièrement absorbé, aucune corrélation n'est observée entre ce paramètre calculé en ng/kg/j et les concentrations urinaires de TCP. Ceci pourrait s'expliquer par une faible absorption ou une métabolisation en d'autres produits non mesurés ici. Cette étude souligne également l'importance potentielle d'une exposition par ingestion ou dermale à partir des surfaces contaminées (Morgan et coll., 2005).

Le fait de résider à côté de jardins ou de champs a pu également être associé à des concentrations urinaires de métabolites plus élevées, mais de façon inconstante selon les études. Dans certaines études, le fait de vivre en zone urbaine était au contraire associé à une plus grande imprégnation (Becker et coll., 2006). Des voies d'exposition différentes sont également probables entre les urbains et les ruraux (Fenske et coll., 2005). Enfin, une influence majoritaire de l'air extérieur est suggérée pour certains pesticides comme l'herbicide atrazine, dont les concentrations dans l'air personnel et extérieur sont fortement corrélées (Andrew et coll., 2003).

La saison estivale, en particulier pour les organophosphorés, est également un facteur en faveur d'une plus grande exposition (Bradman et Whyatt, 2005 ; Becker et coll., 2006).

Une dernière hypothèse consiste à évaluer l'influence des usages domestiques sur la contamination interne. L'utilisation d'insecticides au domicile ou le fait d'avoir des animaux domestiques a ainsi été associée à l'exposition pour les pyréthrinoides mais pas pour les organophosphorés (Andrew et coll., 2003 ; Becker et coll., 2006). Une étude française s'intéressant aux utilisations domestiques des pesticides dans 2 281 foyers indique que 80 % d'entre eux ont déclaré stocker un ou plusieurs pesticides dans leur domicile, notamment des pyréthrinoides et des organophosphorés. Leur présence dans le logement dépend essentiellement de quatre facteurs : le type de logement, le caractère locatif, la présence d'un jardin et d'animaux domestiques (Lecomte et Auburtin, 2006 ; Lecomte et coll., 2006). Les corrélations mises

en évidence dans certaines études entre concentrations urinaires de pyréth-rinoïdes, peu volatiles, et concentrations dans les poussières viennent conforter l'hypothèse que la contamination interne semble liée aux usages domestiques (Becker et coll., 2006).

Il reste donc beaucoup à comprendre sur les facteurs influençant l'exposition de la population aux pesticides. Le développement de méthodes d'estimation de l'exposition des particuliers aux pesticides sera un enjeu majeur, indispensable à la réalisation des futures études épidémiologiques.

Conclusions concernant les pesticides

Les données disponibles au niveau de l'ensemble des réseaux de suivis existants témoignent d'une contamination probablement généralisée et récurrente, voire chronique, des eaux, de l'air et du sol dans la plupart des régions françaises, mais également européennes. Cependant, les données actuellement disponibles ne permettent pas une évaluation objective du niveau, de la variabilité et de l'évolution de la contamination des différents milieux. En effet, de nombreuses limites affectent ces données (Aubertot et coll., 2005) :

- les réseaux d'observation présentent une couverture partielle et biaisée des espaces concernés ;
- les stratégies spatiales et temporelles d'échantillonnage sont très hétérogènes d'un réseau à un autre ;
- la liste des substances recherchées est limitée, tant à cause de problèmes méthodologiques du point de vue de l'analyse que des coûts induits ;
- les principes d'interprétation des données acquises sont insuffisamment développés et ils ne font pas l'objet d'un consensus clair entre les spécialistes concernés ;
- il subsiste des problèmes méthodologiques importants pour la quantification des concentrations en pesticides dans les différentes phases de l'environnement.

La connaissance de la contamination des milieux n'est pas une information suffisante à elle seule pour autoriser une évaluation des impacts biologiques. En effet, il est nécessaire d'y adjoindre la connaissance des niveaux pour lesquels les impacts seront susceptibles de se produire. Malheureusement, ces seuils ou les relations doses-réponses sont mal cernés. Ainsi, l'analyse des résultats en terme d'impact écotoxicologique potentiel ne prend pas en compte les interactions toxicologiques possibles entre les substances (effet additif, antagoniste ou synergique). Il n'est pas possible d'exclure que deux substances qui interagissent puissent exercer des effets lorsqu'elles sont présentes simultanément dans un même milieu à des concentrations inférieures à leurs seuils d'effet spécifiques. Au total, on assiste donc à la fixation de seuils de qualité « universels », dont la définition ne repose pas sur l'évaluation des

risques d'impact d'une substance donnée, mais sur d'autres considérations comme par exemple les limites de performances des méthodes d'analyse chimique. La mise en place de réseaux de suivi des impacts couplés aux réseaux de suivi de la contamination de l'environnement serait donc hautement souhaitable. Les réseaux existants de suivi des impacts sont extrêmement limités en nombre et très spécifiques, ne concernant essentiellement que la faune sauvage et l'abeille domestique.

L'une des attentes fortes vis-à-vis des données relatives à l'état de contamination de l'environnement est la possibilité d'identifier l'origine de cette contamination et de caractériser le contexte dans lequel elle s'est produite afin de pouvoir agir à l'amont en vue de la limiter, voire de la supprimer. Mais l'état actuel des informations disponibles sur les pratiques agricoles et l'utilisation des produits phytosanitaires aux échelles régionales ou infra-régionales, rend difficile la recherche des sources de contamination.

Données relatives aux dioxines et PCB

Le terme « dioxines » regroupe une famille de molécules comportant des milliers de composés organiques structuralement voisins, chaque famille comportant des halogènes (chlore et/ou brome) dont la position et le nombre varient (figure 52.5). On peut citer les « dioxines » (poly[chloro- ou bromo-]dibenzo-p-dioxines), les furanes (poly[chloro- ou bromo-]dibenzofuranes), les PCB et PBB (poly[chloro- ou bromo-]biphényles) qui sont les plus connues, mais il en existe de nombreuses autres. Ces molécules sont toutes en principe formées lors de processus de combustion, y compris naturels. Seuls les PCB, les polychloroterphényles (PCT) et les analogues bromés des PCB en particulier les polybromodiphényléthers (PBDE) ont fait l'objet d'applications industrielles et de productions parfois massives (Bard, 1993). On regroupe ces familles sous l'appellation générique d'hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés (HAPH).

La 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD), aussi appelée dioxine ou « dioxine de Seveso » est le congénère de référence, en premier lieu car c'est le plus toxique et ensuite parce que c'est ce composé qui est le mieux documenté dans la littérature.

Bon nombre de ces composés, en particulier la TCDD, si ce n'est la totalité, sont formés lors des processus de combustion. De ce fait, indépendamment de leur production anthropogénique, il y a un certain niveau naturel d'exposition. On a ainsi trouvé des dioxines dans des argiles datant de l'ère tertiaire (Green et coll., 2004). Les immissions de dioxines dans l'environnement ont considérablement décliné depuis quelques années, en raison de réglementations de plus en plus strictes sur les émissions de sources industrielles (figure 52.6), des incinérateurs d'ordures ménagères notamment.

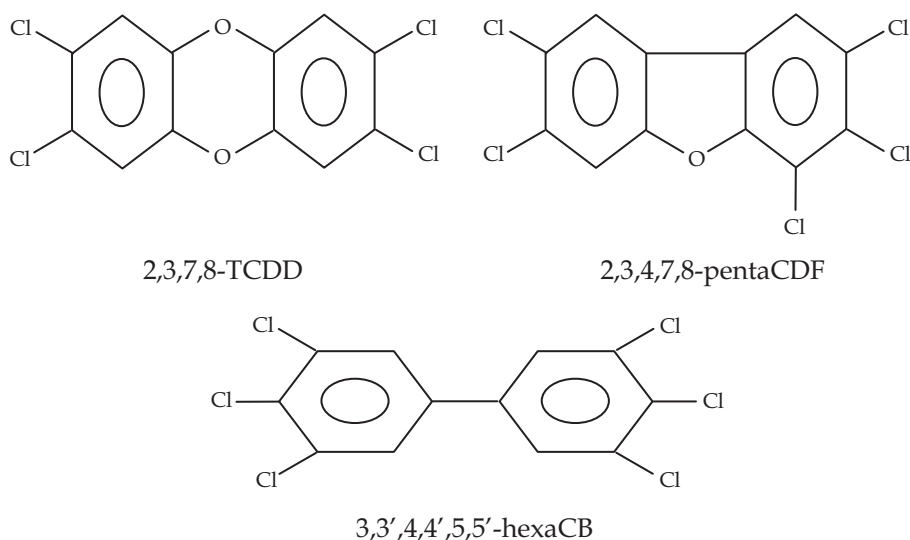


Figure 52.5 : Schéma des isomères de PCDD (2,3,7,8-TCDD ou « dioxine de Seveso »), de PCDF et de PCB les plus toxiques

PCDD : polychlorodibenzo-p-dioxines ; PCDF : polychlorodibenzofuranes

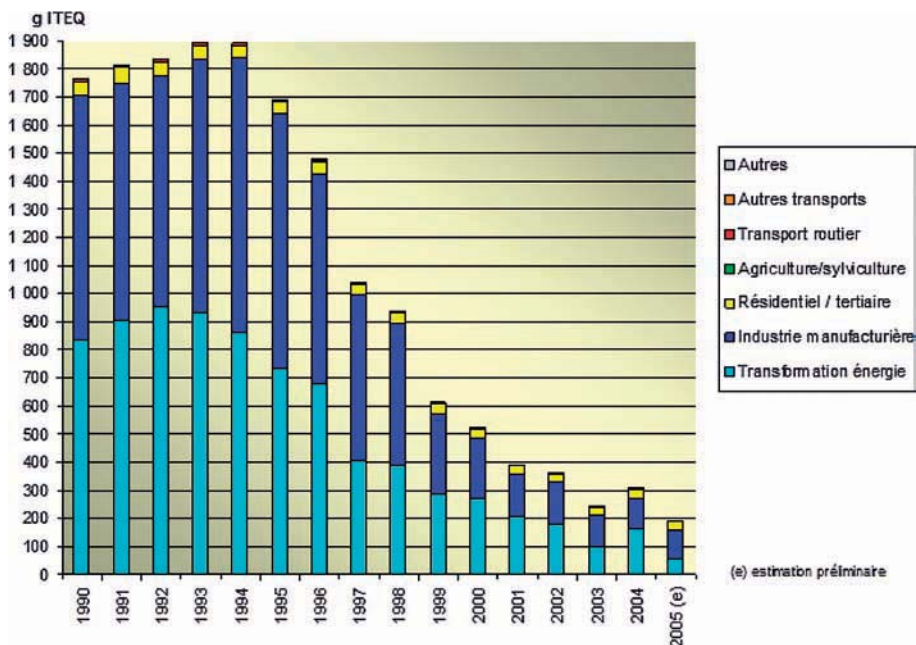


Figure 52.6 : Données d'émission des dioxines et furanes dans l'air en France métropolitaine (Source Citepa : www.citepa.org)

On retrouve ces composés toujours associés dans n'importe quelle matrice, environnementale ou biologique. Sauf rares exceptions, les données toxicologiques et épidémiologiques disponibles portent sur quelques composés des trois familles PCDD, PCDF et PCB, dont il est admis qu'elles comportent les congénères les plus toxiques. Il s'agit en pratique de 17 congénères de polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et polychlorodibenzofuranes (PCDF) et de 12 PCB dits « *dioxin-like* » (DL-PCB), choisis sur la base d'un ensemble de critères (tableau 52.V) par des comités d'experts internationaux rassemblés par exemple à l'initiative de l'OMS.

On estime pour chacun des congénères pris en compte un coefficient de toxicité (*Toxicity Equivalence Factor* ou TEF) qui représente une fraction de la toxicité de la molécule de référence, la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine à laquelle est attribuée la valeur 1 :

$$\text{TEF} = \text{toxicité congénère} / \text{toxicité TCDD}$$

Les TEF sont ensuite intégrés dans un indice global de toxicité, le *Toxic Equivalent Quantity* (TEQ), d'un milieu quelconque (purement environnemental, comme l'air ou le sol, ou bien biologique, par exemple le sang, les graisses...) contaminé par les HAPH, selon la formule suivante :

$$\text{TEQ (Équivalent Toxique)} = \sum_i \text{TEF}_i * C_i$$

où TEF_i et C_i sont respectivement le TEF et la concentration du congénère i contenu dans le mélange (Van den Berg, 1998).

Cette approche suppose une additivité des effets, qui n'est pas toujours vérifiée (Vidy et Bard 2003 ; Van den Berg, 2006).

Tableau 52.V : Critères d'inclusion des molécules dans l'approche TEF (*Toxicity Equivalent Factor*) (Van den Berg, 1998)

Structure chimique proche des PCDD/F
 Liaison au récepteur d'aryl d'hydrocarbure (Ah)
 Induction, via cette liaison à Ah, de réponses biochimiques et toxiques similaires aux PCDD/F
 Propriétés de persistance et de bioaccumulation

L'estimation des TEF est le résultat d'une discussion des données disponibles, en général issues d'expérimentations *in vivo* ou *in vitro*. Le résultat est un outil commode d'estimation de la toxicité, mais qui ne saurait être considéré comme parfaitement fondé sur le plan scientifique (Vidy et Bard, 2003 ; Starr, 1999). En particulier, l'usage de TEFs élaborés essentiellement sur la base de données aiguës ou *in vitro* pour classer le risque de cancer repose sur des bases scientifiques incertaines, quoique certains travaux récents montrent expérimentalement une adéquation de cette approche *in vivo* (Walker et

coll., 2005). Quoi qu'il en soit, la pratique actuelle est d'utiliser les TEF produits sous l'égide de l'OMS (tableau 52.VI) et de calculer sur cette base le TEQ_{WHO} qui inclut les DL-PCB.

Tableau 52.VI : Valeurs des facteurs d'équivalence de toxicité (TEF) proposées par l'OMS en 1998 et 2005 (d'après Van den Berg, 1998 et 2006). La numérotation des PCB est celle de l'IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*)

Congénère	TEF		Congénère	TEF	
	1998	2005		1998	2005
Dibenzo-<i>p</i>-dioxines			Non-ortho PCBs		
2,3,7,8-TCDD	1	1	PCB 77	0,0001	0,0001
1,2,3,7,8-PnCDD	1	1	PCB 81	0,0001	0,0003
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	PCB 126	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	PCB 169	0,01	0,03
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	Mono-ortho PCBs		
OCDD	0,0001	0,0003	PCB 105	0,0001	0,00003
			PCB 114	0,0005	0,00003
Dibenzofuranes			PCB 118	0,0001	0,00003
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	PCB 123	0,0001	0,00003
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,03	PCB 156	0,0005	0,00003
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,3	PCB 157	0,0005	0,00003
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	PCB 167	0,00001	0,00003
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	PCB 189	0,0001	0,00003
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1			
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01			
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01			
OCDF	0,0001	0,0003			

Les changements apportés aux valeurs des TEFs par les experts de l'OMS (Van den Berg, 2006) devraient avoir pour effet de minorer les expositions exprimées en TEQ. D'après les auteurs et en fonction des matrices, cette diminution s'échelonnerait entre 10 et près de 50 %.

La pression de vapeur des HAPH est très faible, ils sont très peu solubles dans l'eau mais sont en revanche lipophiles (Inserm, 2000). Par ailleurs, ces composés sont très stables et résistants à la dégradation abiotique comme biotique, ils sont donc très persistants dans l'environnement. Ils s'adsorbent fortement sur les particules à contenu organique. Ces caractéristiques physico-chimiques des HAPH expliquent les voies d'exposition des populations

humaines à ces composés et leur ampleur relative : pour la population générale, l'ingestion d'aliments représente 90 à 98 % de l'exposition, les autres voies possibles étant l'inhalation (probablement plus sous forme particulaire que gazeuse) et le transfert transcutané. Au total, la médiane des expositions aux dioxines (PCDD/F en TEQ_{WHO}) par voie alimentaire se situe en 2005 en deçà de 0,5 pg/kg de poids corporel et par jour, le 95^e percentile d'exposition se situant approximativement à 2 fois la médiane (Afssa, 2005). Si l'on prend en compte les seules PCDD/F, l'exposition a décru de 60 % depuis 1999, en cohérence avec la diminution des émissions (figure 52.6). Si l'on inclut dans ces niveaux d'expositions les PCB dits « *dioxin-like* », ce qui reste discutable en matière de risque cancérigène, les expositions moyennes sont de 1,8 pg/kg de poids corporel et par jour et le 95^e percentile d'exposition s'élève à 3,9 pg/kg de poids corporel et par jour.

L'étude Inca1 ne permet pas d'évaluer les expositions actuelles des enfants de moins de 3 ans. Le tableau 52.VII montre les estimations d'exposition par tranches d'âge. La surexposition relative des enfants s'explique par une consommation alimentaire plus importante sur la base du poids corporel.

Tableau 52.VII : Estimation de l'exposition journalière aux PCDD/F, avec et sans contribution des PCB « *dioxin-like* » (PCB-DL), pour les adultes et les enfants (d'après Afssa, 2005)

Population	Exposition totale en pg TEQ_{OMS98} /kg de poids corporel par jour				
	Moyenne	Médiane	Écart-type	Percentile 95	% contribution
Adultes	1,8	1,5	1,1	3,9	
PCDD/F	0,5	0,5	0,3	1,1	30,6
PCB-DL	1,2	1,0	0,8	2,8	69,4
Enfants	2,8	2,4	1,6	6,0	
PCDD/F	0,9	0,8	0,4	1,8	31,8
PCB-DL	1,9	1,6	1,1	4,2	68,2

Dans son évaluation précédente en 2000 (Afssa, 2000), l'Afssa a estimé, les expositions des enfants de moins de 19 mois, sur la base de l'enquête alimentaire Alliance7 citée plus haut (Boggio et coll., 1999). Les résultats sont présentés au tableau 52.VIII. Ils indiquent en premier lieu que les enfants allaités sont particulièrement exposés par comparaison notamment avec les nourrissons alimentés par laits « infantiles ». Les auteurs du rapport soulignent que cette surexposition importante représente 4 % de la dose reçue sur la vie entière ; or les effets toxiques de la dioxine résultent d'une exposition chronique. Le rapport indique d'autre part que l'effet bénéfique de l'allaitement doit être mis en regard de la surexposition. Enfin, il est très

vraisemblable que les valeurs actuelles d'exposition pour les moins de 19 mois soient en décroissance, à proportion de ce qui est observé pour les autres tranches d'âge.

Tableau 52.VIII : Estimation pour l'année 2000 de l'exposition quotidienne moyenne aux PCDD/Fs (pg TEQ_{OMS98}) des enfants de moins de 19 mois allaités et nourris par laits maternisés (d'après Afssa, 2000)

Exposition quotidienne moyenne aux PCDD/Fs (pg TEQ _{OMS98} /kg de poids corporel par jour)		
Population	Allaités (n)	Nourris au lait maternisé (n)
1 à 3 mois	83,24 (67)	2,11 (67)
7 mois	27,53 (61)	1,60 (61)
13-18 mois	3,16 (78)	2,50 (78)

Les populations vivant à proximité d'un site industriel émetteur de dioxines pourraient présenter une certaine surimprégnation à ces composés, mais les données disponibles ne sont pas convergentes (Comité de la prévention et de la précaution, 2004). Il faut en tout état de cause que certaines conditions soient réunies pour qu'une telle surimprégnation soit observable : les émissions doivent avoir été suffisamment importantes, les personnes exposées doivent se nourrir de façon importante à partir de leurs élevages ou productions végétales alimentaires exposés, et ces sujets doivent avoir résidé suffisamment longtemps dans la zone contaminée.

Enfin, de nombreux transformateurs électriques contenant des PCB n'ont pas été détruits. Ces PCB peuvent être contaminés par les PCDF. L'affaire du « poulet belge » en 1998 montre que ces PCB contaminés par les PCDF peuvent se retrouver dans la chaîne alimentaire (Bernard et coll., 2002), quoique les conséquences sur la santé des consommateurs de ces poulets ne soient pas évidentes (Inserm, 2000 ; Bernard et Fierens, 2002).

BIBLIOGRAPHIE

ADEME, FÉDÉRATION ATMO. Atlas de la surveillance de la qualité de l'air en France au 30 septembre 2002. Ademe, Paris, 2002, 78p

AGENCE FRANÇAISE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DES ALIMENTS (AFSSA). Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française. Maisons-Alfort, Afssa, 2000 : 45 <http://www.afssa.fr/ftp/afssa/basedoc/Dioxines2bis.pdf>

AGENCE FRANÇAISE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DES ALIMENTS (AFSSA). Dioxines, furanes et PCB de type dioxine : évaluation de l'exposition de la population française. Maisons-Alfort, Afssa, 2005 : 57

ANDERSEN I, BERGE SR, RESMANN F. Speciation of airborne dust from a nickel refinery roasting operation. *Analyst* 1998, **123** : 687-689

ANDREW CC, PELLIZZARI ED, WHITMORE RW, QUACKENBOSS JJ, ADGATE J, SEFTON K. Distributions, associations, and partial aggregate exposure of pesticides and polynuclear aromatic hydrocarbons in the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003, **13** : 100-111

AUBERTOT JN, BARBIER JM, CARPENTIER A, GRIL JJ, GUICHARD L, et coll. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France), 2005

BAARS A, THEELEN R, JANSSEN P, HESSE J, VAN APELDOORN M, et coll. Re-evaluation of human toxicological maximum permissible levels. NL, RIVM (NL National Institute of Public Health and the Environment), Bilthoven, 2001

BALLOY G, HERAULT S, ISRAEL R, ROBIN A, SAOUT C, TRACOL R. Les pesticides dans l'eau potable 2001-2003. Ministère de la santé et des solidarités, juillet 2005, 75p

BARD D. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés présents dans l'environnement. I - Les sources. *Pollution Atmosphérique* 1993, **137** : 101-113

BECKER K, KAUS S, KRAUSE C, LEPOM P, SCHULZ C, et coll. German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in blood of the German population. *Int J Hyg Environ Health* 2002, **205** : 297-308

BECKER K, SCHULZ C, KAUS S, SEIWERT M, SEIFERT B. German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in the urine of the German population. *Int J Hyg Environ Health* 2003, **206** : 15-24

BECKER K, SEIWERT M, ANGERER J, KOLOSSA-GEHRING M, HOPPE HW, et coll. GerES IV pilot study: assessment of the exposure of German children to organophosphorus and pyrethroid pesticides. *Int J Hyg Environ Health* 2006, **209** : 221-233

BEDOS C, CELLIER P, CALVET R, BARRIUSO E. Occurrence of pesticides in the atmosphere. *Agronomie* 2002, **22** : 35-49

BERNARD A, FIERENS S. The Belgian PCB/dioxin incident: analysis of the food chain contamination and health risk evaluation. *Environ Res* 2002, **88** : 1-18

BESSO A, NYBER FG, PERSHAGEN G. Air pollution and lung cancer mortality in the vicinity of a nonferrous metal smelter in Sweden. *Int J Cancer* 2003, **107** : 448-452

BIGGERI A, PASETTO R, BELLI S, BRUNO C, DI MARIA G, et coll. Mortality from chronic obstructive pulmonary disease and pleural mesothelioma in an area contaminated by natural fiber (fluoro-edenite). *Scand J Work Environ Health* 2004, **30** : 249-252

BOGGIO V, GROSSIORD A, GUYON S, FUCHS F, FANTINO M. Food consumption of infants and young children in France in 1997. *Arch Pediatr* 1999, **6** : 740-747

BOUVIER G. Évaluation de l'exposition aux biocides de la population dans l'environnement : cas particulier des insecticides organophosphorés. Faculté des sciences pharmaceutiques et biologiques, Université René Descartes, Paris 5, 2005

BOUVIER G, SETA N, VIGOUROUX-VILLARD A, BLANCHARD O, MOMAS I. Insecticide urinary metabolites in nonoccupationally exposed populations. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2005, 8 : 485-512

BOUVIER G, BLANCHARD O, MOMAS I, SETA N. Environmental and biological monitoring of exposure to organophosphorus pesticides: Application to occupationally and non-occupationally exposed adult populations. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2006, 16 : 417-426

BRADMAN A, WHYATT RM. Characterizing exposures to nonpersistent pesticides during pregnancy and early childhood in the National Children's Study: a review of monitoring and measurement methodologies. *Environ Health Perspect* 2005, 113 : 1092-1099

BRIAND O. Influence des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles sur les variations spatio-temporelles des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides. Thèse Rennes 1, 2003 : 297p

BRÜSKE-HOHLFELD I, ROSARIO AS, WÖLKE G, HEINRICH J, KREUZER M, et coll. Lung cancer risk among former uranium miners of the WISMUT Company in Germany. *Health Phys* 2006, 90 : 208-216

CARDILE V, RENIS M, SCIFO C, LOMBARDO L, GULINO R, et coll. Behaviour of the new asbestos amphibole fluor-edenite in different lung cell systems. *Int J Biochem Cell Biol* 2004, 36 : 849-860

CDC. Third national Report on Human Exposures to Environmental Chemicals. www.cdc.gov/exposurereport/ 2005

CEC. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (2002)

CHEN W, YANG J, CHEN J, BRUCH J. Exposures to silica mixed dust and cohort mortality study in tin mines: exposure-response analysis and risk assessment of lung cancer. *Am J Ind Med* 2006, 49 : 67-76

CNRS-CNERNA. Apports nutritionnels recommandés. Lavoisier, Paris, 2001

COIGNARD F, LORENTE C. Exposition aérienne aux pesticides des populations à proximité de zones agricoles, Bilan et perspectives du programme régional inter-Cire. InVs, Saint-Maurice, 2006

COMITÉ DE LA PRÉVENTION ET DE LA PRÉCAUTION. Les incinérateurs d'ordures ménagères : quels risques ? Quelles politiques ? Paris, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, 2004 : 54

DE SNOO GR, SCHEIDDEGGER NMI, DE JONG FMW. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pesticide Science* 1999, 55 : 47-54

DDASS DE HAUTE-CORSE. Mesures de la teneur de l'air en fibres d'amiante d'origine environnementale dans un échantillon de communes du département de la Haute-Corse. Rapport des campagnes 2001, 2002 et 2003. 2004

DONDON MG, DE VATHAIRE F, QUÉNEL P, FRÉRY N. Cancer mortality during the 1968-1994 period in a mining area in France. *Eur J Cancer Prev* 2005, **14** : 297-301

DUBUS IG, HOLLIS JM, BROWN CD. Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution* 2000, **110** : 331-344

DUNNICK JK, ELWELL MR, RADOVSKY AE, BENSON JM, HAHN FF, et coll. Comparative carcinogenic effects of nickel subsulfide, nickel oxide, or nickel sulfate hexahydrate chronic exposures in the lung. *Cancer Res* 1995, **55** : 5251-5216

DUYZER JH. Atmospheric deposition of pesticides, PAHs and PCBs in the Netherlands. R2003/255, TNO Environment, Energy and Process Innovation. 2003

EGEGHY PP, QUACKENBOSS JJ, CATLIN S, RYAN PB. Determinants of temporal variability in NHEXAS-Maryland environmental concentrations, exposures, and biomarkers. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2005, **15** : 388-397

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY-SCIENTIFIC PANEL ON CONTAMINANTS IN THE FOOD CHAIN. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to arsenic as undesirable substance in animal feed. Question N° EFSA-Q-2003-031. *EFSA Journal* 2005, **180** : 1-35

FENSKE RA, LU C, CURL CL, SHIRAI JH, KISSEL JC. Biologic monitoring to characterize organophosphorus pesticide exposure among children and workers: an analysis of recent studies in Washington State. *Environ Health Perspect* 2005, **113** : 1651-1657

GREEN NJ, HASSANIN A, JOHNSTON AE, JONES KC. Observations on historical, contemporary, and natural PCDD/Fs. *Environ Sci Technol* 2004, **38** : 715-723

HABER LT, ERDREICHT L, DIAMOND GL, MAIER AM, RATNEY R, et coll. Hazard identification and dose response of inhaled nickel-soluble salts. *Regul Toxicol Pharmacol* 2000, **31** : 210-230

IARC (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER). Chromium, Nickel and Welding. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon, France, IARC, 1997 : 49

INSERM. Dioxines dans l'environnement : quels risques pour la santé ? Collection Expertise collective, Éditions Inserm, Paris, 2000

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE (INVS). Exposition chronique à l'arsenic hydrique et risques pour la santé. Bilan des données épidémiologiques, 2002

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE (INVS). Évaluation quantitative des risques sanitaires en Auvergne. Saint Maurice, InVS, 2003 : 108p

INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT (IFEN). Les pesticides dans les eaux-Collecte et traitement des données. Études et Travaux n°19, Institut Français de l'Environnement, Orléans, 1998

INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT (IFEN). Les pesticides dans les eaux. Sixième bilan annuel. Données 2002. Études et Travaux n°42. Institut Français de l'Environnement, Orléans, 2004

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans 1993, **58** : 41-117

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). Arsenic and arsenic compounds (second edition). Environmental Health Criteria. Geneva, World Health Organization, 2001 : 521

JOURNAL OFFICIEL. JO n° 5 du 6 janvier 2006. Loi d'orientation agricole. JO 2006 : 229

KARJALAINEN S, KERTTULA R, PUKKALA E. Cancer risk among workers at a copper/nickel smelter and nickel refinery in Finland. *Int Arch Occup Environ Health* 1992, **63** : 547-551

KREUZER M, GROSCHE B, BRACHNER A, MARTIGNONI K, SCHNELZER M, et coll. The German uranium miners cohort study: feasibility and first results. *Radiat Res* 1999, **152** (suppl 6) : S56-S58

KREUZER M, POHLABELN H, AHRENS W, KREIENBROCK L, BRÜSKE-HOHLFELD I, et coll. Occupational risk factors for lung cancer among young men. *Scand J Work Environ Health* 1999, **25** : 422-429

KREUZER M, BRACHNER A, MARTIGNONI K, WICHMANN HE, GROSCHE B. Characteristics of the German uranium miners cohort study. *Health Phys* 2002, **83** : 26-34

LEBLANC JC, MALMAURET L, GUÉRIN T, BORDET F, BOURSIER B, VERGER P. Estimation of the dietary intake of pesticide residues, lead, cadmium, arsenic and radionuclides in France. *Food Addit Contam* 2000, **17** : 925-932

LEBLANC JC, GUERIN T, NOEL L, CALAMASSI-TRAN G, VOLATIER JL, VERGER P. Dietary exposure estimates of 18 elements from the 1st French Total Diet Study. *Food Addit Contam* 2005, **22** : 624-641

LECOMTE J, AUBURTIN G. Residential exposure assessment to households pesticides based on usage analysis. Conférence internationale d'épidémiologie et d'exposition environnementale, Paris, 2006

LECOMTE J, MOREAU J, AUBURTIN G. Health/environmental risks perception and attitude towards households pesticides products. Conférence internationale d'épidémiologie et d'exposition environnementale, Paris, 2006

LEE S, MCLAUGHLIN R, HARNLY M, GUNIER R, KREUTZER R. Community Exposures to Airborne Agricultural Pesticides in California: Ranking of Inhalation Risks. *Environ Health Perspect* 2002, **110** : 1175-1184

MILLET M, WORTHAM H, SANUSI A, MIRABEL P. Atmospheric Contamination by Pesticides: Determination in the Liquid, Gaseous and Particulate Phases. *Environmental Science and Pollution Research* 1997, **4** : 172-180

MORGAN MK, SHELDON LS, CROGHAN CW, JONES PA, ROBERTSON GL, et coll. Exposures of preschool children to chlorpyrifos and its degradation product 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in their everyday environments. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2005, **15** : 297-309

NESTLE FO, SPEIDEL H, SPEIDEL MO. Metallurgy: high nickel release from 1- and 2-euro coins. *Nature* 2002, **419** : 132

PROCTOR DM, OTANI JM, FINLEY BL, PAUSTENBACH DJ, BLAND JA, et coll. Is hexavalent chromium carcinogenic via ingestion? A weight-of-evidence review. *J Toxicol Environ Health A* 2002, **65** : 701-746

ROBERTSON GL, LEBOWITZ MD, O'ROURKE MK, GORDON S, MOSCHANDREAS D. The National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) study in Arizona-introduction and preliminary results. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1999, **9** : 427-434

ROUSSEAU P, CLÉMENT M, SEUX R, BRIAND O. Dix ans de mesure des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides en France. XXXIVe Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP), 2004

SCHEYER A, GRAEFF C, MORVILLE S, MIRABEL P, MILLET M. Analysis of some organochlorine pesticides in an urban atmosphere (Strasbourg, east of France). *Chemosphere* 2005, **58** : 1517-1524

SEQ-EAU. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau : SEQ EAU, principes généraux. Études des Agences de l'Eau n°64, 2000

STARR TB. Significant issues raised by meta-analyses of cancer mortality and dioxin exposure. *Environ Health Perspect* 2003, **111** : 1443-1447

STARR TB, GREENLEE WF, NEAL RA, POLAND A, SUTTER TR. The trouble with TEFs. *Environ Health Perspect* 1999, **107** : A492-A493

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US-EPA). 1996 modeled ambient concentration for nickel compounds. Environmental Protection Agency, Washington, DC, US, 2003

VAN DEN BERG M, BIRNBAUM L, BOSVELD ATC, BRUNSTROM B, COOK P, et coll. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. *Environ Health Perspect* 1998, **106** : 775-792

VAN DEN BERG M, BIRNBAUM LS, DENISON M, DE VITO M, FARLAND W, et coll. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci* 2006, **93** : 223-241

VIDY A, BARD D. Influence de la valeur des Facteurs d'Equivalence de Toxicité (TEF) sur les estimations d'exposition de la population générale et impact décisionnel. *Environnement risques & santé* 2003, **3** : 159-167

VINCENT JB. Recent advances in the nutritional biochemistry of trivalent chromium. *Proc Nutr Soc* 2004, **63** : 41-47

VINCENT, R, GRZEBYK M, SAVARY B. Occupational exposure to beryllium in France. Recherche sur le Béryllium, Montréal, Canada, IRSST, 2005

WALKER NJ, CROCKETT PW, NYSKA A, BRIX AE, JOKINEN MP, et coll. Dose-additive carcinogenicity of a defined mixture of "dioxin-like compounds". *Environ Health Perspect* 2005, **113** : 43-48

WILLIS HH, FLORIG HK. Potential exposures and risks from beryllium-containing products. *Risk Anal* 2002, **22** : 1019-1033