

5

Chaînes alimentaires

Le comportement des dioxines dans les chaînes alimentaires joue un rôle majeur dans l'étude de l'exposition de l'homme et des animaux à ces contaminants. Comme de nombreux polluants organochlorés, notamment les hydrocarbures aromatiques polychlorés dont font également partie les polychlorobiphényles (PCB) et les insecticides organo-chlorés (DDT, lindane...), les dioxines (PCDD et PCDF) se caractérisent par une bioaccumulation importante du milieu environnemental aux êtres vivants. Surtout, les dioxines font l'objet d'un processus de bioconcentration et de bioamplification dans la chaîne alimentaire, aboutissant à des taux élevés au niveau terminal, dont l'homme fait partie.

Comment expliquer ce phénomène de bioamplification ? Il tient d'une part à deux caractéristiques physicochimiques des dioxines :

- leur forte stabilité chimique et métabolique (vis-à-vis des enzymes), qui explique leur faible dégradation dans le milieu et les organismes vivants ;
- leur forte liposolubilité ou lipophilie, due à leur caractère peu polaire, ce que traduit un coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) élevé ; cette lipophilie entraîne un passage facile des dioxines par diffusion passive à travers les membranes biologiques des êtres vivants, entre le milieu et les organismes qui y vivent (par transfert cutané ou branchial par exemple) mais aussi lors d'ingestion d'un aliment végétal ou animal, à travers la muqueuse digestive. Ce passage facile des dioxines à travers les membranes biologiques correspond à la notion de biodisponibilité élevée, propre à ces contaminants dits « biocumulatifs ».

Soulignons que, pour ces deux paramètres, stabilité et lipophilie, le nombre et la position des atomes de chlore sur les cycles benzéniques jouent un rôle important ; les comportements des divers congénères dans les chaînes alimentaires peuvent donc être relativement différents, comme nous le verrons plus loin.

Une chaîne alimentaire peut être représentée sous forme d'une pyramide dite trophique (figure 5.1) : d'un niveau à l'autre, la biomasse de chaque compartiment de la pyramide diminue fortement du fait des pertes énergétiques.

Pour un contaminant stable et biocumulatif, comme les dioxines, les concentrations augmentent de façon inversement proportionnelle à la diminution de la biomasse, aboutissant à des teneurs élevées dans les niveaux supérieurs

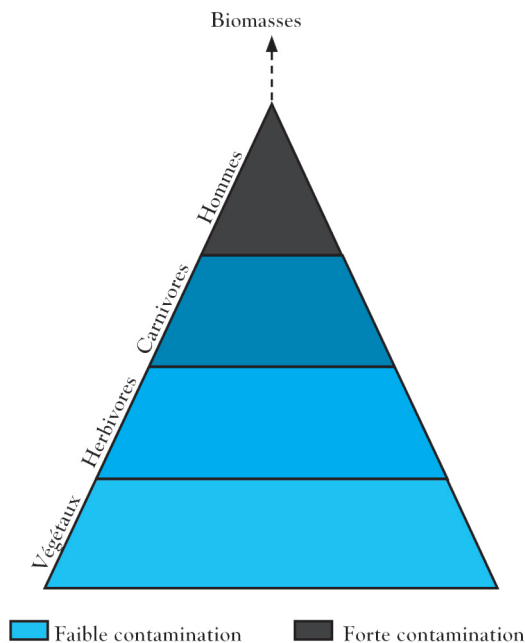


Figure 5.1 : Pyramide trophique représentant une chaîne alimentaire : les taux de contamination par les PCDD/PCDF s'accroissent d'un niveau à l'autre

(animaux prédateurs, herbivores, omnivores, homme), qui seront les plus exposés aux effets toxiques à long terme. Cette représentation est certes approximative ; en réalité, les chaînes alimentaires sont reliées sous forme de « réseaux trophiques », ce qui complique singulièrement les transferts. Par ailleurs, les espèces omnivores comme l'homme se situent en fonction de leur régime à divers niveaux des chaînes alimentaires.

Elle permet toutefois de rendre compte d'une réalité pouvant être étudiée soit sur le terrain, par l'analyse des taux de contamination à différents niveaux trophiques, soit au laboratoire dans des « écosystèmes simplifiés » ou mésocosmes, basés sur des modèles de chaînes alimentaires simples.

Ces approches s'appliquent aux chaînes alimentaires « naturelles » aquatiques ou terrestres ainsi qu'« artificielles », chaînes agro-alimentaires basées sur les espèces domestiques ; elles conduisent en particulier à déterminer les coefficients de transfert des dioxines d'un niveau à l'autre, qui varient comme on l'a vu plus haut en fonction des divers congénères. Ceci se traduira par des profils chromatographiques différents entre l'herbe et le lait de vache par exemple. Comme les taux de contamination sont exprimés le plus souvent en unités TEQ (équivalent toxique par rapport à la 2,3,7,8-TCDD), ces différences n'apparaissent pas dans les résultats globaux.

Seule la 2,3,7,8-TCDD était mesurée dans les études antérieures à 1990. Les études plus récentes prennent en compte tout ou partie des PCDD/PCDF avec souvent les PCB coplanaires, ce qui rend les résultats plus difficiles à comparer.

Taux de contamination dans les milieux aquatiques

Les chaînes aquatiques sont généralement plus longues que les chaînes terrestres. En outre, les animaux aquatiques présentent souvent une moindre aptitude à la dégradation des polluants, d'où une accumulation importante des dioxines dans les maillons terminaux.

Les valeurs des taux de contamination rapportées par diverses études de terrain considérées comme représentatives par Niimi (1994) s'étagent comme suit :

- eau : taux généralement non détectables (< à 1 pg/l), sauf OCDD (1-100 pg TEQ/l) ;
- sédiments : très variables selon la distance à la source ; 1 à 100 000 pg TEQ/g de poids sec ;
- plancton, invertébrés, poissons : 1-100 pg TEQ/g de poids frais ;
- oiseaux piscivores, mammifères marins : 10-1 000 pg TEQ/g de poids sec.

En comparaison avec les PCB, les PCDD/PCDF présentent indéniablement une moindre aptitude à la biomagnification, probablement en relation avec une biodisponibilité et surtout une stabilité plus faibles.

Bioaccumulation chez les poissons

Les tests de bioconcentration sur des poissons au laboratoire montrent des coefficients de transfert relativement faibles entre l'aliment et le poisson (Berends et coll., 1997). Les congénères octachlorés sont le plus souvent retrouvés dans l'eau et les sédiments ; ils sont présents en très faibles concentrations dans les poissons. *Contrario*, les congénères peu chlorés notamment 2,3,7,8-substitués montrent un net enrichissement chez les poissons par rapport aux sédiments (Bonn, 1998), ce qui atteste de leur plus forte biodisponibilité.

Pour la 2,3,7,8-TCDD, les facteurs de bioconcentration (BCF) entre l'eau et les poissons sont relativement élevés, de 8 000 à 80 000. Les coefficients de transfert entre proies et prédateurs oiseaux ou mammifères (c'est-à-dire le rapport de la concentration dans le prédateur sur la concentration dans la proie) peuvent être estimés à environ 24 pour les oiseaux et 20 pour les mammifères (Loonen et coll., 1995).

Les coefficients de transfert globaux de la 2,3,7,8-TCDD entre l'eau et le prédateur final sont de l'ordre de 10^5 , alors que pour les PCB, ils sont de 10^7 (Loonen et coll., 1995).

Les taux de PCDD/PCDF retrouvés en mer Baltique dans la chaîne phytoplancton-zooplancton-hareng-morue indiquent un facteur de magnification de 5 environ (Broman et coll., 1992), alors qu'il est de plusieurs centaines pour les PCB.

Les poissons marins échantillonnés sur les côtes européennes présentent des taux de 6 pg TEQ/g de poids frais en Grande-Bretagne (Startin et coll., 1990), de 20 pg TEQ/g en Allemagne (Furst et coll., 1990).

Les poissons de la mer Baltique contiennent des taux de PCDD/PCDF nettement plus élevés : hareng, 23 pg TEQ/g de poids frais ; saumon, 78 pg TEQ/g (Rappe et coll., 1987), d'où les recommandations de limiter leur consommation faites aux populations suédoises ou finnoises.

Du fait de leur exposition aux sédiments contaminés et de leur richesse en lipides, les anguilles renferment souvent des taux élevés de dioxines : 31 pg TEQ/g de poids frais dans le Rhin (Frommberger, 1991).

Les taux les plus élevés sont observés dans les grands lacs américains : 30 pg TEQ/g de poids frais dans des truites du Lac Supérieur ; 76 et 118 pg TEQ/g de poids frais dans celles des lacs Michigan et Ontario (Zacharevski et coll., 1989).

Lors d'une pollution particulière comme des rejets, en rivière, de papeterie utilisant le chlore comme agent de blanchiment, les taux de contamination chez les poissons peuvent devenir problématiques pour la consommation humaine : dans la rivière Fraser, en Colombie-Britannique, certaines espèces comme le « *mountain whitefish* » présentent des taux supérieurs à 50 pg TEQ/g de poids frais, ce qui conduit à des niveaux d'ingestion très supérieurs à 10 pg TEQ/kg de poids corporel/jour, selon l'analyse de risque effectuée (Law et Gudaitis, 1994). Ces rivières ont fait l'objet de recherches intensives par les autorités canadiennes du fait de leur richesse biologique (ce sont des voies de passage majeures des saumons du Pacifique) et de la densité de papeteries dans leur environnement : des relations ont été mises en évidence entre l'accumulation de PCDD/PCDF dans les saumons *chinook* et l'induction du CYP1A1 et de l'activité EROD (7-éthoxyrésorufin-O-dééthylase) ; mais ces relations sont probablement faussées par d'autres contaminants de type hydrocarbures aromatiques polycycliques (Addison et Wilson, 1998). Ces auteurs notent une forte diminution des taux de 2,3,7,8-TCDF, congénère le plus représentatif, de 1989 (40 pg TEQ/g de poids frais) à 1995 (< à 1 pg TEQ/g), ainsi que de l'activité EROD.

En France, des résultats récents obtenus par la Direction générale de l'alimentation (DGAL) en 1998-1999 font état de concentrations de 4 à 10 pg TEQ/g de matières grasses dans des truites de pisciculture (moyenne : 7,5 pg TEQ/g), les taux croissant avec l'âge des poissons.

Dans les poissons de mer, les teneurs vont de 1 à 9 pg TEQ/g de matières grasses avec une moyenne de 4,7 pg TEQ/g de matières grasses, les saumons ayant en général des taux un peu plus élevés que les espèces pêchées au large.

Les harengs de la mer Baltique présentent des teneurs de 10 à 270 pg TEQ/g de matières grasses, les poissons les plus âgés étant là aussi les plus contaminés, ce qui pose des problèmes pour la consommation humaine qui a fait l'objet de recommandations très strictes mais également pour leur distribution aux poissons d'élevage, notamment les saumons.

Les déterminations analytiques les plus fines mettent en évidence dans les poissons des cours d'eau contaminés une grande variété de contaminants organochlorés : dans la chair de carpes de la région des Grands Lacs, les taux de PCDD/PCDF et PCB coplanaires étaient de l'ordre de 50 à 100 pg TEQ/g (les PCB mono-ortho constituant près de la moitié en équivalent toxique) mais ne représentaient que 13 % à 58 % des organo-chlorés extractibles, à côté de biphenyle-éthers polybromés et d'autres composés non encore identifiés (Loganathan et coll., 1995).

L'impact potentiel des contaminants organochlorés accumulés par les truites des Grands Lacs américains a été étudié selon une procédure originale en injectant dans des œufs de truite des extraits de poissons collectés dans le lac Michigan, afin d'évaluer leurs effets sur la croissance des embryons ; des effets subaigus analogues à ceux provoqués par les dioxines ont été observés à des taux relativement bas, correspondant à 8,8 ng TEQ/g de PCB (Wilson et Tillitt, 1996).

Ces données confirment l'implication probable des contaminants organochlorés dans les troubles reproductifs des poissons dans les milieux pollués, en particulier les PCDD/PCDF et les PCB coplanaires. Sur les côtes de la mer Baltique, le « syndrome M74 » (mortalité au stade larvaire) du saumon salar serait également en relation avec les taux de ces contaminants ainsi que ceux des diphenyléthers polychlorés (Vuorinen et coll., 1997).

Bioaccumulation chez les mollusques et les crustacés

Les mollusques aquatiques présentent une aptitude particulière à la bioaccumulation des contaminants en raison des volumes importants d'eau qu'ils filtrent et de leur relative richesse en lipides.

À ce titre, les moules sont souvent utilisées comme indicateurs de la qualité des milieux côtiers (« mussel watch ») ; elles accumulent plus facilement les dioxines faiblement chlorées de même que d'autres coquillages (huîtres, clams...). Toutefois, l'impact d'un effluent de papeterie sur les niveaux de dioxines dans des moules de la côte australienne s'est avéré très faible (Haynes et coll., 1995).

Sur les côtes coréennes, les taux accumulés par les moules et les huîtres reflètent la pollution induite par des combustions industrielles. Au Japon, les taux de PCDD/PCDF exprimés en TEQ ont régulièrement baissé dans les baies de Tokyo et d'Osaka entre 1989 (1,4 et 1,7 pg TEQ/g de poids frais) et 1993 (0,1 et 0,007 pg TEQ/g) ; les travaux japonais soulignent toutefois les

différences entre les valeurs exprimées en TEQ et en PCDD/PCDF totaux en fonction des sites de prélèvement (Hashimoto et coll., 1998).

En France, les taux retrouvés dans les moules en 1999 étaient de 50 pg TEQ/g de matières grasses environ (données DGAL) ; les huîtres présentaient des taux légèrement inférieurs (\approx 45 pg TEQ/g).

Parmi les crustacés, les petites crevettes présentent des taux relativement faibles (0-4 pg TEQ/g de matières grasses) par rapport aux grandes espèces tels que les tourteaux (30-60 pg TEQ/g de matières grasses) ou les homards ; ceci est probablement en relation avec le caractère fouisseur de ces crustacés et leur âge relativement élevé au moment de la commercialisation, d'où une exposition plus importante au milieu contaminant.

Bioaccumulation chez les oiseaux et les mammifères

Chez les oiseaux piscivores, on met en évidence une bioamplification des dioxines, mais ici encore plus limitée que celle des PCB : le facteur d'amplification déterminé pour la 2,3,7,8-TCDD entre le poisson consommé et les œufs de hérons est de 21 (Elliott et coll., 1989) ; il est de 3 pour les PCDD et de 0,3 pour les PCDF chez les mouettes (Macdonald, 1992), de 11 à 32 chez les aigles (De Wit et coll., 1992).

Ces taux sont néanmoins représentatifs de la contamination des chaînes alimentaires et de leurs variations : depuis 1990, une tendance constante à la baisse est observée dans les œufs de guillemots en Suède : de 4 000 pg TEQ/g en 1970, les taux sont passés à 900 pg TEQ/g en 1994 (Alcock et Jones, 1996).

Au Canada, sur l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, les taux de PCDD/PCDF dans les œufs sont de 3 pg TEQ/g de poids frais pour les eiders, 6 pg TEQ/g de poids frais pour les mouettes, 22 pg TEQ/g de poids frais pour les cormorans ; les taux de PCB sont nettement plus élevés (Ryan et coll., 1997).

Sur les cours d'eau canadiens, pollués par des effluents de papeterie, comme les rivières de Colombie-Britannique, en 1991-1993, les œufs de balbuzards fluviatiles présentaient des taux de 2,3,7,8-TCDD de 30 à 40 pg TEQ/g de poids frais ; ils sont progressivement passés à moins de 5 pg TEQ/g en 1997, du fait de la modification des procédés et des mesures de dépollution (Elliott et coll., 1998). Notons que, dans ces rivières, les profils de PCDD/PCDF dans les œufs de poissons piscivores peuvent varier fortement d'un site à l'autre.

Chez les mammifères marins, le facteur d'amplification entre poissons et phoques n'est pas aussi marqué pour les dioxines que celui des PCB ; il est de 5 environ pour le phoque arctique au Canada et de 10 pour l'ours (De Wit et coll., 1992). En mer Baltique, les taux sont équivalents à ceux des poissons (Niimi, 1994).

70 Les taux retrouvés dans la graisse des phoques de la mer du Nord sont de 34 pg TEQ/g de poids frais (Beck et coll., 1990), de 64 pg TEQ/g chez le

dauphin en Nouvelle-Zélande (Buckland et coll., 1990) et de 88 pg TEQ/g de poids frais chez l'orque au Japon (Ono et coll., 1987).

Les PCDD/PCDF n'ont pas été détectés dans les tissus des phoques au large de l'estuaire du Saint-Laurent, ni dans les saumons et les morues (Ryan et coll., 1997).

Les PCDD/PCDF et les PCB non ortho-substitués ont été retrouvés dans la graisse de phoques antarctiques : exprimés en TEQ (modèle nordique), les taux de PCDD/PCDF vont de 1 à 2 pg TEQ/g de poids frais alors que les PCB non ortho représentent 3 à 7 pg TEQ/g de poids frais (Oehme et coll., 1995).

Les mammifères d'eau douce piscivores sont également affectés par la bioaccumulation des dioxines : au Québec, les visons sauvages (*Mustela vison*) en aval de papeteries présentent des taux hépatiques de PCDD/PCDF de 32 pg TEQ/g de poids frais contre 2 pg TEQ/g en amont ; ces taux pourraient avoir un impact sur la reproduction de cette espèce très sensible aux effets toxiques à long terme des organochlorés. Les effets propres des PCB, largement présents également dans ces sites, sont toutefois difficiles à discriminer de ceux des PCDD/PCDF (Champoux, 1996).

Il en va probablement de même pour la loutre, autre grande consommatrice de poissons, dont la survie et la reproduction ont été mises en relation avec les taux de PCB bioaccumulés, selon de nombreuses études en France et ailleurs (Bordet, 1999).

Dans les populations humaines, la consommation importante de poissons, par exemple sur les côtes de la mer Baltique ou sur certaines côtes de la mer du Nord, entraîne une exposition particulière, traduite par des taux plasmatiques élevés de PCDD/PCDF. Plus encore, la consommation d'œufs d'oiseaux piscivores et de graisse de cétacés, traditionnelle dans les zones arctiques conduit à des taux plasmatiques importants de PCDD/PCDF, particulièrement chez les sujets âgés ; au Canada, les taux plasmatiques de 57 pg TEQ/g de matières grasses chez ces consommateurs sont près de trois fois supérieurs à ceux des habitants urbains (21 pg TEQ/g de matières grasses) ; la différence est encore plus marquée pour les PCB (Ryan et coll., 1997).

Milieux terrestres

Les données sont moins détaillées pour les milieux terrestres que pour les milieux aquatiques ; elles vont toutefois dans le sens d'une bioamplification moindre, du fait des chaînes alimentaires plus courtes et d'une meilleure aptitude des vertébrés terrestres aux biotransformations.

À partir d'un sol fortement contaminé (0,1 à 5 ng TEQ/g de matière sèche), la 2,3,7,8-TCDD peut être transférée dans les lombrics pour atteindre des taux de 0,2 à 2 ng TEQ/g de poids frais ; des taux de 109 pg TEQ/g de poids frais

dans les souris et de 700 pg TEQ/g de poids frais dans les serpents ne vont pas dans le sens d'une amplification en relation avec une biodégradation des PCDD/PCDF (Lower et coll., 1989).

Des lapins canadiens (« cottontail rabbit », *Sylvilagus floridanus*) collectés après un feu de PCB au Québec présentaient des taux élevés de PCDF dans le foie (426 pg TEQ/g de 2,3,7,8-TCDF et 423 pg TEQ/g de 23478-PnCDF) mais pas de 2,3,7,8-TCDD (Champoux, 1996).

Chez des animaux éloignés de toute source de pollution, comme l'élan et le loup des zones sub-arctiques, les taux de PCDD/PCDF sont inférieurs aux limites de détection (De Wit et coll., 1992).

Chaînes agroalimentaires

Les chaînes alimentaires résultant de l'élevage d'animaux domestiques herbivores sont généralement courtes, mais fournissent des produits largement consommés par l'homme, d'où leur importance sur le plan de la surveillance des taux de bioaccumulation de PCDD/PCDF et de la compréhension des modalités de transfert.

La poule pondeuse représente un modèle d'étude intéressant. Chez des poules élevées sur des sols contaminés avec différents taux de PCDD/PCDF (< 0,5-42-460 pg TEQ/g de matière sèche), les congénères peu chlorés sont de loin les plus biodisponibles (de l'ordre de 80 % pour les tétrachlorés contre 10 % pour les octa-). La répartition dans les tissus dépend également des congénères. De 5 % à 30 % des quantités ingérées sont excrétées dans les œufs qui contiennent des taux de 100 à 300 pg TEQ/g de matières grasses pour l'exposition élevée, 10 à 30 pg TEQ/g de matières grasses pour l'exposition moyenne et 2 à 3 pg TEQ/g de matières grasses pour l'exposition basse ; 7 % à 54 % se fixent dans le tissu adipeux, moins de 1 % dans le foie.

Ces chiffres sont très différents de ceux observés chez les rongeurs de laboratoire. Ils indiquent que des poules élevées sur un sol contaminé aux taux envisagés constituent par leurs œufs et leur chair des apports importants de dioxines dans l'alimentation, estimés sur la base des consommations standards à 6 000 pg/j pour le sol fortement contaminé, 250 pg/j pour le sol moyennement contaminé et 17 pg/j pour le sol faiblement contaminé (Stephens et coll., 1995).

Les poulets de chair et poules pondeuses élevés sur sol présentent de fait des taux de PCDD/PCDF plus élevés que des volailles élevées en bâtiment ; cela tient d'une part à l'ingestion de sol et d'autre part à la consommation de vers et insectes pouvant concentrer les contaminants. Dans une récente enquête DGAL en Alsace (1998), les œufs de poules élevées au sol présentent des taux de 1,5 à 5,5 pg TEQ/g de matières grasses contre 0,3 à 1 pg TEQ/g de matières grasses dans des œufs de poules élevées en bâtiments.

En France, les viandes de volaille présentent un taux moyen de 0,6 pg TEQ/g de matières grasses.

La chaîne alimentaire passant par les bovins est certainement la plus importante à considérer pour plusieurs raisons :

- le lait et les produits laitiers occupent une place majeure et croissante dans la consommation, notamment chez les jeunes, de même que la viande bovine ; ce sont par ailleurs des produits riches en lipides, dans lesquels les PCDD/PCDF s'accumulent facilement ;
- les bovins sont élevés pratiquement toute l'année à l'extérieur et peuvent être exposés à des contaminations d'origines industrielles ou ponctuelles très diverses ;
- les bovins ont une durée de vie relativement longue, notamment les vaches laitières (jusqu'à 8-10 ans).

Contrairement aux espèces à cycle court, souvent élevées en bâtiments, comme les poulets et les porcs, les bovins sont ainsi des indicateurs mais aussi des vecteurs importants de la pollution environnementale par les dioxines et d'autres contaminants lipophiles.

Les transferts des PCDD/PCDF à partir d'une source industrielle atmosphérique comme un incinérateur sont schématisés dans la figure 5.2.

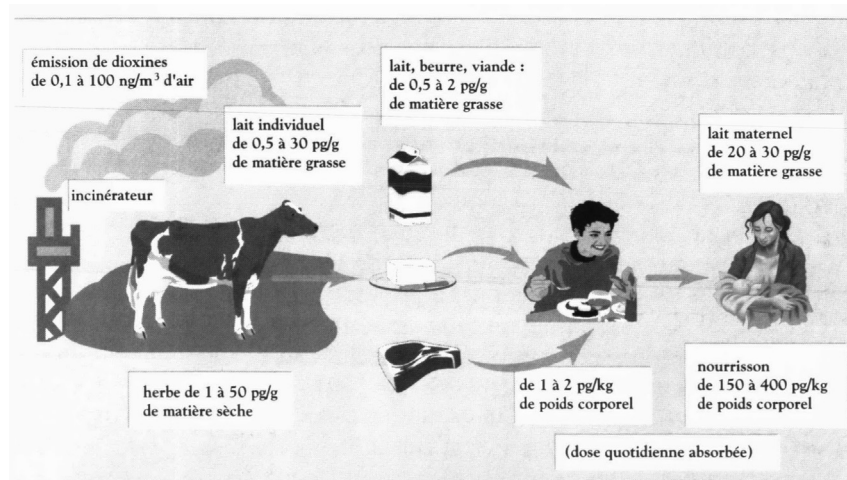


Figure 5.2 : Transfert des dioxines dans la chaîne alimentaire (valeur moyennes exprimées en TEQ) (d'après le Point Vétérinaire, 1998, reproduit avec l'autorisation des Éditions du Point Vétérinaire)

Les taux dans les émissions à la cheminée varient considérablement en fonction des conditions d'incinération et d'épuration des fumées ; en France, une enquête menée en 1997-1998 par le Ministère de l'Environnement sur 183 incinérateurs indique des valeurs de 0,1 à 170 ng TEQ/m³.

Le seuil de 0,1 ng TEQ/m³, imposé par une directive européenne de décembre 1994, est applicable en France, depuis février 1997, aux incinérateurs d'ordures ménagères, et depuis octobre 1996, aux incinérateurs de déchets industriels dits spéciaux.

Dans l'air ambiant, les valeurs à l'émission sont bien entendu très variables : elles ont été estimées à environ 0,1 pg TEQ/m³ en zone urbaine et périurbaine et à environ 6 fois moins en milieu rural (0,04-0,4 pg TEQ/m³) (Lorber et coll., 1994).

Les PCDD/PCDF de l'atmosphère se déposent sur le sol et sur les végétaux en partie sous forme gazeuse ou vapeur, en partie sous forme solide adsorbée sur des particules ou poussières, dite phase particulaire ; le rapport entre ces deux formes, dit ratio V/P, dépend des caractéristiques physiques de chaque congénère (température de volatilisation...).

Le dépôt gazeux est la voie prédominante des congénères faiblement chlorés (tétra- à hexa-), le dépôt particulaire celle des dérivés à 7 et 8 chlores (McLachlan, 1997).

Globalement, la proportion de la phase particulaire semble plus importante, d'où un dépôt relativement proche de la source d'émission. Un « effet cheminée » s'observe néanmoins : à proximité immédiate de l'usine, les retombées sont souvent plus faibles qu'à quelques centaines de mètres. Les valeurs retrouvées en périphérie des incinérateurs d'ordures ménagères, comme celui de Lille à Halluin correspondent à ces données (Bertrand, 1999).

Les composés gazeux se fixent dans la couche cireuse qui recouvre les végétaux, et semblent peu migrer à l'intérieur ; la phase particulaire reste en superficie du végétal et peut donc être facilement entraînée vers le sol par les précipitations ou par le vent.

Les PCDD/PCDF se déposent également directement sur le sol, en grande partie sous forme fixée aux particules. Ils semblent peu migrer en profondeur, du fait de leur forte affinité pour les colloïdes du sol en relation avec leur coefficient de partage octanol/eau (Kow) élevé. Ils sont retrouvés généralement (95 %) dans les 10 cm situés au-dessous de la surface, dans les sols cultivés ou pâturés (Jones et Sewart, 1997). Pour la même raison, le transfert par voie racinaire du sol vers les végétaux est très limité, sauf semble-t-il certaines exceptions comme les cucurbitacées. En revanche, les végétaux peuvent être souillés par de la terre contaminée, non seulement au niveau des racines, mais également des parties aériennes, notamment lorsque les pluies projettent des particules (phénomène dit de « splash over »). Une partie plus réduite peut se volatiliser à partir du sol et se fixer dans la couche cireuse des végétaux.

Les conditions météorologiques et topographiques interviennent de façon importante dans le dépôt des PCDD/PCDF par rapport à la source d'émission ; elles sont étudiées tant au niveau général (courants atmosphériques élevés) qu'au niveau local (rose des vents, courants de vallée, précipitations) pour

expliquer et si possible prévoir les retombées sur le sol et la couverture végétale. Plusieurs modèles de dispersion existent à l'heure actuelle (Polair, Aria) et, même s'ils demandent encore à être affinés, s'avèrent d'une grande utilité pour estimer les retombées en fonction des données d'émission.

À proximité d'une source industrielle, incinérateur, sidérurgie, les taux dans le sol peuvent augmenter à des valeurs de 10 à 100 pg TEQ/g de matière sèche : à Halluin, les sols exposés aux retombées de l'incinérateur de la communauté urbaine de Lille montraient des teneurs de 15 à 64 pg TEQ/g de matière sèche (Vindel et Duhem, 1999) ; cette installation a été interdite d'exploitation en 1998 après la mise en évidence de taux élevés de dioxines dans le lait des vaches pâturent sur cette zone, qui ont donc servi de révélateur de la pollution.

En Allemagne, des sols situés à proximité d'une fonderie de cuivre et d'une fabrique de câbles présentaient des taux très élevés de 30 ng TEQ/g de matière sèche ; l'étude de leur répartition a montré que 90 % se situaient dans les 10 cm supérieurs ; sur une période de trois ans après la fermeture des usines, les taux ont très peu évolué.

Outre les dépôts atmosphériques, l'épandage de boues de stations d'épuration domestiques ou industrielles peut représenter des apports non négligeables de PCDD/PCDF sur les sols et les végétaux : les teneurs moyennes sont de l'ordre de 25 pg TEQ/g de matière sèche mais peuvent aller dans le cas de boues industrielles jusqu'à 200 pg TEQ/g d'après les données anglaises et allemandes (Jones et Sewart, 1997) ; notons la carence de données françaises à cet égard. Des épandages à 12 tonnes/ha/an entraînent un incrément de 10 % par an dans un sol rural dont le taux de base est estimé à 2 pg TEQ/g de matière sèche pour une boue moyenne et de 80 % pour une boue à forte contamination (Jones et Sewart, 1997). En Allemagne, le seuil fixé en 1993 pour les sols cultivables est de 5 pg TEQ/g de matière sèche.

La persistance des PCDD/PCDF dans les sols est très longue : la cinétique de disparition est très probablement biphasique avec une première phase plus rapide et une seconde très lente, ce qui permet d'estimer la demi-vie de la 2,3,7,8-TCDD à environ 10 ans, les congénères plus chlorés persistant encore plus longtemps (Jones et Sewart, 1997).

Cinétique des dioxines chez les animaux d'élevage

L'absorption des dioxines par les bovins se fait essentiellement par voie alimentaire : l'air et l'eau apparaissent négligeables. Des études de terrain en Allemagne montrent que l'herbe est la source la plus importante suivie par l'ensilage de maïs, les concentrés et autres aliments n'apportant qu'une contribution modeste (Mc Lachlan, 1997). Les fourrages verts fournissent en effet des surfaces d'adsorption des dioxines bien plus importantes que les grains de céréales dont sont constitués majoritairement les concentrés. La vitesse de croissance et le format du végétal interviennent également.

A Halluin, l'herbe dans une périphérie de 5 km de l'incinérateur contenait 10 à 42 pg TEQ/g de matière sèche, et l'ensilage de maïs 2 à 8 pg TEQ/g.

L'ingestion de sols contaminés par les bovins constitue une source d'importance très variable et très discutée ; elle dépend largement des conditions climatiques et de celles propres aux sols ; dans les pays tempérés, on peut admettre qu'elle ne dépasse pas 1 % à 2 % de l'ingéré alimentaire exprimé en matière sèche (des pourcentages de 6 % à 10 % sont parfois avancés) ; cette notion est relativement importante à prendre en compte, notamment dans le cas de sols industriels anciens ou d'épandage de boues. Une vache laitière ingère environ 15 kg de matière sèche par jour ; les quantités de sol ingérées peuvent donc représenter quelques centaines de grammes. On sait par ailleurs que certains herbivores comme le cheval ou le mouton ingèrent des quantités de terre plus importantes que les bovins.

D'autres sources de contamination plus ponctuelles des animaux d'élevage méritent d'être citées. Certains aliments préfabriqués peuvent être fortement contaminés ; en 1997, des granulés à base de pulpes de citrus fabriqués au Brésil contenaient des taux de 10 à 30 pg TEQ/g de matière sèche, du fait semble-t-il de l'emploi d'argile contaminée au cours du séchage (ou de carburants contaminés) ; le lait des vaches européennes ayant consommé ces aliments présentait des taux de 7 pg TEQ/g de matières grasses, ce qui a conduit à l'interdiction d'importer ces pulpes et à la destruction des stocks, un seuil de 0,5 pg TEQ/g de matière sèche ayant été fixé.

Plus récemment, en 1999, des kaolins, utilisés comme additifs techniques dans la fabrication des aliments granulés, ont montré des taux élevés de PCDD issus semble-t-il de contaminations naturelles.

Dans les bâtiments d'élevage, les animaux peuvent être exposés à une contamination permanente et relativement marquée par les PCDD/PCDF relargués par les bois traités au pentachlorophénol, ce qui était la règle générale jusqu'en 1995, date de l'interdiction de ce produit. Ceci pourrait expliquer les taux élevés dans certaines exploitations laitières, à l'écart de toute source identifiée de pollution.

La biodisponibilité des PCDD/PCDF à travers le tube digestif des bovins est très variable selon les congénères, mais également selon les conditions d'absorption : doses ingérées, support ou « matrice » des contaminants. Le pourcentage d'absorption digestive dépend essentiellement du K_{ow} des divers congénères : il est élevé (jusqu'à 80 %) jusqu'à un $\log K_{ow}$ de 6,5 puis diminue brutalement à 20 % pour un $\log K_{ow} > 8$, les composés trop hydrophobes traversant difficilement les membranes biologiques de la paroi digestive. Les congénères tétra- et penta- sont de ce fait beaucoup mieux absorbés que les hepta- et octa- (McLachlan, 1997).

Le support ou « matrice » des PCDD/PCDF influe également sur leur biodisponibilité : lors d'essais expérimentaux avec de l'herbe contaminée par des cendres d'incinérateur, les congénères octa- présentaient chez la vache laitière

un passage dans le lait voisin de zéro, donc une biodisponibilité orale minimale ; elle était de 15 % pour la 2,3,7,8-TCDD et de 7 % pour l'ensemble des PCDD/PCDF exprimés en TEQ. En pratique, dans ces conditions d'exposition assez réalistes, des valeurs de l'ordre de 10 pg TEQ/g de matière sèche dans l'herbe conduisaient à des taux de 10 pg TEQ/g de matières grasses dans le lait (Slob et coll., 1995), ce qui correspond aux observations effectuées sur le terrain, par exemple à Halluin.

La distribution des PCDD/PCDF dans l'organisme des bovins s'effectue essentiellement en fonction de leur liposolubilité ; ils se fixent donc surtout dans le tissu adipeux, où ils atteignent leur état d'équilibre en 40 à 60 jours d'ingestion (Fries et Paustenbach, 1990). Chez des bovins recevant une alimentation contaminée par 24 pg de 2,3,7,8-TCDD/g de matière sèche, des taux de 95 pg TEQ/g sont observés dans le tissu adipeux, alors que la 2,3,7,8-TCDD n'était pas détectable (< 2 pg TEQ/g) dans le muscle contenant pourtant 2 % de matières grasses (Roeder et coll., 1998).

La viande de bovin est en effet riche en lipides intra- et intermusculaire, la teneur en matières grasses allant de 2 % à 15 % voire 20 %, ce qui explique leurs apports relativement importants de dioxines dans l'alimentation humaine.

La fixation hépatique est importante également : chez des bovins nourris avec un aliment supplémenté au pentachlorophénol, les taux hépatiques en PCDD/PCDF à 6,7 et 8 chlores étaient supérieurs à ceux du muscle. En Grande-Bretagne, sur les bovins exposés à l'incinérateur industriel (très polluant) de Bolsover, les teneurs hépatiques atteignaient 500 à 1 000 pg TEQ/g (Harrison et coll., 1996).

L'élimination des PCDD/PCDF chez la vache laitière est beaucoup plus rapide que chez l'homme et la plupart des mammifères ; les demi-vies d'élimination globales sont comprises entre 30 et 60 jours (McLachlan, 1997). Le mécanisme essentiel d'élimination est l'excrétion dans le lait ; il existe probablement, en particulier pour les congénères faiblement chlorés, des biotransformations notamment par hydroxylation ; mais leur importance reste mal évaluée.

La notion de « *carry-over* » a été développée par McLachlan (1997) comme la quantité de contaminant excrétée dans le lait, divisée par la quantité ingérée par une vache exposée à l'état d'équilibre (c'est-à-dire que les quantités stockées dans les tissus demeurent constantes, l'élimination compensant les quantités absorbées) : il s'agit en fait d'un coefficient de biodisponibilité entre l'alimentation et le lait. Le tableau 5.I indique les valeurs des coefficients de biodisponibilité pour les divers congénères ; cette valeur est maximale pour la 2,3,7,8-TCDD (0,34) puis décroît pour la 1,2,3,7,8-PCDD (0,15) et le 2,3,4,7,8-PCDF (0,23) ; il est de l'ordre de 0,1 pour les congénères hexa- et < 0,1 pour les hepta- et octachlorés. À Halluin, les taux de contamination

des laits de vache calculés à partir de ceux des végétaux (herbe et maïs) étaient en accord avec les valeurs mesurées (tableau 5.I, d'après Bertrand, 1999).

Tableau 5.I : Valeurs des coefficients de biodisponibilité des différents congénères et valeurs calculées avec ces coefficients à Halluin, dans les laits de vaches, à partir des taux de PCDD/PCDF dans les végétaux

Congénères	Valeur calculée	Coefficient de biodisponibilité
2,3,7,8-TCDD	0,23	0,340
1,2,3,7,8-PCDD	3,20	0,158
1,2,3,4,7,8-HCDD	2,05	0,090
1,2,3,6,7,8-HCDD	4,24	0,130
1,2,3,7,8,9-HCDD	1,61	0,051
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5,34	0,028
OCDD	3,00	0,010
2,3,7,8-TCDF	0,20	0,031
1,2,3,7,8PCDF	0,52	0,024
2,3,4,7,8-PCDF	6,63	0,231
1,2,3,4,7,8-HCDF	6,75	0,160
1,2,3,6,7,8-HCDF	7,43	0,170
2,3,4,6,7,8-HCDF	8,14	0,139
1,2,3,7,8,9-HCDF	0,15	0,054
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	4,29	0,028
1,2,3,4,7,8,9HpCDF	0,69	0,032
OCDF	0,31	0,004
Totaux	54,79	

Chez les bovins à viande, les demi-vies sont nettement plus élevées, de l'ordre de plusieurs centaines de jours (McLachlan, 1997) ; toutefois, la croissance rapide de ces animaux opère une certaine « dilution » des dioxines stockées.

Ainsi, le lait peut servir d'indicateur de contamination, soit au niveau général, soit au niveau local, afin d'identifier ou d'effectuer le suivi d'une source de contamination.

Au niveau général, plusieurs enquêtes ont été effectuées en France, dans le cadre des plans de surveillance de la DGAL, depuis 1994. Les valeurs de référence dans le lait, établies par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) en 1998, en fonction des données toxicologiques et de consommation alimentaire, sont indiquées dans le tableau 5.II.

Elles ont conduit à identifier des départements et des secteurs plus contaminés que d'autres et à mettre en évidence des sources de pollution entraînant des dépassements des seuils, comme l'incinérateur de Lille à Halluin ; les teneurs de PCDD/PCDF dans le lait dépassaient la valeur-seuil de 5 pg TEQ/g de

Tableau 5.II : Recommandations pour les laits (Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 1998)

Valeurs guides (pg TEQ/g de matières grasses laitières)	
1	valeur considérée comme « bruit de fond », objectif à atteindre
3	valeur maximale recommandée, si dépassement, rechercher les causes et les réduire
5	valeur maximale admise, si dépassement, le lait n'est pas commercialisable

matières grasses dans la plupart des fermes situées dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur, atteignant 20 à 25 pg TEQ/g dans les exploitations situées sous les vents dominants ; par ailleurs, une grande partie de ces laits était consommée localement, par vente directe à la ferme (Vindel et Duhem, 1999). Outre la fermeture de l'incinérateur, des mesures de dépollution telles que l'apport de fourrage non contaminé, le labourage retournant des pâtures ont permis un abaissement considérable des taux dans le lait en 8 mois, au-dessous du seuil de 5 pg TEQ/g de matières grasses.

A contrario, dans le Connecticut (États-Unis), un suivi de la contamination du lait de cinq fermes situées à 5-15 km sous le vent d'un incinérateur moderne installé un an auparavant n'a pas montré de différence significative entre les taux de PCDD/PCDF, avant et après la mise en service (Eitzer, 1995).

Sur le plan qualitatif, la distribution des divers congénères dans le lait est généralement très différente de celles retrouvées dans les fumées, dans l'herbe ou le sol qui sont assez proches ; il est donc difficile d'identifier une source de pollution par rapport à une autre sur ce critère. Toutefois, selon les résultats du plan de surveillance DGAL de 1997, à proximité de sources de pollution relativement bien identifiées, la contamination des laits à partir des usines sidérurgiques montre une certaine dominance des congénères octachlorés ; à proximité des incinérateurs d'ordures ménagères, on note la prédominance du 2,3,4,7,8-PeCDF, du 1,2,3,7,8-PeCDD et du 1,2,3,6,7,8-HxCDD.

Dans une situation de contamination industrielle importante comme dans le cas d'Halluin, la consommation de lait contaminé à des taux aussi élevés que 15 pg TEQ/g de matières grasses conduit à elle seule à des quantités ingérées importantes ; pour une personne consommant l'équivalent d'un litre de lait par jour (en lait et dérivés) contenant 4 % de matières grasses, la quantité de PCDD/PCDF ingérée est de 600 pg TEQ par jour, soit pour un poids corporel de 60 kg, une dose journalière de 10 pg TEQ/kg/j, ce qui correspond à 10 fois la dose journalière admissible (DJA).

A l'échelle nationale, le lait de consommation type UHT (stérilisé à très haute température) correspond à des grands mélanges au niveau des coopératives ; plusieurs campagnes d'analyses ont été réalisées en 1998, sous l'égide du CNIEL (Centre national de l'industrie laitière) sur 148 échantillons provenant des 33 principales usines françaises : la valeur moyenne était de 0,65 pg TEQ/g de matières grasses (CNIEL, 1998). Les teneurs retrouvées

dans les fromages et autres produits laitiers exprimées par rapport à la matières grasses sont du même ordre.

Une diminution progressive des taux observés en France depuis 1994 semble se dessiner, ce qui correspond à la tendance générale, notamment en Allemagne (Wesp et coll., 1996) et en Grande-Bretagne (Alcock et Jones, 1996).

Dans la viande bovine, les taux, exprimés par rapport aux matières grasses sont du même ordre que dans le lait, en général inférieurs à 1 pg TEQ/g de matières grasses ; six échantillons prélevés en 1998, par le Centre national indépendant d'étude des déchets (CNID), dans divers points de vente en France, indiquent des taux de 0,2 à 0,6 pg TEQ/g de matières grasses. Des analyses effectuées en Alsace par la DGAL en collaboration avec le *land* de Bade-Wurtemberg en 1998 confirment ces données, les valeurs étant un peu supérieures à 1 pg TEQ/g dans la viande des animaux les plus âgés (taureau de plus de 2 ans, vache laitière de 8 ans).

Une enquête américaine de 1996, sur 63 échantillons, va dans le même sens : les teneurs dans la viande de taureau (2,9 pg TEQ/g de matières grasses) s'avèrent nettement supérieures à celles des bœufs (0,3), des génisses (0,5), des vaches à viande (0,3) et des vaches laitières (0,02). Les congénères prédominants étaient de loin les heptaCDD (72 %) et heptaCDF (20 %) (Winters et coll., 1996).

Lors de pollution industrielle, les taux dans la viande peuvent augmenter fortement ; dans le Derbyshire, en 1991, en périphérie d'un incinérateur de déchets industriels, ils étaient de 70 à 300 pg TEQ/g de matières grasses dans la ferme la plus exposée ; dans le foie, ils atteignaient 700 à 1 300 pg TEQ/g de matières grasses, ce qui atteste d'une concentration particulière au niveau hépatique, surtout semble-t-il chez les animaux les plus jeunes, alors que chez les plus âgés, les taux musculaires étaient plus proches des taux hépatiques, dans un rapport de 1 à 5, et augmentaient nettement en fonction de l'âge (Harrison, communication personnelle).

Contribution des différents types d'aliments à l'exposition de la population générale

La plupart des études montrent que l'exposition humaine s'effectue à près de 95 % par les aliments d'origine animale. Récemment, un groupe d'études AFSSA a calculé la contribution des différents aliments à l'exposition aux dioxines en France, à partir de divers aliments, pour différentes tranches d'âge ; elle est indiquée dans la figure 5.3 (AFSSA, 2000).

Les produits d'origine bovine constituent des apports prépondérants : lait et dérivés environ 40 % des apports totaux, viande 10 % à 20 %, en raison, d'une part de leur teneur relativement élevée en matières grasses (lait : 4 %, produits laitiers 10 % à 50 % ; viande 3 % à 20 %), d'autre part de leur exposition aux sources de contamination en relation avec le mode d'élevage extérieur des bovins.

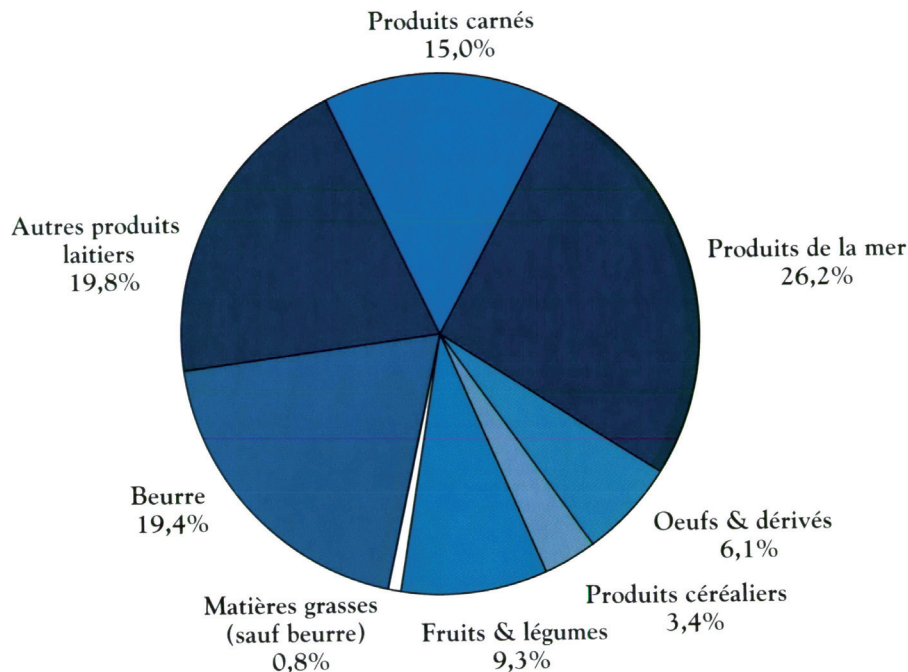


Figure 5.3 : Contribution des différents aliments à l'exposition aux dioxines (d'après l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 2000)

La viande de porc et de volaille représente des apports plus faibles, de l'ordre de 2 % à 3 % chacun, en raison notamment de leur mode d'élevage en bâtiment, ce qui les protège dans une large mesure des contaminations environnementales. Des pollutions accidentelles ou frauduleuses des aliments distribués peuvent toutefois entraîner des contaminations de la viande ou des œufs, comme l'a montré l'épisode de contamination des poulets belges en 1998 : la contamination par les PCDD/PCDF était due à une introduction d'huile industrielle de transformateurs, riche en PCB, dans la graisse animale incorporée dans les aliments granulés distribués aux poulets. Les dioxines, surtout les PCDF, étaient présents en tant qu'impuretés et produits de dégradation des PCB, à des taux beaucoup plus faibles. À cette occasion, un groupe d'experts de l'AFSSA avait fixé un taux maximal admissible dans les aliments d'origine animale de 0,2 µg TEQ/g de matières grasses pour les PCB ; pour les PCDD/PCDF, les taux fixés étaient de 5 pg TEQ/g de matières grasses dans les viandes et produits dérivés et de 20 pg TEQ/g de matières grasses dans les œufs et ovoproduits, les abats et les poissons. Ces valeurs ne correspondent toutefois pas à des seuils définitifs, ceux-ci étant en cours d'élaboration.

Les produits de la mer constituent des apports majeurs en PCDD/PCDF (20 % à 30 %) mais dont l'importance est très variable selon les espèces aquicoles

considérées, et leur origine géographique, en fonction de la contamination du milieu de pêche ou d'élevage (voir plus haut). Dans les pays nordiques, les proportions estimées d'apport sont plus élevées : 42 % en Suède, 63 % en Finlande (Hallikainen et Vartiainen, 1997).

Les œufs et dérivés représentent environ 6 %. La part des produits végétaux est plus importante dans l'estimation française que dans la majorité des autres études : environ 10 % pour les fruits, légumes et graisses végétales ; 3,4 % pour les produits céréaliers.

En France, en 1999, les apports alimentaires totaux quotidiens moyens ont été estimés à 67 pg TEQ/j, soit une exposition moyenne de 1,3 pg TEQ/kg poids corporel par jour chez l'adulte. L'exposition du 95^e centile de la population a été évaluée à 2,5 pg TEQ/kg de poids corporel/jour. Les enfants de 2 à 9 ans ont une exposition plus élevée, du fait notamment d'une consommation plus importante de produits laitiers, estimée en moyenne à 2,3 pg TEQ/kg de poids corporel/jour, avec une exposition du 95^e centile à 3,9 pg TEQ/kg de poids corporel/jour.

Ces estimations, pour une personne adulte, sont assez proches de celles effectuées dans d'autres pays (Hallikainen et Vartiainen, 1997).

Depuis 1990, ces valeurs ont significativement diminué, d'environ un facteur 2. En 1998, une étude allemande très large portant sur 1 414 échantillons d'aliments conclut à une quantité moyenne ingérée de 0,88 pg TEQ/kg de poids corporel/jour, contre une valeur de 1,8 pg TEQ/kg de poids corporel/jour entre 1986 et 1991 (Malisch, 1998).

L'influence de la cuisson sur les taux de PCDD/PCDF des aliments a été étudiée ; ceux-ci ont augmenté de 14 % dans les steacks hachés, de 29 % dans le bacon mais ont diminué dans diverses espèces de poissons (Zabik, 1995 ; Schecter et coll., 1998).

Modèles de transfert dans les chaînes alimentaires

Divers auteurs ont tenté de modéliser les transferts des dioxines, notamment dans la chaîne air-plante-bovin (lait notamment) (Lorber et coll., 1994 ; McLachlan, 1997).

Ils se basent sur les paramètres physiques des PCDD/PCDF, Kow, pression de vapeur, ratio V/P (c'est-à-dire la répartition des PCDD/PCDF entre la phase vapeur et la phase particulaire), coefficients de biodisponibilité...

La comparaison des valeurs estimées par ces modèles avec les valeurs mesurées fait apparaître des divergences importantes : par exemple, dans le lait, les PCDD/PCDF les plus chlorés sont généralement sous-estimés.

Des modèles d'exposition alimentaire comme Caltox, développé par l'US EPA pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux sols contaminés ont été appliqués par un groupe de travail sous l'égide de la Société française de santé

publique pour estimer l'exposition des populations aux retombées d'un incinérateur dont les valeurs de PCDD/PCDF à l'émission sont connues ; les taux de contamination des sols et des aliments peuvent être estimés à partir d'un logiciel de dispersion atmosphérique comme Polair qui calcule les dépôts surfaciques à partir des valeurs d'émission et des données météorologiques et topographiques (SFSP, 1999).

Dans un scénario pessimiste portant sur un incinérateur polluant (valeur à l'émission : $38,5 \text{ ng/m}^3$), la quantité de dioxines théoriquement ingérées à partir d'aliments végétaux et animaux, produits en périphérie, s'élèverait à environ 25 pg TEQ/kg/j . L'exposition par inhalation représenterait $0,02$ à $0,2 \text{ pg TEQ/kg}$ de poids corporel/j.

Dans un scénario moyen, à l'échelle du territoire français, en prenant en compte les valeurs d'émission des 70 incinérateurs les plus importants, l'exposition de la population générale par ingestion a été estimée selon ces modèles à environ $0,27 \text{ pg/kg}$ de poids corporel/j. Notons toutefois que le modèle Caltox correspond imparfaitement à la situation française : 66 % des quantités de dioxines ingérées sont attribuées à la viande et 5 % seulement au lait et produits laitiers ; par ailleurs, ce modèle est très maximisant, les transferts d'un niveau à l'autre de la chaîne étant considérés comme très élevés, ce qui ne correspond pas à la réalité, comme on l'a vu plus haut.

En conclusion, pour des polluants liposolubles stables et peu biodégradés comme les PCDD et PCDF, les concentrations dans les divers niveaux trophiques augmentent de façon inversement proportionnelle à la diminution des biomasses. Dans les systèmes aquatiques, les espèces (poissons, mollusques, crustacés...) accumulent plus de dioxines que les animaux terrestres (vache, cochon, poulet...) et des concentrations de plusieurs centaines de pg TEQ/g de matières grasses ont pu être détectées dans des poissons. Chez les animaux terrestres, les données concernent surtout le lait de vache. Les bovins en pâture sont exposés surtout par l'ingestion d'herbe ou de foin contaminé.

La distribution dans l'organisme s'effectue essentiellement en fonction de la teneur en lipides des tissus. La mobilisation des graisses lors de la lactation explique les taux élevés de dioxines retrouvés dans le lait et dérivés.

Il est possible d'établir, d'après les données expérimentales et de terrain, des coefficients de transfert entre les différents compartiments (air, sol, herbe, graisse, lait). La détermination de ces coefficients permet de proposer des modèles pour prévoir l'incidence de niveaux donnés d'émission de PCDD et PCDF par une source industrielle. On peut également prévoir la cinétique de décontamination de vaches laitières après suppression d'une source de contamination, la diminution des teneurs dans le lait étant relativement rapide (quelques mois) du fait de la cinétique rapide chez la vache en lactation.

Les concentrations en PCDD et PCDF dans les matières grasses humaines sont dix fois plus élevées que dans les matières grasses des bovins. Cette charge

corporelle chez l'homme explique la concentration de 10 à 30 pg TEQ/g observée dans le lait maternel.

BIBLIOGRAPHIE

ADDISON RF, WILSON JY. Effects of chlorinated dioxins, furans and related environmental contaminants on fish in British Columbia, Canada. *International journal of environmentally conscious design & manufacturing* 1998, **7** :1-7

AGENCE FRANÇAISE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DES ALIMENTS (AFSSA). Dioxine : données de contamination et d'exposition de la population française. Rapport rédigé dans le cadre du groupe de travail : « Contaminants et phytosanitaires » du Conseil supérieur d'hygiène publique de France, section « Alimentation et Nutrition ». Juin 2000

ALCOCK R E, JONES K C. Dioxins in the Environment : a review of trend data. *Environ Sci Technol* 1996, **30** : 3133-3144

BECK H, BREUER EM DROSS A, MATHAR W. Residue of PCDDs, PCBs and other organochlorine compounds in harbour seals and harbour porpoise. *Chemosphere* 1990, **20** : 1027-1034

BERENDS AG, BOELHOUWERS EJ, THUS JL, DE GERLACHE J, DE ROOIJ CG. Bioaccumulation and lack of toxicity of octachlorodibenzofuran (OCDF) and octachlorodibenzo-*p*-dioxin (OCDD) to early-life stages of zebra fish (*Brachydanio rerio*). *Chemosphere* 1997, **35** : 853-865

BERTRAND M. Dioxines : diagnostic d'une situation et protocoles de restauration sur les exploitations d'élevages contaminés. CR journées techniques ADEME « Dioxines : toute la vérité sur une grande peur » Angers, 8-9 juin 1999

BONN BA. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and dibenzofuran concentration. *Environ Sci Technol* 1915, **32** : 729-736

BORDET G. Contamination de la loutre par les résidus organochlorés dans l'est de la France. *Bulletin BIPAS* 1999, **20** : 96-102

BROMAN D, NÁF C, ROLFF C, ZEBUHR Y, FRY B, HOBBIIE J. Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food chains from the northern Baltic. *Environ Toxicol Chem* 1992, **11** : 331-345

BUCKLAND SJ, HANNAH DJ, TAUCHER JA, SLOOTEN E, DAWSON S. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in New Zealand's Hector's dolphin. *Chemosphere* 1990, **20** : 1035-1042

CHAMPOUX L. PCBs, Dioxins and furans in hooded merganser (*Lophodytes cucullatus*), common merganser (*Mergus merganser*) and mink (*Mustela vison*) collected along the St. Maurice river near La Tuque, Quebec. *Environ Pollut* 1996, **92** : 147-154

DE WIT C, JANSSON B, BERJEK S, HJELT M, RAPPE C et coll. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and polychlorinated dibenzofuran levels and patterns in fish and fish-eating wildlife in the Baltic Sea. *Chemosphere* 1992, **25** : 185-188

- EITZER BD. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in raw milk samples from farms located near a new resource recovery incinerator. *Chemosphere* 1995, **30** : 1237-1248
- ELLIOTT JE, MACHMER MM, HENNY CJ, WILSON LK, NORSTROM RJ. Contaminants in ospreys from the Pacific Northwest : I. Trends and patterns in polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and -dibenzofurans in eggs and plasma. *Arch Environ Contam Toxicol* 1998, **35** : 620-631
- ELLIOTT JE, BUTLER RW, NORSTROM RJ, WHITEHEAD PE. Environmental contaminants and reproductive success of great blue herons *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-87. *Environ Pollu* 1989, **59** : 91-114
- FRIES GF, PAUSTENBACH DJ. Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin-contaminated incinerator Emissions to humans via foods. *J Toxicol Environ Health* 1990, **29** :1-43
- FROMMBERGER R. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish from south west Germany : River Rhine and Neckar. *Chemosphere* 1991, **22** : 29-38
- FURST P, FURST C, GROEBEL W. Levels of PCDDs and PCDFs in food stuffs from the Federal Republic of Germany. *Chemosphere* 1990, **20** : 787-792
- HALLIKAINEN A, VARTIAINEN T. Food control surveys of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans and intake estimates. *Food Addit Contam* 1997, **14** : 355-366
- HARRISON N, GEM MG, STARTIN JR, WRIGHT C, KELLY M, ROSE M. PCDDs and PCDFs in milk from farms in Derbyshire, U.K. *Chemosphere* 1996, **32** : 453-460
- HASHIMOTO S, HYEON-SEO C, MORITA M. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in shellfishes from south coast of Korea. *Chemosphere* 1998, **37** :951-959
- HAYNES D, MOSSE P, OSWALD L. The use of transplanted cultured mussels (*mytilus edulis*) to monitor pollutants along the ninety mile beach, Victoria, Australia-II. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and dibenzofurans. *Mar Pollut Bull* 1995, **30** : 834-839
- JONES KC, SEWART AP. Dioxins and furans in sewage sludges : A review of their occurrence. *Crit Rev Environ Sci Technol* 1997, **27** : 1-85
- LAW FCP, GUDAITIS JA. A preliminary assessment of human health risks due to consumption of fish contaminated by dioxins and furans in the Fraser and Thompson rivers. *Chemosphere* 1994, **28** : 1079-1086
- LE POINT VÉTÉRINAIRE. Toxicologie des ruminants. 1998, vol. 29
- LOGANATHAN BG, KANNAN K, WATANABE I, KAWANO M IRVINE K et coll. Isomer-specific determination and toxic evaluation of polychlorinated/brominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans, polybrominated biphenyl ethers and extractable organic halogen in carp from the Buffalo River, New York. *Environ Sci Technol* 1995, **29** : 1832-1840
- LOONEN H, VAN GC, PARSONS JR, DE VP, GOVERS HAJ. Ecological hazard assessment of dioxins : hazards to organisms at different levels of aquatic food webs -Fish-eating birds and mammals, fish and invertebrates. *Sci Total Environ* 1995, **182** : 93-103

- LORBER M, CLEVERLY D, SCHAUM J, PHILLIPS L, SCHWEER G, LEIGHTON T. Development and validation of an air-to-beef food chain model for dioxin-like compounds. *Sci Total Environ* 1994, **156** : 39-65
- LOWER WR, YANDERS AF, ORAZIO CE, PURI RK, HANCOCK J, KAPILA S. A survey of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin residues in selected animal species from Times Beach, Missouri. *Chemosphere* 1989, **18** : 1079-1088
- MACDONALD CR, NORSTROM RJ, TURLE R. Application of pattern recognition techniques to assessment of biomagnification and sources of polychlorinated multicomponent pollutants, such as PCBs, PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 1992, **25** : 129-134
- MALISCH R. Update of PCDD/PCDF-intake from food in Germany. *Chemosphere* 1998, **37** : 1687-1698
- MCLACHLAN MS. A simple model to predict accumulation of PCDD/Fs in an agricultural food chain. *Chemosphere* 1997, **34** : 1263-1276
- NIIMI AJ. PCBs, PCDDs and PCDFs. In : *Handbook of Ecotoxicology*, Ed. CALOW, P. Blackwell Scientific, Oxford, 1994
- OEHME M, SCHLABACH M, HUMMERT K, LUCKAS B, NORDOY ES. Determination of levels of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, biphenyls and pesticides in harp seals from the Greenland Sea. *Sci Total Environ* 1995, **162** : 75-91
- ONO M, KASHIMA Y, WAKIMOTO T, TATSUKAMA R. Daily intake of PCDDs and PCDFs by Japanese through food. *Chemosphere* 1987, **16** : 1823-1828
- RAPPE C, ANDERSSON R, BERGVIST PA, BROHEDE C, HANSON M et coll. Overview of environmental fate of chlorinated dioxins and dibenzofurans. Sources, levels and isometric patterns in various matrices. *Chemosphere* 1987, **16** : 1603-1618
- ROEDER RA, GARBER MJ, SCHELLING GT. Assessment of dioxins in foods from animal origins. *J Anim Sci* 1998, **76** : 142-151
- RYAN JJ, DEWAILLY E, GILMAN A, LALIBERTE C, AYOTTE P, RODRIGUE J. Dioxin-like compounds in fishing people from the Lower North Shore of the St. Lawrence River, Quebec, Canada. *Arch Environ Health* 1997, **52** : 309-316
- SCHecter A, DELLARCO M, PÄPKE O, OLSON J. A comparison of dioxins, dibenzofurans and coplanar PCBs in uncooked and broiled ground beef, catfish and bacon. *Chemosphere* 1998, **37** : 1723-1730
- SFSP. *L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque*. Collection Santé et Société, n°7, 1999
- SLOB W, OLLING M, DERKS HJ, DE JONG AP. Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows : laboratory and field measurements. *Chemosphere* 1995, **31** : 3827-3838
- STARTIN JR, ROSE M, WRIGHT C, PARKER I, GILBERT J. Surveillance of british foods for PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 1990, **20** : 793-798
- STEPHENS RD, PETREAS MX, HAYWARD DG. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil : chickens as a model for foraging animals. *Sci Total Environ* 1995, **175** : 253-273

VINDEL E, DUHEM K. Dioxines : pollution du lait et des produits laitiers : causes et conséquences. CR journées techniques ADEME « Dioxines : toute la vérité sur une grande peur » Angers, 8-9 juin 1999

VUORINEN PJ, PAASIVIRTA J, KEINANEN M, KOISTINEN J, RANTIO T et coll. The M74 syndrome of Baltic salmon (salmon salar) and organochlorine concentrations in the muscle of female salmon. *Chemosphere* 1997, **34** : 1151-1166

WESP HF, RIPPEN G, FIEDLER H, LAU C, HUTZINGER O et coll. Dioxin mass balance for the city of Hamburg, Germany. Part 3 : Update of food consumption data and human exposure. *Organohalogen Compounds* 1996, **30** : 37-42

WILSON PJ, TILLITT DE. Rainbow trout embryotoxicity of a complex contaminant mixture extracted from Lake Michigan lake trout. *Mar Environ Res* 1996, **42** : 129-134

WINTERS D, CLEVERLY D, MEIER K, DUPUY A, BYRNE C et coll. A statistical survey of dioxin-like compounds in United States beef : a progress report. *Chemosphere* 1996, **32** : 469-478

ZABIK ME, ZABIK MJ. Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin Residue reduction by cooking/processing of fish fillets harvested from the Great Lakes. *Bull Environ Contam Toxicol* 1995, **55** : 264-270

ZACHAREWSKI T, SAFE L, SAFE S, CHITTIM B, DE VAULT D et coll. Comparative analysis of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and dibenzofurans congeners in Great Lakes fish extracts by gas chromatography-mass spectrometry and *in vitro* enzyme induction activities. *Environ Sci Technol* 1989, **23** : 730-735